

1

02

SKOG ▲ FORSK



Aktuelt

fra skogforskningen

Norsk Institutt for skogforskning, Høgskolevn. 12, 1432 Ås
Institutt for skogfag, NLH, Postboks 5044, 1432 Ås

Naturskog i Norge

Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning



Jørund Rolstad, Erik Framstad, Vegard Gundersen og Ken Olaf Storaunet

Forord

Som ledd i arbeidet med å følge opp sektoransvaret for miljø i skogbruket, og i lys av diskusjonen omkring begrepet naturskog i arbeidet med Levende skogs standarder, har Landbruksdepartementet sett det som ønskelig å få utredet nærmere hva naturskog er og hvilke miljøkvaliteter slik skog omfatter. Landbruksdepartementet henvendte seg til Skogforsk og NINA i brev av 18. april 2001 med forespørsel om instituttene kunne utrede og drøfte begrepet naturskog nærmere, innenfor en ramme på 200 000 kr innen utgangen av 2001.

Landbruksdepartementet har bedt om at utredningsarbeidet skal

- *gi en oversikt over hvordan begrepet naturskog brukes i ulike sammenhenger*
- *sammenfatte eksisterende kunnskap om økologi, arter og miljøverdier i slik skog*
- *vurdere hensiktsmessigheten av – og eventuelt gi anbefalinger om – en norsk definisjon av naturskog, så langt som mulig forankret i internasjonal forståelse og relevant skog- og miljøstatistikk*

I tillegg ønsket departementet vurderinger med tanke på mer presise kriterier og indikatorer for naturskog, som eventuelt kan brukes til registrering, kartlegging og overvåking.

Skogforsk og NINA har i samarbeid gjennomført utredningen. Jørund Rolstad, Skogforsk, har vært prosjektleder med overordnet ansvar for koordinering av arbeidet og redigering av utredningen, mens Erik Framstad har vært faglig ansvarlig fra NINA.

Temaet naturskog omfatter et vidt fagfelt. Ressursene og tiden tatt i betraktning, har arbeidet vært basert på eksisterende kunnskap trukket sammen ved litteraturstudier og diskusjoner med utvalgte fagpersoner. Innenfor tidsrammen (og av plasshensyn) har det heller ikke vært praktisk mulig å sammenfatte all tilgjengelig litteratur (litteraturlisten omfatter allerede godt over 200 referanser). Det ble avholdt et prosjektseminar 2. oktober 2001 med deltakelse fra forvaltning, fagmiljøer og interesseorganisasjoner, hvor det ble orientert om planene for utredningsarbeidet og diskutert ulike sider ved begrepet naturskog.

Følgende prosjektdeltakere har hatt hovedansvar for de respektive delene av utredningen:

- Innledning: Jørund Rolstad og Erik Framstad
- Naturskogbegrepet: Vegard Gundersen
- Skogøkologi: Erik Framstad
- Skogshistorikk: Ken O. Storaunet
- Skogstatistikk: Vegard Gundersen og Ken Olaf Storaunet
- Vurderinger og definisjon: Jørund Rolstad og Erik Framstad

Stein Tomter (NIJOS) har bidratt med data til kapitlet om skogstatistikk. Lars Strand, Torbjørn Okstad, Erlend Rolstad, og Ivar Gjerde (alle ved Skogforsk) har lest igjennom tidligere versjoner av rapporten og gitt verdifulle kommentarer i ulike faser av prosessen. Camilla Baumann (Skogforsk) har administrert prosjektet og arrangert prosjektseminaret. I slutfasen ble et utkast til rapporten sendt til en rekke institusjoner og organisasjoner for faglige kommentarer. Vi takker følgende personer for rask tilbakemelding: Odd Reidar Fremming og Magnar Hesjadalen (Høgskolen i Hedmark), Terje Blindheim (Siste Sjanse), Rune Aanderaa (SABIMA), Anne Sverdrup-Thygeson (NORSKOG), Rolf Anker Ims (Universitetet i Tromsø / Univeritetet i Oslo), Nigel G. Yoccoz (NINA-Tromsø), Sigmund Hågvar (Norges Landbrukshøgskole / Norges Naturvernforbund), Jogeir Stokland og Stein Tomter (NIJOS), Arnodd Håpnes (WWF), Asbjørn Solås (Miljøverndepartementet), Nils Bøhn (Norges Skogeierforbund), Ellen Arneberg (Direktoratet for Naturforvaltning), og Lars Helge Frivold (Norges Landbrukshøgskole). Kommentarene har vært svært nyttige og klargjørende under ferdigstillingen av rapporten, men det har ikke vært mulig å etterkomme alle forslag og ønsker i detalj. Gjenstående feil og mangler står følgelig på forfatternes regning.

Ås og Oslo, 25. februar 2002

Jørund Rolstad

Erik Framstad

Sammendrag

ROLSTAD, J., FRAMSTAD, E., GUNDERSEN, V. & STORAUNET, K. O. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi, og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. - *Aktuelt fra skogforskningen 1-2002. 1-53.*

Begrepet naturskog blir ofte brukt i skogbruk-, friluftsliv- og naturvern-sammenheng. Gjennom et opprop har mange forskere og fagpersoner oppfordret skogbruket til å avstå fra hogst i naturskogområder (Arbeidsgruppen for miljøorganisasjoner i Norge, 1998), og begrepet inngår i Levende skogs standard for biologisk viktige områder (Levende skog 1998). Skogmeldingen (Stortingsmelding nr 17, 1998-99) signaliserer at det kan være aktuelt å sette i verk en nærmere kartlegging av naturskogarealer, men etterlyser en definisjon som kan gi begrepet et konsistent og praktisk rettet innhold. På denne bakgrunnen har Landbruksdepartementet gitt Skogforsk og NINA i oppdrag å (1) gi en oversikt over hvordan begrepet naturskog brukes i ulike sammenhenger, (2) sammenfatte eksisterende kunnskap om økologi, arter og miljøverdier i slik skog, og (3) vurdere hensiktsmessigheten av – og eventuelt gi anbefalinger om – en norsk definisjon av naturskog, så langt som mulig forankret i internasjonal forståelse og relevant skog- og miljøstatistikk. I tillegg ønsket departementet vurderinger når det gjelder mer presise kriterier og indikatorer for naturskog, som eventuelt kan gi grunnlag for registrering, kartlegging og overvåking.

En gjennomgang av begrepet naturskog avdekker en rekke ulike tilnærminger og definisjoner. Oppsummert framstår naturskog som et kvalitativt uttrykk for skog som relativt sett er lite påvirket av mennesker, dvs skog der naturlige økologiske prosesser er dominerende. Naturskog blir ofte brukt som motsats til kulturskog, der de økologiske prosessene i stor grad er modifisert av menneskelig aktivitet, i første rekke skogbruk. En sammenfatning av eksisterende kunnskap om økologi, arter og miljøverdier viser at urørt eller lite påvirket skog omfatter et bredt spekter av skogtilstander avhengig av skogtype og naturgitte suksesser og forstyrrelser. En gjennomgang av den historiske utnyttelsen av skogarealene viser at en stor del av skogarealet er sterkt påvirket av mennesker. Likevel har skogen i Norge i dag en betydelig grad av naturlige strukturer og sammensetninger. Skogstatistikken viser at det er gradvise strukturelle overganger fra kulturskog til naturskog, og det er således ikke funnet faglig grunnlag for å sette en konsistent grense som entydig skiller disse to fra hverandre. Arealomfanget av naturskog vil følgelig avhenge av hvor strenge krav til naturlighet, eller urørhet, som legges til grunn.

Det foreligger allerede flere definisjoner på hva naturskog er, basert på ulike sett av kriterier og intensjoner. Basert på gjennomgangen og diskusjonen i denne utredningen foreslås følgende generelle definisjon lagt til grunn for begrepet naturskog i Norge: *Naturskog er skog framkommet ved naturlig foryngelse av stedegent genmateriale. Menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller er utført på en slik måte, at skogens naturlige struktur, sammensetning, og økologiske prosesser ikke er endret i vesentlig grad.* Denne definisjonen ligger nært opptil de definisjonene som allerede er brukt i nordisk sammenheng, i arbeidet med barskogverneplanen, og som er skissert i Skogmeldingen. Den foreslåtte definisjonen er generell i formen, og det er ikke funnet faglig konsistente terskelverdier for hva som er vesentlige avvik fra en naturlig struktur, sammensetning og dynamikk. En eventuell registrering av naturskog krever følgelig at man ut fra normative (politiske) verdiløstninger fastlegger hvilke krav til urørhet, eller andre egenskaper ved skogen, som skal legges til grunn for kartleggingen (f.eks. 5% minst påvirkete områder, eller en viss andel av lite påvirket gammelskog).

Rapporten diskuterer i hvilken grad det er mulig og hensiktsmessig å utlede mer presise kriterier og indikatorer for å registrere, kartlegge og eventuelt forvalte og overvåke naturskog i Norge. Skoglige strukturer er best egnet til dette formålet, men dersom alle typer og suksesser av naturskog skal dekkes, vil det kreve et omfattende system av kriterier og indikatorer. Dette kan baseres på eksisterende registreringsopplegg (f.eks. MiS og Nøkkelbiotoper), men det stilles spørsmål om hvor hensiktsmessig et slikt system vil være, tatt i betraktning av allerede eksisterende registreringsopplegg.

Store sammenhengende arealer med lite påvirket skog er imidlertid sjeldent i Norge. Denne ressursen kan på grunn av dens sjeldenhet og størrelse registreres ved hjelp av enkle indikatorer, der det legges større vekt på landskapsøkologi og naturlige forstyrrelsesregimer enn på strukturelle detaljer i de enkelte skogbestand. Dette kan åpne for naturnær skogskjøtsel og ekstensiv ressursutnyttelse. Større urørte områder berører et bredt sett av verdier knyttet til skog, og det vil være naturlig å se områdene i sammenheng med internasjonale definisjoner av villmark og områder med spesielle friluftverdier.

J. Rolstad, Norsk institutt for skogforskning, Høgskoleveien 12, 1432 Ås (jorund.rolstad@skogforsk.no)

E. Framstad, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 736, Sentrum, 0105 Oslo (erik.framstad@nina.no)

V. Gundersen, Norsk institutt for skogforskning, Fanafalten 4, 5244 Fana, Bergen (vegard.gundersen@skogforsk.no)

K. O. Storaunet, Norsk institutt for skogforskning, Høgskoleveien 12, 1432 Ås (ken.storaunet@skogforsk.no)

Innhold

1	Innledning.....	5
2	Naturskog – bruk av begrepet i norsk, nordisk og internasjonal sammenheng.....	6
2.1	Hvordan kan begrepet "naturlig skog" forstås?.....	6
2.2	Naturskogbegrepet.....	8
2.3	Noen internasjonale begreper knyttet til naturskog.....	18
2.4	Hovedtrekk ved definisjoner av naturskog og tilknyttede begreper.....	22
3	Skog underlagt naturlig dynamikk – økologi, arter, miljøverdier.....	23
3.1	Hva skaper naturlig dynamikk i skog?.....	23
3.2	Viktige habitatelementer og bestandsegenskaper i naturskog.....	26
3.3	Viktige skogtyper og biotoper i naturskog.....	28
3.4	Artsmangfold og genetisk mangfold i skog underlagt naturlig dynamikk.....	30
4	Bruk av skogen – en historisk gjennomgang.....	32
5	Skogstatistikk.....	36
6	Naturskog – en vurdering av definisjon og praktisk bruk i skog- og miljøforvaltning.....	41
6.1	Kriterier for naturskog.....	42
6.2	Skogens areal.....	44
6.3	MiS, nøkkelbiotoper, verneplaner, og internasjonal rapportering.....	44
6.4	Norsk definisjon på naturskog.....	45
6.5	Naturskogbegrepet i praktisk bruk.....	46
7	Referanser.....	47

1 Innledning

Opp gjennom historien har menneskers utnytting av skogen i Norge gjennomgått ulike faser der etterspørsel etter ulike produkter, teknologi og holdninger har vært med på å bestemme påvirkningens omfang og karakter. I de siste 100 årene er det i hovedsak produksjon av trevirke til industrien som har vært dominerende. Dette er av mange blitt sett på som negativt i forhold til biologisk mangfold og menneskers opplevelsesverdier. To forhold, som ofte blir glemt, spiller en avgjørende rolle for hvordan man skal vurdere effektene av dagens skogbruk. Det første er at skogen i Norge har vært påvirket av mennesker i betydelig grad og over lang tid. Det andre er at skogen jevnlig har blitt hjemsoekt av ulike former for naturlige forstyrrelser, som i vesentlig grad har forandret skogbildet i mange etterfølgende år. Skogen i Norge er i dag så påvirket av menneskers historiske bruk at det ikke lenger finnes genuin urskog av en viss størrelse. Imidlertid finnes det også enkelte skogstrakter som er så lite påvirket av skogbruk i nyere tid at de har en betydelig grad av naturlig skogstruktur og sammensetning. Skogøkologi og effektene av moderne skogbruk er belyst gjennom flere forskningsprogrammer i inn- og utland de siste tiårene (se f.eks. Solbraa 1996, Hansson 1997, Walls et al. 1999). På grunn av den omfattende påvirkningen av norske skoger er det imidlertid vanskelig å sammenligne forholdene i dag med hvordan det ville vært i en urørt skog. Fordi vi mangler urørte referanseområder, må vi i stor grad basere oss på historiske kilder og sammenlignende studier fra nordlige deler av Russland og Nord-Amerika for å danne oss et bilde av skog under naturlig dynamikk.

Det har over flere år vært en utvikling i samfunnets mål for skogpolitikken, fra et nokså ensidig fokus på å ivareta skogen som produksjonsressurs for trevirke til mer allsidige mål knyttet til bærekraftig utvikling. I Skogmeldingen (Stortingsmelding nr 17, 1998-99) har Landbruksdepartementet trukket opp perspektiver på ivaretagelse av flersidige mål for skogpolitikken og hvordan en bærekraftig skogproduksjon kan kombineres med miljøhensyn. I Stortingsmelding nr 42 (2000-2001) om biologisk mangfold trekkes det opp retningslinjer for hvordan de ulike samfunnssektorene skal ivareta hensynet til biologisk mangfold. For skogsektoren medfører dette et selvstendig ansvar for å identifisere og møte de miljøutfordringene som følger av næringsvirksomhet i skog.

Samfunnet har en rekke virkemidler tilgjengelig for å ivareta hensynet til miljøet og folks allsidige interesser i skogen. Disse kan grupperes i to hovedkategorier: (1) vern av skogområder etter naturvernloven, eller (2) ulike tiltak for å sikre en mer miljøvennlig næringsvirksomhet knyttet til skogarealene. Vern etter naturvernloven representerer et effektivt, men lite fleksibelt virkemiddel som krever klare behov for bevaring av nasjonale naturverdier i de aktuelle områdene og som fører til sterke restriksjoner på økonomiske aktiviteter innenfor det vernet arealet. Bruk av naturvernloven vil vanligvis være begrenset av

politisk vedtatte arealrammer, så vel som av de enkelte objektenes egnethet med hensyn til areal, arrondering og intern konsistens i forhold til verneformålet. De gjennomførte og vedtatte verneplanene for skog i Norge dekker til nå ca 1% av Norges produktive skogareal. I begynnelsen av 2002 skal det gjennomføres en evaluering av i hvilken grad dagens vern av skog er tilfredsstillende i forhold til vedtatte målsettinger for slikt vern. Det er imidlertid stor enighet om at vern av noen få prosenter av produktiv skog etter naturvernloven generelt er utilstrekkelig som virkemiddel for å bevare biologisk mangfold i norske skoger.

Virkemidler som kan ivareta en mer miljøvennlig næringsutøvelse, dekker et vidt spekter. Dels dreier det seg om lover og forskrifter som sier noe om hvordan ulike næringsaktiviteter i skog skal foregå, bl.a. for å ta nødvendige miljøhensyn. Dels omfatter de ulike økonomiske styringsmidler som tilskudd eller avgifter for å sikre et godt sammenfall mellom samfunnets og enkeltutøveres interesser. Endelig vil ulike former for informasjon og veiledning bidra til å høyne næringsutøvernes kunnskaper slik at de står bedre rustet til å vurdere miljøkonsekvenser av sin virksomhet og til å foreta riktige valg. Et sentralt element for å sikre et mer miljøvennlig og bærekraftig skogbruk er kriterier og standarder for ulike typer miljøhensyn, slik som det er utviklet gjennom prosjektet Levende skog vis a vis miljøsertifisering (Levende skog 1998).

I forbindelse med virkemidler for å sikre miljøvennlig skogbruk (enten ved offentlige tiltak eller sertifisering) vil et viktig element være å ta vare på gjenværende skog som har kvaliteter karakteristisk for skog som er lite påvirket av mennesker. Dette kan dreie seg om kvaliteter som tre- eller bestandsalder, skogstruktur, artsmangfold eller liten påvirkningsgrad. Skog som har oppstått spontant og som ikke har vært utsatt for menneskelig påvirkning, kan betraktes som urskog. Skog som i vesentlig grad har beholdt sine naturlige egenskaper (uansett hvordan vi karakteriserer disse), men som likevel har blitt så påvirket at en betegnelse som urskog er urimelig, kan vi kalle naturskog. Slik skog kan være interessant å vurdere ved miljøvennlig skogforvaltning. Det har imidlertid vist seg å være vanskelig å identifisere, karakterisere og avgrense slik skog på en entydig og konsistent måte. Dessuten vil ofte ulike aktører definere og vektlegge naturskogens karaktertrekk forskjellig.

Landbruksdepartementet omtalte i Skogmeldingen (Stortingsmelding nr 17, 1998-99) spørsmål knyttet til arealandelen med gammel, urørt skog og de miljøkvaliteter slik skog inneholder. Bakgrunnen for dette var behovet for data i internasjonal rapportering og den generelle oppmerksomheten begrepet naturskog har fått de senere årene, bl.a. gjennom et forskeroppdrag om bevaring av naturskog (Arbeidsgruppen for miljøorganisasjoner i Norge, 1998), og gjennom Levende skog-arbeidet og oppfølgingen av de standarder Levende skog kom fram til (Levende skog 1998).

På denne bakgrunnen har Landbruksdepartementet ønsket å utrede nærmere hvordan begrepet naturskog kan beskrives og eventuelt brukes i praktisk forvaltning. Landbruksdepartementet har derfor gitt Skogforsk og NINA et oppdrag med mandat å

- gi en oversikt over hvordan begrepet naturskog brukes i ulike sammenhenger
- sammenfatte eksisterende kunnskap om økologi, arter og miljøverdier i slik skog
- vurdere hensiktsmessigheten av – og eventuelt gi anbefalinger om – en norsk definisjon av naturskog, så langt som mulig forankret i internasjonal forståelse og relevant skog- og miljøstatistikk

I tillegg ønsket departementet vurderinger når det gjelder mer presise kriterier og indikatorer for naturskog, som eventuelt kan gi grunnlag for registrering, kartlegging og overvåking.

I utredningen tas utgangspunkt i en modell for naturlig dynamikk i boreal skog, slik vi kan tenke oss denne ut fra kunnskap om dynamikk i lite berørt skog i den boreale skogsone vest for Uralfjellene. Ved å legge an et landskapsperspektiv på skog under naturlig dynamikk gis et bilde av hva slags skogstruktur, økosystemer og arter som bør kunne sies å kjennetegne naturskog. Ut fra dette drøftes ulike sider ved begrepet naturskog og hvordan dette eventuelt kan defineres i forhold til praktisk bruk.

Mål for utredningen vil følgelig være å

- gi en oversikt over bruken av begrepet naturskog blant ulike interessenter
- gi en oppsummering av hovedtrekkene ved skog under naturlig dynamikk og de karaktertrekk med hensyn til arter og biotoper som kan følge av slik dynamikk
- skissere noen hovedtrekk ved menneskets historiske bruk av skogen i Norge
- vise noen tall for dagens skogtilstand som kan bidra til å belyse hvordan omfanget av naturskog vil kunne framstå ut fra ulike kriterier
- drøfte ulike kriterier og mulig definisjon på naturskog, samt diskutere i hvilken grad mer presise indikatorer kan utledes med tanke på registrering og overvåking

En viktig side ved denne utredningen er å drøfte ulike tilnærminger til begrepet naturskog og hvordan et slikt begrep eventuelt kan defineres. Et forslag til definisjon av naturskog er gitt mot slutten av utredningen. Underveis brukes derfor en arbeidsdefinisjon på naturskog, forstått som skog preget av naturlig dynamikk og økologiske egenskaper, selv om slik skog har vært utsatt for ulike former for menneskelig påvirkning.

2 Naturskog – bruk av begrepet i norsk, nordisk og internasjonal sammenheng

2.1 Hvordan kan begrepet "naturlig skog" forstås?

Med begrepet "naturskog" får vi umiddelbart inntrykk av at vi har med en naturlig skogsituasjon å gjøre, men hvordan skal vi forstå "naturlig" i denne sammenhengen? I litteraturen legges det vidt forskjellige forutsetninger til grunn for hva som er naturlig vegetasjon. Det kan oppfattes som vegetasjon som er opprinnelig og som har oppstått og utviklet seg ut fra naturgitte forutsetninger, uten påvirkning fra mennesker. Hvis skogene har hatt en slik tilstand over svært lang tid, kan man betegne skogen som urskog (DN 1988). Et annet utgangspunkt ville være å sette naturlig i sammenheng med det som kommer fra naturen, f.eks. knyttet til landbaserte primærnæringer. Da vil også kulturlandskapet kunne oppfattes som naturlig (Peterken 1996). Til slutt kan naturlig vegetasjon brukes i motsetning til kulturbasert, dvs dyrket eller spesielt tilrettelagt, vegetasjon. I urban sammenheng kan naturlig vegetasjon f.eks. sees som en motsats til menneskeskapte parker og andre grøntanlegg, og begrepet naturlig vil kunne brukes om alle skogarealer i og rundt byen. Uttrykket naturlig vegetasjon kan både referere til noe *absolutt* – en absolutt urørt skog (urskog) – eller til noe *relativt* – tett ungskog er mer naturlig enn en park.

Det engelske ordet *naturalness* har sine norske synonymer i opprinnelighet eller naturlighet. *Natur* stammer fra det latinske ordet *nascere* – gjenfødelse – som i prinsippet refererer seg både til *opprinnelighet* og *potensiale for utvikling*. Overført til skog vil både helt urørt opprinnelig skog og det utviklede pastorale skoglandskapet kunne falle inn under naturbegrepet; mennesket blir jo i mange sammenhenger betraktet som en del av naturen (Hegge 1993). Begrepet naturskog kan gis en klar og streng definisjon, f.eks. ved fravær av all menneskelig aktivitet i all tid. Men få, om noen, skogarealer tilfredsstillende en slik streng forståelse av begrepet. Direkte er de aller fleste skoger influert av hogst eller annen utnytting i historisk tid, om ikke annet enn av et bål fra en ensom jeger. Ser man skogen i en større skala vil den være influert av de omkringliggende skogene, som ofte i større grad er kultivert, f.eks. ved spredning av frømateriale fra plantete skoger. I nasjonal eller internasjonal skala vil skogen også være påvirket av langtransporterte luftforurensninger og klimaendringer.

Menneskelig påvirkning på skogøkosystemet i tid og rom har skapt grunnlag for diskusjon om hva som er det naturlige (jf debatt i tidsskriftet *Conservation Biology*: Angermeier 1994, 2000, Hunter 1996, 1997a, Comer 1997, Haila 1997). Går det an å tenke seg naturen uten mennesket? Naturlighet er et hyppig brukt begrep i økologien og bevaringsbiologien, og det er ofte relatert til primitive samfunn eller urbefolkningens samspill med naturressursene (Hunter 1996). Hunter (1996) mener at spørsmål knyttet til naturlighet er

problematiske, men at generelle mål i bevaringsbiologien kan bygge på å definere økosystem langs en kontinuerlig gradient mot det helt urørte. Haila (1997) og Comer (1997) fokuserer på problemet med å skille naturlige fra menneskeskapt egenskaper, og de mener at selve dualiteten har liten nytteverdi for å nå målsettingen om vern av natur og bevaring av biologisk mangfold. Alle menneskelige aktiviteter må i følge dem betraktes som naturlige. Angermeier (2000) mener at bruk av teknologi gjør menneskelige aktiviteter til unaturlige, og at graden av naturlighet i økosystemet kan bestemmes objektivt. Et praktisk perspektiv på menneskets rolle i skogøkosystemene, knyttet til hva slags spor av menneskelig aktivitet som enkelt kan oppdages ved registreringer, synes å ligge til grunn i en nylig rapport for kartlegging av større naturskogområder i Russland (Yaroshenko et al. 2001). Her er alle menneskelig inngrep med opphav før det industrialiserte skogbruket startet på 1920-tallet (med unntak av permanente bygninger og infrastruktur) klassifisert som del av menneskets naturlige samspill med skogøkosystemene, selv inngrep som svedjebruk og omfattende dimensjonshogst de siste 200 årene.

Målet for å bevare natur deles ofte i to hovedsyn: (1) å bevare det opprinnelige, med sine spesielle kvaliteter i form av skogbilde, biologisk mangfold etc, så langt som mulig, eller (2) som forbilde for forvaltning av en ressurs for økonomisk utvikling. Disse to hovedsynene på naturskog; *bevaringsideal* og *forbilledlig ideal* kan gjenspeiles i henholdsvis miljø/naturvern og skogbruk. En definisjon av naturlighet, der naturen er viktigste inspirasjon og forbilde for menneskelige aktiviteter, har en lang historie, også som ideskaper for framveksten av systematisk skogskjøtsel. Et eksempel kan være at *naturlig foryngelse* skjer ved stedegent frø, men systematisk skogskjøtsel kan "hjelp" naturen ved å skape glenner og bedre spireforholdene. *Naturlig skogdynamikk* skal ikke underlegges slike intensjoner. Dette viser videre at naturlighet kan være både en verdi å verne eller en tilstand å etterligne.

Dersom begrepet naturlig skal ha en praktisk funksjon, må man kunne skille mellom naturlige og menneskeskapt egenskaper ved skogøkosystemet. I bevaringsbiologien finner vi bare unntaksvis forslag til konkrete kriterier for hva som er naturlig (Anderson 1991). En vurdering av naturlighet må ta utgangspunkt i ulike skalanivåer. Man kan spørre seg om et format hagetre av bøk er en naturlig del av bøkpopulasjonen (kultivert versus viltvoksende), om populasjonen av platanlønn er en naturlig del av skogsamfunnet (innført versus hjemlig), eller om granskogsamfunnene er naturlige skogsamfunn på Vestlandet (planting versus selvsåing). Det finnes ingen entydige svar på slike spørsmål. Likevel er det klart at menneskets produksjonsmål for utnyttelse av økosystemene ved hjelp av teknologi ofte blir sett på som en motsats til bevaringsbiologi. Poenget er at anvendelse av moderne teknologi for å nå produksjonsmål vanligvis vil føre til andre og raskere endringer av miljøforholdene enn

naturgitte og tradisjonelle menneskelige påvirkninger på naturen (selv om også naturen selv kan by på drastiske endringer i form av vulkanutbrudd, meteornedslag o.l.).

Spørsmålet er om begrepet "naturlighet" er hensiktsmessig i forskning og praktisk forvaltning. De fleste aksepterer at bruk av moderne teknologi avviker fra naturlige (og tradisjonelle menneskelige) påvirkninger, fordi kapasiteten til å endre økosystemene mangedobles (Hunter 1997a, Angermeier 2000). Alternative mål for hva som er naturlig, kunne ha vært for eksempel strukturelle karakteristika som skogens innhold av biologisk mangfold eller skogens produksjon i vid forstand. Her er problemet imidlertid at man isolerer enkelte egenskaper, og det har vist seg vanskelig å definere mål som omfavner mer enn slike enkeltparametre (Angermeier 2000). I praksis er urørthet blitt et viktig kriterium i vernearbeid så vel som i konsekvensanalyser, spesielt knyttet til tekniske inngrep i urørte områder (NOU 1983a, Berg 1996). Områder som er uberørt av tekniske inngrep (inngrepsfrie naturområder) som skogsbilveier, kraftledninger, hytteutbygging o.l., er etter hvert blitt en så knapp ressurs at det er stor fokus på å sikre de resterende forekomstene (NOU 1980, 1986, Bruun 1999).

For å nå målet om bevaring av biologisk mangfold innenfor skogbruket, har det i det siste tiåret vært stort fokus på naturnær skogskjøtsel (Hunter 1990, Frivold 1991a, Angelstam et al. 1993, Fries et al. 1997, Hansson 1997, Parviainen 1999, Björse 2000). Ideen bak disse målsetningene er at man gjennom skogskjøtsel skal etterligne naturskogens dynamikk. Men hva er naturlig dynamikk i et historisk perspektiv? En stor del av forskningen knyttet til naturnær skogskjøtsel er konsentrert om å finne et felles referansegrunnlag, et forbilledlig ideal for skogskjøtselen. Kunnskapen som har kommet fram fra denne og annen historisk forskning, er at svært mye av skogene er hardt utnyttet og sterkt påvirket av mennesker over lang tid. Derfor er det også en oppfatning at naturlighet opptrer kontinuerlig langs en skala fra skog helt urørt av menneskelige aktiviteter, til helt menneskeskapt genmodifiserte og intenst skjøttete skoger. Slik sett blir naturlighet i stor grad et relativt begrep. Vi trenger ikke å definere akkurat hvor "naturlig" begynner eller ender på skalaen, men sier heller at denne skogen er mer naturlig enn den vi har der borte. For å sitere Peterken (1996):

... it is more useful to regard naturalness as a continuous variable, ranging from completely natural (100% natural) to completely artificial (0% natural). Since few woods are completely natural and even the most vigorously managed spruce plantation contains some wildlife, all real woods are in some sense semi-natural (say, 5-95% natural)."

2.2 Naturskogbegrepet

2.2.1 Naturskog i Norge

Ordet naturskog er brukt i mange sammenhenger opp gjennom historien. Ordets innhold og betydning har imidlertid forandret seg med rådende natursyn og samfunnsutvikling. De siste tiårene kan vi si at skogbrukets næringsvirksomhet har stått overfor to viktige hovedutfordringer; det ene er hensynet til naturopplevelse og friluftsliv, det andre er forholdet til bevaring av biologisk mangfold. Gjennomgangen under vil vise at bruken av naturskog startet innenfor skogbrukets egen tradisjon på slutten av 1800-tallet, men har senere hatt størst betydning i forhold til friluftsliv og biologisk mangfold.

Bruk av naturskog i skogbrukssektoren

De første nedtegnelsene av ordet naturskog finner vi i vitenskapelige forstpublikasjoner fra siste halvdel av 1800-tallet. Ordet *urskog* var likevel et vanligere uttrykk på den tiden (Krag 1887, 1889, Geelmuyden 1989a) og ble definert som; "*I Urskoven, der er fri for Menneskets forstyrrende Ingreb,...*" (Skogvännen 1877). Naturskog ble brukt synonymt med urskog. Vi kan gjengi innledningsavsnittet hentet fra en veiledning om skogpleie i Skogvogteren:

*"Faar Trærne voxte frit og leve **Urskogens** ubundne Liv, vil de altid finde rigelig Næring og med Tiden omdanne ugunstige Vextpladse til gode. Dette frie Liv er imidlertid en stadig kamp om Næring, Lys og Rum, og i denne vil de svage Individder bukke under og vige Pladsen for de stærkes Ret til Udvikling og Forplantning. Naar Skogen er taget under Øxens Behandling, fører den en anden Tilværelse og er ikke i samme Grad som tidligere underkastet Naturens Ligevevtslove. Den er da **Kulturskog** og som saadan maa kunstig Røgt og Pleie træde istedetfor den forhen naturlige Skjøtsel. Øx og Sag maa her regulere Skogens Vextliv og lette Trærnes Kamp om Plads, Lys og Næring. Med jo større Omtanke Skogen pleies, desto raskere vil de gavnlige Følger heraf spores, og med fornøden Omhu vil man kanske opnaa en endnu rigere Afkastning end den, **Naturskogen** kunde yde."* (Dahll 1900, vår uthevnig).

Dette sitatet viser at begrepene kulturskog, naturskog og urskog allerede fantes ved forrige århundreskifte. Naturskogens dynamikk var på den tiden den viktigste inspirasjonskilde for skogpleien. Det er også like klart at naturen måtte "hjelpes" for å øke avkastningen. Grunnene til dette forbilledlige synet på naturskogen må sees i en historisk sammenheng. Skogene var på 1800-tallet utarmet av mer enn 400 år med plukkhogster og dimensjonshogster. Forstmenn så med egne øyne hvordan rovhogstene hadde undergravd skogens produktivitet. Systematisk skogskjøtsel skulle være et botemiddel for å bygge opp igjen skogressursene. Dette skjedde samtidig med at Norge skulle bygge opp sin nasjonale identitet, og skogene var et viktig nasjonalt symbol (Geelmuyden 1989a). Nasjonalromantikkens uttrykk i kunst og samfunn

fokuserte nettopp på et harmonisk samspill mellom menneske og natur. Skogbruket startet i denne perioden en bevegelse fra ren høstingstradisjon (dimensjonshogst) til systematisk skogpleie innenfor blednings-tradisjonen (Børset 1986, Andreassen 1994). Det må sies at selv om naturskogen var forbilledlig, ble det gjentatte ganger påpekt at man tvilte på om det fantes urskogområder igjen i Norge (Krag 1887, Barth 1913, 1938, Lie 1923, Opsahl 1933). Vi kan nevne at botanikeren og skogforskeren Oscar Hagem skrev en artikkel der han påpekte behovet for å frede større områder med urørt skog. Hovedgrunnen til dette var at man i den urørte skogen kunne studere skogens naturlige prosesser med hensyn på trærnes frøsetting, selvsåing og spiring (Hagem 1916). Følgende sitat fra Agnar Barth viser at urskog/naturskog er sjeldent i Norge:

"Den tid er imidlertid længst forbi da vi i de større skogdistrikter kunde tale om urskog eller storskog. Skogene er nok hugget mangfoldige ganger igjennom siden dengang saa godt som overalt i det søndenfjeldske Norge ihvertfald og nok nordenfjelds med. Nu er man i vore største skogdistrikter kommet over til den anden ytterlighet. Nu taales der snart ikke i dette land at se et træ over 7 eller 8 toms topmaal, hvad enten det vokser godt eller daarlig. Der hugges og tyndes, og dimensjonene gaar stadig væk ned." (Barth 1916).

Naturskogens forbilledlige ideal for skogskjøtselen levde videre langt inn på 1900-tallet. Naturskog var i denne sammenheng et hyppig brukt ord under debatten som raste i perioden etter at Barth (1916) skrev sin velkjente artikkel *Norges skoger med stormskridt mot undergangen*. Diskusjonen dreide seg om hvilke rådende driftsformer skogbruket skulle satse på i framtiden; blednings- eller bestandsskogbruk. Noen eksempler på innlegg i debatten kan være Barth (1913) sitt kapittel om "kulturskogens og naturskogens gjensidige beskaffenhet" og Opsahl (1933) sitt kapittel om "Naturskogens skogformer". Bledningshogsten i sin mest ideelle form fikk liten betydning i norsk skogbruk. Plukkhogsten ble drevet mer eller mindre som før, men den rendyrkede dimensjonshogsten ble forbudt ved lov tidlig på 1930-tallet. I stedet ble det satset på gruppehogst og skjermstillingshogst, en slags overgang til det moderne bestandsskogbruket. Debatten stilnet av etter den andre verdenskrig, og bestandsskogbruket tok over som rådende driftsform. Med dette forsvant ordet naturskog mer eller mindre fra skogbrukets terminologi. Ordet naturskog ble på et tidlig stadium brukt for å betegne de naturlig sådde skogene på Vestlandet (Byrkjeland 1941). Vi finner også igjen skillet mellom naturbestand og kulturbestand i Skinnemoen (1969). Naturskog er her og senere i første rekke knyttet opp mot at skogen er fornyet ved selvsåing, eller det vi kaller naturlig foryngelse. I sin ytterste konsekvens er all skog som har sin opprinnelse i naturlig foryngelse, definert som naturskog. Naturskog er i denne sammenheng definert som alle andre skoger enn de plantete barskogene, unge eller gamle (bl.a. NOU 1989).

Asheim (1978) gir en utfyllende beskrivelse av det han mener er forskjellene mellom naturskogbruk og kulturskogbruk, og skillet mellom dem er historisk betinget. Naturskogbruk er knyttet til rent høstingskogbruk i perioden fram til 1870-tallet, mens det var en glidende overgang til kulturskogbruk som er flateskogbruk i sin rendyrkede form. De viktigste kjennetegnene til naturskog er i følge Asheim (1978): lang omløpstid, lav tømmerproduksjon, og et skogbilde som endrer seg lite over tid. Når han diskuterer skjøtsel av naturskog, er det i første rekke knyttet opp mot det visuelle skogbilde, klart hentydet til konflikten mellom friluftsliv og skogbruk på 1970-tallet. Ordet naturskog beskrives synonymt med eventyrskog eller skog for naturopplevelse, som jo i stor grad sammenfaller med naturskogen i nasjonalromantikken tid på 1800-tallet.

Okstad (2001) foreslår at det i skogloven defineres to forvaltningsregimer, henholdsvis et naturskog- og et kulturskogregime. Som naturskog betegnes alle arealer som forvaltes etter naturvernlovens landskapsvernregime, etter skoglovens verneskogregime, og etter et naturskogregime definert etter nærmere bestemte kriterier. I følge Okstad er naturlig foryngelse, gruppehogster, nøkkelbiotoper og død ved de viktigste kriteriene som det bør legges vekt på i slike tilfeller.

Bruk av naturskog innen friluftsliv

Naturskog fikk en annen betydning med den såkalte Nordmarka-saken på 1970-tallet. Friluftslivet organiserte protester mot i første rekke vegbygging og flatehogster i byskogene. Det var en oppfatning av at naturskogen, den gamle plukkhogde skogen, hadde opplevelseskvaliteter som bestandsskogbruket ikke ivaretok. Det er viktig å merke seg at naturopplevelsen i naturskogen allerede sto sterkt blant våre første utdannede forstmenn på midten av 1800-tallet. Med forstmester og eventyrforteller Peter Christen Asbjørnsen i spissen, var det sterk fokusering på at skogpleien også skulle strebe mot å skape tiltalende skogstrukturer (Asbjørnsen 1855, Liestøl 1947). Også en annen kjent forstmann, J. B. Barth, hadde klare formeninger om hvordan skogskjøtselen ville forskjønne skog og landskap (Skinne 1979). Det nye ved Nordmarka-konflikten var at publikum, allmennheten, ønsket endringer i skogbrukets driftsmetoder, og spesielt behandlingen av den hogstmodne skogen. Flere tilgrensende ord og uttrykk ble brukt for å betegne denne skogen; *naturmiljø*, *gammelskog*, *urørt skog*, *urskog*, og *naturskog* (Gundersen et al. upubl.). Det var nok en gjengs oppfatning på 1970-tallet, spesielt blant turfolk, at det fortsatt fantes urskogområder i Norge. Dette er trolig en av grunnene til at turfolket opplevde kontrastene så store når de gamle skogene ble avvirket. Det finnes omlag 25 undersøkelser i Norge som har kartlagt turfolks preferanser for opplevelserike skoger (Aasetre 1992, Gundersen et al. upubl.). Undersøkelsene viser at folk har en sterk preferanse for den gamle skogen: store trær, sjiktet struktur og treslagsblanding. Synlige inngrep er ofte forbundet med noe

negativt. På generell basis gir dette grunnlag for å si at naturskogen representerer et *urørt ideal* for friluftslivet (Geelmuyden 1989b, 1999).

Friluftslivsverdiene i landskapet er av kvalitativ art, og følgelig vanskelig å kvantifisere. Det er mange ulike fagområder med ulik metodikk som forsøker å tilnærme seg problematikken knyttet til hvordan man skal forvalte og skjømte skogene til friluftslivets beste. I forhold til naturskog er det to hovedkategorier av skog som er aktuelle å diskutere: eldre skog nær byer og tettsteder, og villmarksområder.

I forhold til bynære skoger har det de siste 30 årene vokst fram et nytt internasjonalt fagfelt, kalt *urban forestry* eller *bynært skogbruk* (Forrest et al. 1999). Det er sammensatte målsettinger ved forvaltningen av byskogene, men målsettinger knyttet til vegetasjonens opprinnelighet og naturlighet går igjen i argumentasjonen som brukes (Gundersen et al. upubl.). Det er gjennomført mange undersøkelser som omhandler naturskog i Osloområdet, knyttet opp mot bevaring av biologisk mangfold eller turfolkets naturopplevelse (bl.a. Bendiksen 1994, Haakenstad 1972, Lind et al. 1974). Osloområdet, og spesielt Oslo kommuneskoger, er i dag underlagt en form for naturnær skjøtsel, som blant annet innebærer suksessive hogster og kontinuerlige overganger mellom bestandene. Dette eksemplet viser at naturskog for friluftslivet i byskogene er knyttet opp mot at skogen skal bevare sin naturlige karakter, og at skogskjøtsel er et viktig verktøy for å nå dette målet.

Bruun (1966) presenterer en soneinndeling for friluftslivet. Det har i forhold til friluftslivet og naturskog særlig vært fokus på kriterier for urørthet og villmarkspregete områder (NOU 1980, 1983b, 1986). I mange tilfeller har naturopplevelse vært viktigste motivasjon for å verne skogområder mot hogst og tekniske inngrep, selv om argumentasjonen tar utgangspunkt i bevaring av sjeldne og truede arter (Bendiksen 1994, f.eks. Spålen-Katnosa området i Nordmarka). Det er ofte vanskelig å kvantifisere rekreasjonsverdier knyttet til naturopplevelse og friluftsliv, noe den opphetede forskningsdebatten fra Nordmarka-konfliktene på 1970-tallet bærer sterkt preg av (Syse 2000). På den annen side er dette verdier som gjengir klare fellestrekk på tvers av folks gruppe- eller interesselikhet (Kaplan & Kaplan 1989, Laumann 2001).

Bruk av naturskog i forbindelse med naturvern og bevaring av biologisk mangfold

Selv om ordet naturskog kan finnes innenfor skogbrukets egen terminologi, har vi ikke funnet tilsvarende bruk innenfor vernearbeidets historie (Hafsten 1975, Berntsen 1977). Urskog og villmark var den vanligste betegnelsen helt fram til 1980-tallet (Lie 1961, Krohn 1982, Berntsen & Hågvar 1991). Selv om naturskogbegrepet sporadisk er anvendt innenfor skogbruk og naturvern (Krohn 1982), var det først med barskogvernvalgets innstilling i 1988 at naturskog for

alvor ble definert og integrert i terminologien knyttet til vern av skog (DN 1988). Her defineres naturskog i forhold til kravet om urørthet. Underforstått betyr det at naturskog representerer en verdi i seg selv, fordi den representerer en knapp ressurs. Men det er først og fremst naturskogens innhold som har verdi. Barskogvernvalgets innstilling beskrev i alt 7 verneverdier knyttet til urørt skog generelt, der bevaring av biologisk mangfold er en av verneverdiene. I det videre arbeidet med verneplan for barskog er naturskog den vanligste betegnelsen på de skogområdene som registreres og prioriteres. Begrepet blir brukt i regionale registreringsrapporter fra Norsk institutt for naturforskning (NINA), i forvaltningsinstitusjoner som Direktoratet for naturforvaltning (DN) og andre aktører innen forskning og forvaltning.

Det er et skogpolitisk mål at norsk skogbruk skal utøves på en slik måte at det biologiske mangfoldet bevares på sikt. Det har imidlertid vært usikkerhet knyttet til hvordan denne målsettingen skal nås. Det hele startet med begrepet flerbruk i skog eller flersidig skogbruk på 1980-tallet, der blant annet hensyn til det biologiske mangfoldet ble innarbeidet i planlegging og behandling av skogarealer (DN 1987). Skogens mange funksjoner og verdier var temaet for NOU (1989) "Flersidig skogbruk". Utredningen fokuserte på hvilke tilpasninger skogbruket burde gjøre innenfor ulike skogtyper og -arealer i Norge. Det var en bredt anlagt utredning der et sett av ulike verdier ble tatt opp til diskusjon. Ordet naturskog er kun sporadisk nevnt i denne rapporten og er heller ikke definert. Bruken er særlig relatert til de "naturlige" furu- og lauvskogene i skogreisingsstrøk. Dette viser at naturskog ikke var et innarbeidet faglig begrep for å bevare og utvikle skogens flersidige funksjoner på 1980-tallet. Vi finner imidlertid igjen naturskogens rolle som forbilde for skogskjøtselen i et utfyllende temahefte om flersidig skogbruk i Norsk Skogbruk (1990).

Etterhvert ble de generelle hensynene i skogbehandling utvidet til også å gjelde biotophensyn. Mindre skogarealer med innhold av rødlistearter eller strukturelle forhold som er sårbare for hogst, skulle bevares for ettertiden. Ideen bak disse strømmingene hadde sitt utspring i personlig engasjement og frivillige organisasjoner i Norge og Sverige (for historisk oversikt se Gundersen & Rolstad 1998a). Betegnelsen på slike biotoper ble nøkkelbiotoper (Nitare & Norén 1992). Naturskog blir nevnt hyppig i forbindelsen med registrering og rapportering av nøkkelbiotoper (bl.a. Bendiksen 1994), og gjennom et opprop i 1998 oppfordret mange forskere og fagpersoner skogbruket til å avstå fra hogst i naturskogområder (Arbeidsgruppen for miljøorganisasjoner i Norge, 1998). Likevel kan man vel i ettertid hevde at nøkkelbiotoper tok over mye av den betydningen naturskog hadde i barskogvernvalget. Største forskjellen var at registreringer av nøkkelbiotoper hadde et mer ensrettet faglig fokus på bevaring av biologisk mangfold. Men vi finner igjen kravet om urørthet, strukturelle komponenter og kontinuitet over flere skoggenerasjoner, som jo

kjennetegnet ulike definisjoner av naturskog. Uttrykk som "naturskog med miljøverdier" og "nøkkelbiotopen hadde naturskogkarakter" viser sammenhengen mellom naturskog og nøkkelbiotoper.

Levende skog (1998) tok opp naturskog under standarden "Viktige biologiske områder". Det interessante her er at naturskog omtales som større sammenhengende områder og på denne måten nærmer seg det som kalles villmarksområder. Nøkkelbiotoper er beholdt som et begrep relatert til mindre biotoper i skoglandskapet (nøkkelbiotop, restbiotop). Dette betyr at begrepene naturskog og nøkkelbiotop begge har bevaring av biologisk mangfold som mål, men at de har utviklet seg i forskjellige retninger. At naturskog er relatert til større sammenhengende områder fri for moderne menneskelige inngrep passer også bra med den praktiske betydningen naturskog har hatt i andre registreringsarbeider (f.eks. Solås 2000).

Naturnær skogskjøtsel

Forestillingene om naturskog har også gitt opphav til ideer om en egen naturnær form for skogskjøtsel.

Som vi tidligere har vist har naturskogen historisk sett vært et forbilledlig ideal innenfor skogbruket, mens det i de siste tiårene særlig har vært fokus på naturskogen som et bevaringsobjekt innenfor naturvern og bevaring av biologisk mangfold. Friluftslivets verdisyn har idag elementer av begge idealer. Naturnær skogskjøtsel går ut på å etterligne naturlig skogdynamikk på alle skalnivåer. Levende skog standardene (1998) legger opp til å integrere naturskog-elementer i den daglige drift og skjøtsel av skogene. Disse standardene reflekterer et dynamisk syn på skogøkosystemet både på liten og stor skala. Slik sett kan Levende skog standardene oppfattes som en videreføring av skogbrukets egen vitenskapelige tradisjon om å etterligne de naturlige prosessene.

Selv om naturnær skogskjøtsel er et mye omtalt tema i internasjonale forskningsmiljøer, mangler det et felles referansegrunnlag (Parviainen 1999). I første rekke skyldes dette uklarheter knyttet til hvilke målsettinger naturnær skogskjøtsel skal ha. I Mellom-Europa har naturnær skogskjøtsel vært et tema siden framveksten av systematisk skogskjøtsel på 1700-tallet, der det i stor grad har vært fokus på å etterligne urskogens glennedynamikk. Hovedmålet har vært å utvikle en naturlig treslags sammensetning og sjiktning på vedkommende voksested, for å bygge opp mer stabile og robuste skoger. Dette har favorisert blandings-skoger, der ulike lauvtreslag er dominerende arter. I motsetning til målsettingen om bevaring av biologisk mangfold i nordlige områder (Angelstam 1998, Fries et al. 1997), har man vært mer opptatt av å skape en opprinnelig treslags sammensetning og struktur i skogene i Mellom-Europa (Parviainen 1999).

Naturnær skogskjøtsel kan bli et viktig virkemiddel i framtiden, for å opprettholde en naturlig skogstruktur og -dynamikk, eller for å gjøre kulturskogene mer naturnære over tid. Når vi i tillegg vet at de boreale

skogene i Norge, Sverige, Finland og Russland står for omlag 90% av det som er blitt klassifisert som naturskog i Europa (Parviainen 1999), vil kravet om en naturnær skogskjøtsel på disse, tross alt, begrensede arealene trolig forsterke seg i framtiden.

Definisjoner på naturskog

I tidligere tider var behovet for en entydig definisjon av naturskog ikke til stede. Det å drive skogbruk inkluderte mange funksjoner på skogarealene, og konfliktene mellom dem var ikke så tydelige. Tvert i mot så man positivt på at man gjennom skogskjøtselen kunne skape tiltalende skogbilder eller strebe mot et velskjøttet landskap i hevd. Det er framlagt mange forklaringer på overgangen til bestandsskogbruket. Noen vektlegger den skogbiologiske forskningen, mens andre hevder at økende mekanisering og rasjonalisering i skogbruket var årsaken. Frivold (1991b) ser overgangen til bestandsskogbruket hos oss i nær sammenheng med funksjonalismens rådende strømninger innen arkitektur og planlegging. Bestandsskogbruket innebærer en separasjon av skogens funksjoner, der skogproduksjon var viktigste funksjon innenfor de definerte enhetene eller bestandene. Det kan være grunn til å se dette i sammenheng med de konfliktene som har oppstått mellom skogbruk og friluftsliv og mellom skogbruk og biologisk mangfold (Geelmuyden 1989a). Definisjoner av naturskog kan sees i en slik historisk sammenheng.

De første definisjonene bygger på den tidligere oppfatningen av hva naturskog var, men var heller litt uklare i formen. Naturskog er i følge Krohn (1982) "*Her definert som skog der det skjer en naturstyrt utvikling, dvs. uten fysiske inngrep. Kan også omfatte skog som viser spor etter fysiske inngrep, men som har vært lite påvirket i lang tid.*" Vi finner igjen de samme momentene knyttet til urørthet og naturlig dynamikk, og oppfatningen er også at *lite påvirkete* skoger skal inkluderes. Hva som menes med utsagnet *uten fysiske inngrep* er ikke nærmere definert.

Barskogvernutvalget (DN 1988) presenterte en definisjon av naturskog og nærliggende skogtyper (se nedenfor). Definisjoner med lignende ordlyd eller betydning kan også finnes andre steder (Berntsen & Hågvar 1991, NOA 2001; se også Tabell 2.1). Kriterier for urørthet, og kravet om selvfornyelse er viktig. Definisjonen er tilpasset etablering av skog i *ekspansjonsområder*, noe som i særlig grad gjelder suksesjon av lauvskog på tidligere jordbruks- eller beitemark. På tradisjonell skogsmark er kravet at det skal ha vært *kontinuitet over flere tregenerasjoner*. Det sies ikke hvilken form for kontinuitet (skogsmark, død ved eller tresjikt), men tatt i betraktning at definisjonen er koblet opp mot systematisk skogskjøtsel, kan det nok underforstått tolkes til kontinuitet i tresjikt. I hvilken grad definisjonen inkluderer brannflater eller tidlige suksesjoner etter brann, er uvisst. Senere er imidlertid slike skogsmiljøer blitt en viktig del av innholdet i definisjonen (DN 1999a). *Systematisk skogskjøtsel* må

ikke ha endret de økologiske forholdene i vesentlig grad. I praksis innebærer dette ofte driftsformer som er knyttet opp mot bestandsskogbruk. Definisjonen åpner for at det fortsatt er mulig å akseptere svake eller gradvise skogskjøtselsinngrep, som for eksempel bledningshogst i bynære skoger. I siste setning står det at hvis skogen får stå urørt, vil den utvikle seg mot *voksestedets urskogstype*. Dette kan tolkes dithen at hvis det gjennomføres gradvise inngrep, vil man kunne opprettholde skog som ligger innenfor definisjonens rammer. Definisjonen gir en ramme for hva som menes med naturskog, men den er ikke særlig presis. Vi kan sammenfatte innholdet i definisjonen med skog som er *relativt gammel og relativt lite påvirket av mennesker*. I tillegg kommer skog i naturlige ekspansjonsområder, ung som gammel.

"Naturskog er mere eller mindre påvirket av hogst eller annen menneskelig virksomhet, men fornyelsen har skjedd med stedegent genmateriale. Skogen har en kontinuitet over flere skoggenerasjoner eller er første-generasjon i naturlige ekspansjonsområder. Systematisk kultur og bestandspleie som vesentlig har endret økologiske forhold, har ikke funnet sted. Marka må ikke være påvirket av gjødsling, drenering etc. Slik skog vil med tiden utvikle seg mot en struktur som svarer til voksestedets urskogstype." (DN 1988).

For barskogvernutvalget var kravet om urørthet viktig. Teksten i definisjonen sier ikke noe om hvilken funksjon eller verdi naturskog skal ha. Det er imidlertid lagt et bredt sett av verdier og funksjoner til grunn for definisjonen (se DN 1988). Med økende fokus på bevaring av biologisk mangfold på 1990-tallet finnes det eksempler på definisjoner som er koblet direkte mot denne ene funksjonen (Levende skog 1998). En slik definisjon vil kunne oppfattes som ekskluderende i forhold til andre verdier og funksjoner i naturskog. Spørsmålet er også om en direkte kobling mot målsettingen om bevaring av biologisk mangfold, gjerne med basis i rødlistearter, er praktisk og operasjonell. Dette diskuteres mer inngående i kapittel 6.

Andersson & Bohlin (1998) har på basis av svenske naturskogundersøkelser foreslått en definisjon som direkte beskriver skogens struktur og innhold av rødlistearter. Denne tilnærmingen er foreslått overført til Norge (Røsek 2000, Solås 2000). Tanken bak definisjonen er at den skal være mer praktisk rettet, mer konkret i sin form. I motsetning til barskogvernutvalgets definisjon har denne ikke et direkte krav om at skogen skal være urørt. Indirekte er det imidlertid en god sammenheng mellom urørthet og forekomst av definerte skogstrukturer. Det interessante er at en skogskjøtsel som opprettholder definerte kriterier kan aksepteres. Man kan også tenke seg at det er mulig å skape skogstrukturer ved for eksempel å tilføre død ved eller transplantasjon av rødlistearter. Definisjonen er mer konkret i sin form, men angir ikke kvantitative verdier for skogstrukturene, f.eks. terskelverdier for mengde død ved. Registreringer av naturskogområder på basis av denne definisjonen er også gjennomført i Norge (Solås 2000).

Tabell 2.1. Noen definisjoner på naturskog og tilknyttede begreper. I venstre kolonne står kildenes egen karakterisering av skog etter sin definisjon (jf også gjennomgangen i underkap. 2.3 og 2.4). Her har vi imidlertid sortert og gruppert sammen de ulike definisjonene i forhold til de hovedfaktorene som de legger mest vekt på: grad av menneskelig påvirkning, skogdynamikk, skogstruktur og artsmangfold/økologi (jf beskrivelsen som er gitt over hver gruppe).

Type skog	Definisjon	Kilde
Urskog: ikke påvirket av mennesker, naturlig skogdynamikk		
natural forest	The development of forests undisturbed by human intervention; forest structure relates to the climax forest stage, if natural development processes are not disturbed by natural catastrophes such as fire, wind, snow or insects	Mayer & Brünig 1980
natural forest	Natural forests = virgin forests, primeval forests, untouched, old growth forests: * original forest cover (only natural regeneration can occur) * uninfluenced by human activities for specified time	Parviainen 1999
virgin forest	Virgin forests are original in their structure and have always developed under natural conditions. Their soil, climate, the entire flora and fauna and the life processes have not been disturbed or changed by timber management or cattle grazing. All other direct or indirect anthropogenic influences are excluded from these areas also	Leibengut 1982
virgin forest	Virgin forest is natural woodland which has never been significantly influenced by people. The term implies that there has been an unbroken history of natural development. True virgin forest combines the qualities of original, present and past-naturalness	Peterken 1996
Naturskog: naturlig foryngelse med stedegent genmateriale, påvirkning har ikke vesentlig endret økologiske forhold, forutsetter i hovedsak naturlig skogdynamikk		
naturskog	Naturskog er mere eller mindre påvirket av hogst eller annen menneskelig virksomhet, men foryngelsen har skjedd med stedegent genmateriale. Skogen har en kontinuitet over flere skoggenerasjoner eller er førstegenesrasjon i naturlige ekspansjonsområder. Systematisk kultur og bestandspleie som vesentlig har endret økologiske forhold, har ikke funnet sted. Marka må ikke være påvirket av gjødsling, drenering etc. Slik skog vil med tiden utvikle seg mot en struktur som svarer til voksestedets urskogstype.	Barskogverneplan, DN-Rapport 1988-3
naturskog	Naturskog er mere eller mindre påvirket av hogst eller annen menneskelig virksomhet, men foryngelsen har skjedd med stedegent genmateriale. Skogen har en kontinuitet (sammenhengende utvikling) over flere skoggenerasjoner, eller er førstegenesrasjon i naturlige ekspansjonsområder (grana sprer seg f.eks. fremdeles på naturlig vis mot vest i Sør-Norge). Systematisk kultur- og bestandspleie som vesentlig har endret økologiske forhold, har ikke funnet sted. Marka må ikke være påvirket av gjødsling, drenering, etc. Slik skog vil med tiden utvikle seg mot en struktur som svarer til voksestedets urskogstype	Berntsen & Hågvar 1991
naturskog	Med naturskog avses i denne rapport skog som oppkommit gjennom naturlig foryngning på orörd skogsmark eller på gamle trådbevuxna naturbetesmarker. Skogen oppvisar lång kontinuitet eller består av en första tråddgeneration i naturliga ekspansjonsområden. Naturskogen har ofta påverkats av någon form av mänsklig verksamhet, men systematisk skogsskötsel har inte förekommit. Marken i naturskogen har inte heller påverkats av gödsling, dikning, harvning eller liknande inggrepp. Denna definition gäller för Finland, Sverige och Norge. I Danmark omfattar naturskogsbegreppet även skogar som utnyttjas inom skogsbruket, förutsatt att de inte uppkommit genom plantering eller säd. På Island används sällan begreppet naturskog. De islandska skogar som berörs i denna rapport omfattar endast naturligt uppkomna björkskogar	Tanninen et al. 1994
naturskog	...skogsamfunn som er fremkommet ved naturlig foryngelse, og som ikke er systematisk påvirket av hogst, skogkultur, bestandspleie, grøfting eller gjødsling	Skogmeldingen, Stortingsmelding nr 17, 1998-99
naturskog	Med naturskog menes her skog som er fleraldret og som har vokst fram ved naturlig foryngelse fra stedegne treslag. Det	Siste Slanse,

naturskog	kan ha forekommet begrensete menneskelige inngrep i form av plukkhogst o.l., men ikke i en slik grad at det har virket forstyrrende på de opprinnelige skogøkologiske prosessene ..skog oppkommet gjennom naturlig foryngelse. Naturskogsbegrepet anvendes generelt for eldre naturlig fornyet skog som ikke påvirkes av moderne skogbruksaktiviteter. Til naturskog regnes både mer opprinnelige miljøer og lausvokger i ulike stadier av igjenvoksing....skiller mellom primære og sekundære naturskoger.	hjemmeside 2001 Urskoginventeringen i Sverige, Bråkenhielm 1982, Löfgren 1984, Götmark & Nilsson 1992, Nilsson & Götmark 1992
semi-natural forest	Semi-natural forests consist of tree species which occur naturally on a specific site: * only natural regeneration (no planting, no seeding) * human influence allowed (traditional uses like selection cutting, coppicing, slash and burn cultivations)	Parviainen 1999
untouched, undisturbed forest	Undisturbed forest/other wooded land which shows natural forest dynamics, such as natural tree composition, occurrence of dead wood, natural age structure and natural regeneration processes, the area which is large enough to maintain its natural characteristics and where there has been no known significant intervention or where the last significant human intervention was long enough ago to have allowed the natural species composition and processes to have become re-established	FAO 2000
gammel urskog (old-growth forest)	Old-growth forests are forests originated through natural succession, unaffected by destructive human impact over a significant period of time and having the area sufficient for self-maintenance in the absence of catastrophic disturbances (russisk definisjon)	Taiga Rescue Network 1999
Naturskog: naturlig foryngelse med stedeget genmateriale, sier lite om øvrig påvirkning, men forutsetter i hovedsak naturlig skogdynamikk		
naturskog	Naturskog er mer eller mindre påvirket av hogst og/eller annen menneskelig virksomhet, men foryngelsen har skjedd med stedeget genmateriale og skogstrukturen er preget av kontinuitet	DN-Rapport 1994-5
naturskog	Naturskog er de opprinnelige skogers etterkommere - dvs selvforyngt skog av danske trær og busker. Naturskog er således skog, som har innfunnet seg på lokaliteten av seg selv, og som består av naturlig innvandrede trearter og raser. Naturskog kan være kulturpåvirket i større eller mindre grad, f. eks. ved hogst eller selvforyngelse, men må ikke være plantet eller kunstig sådd	Møller 1988a,b, Miljøministeriet, Skov- og naturstyrelsen, Danmark 1994
natural forest	Natural forest originates from original forest cover, e.g. forest reproduced naturally. Natural forest is thus a forest which has spontaneously generated itself on the location and which consist of naturally immigrant tree species. Natural forests can be more or less influenced by culture, e.g by logging or regeneration techniques, but the forests must not have been subject to regeneration by sowing or planting	Miljøministeriet, Skov- og naturstyrelsen, Danmark 1994
gammel urskog (old-growth forest)	Old-growth forests are characterized by stands originating through natural successions with a significant contribution of old trees and dead wood, often with a multi-layered tree structure. These forests contain globally, regionally or nationally significant concentrations of biodiversity values (e.g., endemism, endangered or threatened species, endangered or threatened ecosystems, refugia), or are large landscape level forests, where viable populations of most if not all naturally occurring species exist in natural patterns of distribution and abundance (fennoskandinavisk definisjon)	Taiga Rescue Network 1999
Naturskog/urørt skog: påvirkning har ikke vesentlig endret økologiske forhold		
untouched, undisturbed forest	Untouched forests are forest uninfluenced by management activities for a specified time	Miljøministeriet, Skov- og naturstyrelsen, Danmark 1994
Naturskog/gammelskog: sier ikke noe om påvirkning, men forutsetter i hovedsak naturlig skogdynamikk og/eller kontinuitet i skogdekket		

natural forest	Forests which have evolved as a sequence of natural succession often showing anthropogenic influences from the past or has developed from unmanaged pastures or from fallow land fits this category also	Leibengut 1987
gammel urskog (old-growth forest)	Ecosystems distinguished by old trees showing structural features characteristic of later stages of stand and successional development. These differ from earlier stages in structure, composition and function	Kaufmann et al. 1992
gammel urskog (old-growth forest)	Whitney baserer seg på en generell definisjon med kriterier: * a high degree of patchiness and heterogeneity at the stand scale * massiveness, e.g. of trees down wood * steady-state conditions	Whitney 1987
ancient forest	Sites which have been wooded continuously for several hundred years at least since the time where reliable maps were made. Some may be remnants of prehistoric woodlands (primary woods) whilst others arose as secondary woodland an ground cleared at some time in the past	Peterken 1996
ancient forest	Sites which have been continuously wooded since at least 1600 are ancient, and those which have become wooded since 1600 are recent	Peterken 1996
Naturskog: sier ikke noe om påvirkning, men forutsetter urskoglignende forhold for større områder		
naturskog	Naturskog er større urskoglignende områder av særlig betydning for biologisk mangfold.	Levende Skog 1998
Naturskog: sier ikke noe om påvirkning, men vektlegger naturlig skogstruktur (død ved, flersjiktet, eldre skog, variasjon i treslag) og dels forekomst av rødlistearter eller indikatorarter for kontinuerlig skogdekke		
naturskog	Naturskog er arealer som har minst to av fire følgende kvaliteter tilstede: * Flersjiktet skog * Skog som er mer enn 40 år eldre enn hogstmodenetsalder * Skog som har kontinuitet i forekomst av død ved * Skog som har spesielle indikatorarter, eller rødlistearter som er avhengig av gammel skog	Norges Naturvernforbund - Oslo og Akershus, hjemmeside, 2001
naturskog	...gammel skog med variasjon i sjiktning, treslag og en del død ved	Arbeidsgruppen til miljøorganisasjonene i Norge, Opprop 1.1.1998
naturskog	...från naturskyddsynpunkt värdfulla gamla skogar uppvisar kvaliteter som er viktiga for en mångsidig artssammansättning, t.e.x. riklig tilgång på döda lövträd och en naturlig trädslagsfördelning...	Ödemarkskommittéens betänkande 1989, Miljöministeriet, Finland 1993
naturskog	Tilpasset definisjon av "naturskog" - 4 kriterier hvorav minst 2 må være oppfylt. 1. Skog av forholdsvis høy gjennomsnittlig øvre trealder (for aktuelle treslag). 2. Flersjiktet, flersjiktet og sluttet ujevn skog 3. Et betydelig innslag av (siden lenge) død ved i ulike stadier av nedbrytning 4. I felt registrert forekomst av kontinuitetskrevene signalarter/rødlistede arter.	Anderson & Bohlin 1998
Naturskog: vektlegger ulike egenskaper ved skogstrukturen		
gammel urskog (old-growth forest)	Tabell over grenseverdier for skogstrukturer	Old-Growth Definition Task Group 1986

En helt konkret definisjon på naturskog må baseres på kvantitative mål. Det er gjennomført en del forsøk på tallfesting av naturskogarealer i Norge, både for nasjonal og internasjonal miljøstatistikk. Et eksempel på en slik analyse er FAO standarden for områder *undisturbed by man* (FAO 2000). Det legges en streng definisjon til grunn, men hvor grensen settes er likevel i stor grad basert på skjønn. Et konkret eksempel på anvendelse av en slik definisjon kan beskrives gjennom en analyse på "gammel urørt skog" gjennomført på basis av landsskogstakseringens prøveflater ved Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). På bakgrunn av definerte terskelverdier for skogens alder og urørthet har det vært mulig å tallfeste et slikt areal (Stortingsmelding nr. 17, 1998-99). Gammel urørt skog ble definert som skog som ikke hadde vært behandlet de siste 25 årene og som hadde en alder 40% høyere enn den normale nedre grense for hogstklasse V. Denne definisjonen ble imidlertid ikke direkte relatert til naturskogbegrepet.

Tilgrensende begreper

Den vanligste definisjonen for *urskog* er et skogsamfunn som i meget lange tidsrom har utviklet seg uten regulerende inngrep av mennesker (jf Tabell 2.1). Wagner (1928) karakteriserer urskogen som "ren naturskog, det botaniske plantesamfunnet skog"; skogbildet skal være et produkt av de rene naturlovers virksomhet. Den beskjedne påvirkningen fra jegere og nomader skal normalt ikke regnes til denne formen for inngrep, argumentert ut i fra at "jeger og gjeter har alltid hørt skogen til" (Frölich 1951). Et eksempel på dette kan være samenes historiske utnyttelse av urskogene i Pasvik nasjonalpark i Norge og Muddus nasjonalpark i Sverige. I Sør-Norge finnes det i følge Huse (1965) fortsatt urskog-relikter i for eksempel Gutulia og Ormtjernskampen nasjonalparker, men skogene her er påvirket av seterdrift og beitebruk over lange tidsrom. Det er vist at beitebruket har stor effekt på skogens sammensetning og struktur. Et annet eksempel kan være skogbrann, for eksempel i Elferdalen naturreservat, som høyst sannsynlig har vært et kulturfenomen (Tilley 1997a,b, Groven & Niklasson 2002). Vanskeligheten med å skille slike antropogene inngrep fra det "naturlige" har ført til at urskog i stor grad er knyttet opp mot skogens klimakssamfunn, altså skoger med overveiende grad av gamle trær med maksimale dimensjoner. I teorien representerer slik klimaksskog en likevektstilstand, der skogens struktur og sammensetning forbli status quo dersom ikke storskala forstyrrelser inntreffer. Spiring, vekst, død og nedbrytning foregår kontinuerlig, men ved at disse prosessene foregår på liten skala, blir forandringene lite iøyenfallende. Et syn på urskogen som et klimakssamfunn sammenfaller godt med den historiske oppfatningen av urskog innenfor skogbruket (Krag 1887) og innenfor naturvernets historie (Berntsen 1977). Det er av flere påpekt at det kan være uheldig med slik ensidig fokus på "ekte" urskogsbilder (Sarvas

1959). I de senere årene er urskogbegrepet gitt en videre betydning, både med hensyn til skogens suksesjonstrinn og menneskelige inngrep (DN 1988, DN 1999a). Urskogbegrepet er gitt en mer storskala dynamisk forståelse med ulike suksesjonstrinn i skogen, og man inkluderer også moderate menneskelige inngrep. Nyere uttrykk som *urskog nær* og *urskogaktig* må sees i sammenheng med utviklingen av definisjonen til også å inkludere svake inngrep (f.eks. vedhogst og beite i forbindelse med seterdrift) eller inngrep langt tilbake i tid (svake dimensjonshogster). Kravet til urørthet kan beskrives som en funksjon av inngrepets karakter og styrke, samt hvor lang tid det er gått siden inngrepet ble utført.

Gammelskog blir ofte brukt som et samlebegrep for all skog som er eldre enn hogstmodenhetsalder (Berntsen & Hågvar 1991), og i praksis omfatter det både hogstklasse IV og V innenfor skogbrukets terminologi. Kravet om urørthet faller bort, og alle former for skogkultur og bestandspleie inkluderes i definisjonen så lenge skogen har den riktige alder. Begrepet gammelskog må sees i sammenheng med bestandsskogbrukets endringer av landskapets karakter: fragmenteringen av skoglandskapet og de effekter dette har på arter knyttet til den gamle skogen. *Gammelskogsart* er direkte relatert til disse prosessene, og begrepet er ofte innrettet på arealkrevende arter som blant annet storfugl og mår. Ordet restbiotop er også foreslått i denne sammenhengen, klart hentydet til skogrester fra tiden før bestandsskogbruket ble rådende driftsform i skogbruket (Hansson 1997, Gundersen & Rolstad 1998a).

Kulturskog representerer den andre enden av naturkultur skalaen. Vi har tidligere sett at kulturskog assosieres med systematisk skogskjøtsel eller driftsformer som er knyttet til bestandsskogbrukets prinsipper. Det er selvfølgelig mulig å sette opp en lang liste over rasjonelle produksjonsrettede skogskjøtsels-tiltak innenfor skogbrukets næringsvirksomhet som vil ligge innenfor definisjonen på kulturskog. En slik entydig definisjon var mulig tidligere, men er mer problematisk i dag. Det er større fokus på tilpasset skogskjøtsel, og begreper som naturnær skogskjøtsel blir stadig mer aktuelle. Dette innebærer i praksis at kulturskog og naturskog nærmer seg hverandre i struktur og innhold. Dette griper inn i definisjonen på urørthet og i hvilken grad naturnære skogskjøtsels-inngrep skal oppfattes som naturlige.

2.2.2 Naturskog i andre land

Naturskog i Norden

Tanninen et al. (1994) utarbeidet for Nordisk Ministerråd en utredning om naturskoger i Norden. Utredningen gir en samlet oversikt av nordiske naturskogtyper og redegjør for de vernetiltak som fram til i dag er gjennomført i de nordiske land. Hensikten med rapporten var å klargjøre en felles nordisk forståelse av naturskogbegrepet, til bruk i nordisk (Nordisk Ministerråd), europeisk (European Forest Institute, EUs

forskningsprogrammer) og internasjonalt samarbeid (International Union for Conservation of Nature). På nasjonalt nivå er rapporten ment å være et kunnskapsgrunnlag for arbeidet med vern av skog. Det viste seg imidlertid vanskelig å få konkrete tall på hvor store arealer naturskogen dekker i de nordiske landene. Dette skyldes delvis vanskeligheter med å finne en klar definisjon på begrepet naturskog. Det gis ingen sammenligning mot nærliggende internasjonale begreper. Definisjonene i Norge (Berntsen & Hågvar 1991), Sverige (Bråkenhielm 1982) og Finland (Miljöministeriet 1993) sammenfaller godt (se Tabell 2.1), og det er foreslått følgende felles definisjon for disse landene:

"Med naturskog avses i denna rapport skog uppkommit genom naturlig förnyring på orörd skogsmark eller på gamle trädbevuxna naturbetesmarker. Skogen uppvisa lång kontinuitet eller består av en första trädgeneration i naturliga expansionsområden. Naturskogen har ofta påverkats av någon form av mänsklig verksamhet, men systematisk skogsskötsel har inte förekommit. Marken i naturskogen har inte heller påverkats av gödsling, dikning, harvning eller liknande ingrepp. Denna definition gäller för Finland, Sverige och Norge." (Tanninen et al. 1994).

Naturlig foryngelse (stedegent genetisk opphav) er et ufravikelig krav. Dette gjelder både i sluttet skog, åpne beitepåvirkete skoger og naturlige gjengroingsarealer. De to sistnevnte arealkategoriene betyr at en stor del av lauvskogarealene inkluderes i definisjonen. I denne definisjonen er det et krav om at "systematisk skogsskötsel har inte förekommit". I denne ordlyden ligger noe av det samme som definisjonen fra Barskogvernvalget (DN 1988). Som tidligere påpekt vil det være vanskelig å definere hva som ligger i ordet systematisk. I skogbrukssammenheng er det vanlig å regne med at den systematiske skogskjøtsel startet med de første utdannede forstmenn på midten av 1800-tallet. Bledningshogst faller helt klart under systematisk skogskjøtsel, men spørsmålet er om denne skogskjøtselsformen i stedet skal regnes med under "Naturskogen har ofta påverkats av någon form for mänsklig verksamhet,..". Tanninen et al. (1994) foreslår videre å dele naturskogen inn i *primær* og *sekundær* skog. Denne inndelingen er i stor grad sammenfallende med "primary and secondary woodlands" i Storbritannia, og sekundær sammenfaller med skog i naturlige ekspansjonsområder i Norge. *Primære* naturskoger har i lang tid vært enten skog eller trebevokst. *Sekundære* naturskoger har oppstått senere gjennom gjengroing av åpne arealer. Dette betyr at all naturlig foryngt lauvskog (også stubbeskuddflater av lauvskog) inngår i naturskogbegrepet. I Danmark har skogene en annen karakter. Alle skoger som har sin opprinnelse i naturlig foryngelse inkluderes i naturskogbegrepet. På Island er begrepet brukt for svært begrensede arealer med naturlig foryngete bjørkeskoger.

Naturskog er et mye anvendt begrep innen forskning og forvaltning i Norden (Parviainen et al. 1999), og det har lyktes å bli enige i en felles definisjon

(Tanninen et al. 1994). Det har vært rettet kritikk mot at definisjonen er for lite presis til å kunne brukes i praktisk forvaltning (Andersson & Bohlin 1998, Solås 2000). Det at mange bruker ordet naturskog uten å definere det, kan være et tegn på at det har utviklet seg en allmenn forståelse av begrepets innhold. I mange tilfeller kommer det indirekte fram i artikkelen hva man legger i begrepet naturskog (bl.a. Oldhammer & Turander 1999). Spørsmålet er imidlertid om denne forståelsen er entydig, og om den sammenfaller med den felles nordiske definisjonen (Tanninen et al. 1994).

Naturskog i Europa

De vanligste internasjonale betegnelse for naturskog i Europa er *natural forests* og *virgin forests* (Peterken 1996, Diaci 1999, Parviainen et al. 1999). I Storbritannia har vi en spesiell form som er kalt *ancient woodlands*. Den amerikanske betegnelsen *old growth* får stadig økt anvendelse i forskning og forvaltning, spesielt i boreale skogområder (f.eks. Taiga Rescue Network 1999). En oversikt over definisjoner av naturskog og tilgrensende begreper i Europa er gitt i kapittel 2.3 (se også Tabell 2.1).

Det har vist seg vanskelig å lage et naturskogbegrep som kan gjelde for alle Europas skoger (Parviainen et al. 1999). Dette skyldes ikke bare de store naturgitte og historiske forskjellene, men også i stor grad hvilke syn man har på skogene og hvordan disse bør forvaltes. I løpet av de siste 10-20 årene har man i Norden vært særlig opptatt av å knytte naturskogbegrepet opp mot målsettingen om bevaring av biologisk mangfold. I praksis har dette betydd bevaring av små naturskogrester. I Mellom- og Sør-Europa skal naturskogen i mye større grad bevares som en del av et større kulturlandskap. Naturskogen skal representere et stykke skog med opprinnelig skogvegetasjon, og det legges stor vekt på kulturelle verdier for befolkningen (f.eks. rekreasjon, landskapsopplevelse, kulturhistorie). Det er ofte klare skjøtselsstrategier for hvordan naturskogen skal fornyes og holdes i hevd, både innenfor og utenfor reservatene.

De forskjellige typene av naturskog i Europa gir grunnlag for ulik begrepsbruk. Den historiske arealbruken av tettbefolkede områder i Sør- og Mellom-Europa har vært kjent lenge (Bücking 1997). Mindre kjent for mange europeere er at også boreale områder har en historie preget av intensiv ressursutnyttelse. Likevel skiller arealbruken seg vesentlig ved at det i nordlige områder alltid har vært skogsmark og skogsdrift, i motsetning til en historie preget av åpne landbruksarealer i Danmark og videre sørover i Europa. Vi illustrerer dette ved å gi et lite eksempel på kriterier som har vært brukt i forhold til naturskogbegrepet på europeisk nivå. Hvis vi setter som kriterium at naturskogene skal bestå av stedegne trær vil dette i praksis gjelde det meste av skogen i boreale områder. Hvis vi i tillegg setter som kriterium at skogene skal ha oppstått ved naturlig foryngelse omfatter dette 70-80% av skogarealet. Videre kan vi sette som krav at det skal

være skog eldre enn hogstmodenhetsalder; dette gjelder 35-55% av skogarealet i Norden. Når vi vet at det i Storbritannia finnes monokulturer med fremmede treslag på 67% av skogarealet, er det forståelig at de bruker andre kriterier enn i nordlige områder. I tillegg er de små naturskogrestene (ancient og recent forest) som finnes, kun små skogsøyer i fullstendig åpent landskap (Peterken 1996). I Norge ville definisjonen på ancient forest i praksis dekke nesten hele skogarealet, ung som gammel. De eneste arealer som ville falt utenfor, er historisk åpne kystområder, tidligere jordbruksmark, og enkelte bestand med fremmede treslag.

Naturskogene i fjellområdene i Mellom-Europa (Alpene, Karpatene) har imidlertid en skog- og landskapskarakter som i større grad sammenfaller med nordlige områder. Østerrike var det første land i Europa som gjennomførte en arealkartlegging der graden av påvirkning (naturalness) var den viktigste faktor for registreringene. De definerte 5 arealklasser for skogen, fra svært lite påvirket (*natural forests*) til helt menneskeskapt (artificial) (Naturnähe Österreichischer Wälder. Bildatlas 1997). Natural forests dekker 3% av skogarealet. En annen undersøkelse fra Tyskland har vist at skogene på en drastisk måte har endret treslag-sammensetning siste 100 år, og forandringen skyldes i stor grad planting og systematisk skogskjøtsel (Bücking et al. 1994). Dette er eksempler på undersøkelser som viser at barskogene i Sør- og Mellom-Europa hovedsakelig er formet og kultivert av menneskene.

Naturskog i Nord-Amerika

Vi henviser til Hjeljord (1990a,b) for en oppsummering av det historiske forholdet mellom skogbruk og naturvern i USA. I stedet fokusere vi her på de bakenforliggende årsakene til at urskogen, det ville og urørte, er forbildet i Nord-Amerika. Dette fordi utviklingen av skogbruk og naturvern i Nord-Amerika har hatt avgjørende betydning for vårt natursyn (Geelmuyden 1989b) og for utvikling av naturskogbegrepet i Europa (Tanninen et al. 1994, Parviainen et al. 1999). For definisjoner av *old growth* og *virgin forest* se kapittel 2.3.

Allerede i 1864 ble Yosemite-dalen i California utpekt som "beskyttet område", og i 1872 ble Yellowstone utnevnt til verdens første nasjonalpark. To faktorer var særlig viktige for gjennomføringen av disse beslutningene. Den første faktoren som hadde stor innvirkning på amerikanernes forståelse av sitt land var en gruppe intellektuelle fra New-England, de såkalte Transcendentalists. De to fremste og kanskje mest kjente var Ralph Waldo Emerson og Henry David Thoreau (1860). Gruppen var sterkt påvirket av tysk romantikk som må sees i sammenheng med at USA var i ferd med å forme en egen nasjonal identitet. Denne "bevegelsen" framhevet intuisjon som en sunnere måte å forstå verden på enn rasjonell tenkning. Verdsetting av den ville natur, som USA hadde så mye av (og som ble gjort til et fortrinn i forhold til "den gamle

verden"), var en svært viktig del av dette tankegodset. Emerson skriver i sitt essay "Nature" fra 1836 (sitert i National Parks and the American Landscape 1972):

"..behind nature, throughout nature, spirit is present, one and not compound it does not act upon us from without, that is, in space and time, but spiritually, or through ourselves: therefore, that spirit, that is, the supreme being, does not build up nature around us, but puts it forth through us, as the life of the trees puts forth new branches and leaves through the pores of old."

og videre:

"Go out to walk with a painter, and you shall see for the first time groups, colors, clouds, and keepings, and shall have the pleasure of discovering resources in a hitherto barren ground ..."

Emerson var bekymret over den økende kultivering og kommersielle utnyttningen av landressursene, og han så naturfredning som en bedre måte å møte problemene på enn hva han hadde sett i Europas industriland. Vi kjenner igjen naturdyrkelsen fra romantikken, og det er åpenbart en religiøs-estetisk tilnærming til naturen som ga støtet til naturverntanken (Geelmuyden 1989b). Det samme finner vi igjen hos de første talsmennene for naturfredning i Norge, som var påvirket av bl.a. utviklingen i USA (Berntsen 1977).

Den andre faktoren er framhevingen av naturen som et *virkemiddel* i utformingen av en nasjonal identitet. Dette virkemidlet er ordet "resources" i sitatet ovenfor. I National Parks and the American Landscape (1972) er det gjort en analyse av hva som førte til opprettelsen av Yellowstone nasjonalpark. Det utslagsgivende var tanken om at områdets kuriositeter ikke måtte bli gjenstand for privat utnyttelse, men måtte forbli tilgjengelig for allmennheten. Her følger et sitat av en av deltakerne på en forberedende ekspedisjon til området rundt Yellowstone Lake:

"this inland sea...is a scene of transcendant beauty which has been viewed by few white men, and felt glad to have looked upon it before its primeval solitude should be broken by crowds and pleasure seekers which at no distant day will throng its shores."

Dette sitat gir et godt bilde av det paradoksale ved bevaring av det opprinnelige eller naturlige: på den ene siden en ressurs for åndelig rekreasjon, men samtidig forringes nytelsen ved at den gjøres materielt tilgjengelig som ressurs. Det er viktig å ha denne bakgrunnen for å forstå hva som legges i naturskogbegrepet i Nord-Amerika (se avsnitt 2.3 for definisjon av *old growth*). Befolkningens mulighet for rekreasjon og naturopplevelse står fortsatt sterkt i Nord-Amerika. Vi ser eksempler på at begrepet *old growth* får en stadig økt anvendelse også i europeiske og nordiske forskningsmiljøer (tallrike publikasjoner), og det er viktig å være klar over at begrepet har ulik betydning i Nord-Amerika og Europa.

Naturskog på verdensbasis

Begrepet *natural forest* vil man finne igjen i alle skogtyper verden over, fra tropiske skoger til den nordlige taigaen (EIA 1997, FAO 2000, Yaroshenko et al. 2001). Det å bevare verdens skoger mot overutnyttelse er et storpolitisk spørsmål. På verdensbasis er man særlig opptatt av større sammenhengende skogområder unntatt fra ressursutnyttelse i moderne tid. Det ville kreve atskillelig innsats å fordype seg i dette omfattende temaet, noe som også ligger utenfor denne rapportens rammer. Vi skal nøye oss med å skissere opp de tre vanligste definisjonene som er brukt for å få tallmessig oversikt over naturskogressursene innen det enkelte land.

- 1) Større sammenhengende skogarealer der naturlig storskala dynamikk får virke, og som kan huse populasjoner av arealkrevende arter. World Resources Institute (Yaroshenko et al. 2001) og initiativet Frontier Forest (Bryant et al. 1997) sin definisjon er: *These forests are the world's remaining large intact natural forest ecosystems. These forests are -- on the whole -- relatively undisturbed and big enough to maintain all of their biodiversity, including viable populations of the wide-ranging species associated with each forest type.* I Norge er det ikke funnet skogområder som tilfredsstillende denne definisjonen og i Europa for øvrig (utenom Russland) er det kun noen få skogområder i nordlige deler av Sverige og Finland (1% av totalt skogareal). I Russland derimot er hele 43% av produktivt skogareal klassifisert til å ligge innenfor definisjonen. En definisjon med noe mindre arealkrav er framsatt av Taiga Rescue Network (1999), og i Norge utgjør tidligere foreslått verneområder en stor andel av arealene som er inkludert i denne definisjonen. Det er dette som kan betegnes som større sammenhengende villmarksområder.
- 2) Den andre innfallsvinkelen er å knytte naturskog til nasjonalt vern av skog: vernet skog er per definisjon landets naturskogareal. Denne definisjonen er grovt sett brukt i forbindelse med ulike europeiske utredningsprosjekter (Shuck et al. 1994, Parviainen 1999). En slik definisjon vil nødvendigvis være styrt av politiske prosesser og vil i mindre grad reflektere den reelle tilstanden i naturen.
- 3) Den tredje definisjonen av naturskog på verdensbasis baserer seg på nasjonal skogstatistikk. Definisjonen tar for seg et sett av kriterier som til sammen skal kunne gi et nasjonalt prosenttall på naturskog. FAOs (2000) definisjon på skogarealer *undisturbed by man* er streng, og det er begrensede arealer som vil kunne inkluderes i definisjonen. Siden landene ofte tolker slike definisjoner ulikt, vil tallene likevel ikke være særlig sammenlignbare.

2.3 Noen internasjonale begreper knyttet til naturskog

Det finnes en rekke ulike tilnærminger og definisjoner knyttet til urørte, eller lite påvirkete skoger. I Tabell 2.1 er det gitt en oversikt over internasjonale definisjoner for naturskog og tilgrensende begreper. I mange tilfeller har det oppstått misforståelser og uklarheter knyttet til definisjoner og bruk av begrepene, kanskje først og fremst på grunn av språkproblemer og ulike forskningstradisjoner mellom land. Et gjennomgående trekk er at definisjonene ofte er svært generelle i formen. I praktisk bruk, innenfor et land eller en region, viser det seg at det er store tolkningsforskjeller.

Virgin forests

Peterken (1996) definerer *virgin forests* som naturlig skog som gjennom tidene ikke har blitt påvirket av mennesker i nevneverdig grad. I Norge er *urskog* mest brukt i denne sammenheng. Mens urskog er knyttet til noe eldgammelt, er virgin - jomfrulig, uberørt - derimot i større grad et symbol på dynamikken i skogøkosystemet. Virgin forests er ikke et statisk begrep, men knyttet til noe ungdommelig, fornyende, og en erkjennelse av en kontinuerlig utvikling av skogen fra et definert startpunkt. En brannflate eller et tidlig suksesjonsstadium etter en brann kan dermed også inkluderes i begrepet, forutsatt at kravet om urørthet er oppfylt. Viktigheten av dette dynamiske synet kommer klart til uttrykk i Huse (1965) sine undersøkelser fra Pasvik nasjonalpark, Finnmark. Han delte inn skogene etter ulike faser av naturlig bestandsutvikling (ungdomsfase, optimalfase, aldersfase, oppløsnings/ fornyelsesfase, bledningsfase) og kartla dem etter strukturelle og aldersmessige karaktertrekk. Et interessant resultat herfra viser at hele 70% av skogarealet finnes i tidlige og midlere suksesjonsstadier, mens de eldste suksesjonsstadiene dekker resterende 30%. I sterkt brannpåvirkete områder gjennomgår skogen ulike faser alt etter hvor lang tid det er siden brannen herjet. I slike skoger skal naturen ha "gått sin gang" i en historisk kontinuerlig og dynamisk prosess (Peterken 1996). Også i Norge er urskog med tiden gitt en mer dynamisk definisjon, som sammenfaller bedre med den internasjonale forståelsen av begrepet (DN 1999a).

I amerikansk litteratur er også begrepet virgin forests vanlig. Vi kan likevel se tendenser til at det er en noe mer reservert holdning til bruken av begrepet (Peterken 1996). Hovedgrunnen til dette er den vanskelige diskusjonen knyttet til menneskets historiske innflytelse på skogøkosystemet. Nyere forskning har vist at også skogene i Nord-Amerika var sterkt påvirket av indianerne før europeerne vandret inn (Denevan 1992). Blant annet satte indianerne fyr på skogene for å bedre jakten og beiteforholdene (Pyne 1982). I hvilken grad denne påvirkningen skal betraktes som naturlig, er det vanskelig å ta stilling til. I forskning og forvaltning er ofte urbefolkningens på-

virkning blitt regnet som en naturlig del av økosystemet. Dette gjenspeiler også forvaltningen av virgin forests; en brann som er påsatt skal slokkes for enhver pris, mens en brann som starter med lynnedslag skal få gå sin gang (jf Yellowstone National Park). I stedet for virgin forest bruker amerikanerne i langt større grad betegnelsen *old growth*.

I Europa er virgin forests et mer utbredt og akseptert begrep. Synonymer kan finnes i de fleste land: *urwald* (Tyskland), *prales* (Tjekkia, Slovakia), *pra-gozd* (Slovenia, Kroatia). Mennesker har påvirket skogøkosystemene i Mellom- og Sør-Europa i svært lang tid. I praksis vil dette si at de fleste skoger som blir betegnet som virgin forests er sterkt påvirket av beitebruk og hogst i fortiden (Peterken 1996). Det finnes flere eksempler på tjekkiye prales som har vært fredet i 200 år, men få eller ingen av disse kan sies å ha vært upåvirket i fortiden (Prusa 1985). I Europa vil det være svært vanskelig å finne skoger som oppfyller definisjonen i strengeste forstand (Schuck et al. 1994, Diaci 1999).

Det er tradisjon å kalle en del fredete skoger i Europa for virgin, selv om de helt klart er sterkere påvirket av mennesker enn de amerikanske old growth. I forskningsmiljøene i Europa brukes i større grad betegnelsene *natural forests*, *undisturbed forests* eller *unmanaged* som fellesbetegnelse for vernede og andre lite påvirkede skoger (Parviainen 1999). For å gjøre bildet enda mer komplisert har vi også tilgrensende begreper som *primary* eller *primeval forest*. Disse begrepene er i praksis gitt samme definisjon som virgin (Mayer & Brünig 1980). Mayer & Brünig (1980) skiller også ut *secondary virgin forest*. Dette er skoger som i dag har en struktur som virgin (ingen synlige tegn), men med en opprinnelse fra en hogstflate eller åpent beiteland.

Untouched og undisturbed forests

I norsk terminologi blir også uttrykket *urørt skog* brukt i både forskning og forvaltning (Näslund 1988, DN 1988). *Untouched forest* har i prinsippet den samme definisjonen som *virgin forest*, skogen skal være urørt av menneskehender i en spesifikk periode. Det er nettopp tidsperspektivet "i en spesifikk periode" som åpner for at skogene kan ha vært utnyttet i fortiden. Dette er imidlertid så lenge siden at slike skoger i dag har karaktertrekk som er typiske for en virgin forest. Nærliggende begrep for untouched forest vil være *virgin-*, *secondary virgin-*, *original-*, og *natural forest*.

Utredningen fra European Forest Institute bruker det nærliggende ordet *undisturbed forests* i sin hovedtittel (Schuck et al. 1994) over naturskoger i Europa. Dette er sammenfallende med den internasjonale betegnelsen *undisturbed by man* fra FAO (2000). Dette er en definisjon som er tilpasset verdens boreale og tempererte skoger, og må nødvendigvis være vidtrekkende. Likevel gjenkjenner man mange av de samme karaktertrekkene ved definisjoner på naturskog i Norge og Norden. Det gjelder både kravet om opp-

rinnelig og naturlig skog, samt kravet om at skogen ikke skal ha hatt inngrep som vesentlig endrer skogens karakter.

Managed og *unmanaged forests* er begreper som ofte benyttes i vitenskapelige publikasjoner. Begrepene henviser til forvaltningsregime, og hvilken påvirkning skogene er underlagt. Begrepet må i likhet med urørt skog knyttes til overgangen til det rasjonelle næringsrettede skogbruket. Managed skog er således skog utsatt for systematiske inngrep med målsetting om å øke produksjon eller kvalitet på tømmerverket. Unmanaged relateres derfor til høstingsskogbruket. Disse begrepene brukes imidlertid inkonsekvent, særlig etter at managed også kan inkludere naturnær skogskjøtsel.

Old-growth forests

"Because of the variation in site conditions, climate, successional dynamics and natural disturbance, the history of each old-growth stand is unique." (Morrison 1991).

Vi har ikke funnet noen gode norske ord for *old growth*. I eldre litteratur finner man ord som *eldeskog* og *fornskog*, klart hentydet til skog med innhold av svært gamle trær og "uryddig" skogstruktur. I praktisk forstand er old growth så langt det er mulig å finne, skog som er urørt av mennesker over lang tid. Derfor vil kanskje begrepet *gammel urskog* være mest dekkende. Begrepet *gammelskog* vil vanligvis favne videre og inkludere all gammel skog over en spesifisert alder (i skogbrukssammenheng ofte hogstklasse IV og eldre), uten hensyn til om skogens opphav er naturlig eller ikke.

Selv om old growth er et veletablert og akseptert begrep i Nord-Amerika, er begrepet likevel relativt nytt. Old growth diskusjonen på 1970-tallet kom som en reaksjon fra "grasrota" mot omfattende hogster og fragmentering av de statlige skogene på nordvestkysten av USA. Man var allerede på den tiden klar over de økologiske verdiene disse skogene representerte (Franklin et al. 1981). Senere på 1980-tallet kom de offentlige myndighetene på banen med politiske strategier for hvordan man skulle bevare old-growth skogene. Det meldte seg et stort behov for å definere det man ønsket å ta vare på. Definisjonene florerte blant forskere (Hunter 1989), og for å konkretisere innholdet og definisjonene av begrepet ble det nedsatt en komité - Old-Growth Definition Task Group (1986). Denne komiteen kom fram til at old-growth skoger var en svært viktig ressurs å bevare for framtiden. De laget en generell definisjon og mal, The Generic Definition and Description of Old-Growth Forests, som et utgangspunkt for å kunne foreta de nødvendige lokale tilpasninger til skogtypene. Hovedfokus i denne arbeidsdefinisjonen var rettet mot å kvantifisere ulike mål for skogstrukturer i skogene. Vi kan nevne at det for skogene på østkysten av USA i disse dager utarbeides lokalt tilpassede definisjoner for 35 ulike

skogtyper, og på Vestkysten enda flere (jf Batista & Platt 1998).

Selv om begrepet old growth er svært vanlig i Nord-Amerika, mangler det i følge Peterken (1996) en presis definisjon. Et hovedtrekk er at definisjonene fokuserer på viktige karaktertrekk ved gamle skoger, både skogstrukturer og funksjoner (Franklin et al. 1981, Spies & Franklin 1988a,b, Kaufmann et al. 1992). I vitenskapelig forstand har man forsøkt å utarbeide presise definisjoner for old growth, hovedsaklig basert på antall trær over en viss størrelse og andel stående og liggende død ved (Old-Growth Definition Task Group 1986). Et annet eksempel på skogstrukturer kan være en stor andel gamle trær over 200-250 år, rik epifyttflora, trærne med individuelle særegne former, dype kroner, og grove greiner (Franklin et al. 1981). Skogene vil alltid oppvise en kontinuerlig gradient for slike skogstrukturer, og det vil alltid være tvilstilfeller. I tillegg må slike konkrete definisjoner stadig revideres ettersom ny kunnskap kommer til. Dette er en av grunnene til at Spies & Franklin (1988a) foreslo en indeks som varierer kontinuerlig. Denne indeksen gir stor mulighet for lokal tilpasning av definisjonene, spesielt i forhold til graden av menneskelig påvirkning. Det er nettopp denne lokale tilpasningen arbeidet ble konsentrert mot utover på 1990-tallet.

En definisjon på old growth er, som Peterken (1996) nevner, både problematisk og omstridt. Dette gjenspeiler følgende dilemma: jo mer presis og operativ en definisjon er, jo lettere er det å kritisere den og å finne unntakssituasjoner. Dette gjelder selv i Nord-Amerika, hvor det er relativt klare forskjeller mellom skog som har stått urørt siden før koloniseringen, og skog som er hogd i perioden etterpå. Hunter (1997b) argumenterer for at definisjonene ikke må være for presise (som kan ekskludere utmerkede naturskoger) eller for generelle (som ikke gir grunnlag for operative handlinger). Begrepet old growth beveger seg dermed fra å gjelde en *absolutt* urørt skog til å gjelde *relativt* påvirkete skoger, ja til og med restaureringsobjekter i landskap hvor absolutt urørt skog er fraværende (Hunter 1997b).

Det er interessant å observere at begrepet old growth i stadig økende grad adopteres av europeiske og nordiske forskningsmiljøer (bl.a. Esseen 1994). En grunn til dette kan være at begrepet har fått enorm publisitet og en stor praktisk anvendelse innenfor forskning og forvaltning av skogene i Nord-Amerika (jf spotted owl). Den andre grunnen er nok at mye av den internasjonale litteraturen publiseres i amerikanske tidsskrifter, og det er i tillegg en utstrakt kommunikasjon mot amerikanske forskningsmiljøer. Tatt i betraktning begrepets opprinnelige innhold - en absolutt urørt skog - vil det være problematisk å overføre begrepet til undersøkelser i de over lang tid sterkt påvirkete skogene i Europa. Særlig gjelder dette når begrepet ikke er klart definert i Europa generelt, og i den enkelte publikasjon spesielt.

Russland kan ha skoger som er sammenlignbare med old growth når det gjelder kravet til urørthet (se definisjon Taiga Rescue Network 1999). Definisjonen er veldig generell i formen, og sier lite om karaktertrekkene til slike skoger. Russland har de siste store sammenhengende og lite påvirkede skogarealene som er igjen i Europa, og definisjonen er i stor grad innrettet mot å fange opp disse arealene. Problemet er imidlertid å identifisere disse arealene kvantitativt, til nå er dette kartlagt i form av båndlagte reservater. I Russland er det et mangfold av ulike forvaltningsregimer og reservatregler, og det er vanskelig på basis av dette å kunne si noe om skogens innhold og historiske utvikling.

Peterken (1996) knytter begrepet kun opp til skogens alder og sier videre at skog eldre enn 200 år er old growth. Skogene kan være påvirket av beite og hogst i fortiden, men de innehar likevel viktige økologiske karaktertrekk som kjenner ut de urørte skogene. Dette må sies å være en definisjon tilpasset Storbritannia spesielt.

Old forest remnants

Dette er kort og godt rester av eldre skog som har vært vanligere før. Det man i første rekke tenker på er skogsmiljøer som var vanligere før flateskogbruket tok over som viktigste forvaltningsregime i skoglandskapet. Vi kan gjerne kalle det *restbiotoper* i skoglandskapet (Gundersen & Rolstad 1998a). Dette er forbundet med skogsmiljøer med stort biologisk mangfold (Hansson 1997), og det er nettopp flateskogbruket som har skapt denne situasjonen. Begrepet passer godt sammen med det tidligere beskrevne *untouched forest*; skogen har vært urørt i en definert tidsperiode. En underforstått betingelse er at skogene den gang hadde en fleraldret og flersjiktet struktur. Karakteren til disse skogene kan være vidt forskjellig, men de har urørthet (la oss si minst siste 50 år) som et felles kriterium. Innenfor skogene som ikke er påvirket av skogbruksaktiviteter siste 50 år, vil man finne en gradient fra ensaldret gammelskog til de mest urørte skogene som finnes i Norge. De vil representere "de beste" når det gjelder forholdet til naturlighet (naturalness). Hunter (1997b) argumenterer for at en definisjon på naturskog (old growth) må være fleksibel. Naturskogene skal etter hans mening alltid fange opp "de beste" (mest naturlige) eksemplene for hver skogtype og for hvert landskap. I landskap hvor "gode" naturskogarealer mangler, vil likevel "de beste" ha stort restaureringspotensiale, de vil raskest utvikle kvaliteter som kjenner ut mer urørt naturskog. Man kan til og med tenke seg at systematisk naturnær skogskjøtsel og hogstregimer vil kunne forbedre de verdier naturskogene representerer (Hunter 1997b).

Ancient and recent woodlands

Det er vanskelig å finne gode norske ord også for disse begrepene. Direkte oversatt kan kanskje *eldgammel* brukes, og som tidligere nevnt har vi i vårt språk også

fornskog på lik linje med fornminne. Dette hentyder jo på en skog som er bevart for ettertiden. *Ancient* kan også hentyde på skog som ikke eksisterer i dag (det har vært skog på dette arealet også i fortiden), og dette vanskeliggjør en oversettelse av begrepet.

I skoghistorisk sammenheng er Storbritannia spesielt. De opprinnelige skogarealene ble allerede før vår tidsregning i stor utstrekning omformet til jordbruksarealer, og landskapet var sterkt fragmentert (Mitchell 1988, Day 1991). Der det i boreale områder var små jordlapper i skoglandskapet, var det i Storbritannia små skogfragmenter i jordbrukslandskapet. Skogen ble også brukt intensivt til beite og hogst. Spørsmålet som har blitt så viktig i en bevaringssammenheng i Storbritannia er: hvor lenge har skogen hatt kontinuerlig trevegetasjon? Historiske kart tilbake til 1600-tallet har vært den viktigste kilden for å påvise dette. *Ancient woods* refererer til skoger som hadde trevegetasjon for 400 år siden, mens *recent woods* har trevegetasjonen innfunnet seg de siste 400 årene. Det er viktig å merke seg at alle former for skogbruk i historisk tid godtas i definisjonen av ancient woods. Det som bryter kontinuiteten er totalt skifte i arealbruk, fra skog til beitebruk eller oppdyrking. Dette betyr at ancient woods ikke nødvendigvis innehar gamle trær i dag.

I Storbritannia er det videre vanlig å dele skogene inn i *primary* og *secondary woodlands*. Primary woodlands er skog som alltid har hatt trevegetasjon, altså et restareal etter de skogene som fantes før jordbruket kom. Secondary woodlands er skog som en eller flere ganger opp gjennom historien har vært brukt til åpent beiteland eller oppdyrking. Pollenanalyser kan brukes til å skille mellom disse skogtypene (Day 1991). Årsaken til at det er viktig å skille ut primary woodlands, er at disse skogene representerer en lang kontinuitet i levested for planter og dyr, i tillegg til at områdene i lange perioder har vært isolert fra annen skog. Dette har gitt en spesiell flora og fauna (Peterken 1974, Rose 1976, Rackham 1980).

I Storbritannia ble skogbrukere allerede på 1800-tallet klar over betydningen av ancient og primary woodlands (Jones 1961, Watkins 1988). Det var imidlertid først på 1970-tallet at begrepene fikk et vitenskapelig tilsnitt og ble innarbeidet i nasjonale bevaringsstrategier (Rackham 1980, Norse 1990, Watkins 1990). En svakhet ved metoden er at det ikke er en automatisk sammenheng mellom kontinuitet i trær (ancient) og forekomst av skogstrukturer og arter. Dette betyr at ancient woods per definisjon er noe helt annet enn old growth.

Indigenous and native woodlands

Disse begrepene tas med fordi det har vært en del misforståelser i forhold til kravet om urørthet i ulike naturskogbegreper (Peterken 1996). Slike skoger inneholder det vi vil kalle *hjemlig* eller opprinnelig skogvegetasjon. Arter er hjemlige hvis de ikke er innført av mennesker. Dette reiser selvfølgelig en del

tvilstilfeller, for eksempel arter som er innført langt tilbake i historien, bevisst eller ubevisst. Eller der arter er utryddet av mennesker, og senere innført igjen. Vi skal ikke ta denne diskusjonen her.

Begrepene er vanlig brukt i Mellom- og Sør-Europa, i særlig grad knyttet til urban skogvegetasjon eller rekreasjonsskoger (Dyring 1986, Thorén et al. 1997, Florgård 1999). De er videre oftest knyttet til naturlig skogvegetasjon, de artene som naturlig finnes på voksestedet. Dette kan oppfattes som en motsats til de menneskeskaptene miljøene i byene, som parker og andre grøntanlegg. *Indigenous woodland* trenger ikke å være naturlig skogvegetasjon, men det kan for eksempel også være monokultur av et hjemlig treslag. Likeledes kan slik skog være underlagt ulike forvaltningsregimer; skjøttete og uskjøttete skoger, plantete eller naturlig foryngete skoger. Begrepet knyttes altså opp til skogens innhold av arter, og kravet er at de skal være naturlige for voksestedet (f.eks. ikke gran på lynghei), eller at de skal være hjemlige (ikke edelgran i Norge).

I Norge vokser det fram et nytt faguttrykk eller begrep, *urskogpark* (Karlstrøm 2001). Dette er rett og slett et opplevelsesområde, gjerne nær en by eller et tettsted, der skogen er overlatt til seg selv. I sin opprinnelse har det ikke noe med definisjon av urskog å gjøre, men urskog er et allment slanguttrykk for mangel på skjøtsel og uryddighet. Det sier mye om hva folk i første rekke byer og tettsteder legger i ordet urskog.

Wilderness areas

Levende skogs (1998) standard for biologisk viktige områder beskriver naturskog som "...større sammenhengende urskoglignende områder...". Dette åpner for at naturskog kan knyttes opp til arealkrevende arter og *villmarksområder*. Et fokus på større sammenhengende naturskogområder er også et poeng for at naturskogen skal kunne oppvise naturlig dynamikk i lys av storskala forstyrrelser, og en variasjon i ulike suksesjonsstadier som følger av dette. En slik motivering er bl.a. lagt til grunn i kartlegging av gjenværende naturskogområder som nylig er gjennomført i europeisk Russland (Yaroshenko et al. 2001). Her ble det satt en nedre grense på 500 km² for skogområder som skulle inkluderes i kartleggingen.

En egentlig definisjon av *villmark* utviklet seg i kjølvannet av amerikansk villmarkslovgivning (The Wilderness Bill) på 1960-tallet. I Nord-Amerika har sivilisasjonen bare hatt 300-400 år til å omforme jomfruelig land, og presset mot naturen framstår i et ekstra dramatisk lys. Det har vært folk overalt i Nord-Amerika i tusenvis av år, så det å snakke om helt urørt natur gir liten mening. Diskusjonene om definisjoner endte opp med at villmark er områder som ikke er berørt av menneskelig virksomhet på avansert teknologisk nivå. Dette betyr at så lenge folk lever i ett med naturen, som jegere, nomader, fangstfolk, og samlere, har de villmarken i behold rundt seg. Men

villmark er ikke alltid folketom eller helt uberørt, og menneskene har ofte etterlatt seg kulturhistoriske spor som fangstanlegg o.l. Et godt eksempel kan være fjellsamisk kultur i de store villmarksområdene i svensk Lappland, med Padjelanta, Sarek, Stora-Sjöfallet og Sjauna nasjonalparker. Det går fram av disse eksemplene at villmark ofte er forbundet med store sammenhengene områder. Dette skyldes at man i den amerikanske debatten fokuserte på at villmark skulle dekke store områder, og som et generelt mål kom man fram til at et område må dekke omlag 400 km² for at det skulle kunne kalles villmark (Gilligan 1963). Til sammenligning dekker Femundsmarka nasjonalpark 390 km², herav 148 km² skog (mest lauvskog).

I Norge er tilsvarende definisjon av villmark blitt brukt i bevaringsarbeid, der blant annet Hardangervidda ble betraktet som *kvalifisert villmark* (NOU 1974). Begrepet er kanskje først og fremst benyttet i kartlegging av inngrepsfrie naturområder (NOU 1980). Et særtrekk ved villmark er at selve karakteren er sårbar, og NOU (1980, 1986) har vist at inngrepsfrie naturområder har hatt en drastisk tilbakegang siste 100 år. Diskusjonen har gått heftig knyttet til hva som skal oppfattes som inngrepsfrie naturområder. Uenigheten har ligget på selve definisjonen og kriteriene som er lagt til grunn for registreringen hentet fra den amerikanske tradisjonen.

Det er ofte følelsen av villmark som er det viktigste kriteriet. Dette kom tydelig fram under den omfattende nasjonale utredningen om ressurser for friluftslivet i USA i 1962, og det illustrerer at naturopplevelsen og muligheten til å oppleve villmarksnatur er vesentlig (Gilligan 1963). Legg merke til at ved å ha store villmarksområder kan disse huse arealkrevende arter, men det er ofte opplevelsen og følelsen av å ha for eksempel ulv og bjørn i nærheten som er det viktige.

2.4 Hovedtrekk ved definisjoner av naturskog og tilknyttede begreper

Tabell 2.1 oppsummerer hvordan begrepet naturskog er brukt i forskjellige sammenhenger. Definisjonene er forsøkt gruppert i forhold til hvilke aspekter ved naturskog det er lagt vekt på. Øverst i tabellen finner vi fire definisjoner som essensielt sett fokuserer på urskog (Mayer & Brünig 1980, Leibengut 1982, Peterken 1996, Parviainen 1999): De setter krav om at skogen skal være urørt/uforstyrret av menneskelig påvirkning og formet av naturlig dynamikk. De varierer riktignok litt med hensyn til hvor absolutt de mener at menneskelig påvirkning skal være fraværende. Det kan dermed tenkes mer glidende overgang til definisjonene for naturskog (jf også argumentene til Hunter (1997b) gjengitt over).

Deretter kommer en rekke ulike definisjoner på naturskog som i hovedsak setter kriterier for grad av menneskelig påvirkning (DN 1988, Berntsen & Hågvar 1991, Tanninen et al. 1994, Stortingsmelding nr. 17 1998-99, Parviainen 1999, FAO 2000, Siste Sjanse

2001, Urskogsinventeringen i Sverige (div. referanser)): Det er absolutte krav om naturlig foryngelse ved stedegent genetisk materiale. Dessuten gir de uttrykk for at menneskelige aktiviteter for øvrig ikke skal ha påvirket naturlig skogdynamikk, struktur eller økologi på noen vesentlig måte. Noen av dem spesifiserer hva slags skogkulturiltak som ikke skal ha funnet sted, andre er mer generelle i formuleringene. De fleste av disse definisjonene sier også at skogdynamikken skal skje naturlig (naturlig suksesjon mot klimaks, langtids kontinuerlig skogdekke, etc). Bare noen av definisjonene stiller krav til bestemte aspekter ved skogstrukturen, artsinnholdet eller økologi for øvrig.

Den neste gruppen av naturskogdefinisjoner (DN 1994, Miljøministret 1994, Taiga Rescue Network 1999, Møller 1988a) fokuserer på naturlig foryngelse, men sier lite om annen menneskelig påvirkning. Noen av dem setter imidlertid krav til skogdynamikk, og i ett tilfelle til struktur og artsmangfold (Taiga Rescue Network 1999, fennoskandisk definisjon). Den danske definisjonen for urørt skog (Miljøministret 1994) aksepterer en viss menneskelig påvirkning, og setter ellers få krav til skogen, og passer dermed best som en litt romslig naturskogdefinisjon.

Det er imidlertid en gruppe av definisjoner som i liten grad setter krav til fravær av menneskelig påvirkning, annet enn indirekte ved at de krever skog dominert av naturlig dynamikk (Leibengut 1987, Kaufmann et al. 1992, Whitney 1987, Peterken 1996). Disse setter i hovedsak krav til naturlig suksesjon, klimaks og langtids kontinuerlig skogdekke, og enkelte av dem spesifiserer også forhold ved skogstrukturen som skal være oppfylt.

Levende skogs (1998) beskrivelse av naturskog er i denne sammenhengen nokså unik ved at den er svært generell ved å kreve større urskogslignende områder. Selv om enkelte av de andre beskrivelsene og definisjonene også sier noe om størrelsen på områdene, er ingen av dem like klare på dette punktet.

Den siste gruppen av definisjoner fokuserer i all hovedsak på skogens struktur som kriterium for naturskog (Ödemarkskomiteéns betänkande 1989, Andersson & Bohlin 1998, Arbeidsgruppen for miljøorganisasjoner i Norge 1998, NOA 2001). Disse setter krav til forekomst av død ved, skogens sjiktning, alder og treslagssammensetning. Et par av dem (Andersson & Bohlin 1998, NOA 2001) krever også forekomst av rødlistearter som indikatorer for skoglig konituitet.

Svært mange av definisjonene i Tabell 2.1 baserer seg på krav til liten menneskelig påvirkning og/eller naturlig skogdynamikk, faktorer som er konsistente med en skogøkologisk og dynamisk forståelse av naturskog som omfatter både unge og gamle suksesjonsstadier. I den siste gruppen synes definisjonene imidlertid å fokusere kun på gammel naturskog som sjelden utsettes for storskala naturlige forstyrrelser (se også kapittel 3 om naturskogens økologi). Slik sett kan den siste gruppen av definisjoner sies å være mindre anvendelig for å dekke alle stadier av naturskog, men er et uttrykk for et bevisst valg av skog med visse

karaktertrekk blant spekteret av naturskogtyper. De fleste definisjonene er generelle i formen, i den forstand at de kvalitativt beskriver naturskog som lite påvirket av mennesker, ofte som motsatt til kulturskog som er vesentlig påvirket av mennesker. Svært få definisjoner går så langt at de utleder kvantitative kriterier og indikatorer som kan brukes i praktisk registreringsarbeid (f.eks. Old-Growth Definition Task Group 1986, og til en viss grad Andersson & Bohlin 1998).

3 Skog underlagt naturlig dynamikk – økologi, arter, miljøverdier

Skog utgjør en viktig del av naturens mangfold i Norge. Skog dekker store arealer, setter et karakteristisk preg på landskapet, og utgjør leveområde for store deler av det biologiske mangfoldet. I norsk sammenheng har de *boreale* skogene størst omfang, og de utgjør en vestlig utløper av den eurasiatiske taigaen. Slike skoger omfatter typiske barskogsutforminger dominert av gran og/eller furu, med innslag av bjørk, osp og en del andre lauvtrær. De boreale bjørkeskogene i nord og mot fjellet utgjør også en karakteristisk og særpreget del av de boreale skogene som Norge i internasjonal sammenheng har et særlig ansvar for.

For å karakterisere boreal skog som en samling av naturlige økosystemer kan vi ta utgangspunkt i disse økosystemenes sammensetning (f.eks. hvilke arter som finnes), struktur (f.eks. mengdeforholdet mellom artene) eller funksjon (dvs hvilke naturlige prosesser som regulerer mengde av og relasjoner mellom de ulike artene) (jf Noss 1990). I tillegg kan vi vektlegge hvordan de boreale økosystemene, slik vi kjenner dem i dag, har framkommet ved naturlige prosesser som innvandring, utdøing og suksesjon av arter og ved naturlige forstyrrelsesprosesser. Til sammen kan slike betraktningmåter gi oss et grunnlag for å beskrive hva vi forstår med begrepet naturskog. En slik beskrivelse utgjør en modell for hva som karakteriserer naturskog.

Det vil ofte være enklest å karakterisere økosystemer ut fra deres sammensetning og struktur, siden dette er parametre som forholdsvis lett lar seg observere. Men for at dette skal være nyttig, må økosystemene ha en stabilitet i slike parametre over tid. Som vi skal se nedenfor, er boreale økosystemer, i et geologisk tidsperspektiv, unge, umodne økosystemer som gjennomgår omfattende og hyppige naturlige endringer i mange av sine komponenter. Det kan derfor vise seg vanskelig å formulere en god modell for naturskog basert på sammensetning og struktur alene. For dynamiske økosystemer – som boreal skog – vil trolig systemprosesser være vel så egnet til å beskrive økosystemenes grunnleggende egenskaper over tid.

Nedenfor skal vi drøfte noen tilnærminger til økologiske egenskaper ved naturskog, med hovedvekt på naturlig skogdynamikk, og hvordan våre forestillinger om slik dynamikk eventuelt kan brukes til å

gi begrepet naturskog et konsistent og praktisk rettet innhold.

3.1 Hva skaper naturlig dynamikk i skog?

For å danne oss et riktig bilde av den boreale skogens økosystemer er det viktig med et dynamisk perspektiv. Selv uten menneskets påvirkning gjennomgår naturen store endringer, på ulik skala i tid og rom. Avhengig av endringenes regelmessighet og omfang kan skogen og dens økosystemer likevel framvise en viss stabilitet i struktur og funksjon. For å forstå skogens naturlige dynamikk er det derfor nødvendig å se nærmere på hvilke faktorer som påvirker skogen under naturlige forhold.

Sterkt forenklet kan vi si at skogen som biologisk samfunn gjennomgår en gradvis utvikling - suksesjon - der visse arter faller ut mens andre kommer til ettersom tiden går. Biokjemiske prosesser i økosystemene og interaksjoner mellom artene endres også gjennom suksesjonen, ofte fra prosesser i hovedsak styrt utenfor systemet av abiotiske krefter, til prosesser i større grad regulert internt ved interaksjoner mellom biologiske komponenter i økosystemene. Mens naturlig suksesjon bygger opp eller utvikler skogen som biologisk samfunn, vil ulike forstyrrelser, som f.eks. brann, storm eller insektangrep, kunne sette slike samfunn tilbake til tidligere stadier i suksesjonen eller skape andre typer samfunn. Slike forstyrrelser fornyer eller endrer skogsamfunnene ved å skape raske forandringer i artssammensetning og økologiske prosesser. Vi kan snakke om primær suksesjon der utviklingen skjer på mark som ikke tidligere har vært vegetert, f.eks. etter istidene eller jordras/masseutglidninger, og sekundær suksesjon der utviklingen skjer med utgangspunkt i eksisterende, men forstyrrede biologiske samfunn. Dersom suksesjoner får utvikle seg uten omfattende forstyrrelser over lang tid, vil noen biologiske samfunn kunne utvikle seg til nokså stabile klimakssamfunn påvirket av langsomme og småskala endringer.

Langsiktige endringer etter istidene

De siste 2,5 millioner årene har det foregått drastiske klimaendringer, med flere perioder med omfattende nedising av nordlige områder. Disse setter fremdeles et sterkt preg på naturen i Norden, ca. 10 000 år etter avslutningen av siste istid. Innlandsisen har formet landskapet og påvirket klimaet, og den fjernet så godt som alt det opprinnelige biologiske mangfoldet. De artene vi finner i Norden i dag, har derfor innvandret fra andre steder i løpet av forholdsvis kort tid, sett i et geologisk tidsperspektiv. Økosystemene har i samme periode utviklet seg fra grunnen av, ved primær suksesjon fra et langt på vei ikke-biologisk grunnlag.

Klimaendringene som fulgte etter siste istid, med vekslinger mellom varme/tørre og kjølige/fuktige perioder, førte til ytterligere ustabilitet i naturforholdene og la begrensninger på hvilke arter som kunne etablere seg. Den organiske delen av jordsmonnet i

boreale skoger er fremdeles ungt og dårlig utviklet. Mange biologiske samfunn framstår som ustabile og "umettete", dvs at nye arter lett kan etablere seg. Suksesjonene etter siste istid foregår fremdeles, noe granas innvandring er et tydelig eksempel på. Grana begynte å etablere seg som dominerende treslag i Norge først for ca. 2000 år siden, og naturlige forekomster av gran i vestlige deler av Norge er mange steder bare noen få grangenerasjoner gamle (Hafsten 1992). Disse naturlige endringene gjør at vi må gi avkall på forestillinger om en slags langsiktig naturlig stabilitet i skogens økosystemer.

Det er også verdt å merke seg at mange av de mest omfattende endringene i skogene de siste 2000 årene har falt sammen med menneskets økende innflytelse på skogene og deres biologiske ressurser. Menneskets historiske påvirkning på norske skoger kan i en viss forstand betraktes som en grunnleggende økologisk faktor som har formet skogens struktur og funksjon på linje med ulike naturlige prosesser.

Naturlige suksesjoner i skog

Suksesjoner i skog vil foregå etter naturlige storskala forstyrrelser og vil være spesifikke i forhold til det lokale vegetasjonssamfunnet og miljøforholdene (jordsmonn, fuktighet, klima) på stedet. Slik sett kan det tenkes et bredt spekter av ulike naturlige suksesjoner, men skjematisk kan suksesjonene i skog grupperes til hhv furudominert suksesjon på tørr og næringsfattig mark og grandominert suksesjon på fuktigere og oftest rikere mark (Haapanen 1965, se også Solheim 1987, DN 1994).

Etter omfattende brann eller stormfelling på næringsfattig mark vil bjørk, dels også andre lauvtrær som osp, rogn og viere, utgjøre blandingsbestand med furu de første 20 årene. Etter som skogen vokser til vil lauvtrærne gradvis falle fra og furu bli mer dominerende, for til slutt å ende opp som nokså rene furubestand med innslag av enkeltstående bjørketrær etter ca 60 år. Huse (1965) har beskrevet utviklingen av urskogen i Pasvik, gjennom en ungdomsfase fram til ca 60 år, deretter en optimalfase med nokså ensaldret livskraftig furubestand som etterhvert går over i en aldersfase når flere av trærne dør. Deretter inntreer en oppløsnings- og ungdomsfase der mange gamle furuer er døde og gir rom for ny vekst av unge furu- og bjørketrær. Denne fasen kan utvikle seg videre til en bledningsfase med trær i ulike aldre innen samme bestand. Bledningsfasen dekket bare små områder i Huses undersøkelser i Pasvik, og denne fasen vil normalt ikke finnes i områder som nokså regelmessig utsettes for skogbrann.

Etter brann eller stormfelling på rikere og fuktigere mark vil vi få rikt oppslag av ulike lauvtrær (gråor, bjørk, osp, rogn), dels også gran og furu. Lauvtrærne vil vokse raskt og dominere de første 20 årene. Deretter vil gråor og bjørk dominere, mens gran kommer inn i større grad. Etter ca 40 år vil gran utvikle seg som dominerende treslag, mens lauvtrær og furuer blir

undertrykket. Etter ca 80 år vil grantrær dominere helt, men en del større bjørker vil fremdeles kunne forekomme. Etterhvert som skogen eldes vil flere trær dø og gi åpning for vekst av nye trær, og det kan utvikles en flersjiktet, ofte litt glissen skog (jf glenneforyngelse nedenfor).

En slik skjematisk framstilling kan være dekkende for mye av den boreale barskogen, men vil i realiteten variere en del for ulike skogtyper. Både fjellbjørkeskog, ulike kystskoger og edellauvskog vil oppvise andre suksesjonsfaser og karakteristika. Hvor langt de ulike suksesjonene får utvikle seg, vil avhenge av hvor hyppig og omfattende de blir forstyrret av naturlige påvirkningsfaktorer som virker på ulik skala (jf nedenfor).

Storskala forstyrrelser: skogbrann, stormfelling, insektangrep

I tillegg til de langsiktige endringene i økosystemer som skyldes suksesjoner etter siste istid, foregår det også naturlige endringer mer lokalt på kortere tidskala. Disse endringene skyldes ulike typer naturlige storskala forstyrrelser. De siste 20 årene er det særlig fokusert på skogbranners betydning for boreale skogers utforming og innhold av biologisk mangfold. Skogbranner har lenge vært regnet som den viktigste storskala forstyrrelsesfaktoren i kontinentale boreale skoger i Sibir og Nord-Amerika. Hos oss har det vært uklart hvor viktige skogbranner har vært i naturlig skogdynamikk, men følgende mønstre synes nå å avtegne seg, hovedsakelig basert på svenske og russiske studier.

Under lengre perioder ser det ut til at branner i boreale skoger opptrer forholdsvis sjeldent, med lite omfang og med lav intensitet. I enkelte år, oftest under spesielle værforhold, kan det imidlertid forekomme omfattende, store branner, til dels med høy brannintensitet, som gjør omfattende skade på skogen (Johnson 1992, Solbraa 1997). Studier fra Sverige tyder på at skogbranner kan opptre hyppig og ha forholdsvis stort omfang på visse mark- og terrengtyper (Zackrisson 1977, Engelmark 1984, Esseen et al. 1997). Dette gjelder spesielt i tørr furuskog på flater eller konvekse åser, der det kan brenne med 45 års intervaller, og enkeltbranner kan dekke arealer på mer enn 10 km² (Engelmark 1987, Niklasson & Granström 2000). De fleste branner har likevel omfang fra få hundre kvadratmeter til et par hektar. Fuktige skogtyper i forsengkninger og nordhellinger, som sumpskog og friske granskoger, brenner imidlertid sjelden eller nesten aldri (eventuelt med flere hundre års mellomrom) (Zackrisson 1977, Hörnberg et al. 1995, Angelstam 1998, men se også Granström et al. 1995, Granström 2001). Slike områder med brannrefugier er anslått å utgjøre minst ca. 25-30% av skogarealet i Nord-Sverige (Engelmark 1984, Zackrisson & Östlund 1991). Også studier fra nordlige skoger i europeisk Russland tyder på tilsvarende mønstre. Brann framstår som en viktig påvirkningsfaktor i skogtyper på

grunnlendt og/eller godt drenert mark, mens skog på fuktigere mark er vesentlig mindre påvirket av brann (Yaroshenko et al. 2001). I et taigaområde vest for Uralfjellene kan det f.eks. se ut til at inntil 50% av skogen befinner seg i klimaksstadium, dvs at den brenner ganske sjelden og domineres av småskala glennedynamikk (se nedenfor) (Syrjänen et al. 1994). Omfattende kronebrann er sjelden i Skandinavia, men kan forekomme i granskog. For det meste vil vi ha overflate- og markbranner.

I Norge består den boreale skogen av en finskala mosaikk formet av variert topografi med hyppige innslag av myrer og vann. Klimaet i Norge er også relativt fuktig, så selv om skogbranner kan ha vært viktige i tørre skogtyper, har trolig omfang og hyppighet av slike forstyrrelser vært mindre i Norge enn i områder lenger øst. I den grad skogbranner antas å være forårsaket av lynnedslag, vil brannfrekvensen være størst i sørlige og kontinentale strøk, der tordenvær er vanligst. Det ser imidlertid ut til at også mennesker kan ha vært viktige for å sette i gang skogbranner i en del områder, både i forbindelse med svedjebruk og i forsøk på å forbedre skogsbeite (Niklasson & Granström 2000, Groven & Niklasson 2002). Dette kan ha hatt særlig betydning i østlige områder som Finnskogen, med omfattende og lange tradisjoner for svedjebruk. Også russiske studier tyder på at mennesket har vært en viktig faktor for igangsetting av branner i boreal skog over lange tidsrom. I tørkeåret 1999 var det f.eks. betydelig større brannfrekvens i skogområder nær bebyggelse og infrastruktur enn i skogområder langt fra folk og med generelt liten påvirkning fra mennesker (Yaroshenko et al. 2001). Med omfattende endringer i bruken av skogen over de siste 100 årene, med endringer i landskapsstrukturen som følger av dette, samt med dagens aktive bekjempelse av branner, er skogbrannfrekvensen og omfanget sterkt redusert i forhold til tidligere tider.

Branner gir drastisk endring av skogens struktur og økologiske forhold, men de enkelte brannene har et svært ulikt forløp og intensitet som skaper variert påvirkning på skogen. Mange arter er spesielt tilpasset ulike suksesjonsstadier etter skogbrann, enten direkte knyttet til de endrete økologiske forholdene, spesielt i form av tilgang på dødt, brent virke eller brent jord (f.eks. mange sopper) eller indirekte ved tilknytning til brannavhengige arter (f.eks. mange insekter som lever av og i sopper på branndrept virke).

Mens skogbranner som økologisk faktor har vært studert ganske inngående de siste årene (særlig i Sverige og Nord-Amerika; Skog & Forskning 4/1991, 3/2001), er det fremdeles dårlig dokumentert hvilket omfang og hvilken økologisk betydning stormfelling, sopp- og insektangrep og andre forstyrrelsesfaktorer kan ha for skogstruktur og -dynamikk i boreale skoger. I mer oseaniske områder, mot kysten, nordpå og mot fjellet er betydningen av stormfelling trolig viktigere enn skogbrann. Selv i et taigaområde vest for Uralfjellene, der også skogbrann på tørr mark kan være

omfattende, kan effekter av stormfelling på skogen spores over tusener av hektar, i sammenhengende striper på mer enn 50 km (Syrjänen et al. 1994, Kuuluvainen et al. 1998). Også insektangrep kan ha stor betydning som skadegjørere i visse skogtyper, ikke minst i Nord-Amerika og Sibir (Bonan & Shugart 1989). I Norden er dette best dokumentert for fjellbjørkeskog, der ulike arter av bjørkemålere kan drepe trær over store områder enkelte år (Ruohomäki et al. 2000). I barskog er trolig effektene av insektangrep mer lokale, men også her kan f.eks. granbarkbiller drepe enkelttrær og grupper av trær over store områder i år med store tørkeproblemer. Enkeltvis vil skogteigene som blir utsatt for stormfelling eller insektangrep, neppe utgjøre så store enheter som under skogbrann, men samlet sett kan effektene av slike lokale påvirkninger omfatte store arealer. Skadete og døde trær etter stormfelling og insektangrep vil utgjøre en essensiell ressurs for mange arter gjennom den påfølgende nedbrytingsprosessen, der ulike arter av nedbrytere og tilhørende arter finner gunstige leveforhold i ulike faser av nedbrytingen. Mengde og kvalitet av ulike typer død ved utgjør en sentral ressurs for store deler av biologisk mangfold i skog (se nedenfor).

Felles for skogbranner, stormfelling og til dels insektangrep er at de utgjør storskala forstyrrelser som kommer med ganske uregelmessige mellomrom og enkeltvis har lite forutsigbare konsekvenser. Likevel vil de gjerne ramme skog og trær som vokser på bestemte mark- og terrengtyper, eller som har nådd en bestemt utviklingstilstand. Selv om den enkelte forstyrrelsen kan framstå som en uforutsigbar begivenhet, vil det ofte danne seg et mønster av slike forstyrrelser når de ses i sammenheng over tid og større arealer. Slike mønstre i forstyrrelsene kan karakteriseres ved deres omfang, intensitet og hyppighet. Ut fra sine spesifikke karakteristika vil forstyrrelsene forme struktur og funksjon hos skogenes økosystemer og tilhørende biologisk mangfold.

Småskala forstyrrelser: intern dynamikk – glenneforyngelse

I skog som unngår storskala forstyrrelser vil mange trær kunne nå sin maksimale biologiske levealder. Foryngelsen vil her skje ved at enkelttrær eller mindre grupper av trær fra tid til annen dør på rot eller faller om. Dette kan skyldes en rekke ulike faktorer, som angrep av sopp, insekter, sykdommer, ved vindfall eller snøbrekk, ved uregelmessigheter i grunnforholdene eller ved en kombinasjon av slike faktorer (Kuuluvainen 1994, Esseen et al. 1997). Dette skaper mindre åpninger, glenner, i skogen der lys og varme kan slippe til og gi grunnlag for spiring av frø. Der rotvelter har blottlagt mineraljord, blir spiringsforholdene spesielt gode. Glenneforyngelse skaper variasjon i jordbunnsforhold og feltsjikt som skaper livsmiljø for mange arter. Samtidig vil hver enkelt slik forstyrrelse ha et begrenset arealomfang, noe som vil

bidra til å opprettholde bestandsklimaet over lengre tid i omgivende skog (dvs medføre liten klimatisk kant-effekt). Det vil også være jevn tilgang på habitat-elementer som gamle trær og ulike typer død ved i lokalområdet for foryngelsen. Glenneforyngelse representerer endringer i skogstruktur og økologiske forhold på liten romlig skala. Mangelen på storskala forstyrrelser i skog preget av glenneforyngelse bidrar til å opprettholde stor grad av kontinuitet i skogens økologiske egenskaper.

Glenneforyngelse er den vanligste formen for naturlig foryngelse i alle skogtyper som ikke er utsatt for hyppige storskala forstyrrelser. Direktoratet for naturforvaltning har antydnet at glenneforyngelse utgjør den viktigste formen for foryngelse på minst 40% av det produktive skogarealet i Norge (DN 1994). For sumpskog, myrskog og skog i beskyttede kløfter og bekkefar vil den dominere helt som foryngelsesform.

Landskapsstruktur og økosystemdynamikk

Vi har hittil forholdt oss til boreal skog som om denne bare består av trær. I virkeligheten er det boreale skoglandskapet en mosaikk av skog, myr, vann og treløse områder som enger, bergskrenter og annet. Skogen dominerer over store arealer, men andre biotyper utgjør også karakteristiske og integrerte deler av skoglandskapet.

Lokale terreng- og markforhold, med spesifikk hydrologi og jordsmonn, skaper grunnlag for utvikling av ulike skogtyper. De forskjellige skogtypene vil være utsatt for storskala forstyrrelser i ulik grad, og de vil utvikle seg i samspill med slike forstyrrelser. Vi har ikke presis kunnskap om hvor omfattende f.eks. skogbrann har vært eller hvor store områder som har vært dominert av glenneforyngelse. Trolig har forstyrrelsesregimenes omfang og intensitet forekommet i gradienter av påvirkning, der f.eks. noen skogbestand har brent ofte, andre sjelden og noen kanskje ikke i det hele tatt (jf ASIO-modellen til Angelstam (1998)). Ut fra den kunnskapen vi har om naturlig skogdynamikk, synes det rimelig å anta at både områder sterkt påvirket av brann og områder som i lange perioder unngikk storskala forstyrrelser (dvs såkalt kontinuitetsskog), var atskillig mer utbredt i skog under naturlig dynamikk enn i dagens skoglandskap. Dessuten vil brannpåvirkete flater og skog i brannrefugier ha vært fordelt vesentlig annerledes enn vi slik vi ser fordelingen av hogstflater/ungskog og gammelskog i dag.

Det boreale skoglandskapet utgjør en variert mosaikk av ulike skogtyper i veksling med andre biotyper som myr og ferskvann. Økologiske prosesser knytter de ulike komponentene sammen, og mange arter utnytter ressurser i forskjellige økosystemer. Samtidig vil de enkelte skogtypene ha sine karakteristiske forstyrrelsesregimer og økologiske egenskaper, noe som gir mulighet for spesielle tilpasninger hos arter som utnytter de enkelte livsmiljøene. I vår modell for skog under naturlig

dynamikk er det derfor viktig å legge an et perspektiv som omfatter hele skoglandskapet, med stor variasjon i forstyrrelsesregimer, økosystemer og prosesser.

3.2 Viktige habitatelementer og bestandsegenskaper i naturskog

De økologiske prosessene (forstyrrelser og suksessjoner) former skogens ulike biotoper, vegetasjonstyper og habitatelementer. Det kan derfor være nyttig å identifisere spesielle habitatelementer og bestandsegenskaper som er karakteristiske for skog under naturlig dynamikk. I stor grad vil slike elementer reflektere egenskaper ved skogstrømme, som hvilke treslag som fins, samt deres aldersfordeling og nedbrytningsstadier.

Aldersstruktur og sjiktning

I skogtyper som ikke er dominert av regelmessige økologiske katastrofer som skogbrann, vil det utvikle seg en flersjiktet skogstruktur med trær av ulik alder i samme bestand. Et eksempel på dette kan vi se i aldersfordelingen for gran i urskog fra Oppkuven i Nordmarka nord for Oslo (Figur 3.1). En variert vertikal bestandsstruktur byr på flere ulike livsmuligheter for artene og fører til rikere artsmangfold. Dette er spesielt godt dokumentert for fugler (jf Cody 1974), der variasjon i artsmangfoldet i stor grad kan forklares ved skogens vertikale struktur (under ellers like forhold). Flere arter, f.eks. jerpe og nøtteskrike, forekommer også hyppigere i slik skog, eller de har bedre reproduksjon eller overlevelse pga. bedre beskyttelse mot rovdyr eller bedre tilgang på næring. For andre artsgrupper enn fugler foreligger det lite dokumentasjon om betydningen av variasjon i bestandets aldersstruktur (men se f.eks. Pettersson et al. 1995, Pettersson 1996).

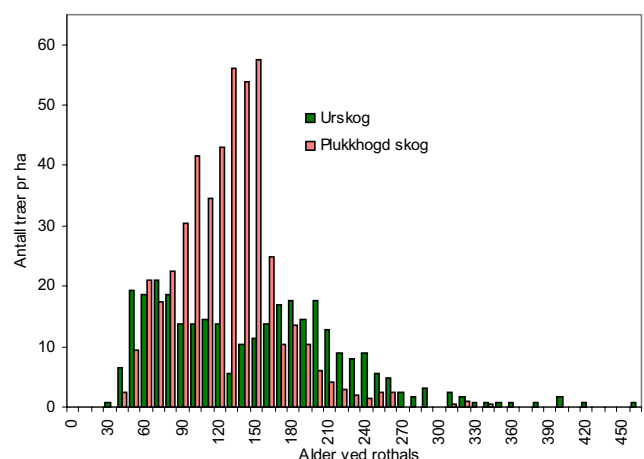


Fig. 3.1. Aldersfordeling for trær >10 cm DBH i urskog og plukkhogd skog fra Nordmarka, nord for Oslo. I urskog står det 316 trær pr ha, mens det i plukkhogd skog står 473 trær >10 cm DBH pr ha. (Data fra Groven et al. 2002 og Groven, unpubl.)

Gamle og store trær

Gjennom naturlige suksesjonsforløp kan skogstrærne oppnå en betydelig alder, 5-600 år for gran og 7-800 år for furu (Tabell 3.1). Selv om de fleste trærne ikke blir så gamle, vil urørt skog vanligvis bestå av et ganske stort antall gamle og store trær. Slike trær har stor betydning for mange arter. Ved sin størrelse og alder byr de på særegne og varige leveområder. Mange fugler vil være avhengige av trær over en viss størrelse som reirtrær (f.eks. kongeørn, svartspett). Mange kryptogamer og insekter er også avhengig av langvarige suksesjoner som bare er mulig på gamle trær.

Tabell 3.1. Maksimumsalder for gran og furu i Norden.

	Talte årringer	Beregnet maksimumsalder	Sted	Referanse
Gran	533	587-620	Vilhelmina, Sverige	Niklasson & Zielonka 1999
	477		Selbu, Sør-Trøndelag	Eidem 1943
	473	Selbu, Sør-Trøndelag	Eidem 1943	
	432	456 ± 5	Oppkuven, Nordmarka	Rolstad et al. 1996, pers. obs. 2001
Furu	810		Nord-Finland	Sirén 1961
	706	715	Forrfjordalen, Troms	Tveite, B. pers. med.
	706	711+	Muddus, Nord-Sverige	Engelmark & Hofgaard 1985

Død ved

Et karakteristisk trekk ved skog påvirket av naturlige endringer, er det store innslaget av døde stående (gadd) og liggende (læger) trær i de fleste skogtypene (jf Syrjänen et al. 1994, Yaroshenko et al. 2001). Både mengden av død ved (gjerne mer enn 50 m³ pr. ha (Siitonen 2001)) og variasjonen i størrelse og nedbrytingsgrad er karakteristisk i naturskog og viktig for arts mangfoldet. Særlig representerer store døde trær (både stående og liggende) en viktig ressurs for mange arter. Gjennom et langt suksesjonsforløp gjennomgår død ved ulike faser av nedbryting med sine karakteristiske økologiske forhold (Figur 3.2). Til disse fasene er det særlig knyttet ulike sopparter som står for nedbryting av død ved, ulike arter som er knyttet til de nyskapte livsmulighetene, og arter som lever av eller i disse artene. Suksesjonen av arter knyttet til ulike faser av nedbrytingsprosessen er godt dokumentert både for biller og kryptogamer (jf f.eks. Framstad et al. 1995b, Høiland & Bendiksen 1997, Jonsell et al. 1998). Mange arter er knyttet til død ved i ulike stadier, f.eks. invertebrater og kryptogamer, og en stor andel av disse er truede og sårbare arter, f.eks. hvitryggspett (DN 1999b).

Brannflater

Skogbranner skaper spesielle livsbetingelser i en tidlig fase av suksesjonen etter brann. De fysiske og kjemiske egenskapene etter brann (varme, eksponert mineraljord, frigjorte næringsstoffer) gir gode spiringsmuligheter for en rekke planter og gode utviklingsmuligheter for mange insekter. De spesielle egenskapene ved brent død ved utnyttes også av en rekke sopparter og tilknyttete invertebrater. For å opprettholde levedyktige populasjoner innen en region vil arter spesifikt knyttet til brent virke være avhengige av stadig nydanning av slike ressurser. Sopp og enkelte andre arter knyttet til brannflater, kan imidlertid ha stor evne til å overleve lokalt i lang tid uten brann.

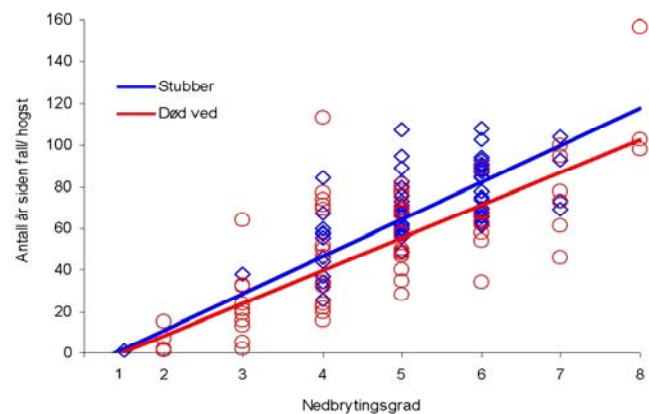


Fig. 3.2. Nedbrytingshastighet for død ved og stubber av gran. Data fra Nordmarka, nord for Oslo. (Data fra Groven et al. 2002 og Storaunet & Rolstad, unpubl.). Nedbrytingsgrad 1 er nylig hogd eller dødt tre, mens nedbrytingsgrad 8 er fullstendig nedbrutt.

Lauvsuksesjoner og andel lauvtrær

Treslags sammensetningen betyr mye for skogens struktur, skjulmuligheter og næringstilgang og dermed for artene som lever der. Spesielt er andelen lauvtrær i barskogslandskapet viktig for mange arter. I skog under naturlig dynamikk utgjør lauvsuksesjoner etter skogbrann (svensk: lövbränner) et betydelig innslag i landskapet (jf f.eks. Syrjänen et al. 1994). Slike lauvskoger kan også lokalt være betinget av andre forstyrrelser som stormfelling, jord- og leirras, snøskred, og flom. I urørte skoglandskap ligger lauvskogene som kontinuerlige strenger langs vann og vassdrag. Flom skaper ustabile elvekanter som gir rom for pionertrær som or og bjørk, og oreskoger dominerer ofte i ravinesystemer. Gammel selje, osp og rogn er viktige treslag for artsmangfoldet. Osp er viktig for fugl i boreal skog fordi den oppnår store dimensjoner og gir gode muligheter for produksjon av reirhull. Selje har det største lavmangfoldet, mens osp har flere spesialiserte arter, f.eks. lav med blågrønnbakterier (*Nephroma*, *Collema*, *Lobaria*, *Pannaria*) (Kuusinen 1994a,b). Wikars (1992) lister opp insekter som antas å være knyttet til, eller begünstiget av, lauvsuksesjon. Død ved er det viktigste substratet for disse insektene. I Norge er i alt 28 rødlistearter direkte avhengig av gamle lauvsuksesjoner (Gundersen & Rolstad 1998b). Artsantallet og antall individer av fugler øker med andel lauvtrær i bestandet, i det minste opp til ca. 20-30% andel (jf bl.a. svenske undersøkelser referert i DN 1994 og Stokland 1994). Dette gjelder særlig i mer produktiv, for øvrig grandominert barskog og i hovedsak der lauvtrærne er over en viss størrelse (høyere enn 4 m). Fuglearter som løvmeis, stjertmeis, spettmeis, gråspett, dvergspett, hvitryggspett og jerpe synes særlig å sette krav til andel lauvtrær, dels også til artssammensetningen av lauvtrær, f.eks. or for jerpe og osp for hakkespetter (jf f.eks. Enoksson et al. 1995, Jansson & Angelstam 1999). Hvitryggspetten inntar en særstilling i boreale barskoger i Norge med sin tilknytning til gamle lauvsuksesjoner. Mens den på Vestlandet er den vanligste hakkespetten, har den forsvunnet som hekkefugl over store deler av Østlandet (Gjerde et al. 1992). Arten antas å ha gått sterkt tilbake i mer kontinentale områder som følge av redusert andel gamle lauvsuksesjoner og isolering av eksisterende populasjoner.

Skog dominert av glenneforyngelse (bestandskontinuitet)

Som vi har sett over (avsnitt 3.1), vil naturlig skogdynamikk (ikke minst i Norge) føre til at forholdsvis mye av skogen unngår hyppige storskala forstyrrelser og dermed domineres av intern dynamikk (glenneforyngelse). Slik skog karakteriseres av et stabilt bestandsklima, kontinuerlig kronesjikt og relativt jevn tilgang på død ved. Mange kryptogamer (sopp, lav, moser) og invertebrater ser ut til å være knyttet til slik gammel skog, der særlig variert tilgang på død ved og stabilt bestandsklima synes å være kritiske faktorer.

Mange av disse artene er ansett som truede og sårbare. Trolig er slik skog med langvarig stabilitet i trærnes forekomst og markforhold særlig viktige leveområder for mykorrhizasopp (E. Bendiksen pers.medd.), noe som tilsier at slik skog også er svært viktig for naturskogens økologiske prosesser. Arter med snevre økologiske krav og dårlig spredningsevne vil ha vanskelig for å overleve i skog som undergår hyppige forstyrrelser, og for slike arter vil gjenværende forekomster av skog med intern dynamikk ha stor betydning.

Sammenhengende gammelskog

Naturlig skogdynamikk vil gi omfattende og sammenhengende områder med gammelskog, noe som trolig har betydning for en del arter, særlig dokumentert for flere fuglearter. Storfugl favoriseres av en viss mengde eldre og gammel skog i området rundt spillplasser (Rolstad & Wegge 1989). Tilsvarende favoriseres hønsehauk av eldre barskog (h.kl. 4 og 5) både som hekke- og jakthabitat (Widén 1989). Også spurvefugler knyttet til nordlige barskoger, som lappmeis og lavskrike, ser ut til å være avhengige av større arealer med gammelskog for å opprettholde livskraftige populasjoner (Virkkala 1990). Det sentrale for slike arter er at gammelskog utgjør en stor del (minst 30%) av landskapet, fortrinnsvis i større sammenhengende enheter (Andrén 1994). Den negative effekten av at gammelskogen splittes opp (fragmenteres) avhenger imidlertid av strukturen og de øvrige økologiske egenskapene til den omliggende skogen (Fahrig 2001).

3.3 Viktige skogtyper og biotoper i naturskog

Det har vært mange forslag til klassifisering av skog i forskjellige økologiske typer. En botanisk basert klassifisering er gitt av Fremstad (1997). Det kan være nyttig å se hvordan en slik inndeling knytter seg til naturlig skogdynamikk og økologiske egenskaper (Tabell 3.2). Mønstre i naturlige forstyrrelser og fornyelsesprosesser reflekterer den dynamikken vi har skissert ovenfor, dvs tørrere (og ofte næringsfattige) vegetasjonstyper blir oftere utsatt for brann enn fuktigere typer som i større grad domineres av intern dynamikk. Sammen med forskjeller i lokale nærings- og fuktighetsforhold vil variasjonene i forstyrrelsesregime forme skogstrukturen for de enkelte typene.

I en utredning fra Nordisk ministerråd (Tammien et al. 1994) er karakteristiske og verdifulle typer av naturskog kort beskrevet (inndelingen her er ikke helt konsistent med Fremstads klassifikasjon, men baserer seg i større grad på naturgeografiske typer).

Tabell 3.2. Økologiske egenskaper og viktigste naturlige påvirkningsfaktorer for ulike vegetasjonstyper.

vegetasjonstype	viktigste dynamiske påvirkning	økologiske karakteristika
A1 lavskog	brann	næringsfattig og tørr, tynn råhumus; åpen, ensaldret skog, dels gamle trær; furu, bjørk
A2 bærlýngskog	brann, stormfelling	næringsfattig, veldrenert, middels tørr, forholdsvis tynn råhumus; sluttet el. relativt åpen, ensaldret skog, dels gamle trær; furu, bjørk, dels gran
A3 røsslyng-blokkebærfuruskog	dels brann, stormfelling, punktfor­yngelse	næringsfattig, fuktig, tykk humus; åpen, dels gamle store furuer, dels småvokst; furu med gran, bjørk,
A4 blåbærskog	dels brann, vindfall, punktfor­yngelse	fattig til noe rikere, veldrenert til frisk mark; blåbær i feltsjikt; gran, furu i vest, bjørk mot fjellet/i nord
A5 småbregneskog	vindfall, punktfor­yngelse	noe rikere, frisk mark, gjerne i kløfter og nordvendte hellinger med sigevann; gran, bjørk, dels furu
B1 lågurtskog	dels brann, vindfall, punktfor­yngelse	næringsrik, veldrenert mark, gunstig lokalklima; storvokst skog, artsrikt feltsjikt; gran, furu, bjørk, innslag av edelløvtrær i sørlige regioner
B2 kalklågurtskog	brann, vindfall, punktfor­yngelse	ekstremrik, veldrenert mark, gunstig lokalklima; åpen skog; furu, gran, bjørk med div. løvtrær
C1 storbregneskog	vindfall, punktfor­yngelse	fattig til middels næringsrik, fuktig mark med sigevannspåvirkning; storvokst skog, tett feltsjikt dominert av storbregner; gran, bjørk
C2 høgstaudeskog	vindfall, punktfor­yngelse	næringsrik, frisk mark med sigevann; storvokst skog, velutviklet artsrikt feltsjikt; gran, bjørk
C3 gråor-heggeskog	ras, flom, vindfall, punktfor­yngelse	næringsrik, frisk mark på sedimenter, rasmark; høyt, tett feltsjikt; gråor med div. løvtrær
D edelløvs­kog (flere, meget varierte typer)	punktfor­yngelse, ras	fattig – rik, tørr – fuktig mark, men særlig gunstig klima; ofte storvokst skog, variasjon i åpenhet og sjiktning med skogtype; edelløvtrær
E sumpskog	flom/hydrologi, punktfor­yngelse	fattig – rik, fuktig – våt mark på sumpjord uten torv; ulik utforming med næringsinnhold; gran, bjørk, gråor, svartor, vierarter m.fl.

Boreale lauvskoger

Som omtalt over, er lauvtrærnes innslag i boreal skog av stor betydning for biologisk mangfold. Dette gjelder ikke minst der lauvtrærne danner sammenhengende bestand. Blant de mest artsrike er *gråor-heggeskoger* med rike innslag av urter og gras. *Fjellbjørkeskog* og *nordlige bjørkeskoger* utgjør omfattende og karakteristiske skogtyper i Norden. I stor grad utgjør de skoggrensen mot fjellet eller tundraen i nord og økologisk sett er de paralleller til liknende barskoger. *Fjellbjørkeskog* og *nordlige bjørkeskoger* representerer unike skogtyper i internasjonal sammenheng, og rike utforminger er særlig viktige for biologisk mangfold. *Kystbjørkeskog* på Vestlandet er også en karakteristisk skogtype for Norge, som er mer produktiv og med et rikere artsmangfold enn mye annen bjørkeskog. *Lauvskogsutforminger* i boreal barskog kan utvikles etter brann, på flommark, ved ustabile markforhold (raviner etc) og andre steder der hyppige forstyrrelser hindrer suksessjon til barskog.

Edellauvskoger

Edellauvskoger er naturlig utbredt i nemoral sone der klimaforholdene tilfredsstiller de varmekrevende edellauvtrærne som eik, bøk, ask, lønn, lind etc. I boreonemoral sone kan disse treslagene danne mindre og spredte bestander i sørvendte hellinger. Også på egnete steder i sørboreal sone, som i rasmarker der etablering av gran blir hindret, kan edellauvtrærne danne små bestand eller opptre som enkelttrær. For nordiske forhold er det ofte helt spesielt og rikt artsmangfold knyttet til edellauvskoger. Dette skyldes både de gunstige miljøforholdene der edellauvtrærne vokser, og treslagenes ofte gunstige økologiske egenskaper (f.eks. bark med høy pH og næringsrikt lauv). I Norge er særlig de kystnære edellauvskogene, med sine oseaniske fauna- og floraelementer, av spesiell betydning.

Sumpskog, myrskog

Sumpskog og myrskog er av stor betydning for biologisk mangfold. Slike skogtyper spiller en viktig rolle i skogens vannhusholdning. *Sumpskog* finnes vanligvis som mindre utforminger langs vassdrag og i forsenkninger som mosaikkelementer i skoglandskapet. Rike sumpskog på produktiv mark, i tilknytning til bl.a. kilder, tilhører de mest artsrike boreale skogtypene, spesielt for karplanter, moser og mange invertebrater (jf f.eks. Hörnberg et al. 1998). Sumpskog kan også ha rik tilgang på død ved, noe som bidrar til stort artsmangfold med et høyt innslag av truede og sårbare arter. *Mosaikker av myr og skog* utgjør en annen skogtype som preger store områder i Fennoskandia. Ut fra sin økologiske rolle i landskapet er de viktige, men de har generelt ikke særlig høyt artsmangfold.

Rike barskoger

På næringsrik mark med god vannforsyning forekommer produktive og artsrike *storbregne- og høgstaude*skog. *Lågurt- og kalklågurtskog* på næringsrik mark med bedre drenering er også artsrike skogtyper. *Lundskog (lehto)* i Finland er en fellesbetegnelse for rike barskoger. Slike rike barskoger forekommer som spredte, oftest mindre områder i skoglandskapet, men også som noe større områder i regioner med rik berggrunn, som i Oslofeltet, i Jämtland og i "Lapplands triangel" i Finland. Ut fra sin produktivitet fungerer de som økologisk viktige biotoper i skoglandskapet.

Fjellnære og nordlige barskoger

De fjellnære og nordlige barskogene i nordboreal sone er utsatt for strenge klimaforhold som skaper karakteristiske, men ikke særlig produktive eller

artsrike biotoper. For en del truede og sårbare arter, både av invertebrater og vertebrater, er imidlertid slike skoger viktige levesteder, ikke minst fordi de til dels ennå finnes som større, sammenhengende områder. Som landskapselementer i sammenheng med myr- og heiområder er fjellnære og nordlige barskoger svært viktige.

Kystbarskoger

I Eurasia utgjør de oseaniske barskogene i Norge den vestligste utløperen av den sirkumpolare taigaen. De omfatter dels *kystfuruskog* langs kysten av Vestlandet og *kystgranskog* i Trøndelag og søndre del av Nordland. Disse skogene har helt spesielle økologiske forhold knyttet til det oseaniske klimaet, der arter med en oseanisk utbredelse er karakteristiske. I disse skogtypene forekommer generelt et rikt artsmangfold av planter og sopp, ikke minst av lav, og det finnes mange truede og sårbare arter.

3.4 Artsmangfold og genetisk mangfold i skog underlagt naturlig dynamikk

Livsformer og sårbarhet

På verdensbasis er nordlige områder forholdsvis artsfattige. I Norge er det f.eks. grovt anslått at vi har ca. 60 000 arter (DN 1999b). Av spesiell interesse i forhold til bevaring av artsmangfoldet er arter som har begrenset geografisk utbredelse, små bestandsstørrelser og/eller helt spesielle habitatkrav – ofte knyttet til spesielle biotoper eller miljøegenskaper med begrenset utbredelse eller som er sårbare for ytre påvirkning. Ut fra kombinasjonen av disse tre egenskapene, utbredelse, bestandsstørrelse og habitatkrav, som karakteriserer alle arter, kan vi skjematisk dele artene i 8 grupper med forskjellig sårbarhet for påvirkning (Rabinowitz et al. 1986) (Tabell 3.3)

Tabell 3.3. Generell gruppering av arter ut fra utbredelse, bestandsstørrelse og habitatkrav. Etter Rabinowitz et al. (1986).

		Stor lokal bestandsstørrelse	Liten lokal bestandsstørrelse
Vid geografisk utbredelse	Vide habitatkrav	Vanlige, vidt utbredte arter som ikke vil være sårbare for overskuelige miljøendringer	Arter som vanligvis er lite sårbare for overskuelige miljøendringer
	Snevre habitatkrav	Arter som neppe er sårbare for overskuelige miljøendringer	Arter som kan være sårbare for vidt utbredte endringer i aktuelle habitater
Liten geografisk utbredelse	Vide habitatkrav	Arter som kan være sårbare for svært omfattende lokale miljøendringer	Arter som kan være sårbare for omfattende lokale miljøendringer
	Snevre habitatkrav	Arter som kan være sårbare for drastiske endringer av aktuelle habitater	Typiske rødlistearter som er svært sårbare for miljøendringer, kan omfatte: 1) arter som ofte finnes sammen med flere andre arter med samme karakteristika 2) habitatspesialister uten særlig sammenfall med andre arter

I boreal skog er det ikke foretatt noen samlet analyse av artenes utbredelsesmønstre, bestandsstørrelse og habitatkrav, slik Rabinowitz et al. (1986) har gjort for karplanter i Storbritannia. Vi kan imidlertid gjøre oss noen betraktninger om dette ut fra den generelle dynamikken i boreal skog. Siden boreale skoger må kunne sies å være forholdsvis unge (i det minste i Norden), og siden de er utsatt for omfattende naturlige endringer, er det sannsynlig at de fleste artene i boreal skog er karakterisert ved å ha ganske vid geografisk utbredelse, over store regioner innen den boreale skogsonen. Derimot kan artenes lokale bestandsstørrelse og habitatkrav variere betydelig. Mange karakteristiske arter i boreal skog, f.eks. blåbær og elg, er svært vanlige, med brede habitatkrav og store lokale bestander. Samtidig er det svært mange arter som synes å ha spesielle habitatkrav, f.eks. mange arter av invertebrater og kryptogamer. De fleste av disse igjen vil trolig ha store lokale bestandsstørrelser i deler av sitt utbredelsesområde, men det vil sannsynligvis også være mange arter som bare forekommer i små bestander. Virkelig sjeldne arter, som både har begrenset geografisk utbredelse, små bestander og snevre habitatkrav, utgjør trolig en svært liten andel av artene i boreal skog.

Artsmangfoldet og truede/sårbare arter i skog

Det er knapt noen som har en fullgod oversikt over arts mangfoldet i ulike skogtyper. Kanskje er mer enn halvparten av alle arter i Norge knyttet til skog. På basis av vurdering av anslagsvis 14 600 arter fra de best kjente artsgruppene i Norge, er 3062 arter angitt som truede, sårbare, sjeldne og hensynskrevende arter på den såkalte rødlista (DN 1999b). Nesten halvparten (46%) av disse rødlistete artene er tilknyttet skog. For ulike artsgrupper varierer andelen tilknyttet skog betydelig, f.eks. 13% for moser, 16% for karplanter, 50% for biller, 81% for sopp og 100% for soppmygg. Tilsvarende mønster gjelder også i Sverige og Finland, der f.eks. 44% av 3397 rødlistete arter i Sverige og 43% av 1692 rødlistete arter i Finland har tilhørighet til skog (Tanninen et al. 1994). Fordelingen på ulike artsgrupper er også nokså lik. De viktigste trusselfaktorene for de rødlistete artene i Norden er nær knyttet til jordbruk og skogbruk. I Norge er nesten 60% av de rødlistete artene angitt som mer eller mindre truet eller påvirket av arealbruksendringer knyttet til jordbruk og skogbruk (DN 1999b, Gundersen & Rolstad 1998b). Generelt er våre kunnskaper ganske begrenset på dette feltet, og slike tall kan kun betraktes som indikasjoner. Dessuten er det ikke gitt at arter som kan være truede eller sårbare etter isolert nasjonal eller nordisk vurdering, behøver å være det i europeisk eller internasjonal sammenheng. Det er imidlertid liten tvil om at skog er levested for svært mange arter, og at en god del av disse artene er truet i henhold til internasjonalt aksepterte kriterier.

For artsgrupper som er undersøkt i noen utstrekning, går det an å gjøre seg noen betraktninger

over hvilke økologiske faktorer i boreal skog som er av særlig betydning for deres overlevelse. Det aller meste både av arts mangfoldet og av de rødlistete artene finnes blant kryptogamer (sopp, lav, moser) og invertebrater (spesielt biller, blant grupper som er godt kjent) (Gundersen & Rolstad 1998b). Nyere undersøkelser av fordelingen av rødlistete arter i norske skoger utført av Norsk institutt for skogforskning (Gjerde et al. 2002), viser at slike arter generelt finnes ganske vidt utbredt i eldre og gammel skog (hogstklasse IV og V). Innen slik skog er rødlisteartene knyttet til spesielle livsmiljøer, med sine karakteristiske artssamfunn. Undersøkelsene viser at små områder definert som nøkkelbiotoper kun fanger opp noen få prosent av rødlisteartene innenfor større områder på noen km². Det viser seg også at rødlisteartene til en viss grad er fordelt hierarkisk, dvs at artsrike områder også inneholder mange rødlistearter.

Nøkkelarter

Med nøkkelarter kan vi forstå arter som har en sentral rolle i skogen på en slik måte at dersom en nøkkelart forsvinner, vil det føre til vesentlige endringer i skogøkosystemenes struktur og funksjon. Generelt kan nøkkelarter tenkes å være av to typer, nemlig de artene som i kraft av sin dominerende forekomst og deltakelse i mange ulike næringskjeder har stor betydning, og arter som inngår i kritiske prosesser i økosystemene uten nødvendigvis å være spesielt vanlige eller dominerende. I boreal skog vil de dominerende skogs-trærne kunne sies å være nøkkelarter i den første betydningen. Uten f.eks. grantrær ville nordiske barskoger se helt annerledes ut og ha en annen arts sammensetning. Andre slike nøkkelarter i dagens skoger kan sies å være vidt utbredte primærprodusenter som blåbær og viktige beitedyr som smågnagere og elg. Nøkkelarter som innehar kritiske, men ikke så tydelige roller i skogøkosystemene, er vanskeligere å identifisere. Men ulike sopparter, både mykorrhizasopp som inngår i symbiose med ulike karplanter, og saprophyttisopp som er viktige nedbrytere av død ved, er utvilsomt viktige for skogøkosystemenes funksjon. Om enkelte av disse artene kan byttes ut med andre uten at det vil få vesentlige konsekvenser, vet vi imidlertid ikke.

Genetisk mangfold i skog

Generelt vet vi lite om det genetiske mangfoldet til artene i boreale skoger. Genetikken til de viktigste skogs-trærne er undersøkt i noen grad. Et slående mønster er at f.eks. grantrær har svært stor lokal genetisk variasjon, der trær i samme skogbestand kan ha svært ulik genetisk sammensetning. For enkelte arter av større vertebrater, som de store rovdirene og hjortedyrene, er det foretatt visse undersøkelser av deres genetiske variasjon. Det er imidlertid få generelle mønstre å trekke ut av dette. Bortsett fra for svært små, isolerte bestander (med bare et fåtall individer), kan vi

likevel slå fast at det knapt er grunnlag for å frykte at genetisk utarming skal være noen trussel mot artenes overlevelse i boreale skoger. I de aller fleste tilfellene vil det være økologiske endringer med konsekvenser for artenes direkte livsmuligheter, eller tilfeldige endringer i dynamikken i små bestander, som gjør seg gjeldende før eventuelle genetiske skadevirkninger viser seg (jf Gilpin & Soulé 1986).

4 Bruk av skogen – en historisk gjennomgang

I geologisk tidsperspektiv er historien til den norske barskogen kort, ca. 7-8000 år. Grana, som "bare" har vært her i betydelig grad i 2-3000 år, er fremdeles på frammarsj i vestlige fjellstrøk. Klimaforverringen som innledet "granperioden" for ca 2500 år siden, senket i gjennomsnitt skoggrensen i det sentrale Sør-Norge med 2-400 meter (Moen 1999), enkelte steder vesentlig mer. Denne senkningen medførte en betydelig reduksjon i det totale skogarealet. I dag finner vi fremdeles spor etter disse tidligere skogkledde områdene som rester av furustubber og -stokker nede i myrer og vann i høyereliggende områder (Holmboe 1903, Moe 1979).

Langs den ytterste kyststripen av Norge ble skogarealet tidlig redusert. Dette skjedde som en konsekvens av bosettingen der, og på grunn av behovet for beitearealer. Kystlyngheiene ble skapt gjennom rydding av skogen, brenning av arealer, og beiting av husdyr gjennom hele året. Denne prosessen startet for mer enn 4000 år siden, og har vært en kulturell arealbruk omtrent helt fram til våre dager (Skogen 1987, Fremstad et al. 1991). Kokingen av salt var også en virksomhet som tidlig påvirket skogene i kyststrøkene. Før vi for ca 450 år siden begynte å innføre salt fra utlandet, var den hjemlige saltkokingen en viktig næring. Saltet måtte skaffes ved å inndampe sjøvann, sannsynligvis over et åpent ildsted, og da trengtes store mengder brensel (Sandmo 1951). G. Schøning forteller fra 1775 at man i "fortiden" kun i Fosnes prestegjeld brente 8-900 tønner salt årlig (Mørkved 1949), noe som tilsvarer et vedforbruk på ca 4000 m³ (Fryjordet 1992).

I 1770-årene ble det ikke laget mer enn 30-40 tønner. Skrevne kilder fra 1016, 1319 og 1490 viser at det til og med ble eksportert salt fra Norge, mens det på 1500-tallet også kom utlendinger som anla saltbrennerier rundt om i landet (Sandmo 1951).

Når det gjelder skogen i fjelltraktene har jerntilvirkning fra myrmalm lokalt spilt en viss rolle. Det finnes i dag utallige spor etter denne virksomheten i våre fjelltrakter. Det begynte for alvor i det 5. århundret, og økte stadig i omfang, inntil virksomheten kulminerte i vikingtiden (Sandmo 1951). Sammen med aktiv og stedvis omfattende seterdrift, har dette ført til at skoggrensen lokalt ble senket betydelig. Mange steder ser vi i dag resultatene etter denne påvirkningen, når skogen nå, etter at seterdriften har opphørt, igjen etablerer seg i høyereliggende områder (Olsson et al. 1995, Framstad & Lid 1998, Olsson et al. 2000).

De første skriftlige kilder på at tømmer ble eksportert fra landet vårt er fra de nordmenn som utvandret til Island og kom til et skogløst land. Islandske sagaer nevner at en Ingemund Thorsteinsson omkring år 890 reiste tilbake til Norge for å hente hustømmer. Også senere nevner sagaene at det ble hentet skipslaster med tømmer fra Norge. En viss trelasthandel hadde også pågått med land i Europa på denne tiden, selv om dette ikke finnes beskrevet i skriftlige kilder (Bugge 1925, Sandmo 1951). Sjøveien til Danmark, England, Holland og Frankrike var vesentlig enklere enn til Island, og det var jo her de store markedene for trelastproduktene lå.

Utnyttelsen av skogarealene totalt sett i Norge var likevel begrenset av befolkningstallet. I år 800 var Norges folketall ennå under 200 000 innbyggere, og dette økte relativt sakte fram til 1300-tallet, da det antas å ha vært ca 400- 450 000 innbyggere (Fig. 4.1). Svartedauen i 1349-50 bortimot halverte folketallet i Norge, og i tiårene som fulgte ble landet rammet av flere andre epidemier som bidro til å holde antall innbyggere nede. Først utover på 1500-tallet begynte folketallet igjen å stige, men var i 1665 ennå ikke nådd høyere enn ca 440 000 innbyggere (Statistisk sentralbyrå 1995), altså til nivået før Svartedauen.

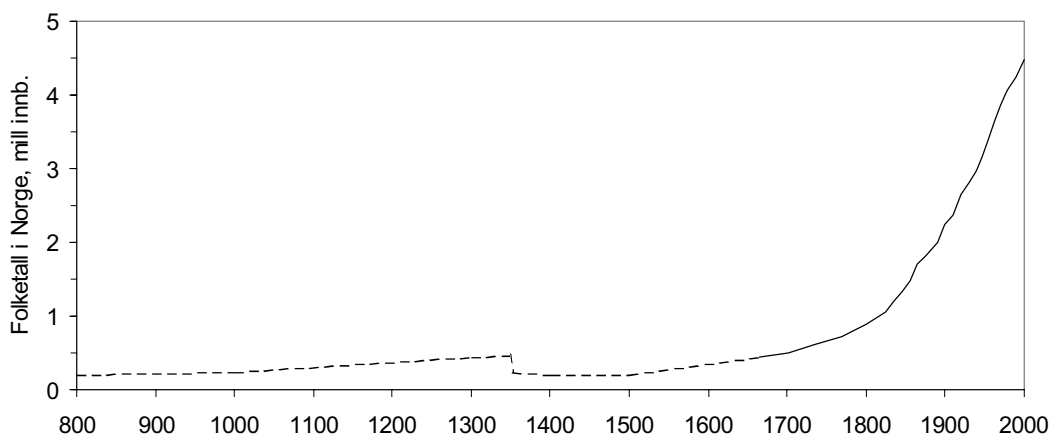


Fig. 4.1. Antall innbyggere i Norge (Statistisk sentralbyrå 1995, og leksikon).

Perioden fram til 1500-tallet blir gjerne kalt "huggenbordenes tid", da tilvirkningen av planker foregikk ved at tømmerstokken ble kløyvd i to, og deretter flathogd med øks på begge sider. Det vil si at man ikke fikk mer enn to bord eller planker av hver stokk (Sandvig 1938). Slike huggenbord, sammen med rundtømmer og mastetømmer var de vesentligste eksportvarene fra de norske skogene fram til 1500.

Omtrent ved år 1500 ble vannsaga, eller oppgangssaga, introdusert i Norge. Sammen med økt etterspørsel fra de europeiske landene, la denne grunnlaget for en omsetning og utførsel av trelastprodukter som langt oversteg aktiviteten i tidligere tider. Stein Tveite kaller i "Skogbrukshistorie" (1964) perioden 1520-1620 for "*Den store ekspansjonen*", og han beskriver hvordan trelastnæringen og –eksporten til Europa utviklet seg til å bli en norsk hovednæring. Trelasten ble i denne perioden hovedsakelig utskiptet fra de stadig voksende trelastbyene langs kysten på Sør- og Østlandet. Tveite beskriver hvor omfattende denne handelsøkningen var: "*i 1528 kom 52 farty til Drammen etter trelast, i 1620 var talet kome opp i 123*", mens i Nedenes (Aust-Agder) var det "*14 skip som svara toll i 1528, mot heile 277 i 1613*", og "*i Tunsberg by og len steig talet frå 46 i 1560 til 189 i 1610*". Fryjordet (1992) oppsummerer dette og viser at utførselen ble seksdoblet mellom 1528 og 1560, samt at en ny tredobling skjedde fram til år 1615.

Etter hvert ble tømmerfløtingen satt i system og større skogområder ble tilgjengelig for økonomisk drift. Bugge (1925) skriver at en organisert fløtning var i gang i de største vassdragene på Østlandet allerede før vannsaga ble introdusert, og etter hvert kom stadig lengre deler av vassdragene med i skogsdriftsgrunnlaget. På Sørlandet var ikke dalførene særlig lange, og på midten av 1600-tallet hadde store deler av vassdragene kommet med, og eksporten fra disse utskippingshavnene ble redusert i årene som fulgte. De virkelig store reservene fantes på Østlandet, men med de etter hvert lengre transportvegene ble kravene til de som sto for tømmerfløtningen stadig større. Den lange drifta låste fast mye mer kapital enn før, og nå kunne fløting og framkjøring til eksporthavnene ta 2-5 år (Tveite 1964). Dette var det bare storkjøpmennene som kunne klare, og når "*byprivilegiene*" formelt kom i 1662, var disse i realiteten langt på veg allerede gjennomført. Av større betydning, men som ledd i den samme utviklingen, kom "*sagbruksprivilegiene*" i 1688. Dette skjedde etter en økende bekymring over skogens tilbakegang eller "skogens ruin" som var det stående uttrykk den gang. En sagbrukskomisjon la i 1687 fram opplysninger om at "*det i det sønnaffeldske Norge var nærmere 1200 sagbruk i alt, med en skurevne på 6 389 700 bord årlig*" (Fryjordet 1992, s. 46). Kommissjonen mente tallet var for lavt, da eierne trolig hadde oppgitt for lave tall av skattemessige grunner. Videre mente kommisjonen "*at en årsproduksjon på nesten 6.4 mill bord var alt for mye. Skogene var alt ødelagt mange steder. Skulle skogsdriften fortsette i samme omfang, ville skogene i løpet få år bli*

totalt uthogde". Ved innstillingen i 1688 ble antall eksportsager satt ned til 664 med et totalt skurkvantum på 3.4 mill bord (Fryjordet 1992). Slike utsagn som nevnt ovenfor var oftest innspill i en pågående debatt, slik at situasjonen i skogene trolig ikke var så dramatisk som en kan få inntrykk av. Det var nok i første rekke de aktuelle salgsdimensjonene av tømmeret det etter hvert ble mangel på.

Mer lokal påvirkning fikk skogen som følge av utbyggingen av bergverk- og jernverksdriften, som skjedde utover på 1600-tallet. Kongsberg Sølvverk ble startet i 1623, mens kobberverkene i Kvikne, Røros og Løkken ble startet henholdsvis i 1631, 1644, og 1652. Før kruttet ble tatt i bruk til sprenging i gruvene, ble det brukt fyrsetning for å gjøre fjellet lettere utbrytbart. Av setteved ble det utvilsomt brukt store mengder. For eksempel ble det ved kopperverket på Røros i 1655 brukt 4383 favner setteved, mens det i 1690 var kommet opp i ca 9000 favner (Fryjordet 1992). Det er beregnet at verket totalt sett brukte ca 800 000 m³ setteved. Utover på 1700-tallet tok kruttet etter hvert over for deler av dette forbruket. Men i tillegg ble det brukt enorme mengder trekull til brensel og som reduksjonsmiddel i smelteprosessen. Fryjordet (1992) oppgir at Rørosverkets samlede forbruk av trekull fram til ca 1880 er beregnet til 7-10 mill m³. Fra tiden før Rørosverkets anleggelse sier en kommisjon at der Røros by nå ligger var det skog, "*om just ikke så tæt og tyk som i mildere Climater, dog saa tæt, at Arbeiderne i Værkets første Dage maatte for ikke at gaa sig vild, mærke op sine Veie med Blinkninger eller Mærker i Træerne*". Her ser vi ennå i dag at enkelte områder fremdeles er snau etter denne driften, selv om bjørka har reetablert seg over store områder, samt at det gjennom 1900-tallet har vært gjort en del forstlige tiltak for å få opp ny furuskog.

Jernverkene kom også i gang utover på 1600-tallet, og i begynnelsen på 1800-tallet var det registrert 17 ulike jernverk i drift. En del av de viktigste var Nes, Fossum, Ulefoss, Fritsø, Bærum, Eidsfos og Froland (Vogt 1908, Fryjordet 1992). Jernverkene var basert på trekullsmelting, og et stadig problem for jernverkene var å skaffe nok kull til en overkommelig pris. Dette var hovedposten blant utgiftene, og det var tilgangen på trekull, og ikke malmtilgangen, som ofte begrenset produksjonens størrelse. Lover fastsatte cirkumferensordninger, der bøndene innen et visst område var pålagt å levere kull, ved og en viss arbeidsinnsats til bergverksdriften. Denne plikten ble først opphevet i 1816 (Fryjordet 1992).

Med det stadig økende folketallet gjennom 1700- og 1800-tallet ble hogstpåvirkningen på skogarealene stadig mer omfattende. Dette kan illustreres ved hvordan kravet til dimensjoner for sagtømmeret endret seg opp gjennom århundrene. Tidlig på 1600-tallet holdt sagtømmeret 17 tommer toppmål, dvs. omtrent 45 cm (under bark) ved 4 meters høyde. Rundt år 1700 var dimensjonskravet gjennomgående gått ned til 15 tommer (40 cm). Et hundreår senere var kravet til sagtømmer ofte 12 tommer (31 cm), mens det mot

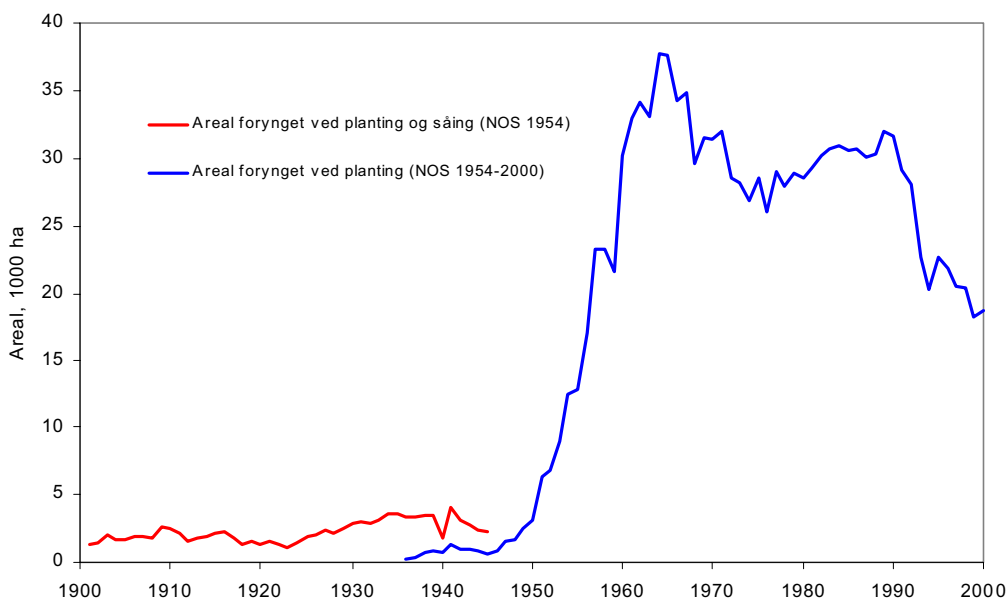
slutten av 1800-tallet mange steder hadde gått ned til 8 tommer topp (21 cm) (Tveite 1964). Dette førte med seg at tømmerstokken ble mye bedre utnyttet enn før, ved at de ofte kunne få en sagstokk til. Dessuten lønte det seg nå å drive ut "gammel pistrete småskog". Selv om disse endringene foregikk til noe ulik tid i ulike deler av landet, og prisene varierte for ulike dimensjoner ved samme tidspunkt, gir det likevel et godt helhetlig bilde på de store endringene skogene gjennomgikk.

I lange tider har brenning i utmarka vært brukt som et middel for rydding av nytt jordbruksland eller for å bedre beitearealene. I mange tilfeller har dette gått sterkt utover skogen når brannen kom ut av kontroll, og store skogarealer gikk tapt. Allerede på 1600-tallet kom det forordninger om forbud mot skogbrann. I punkt 7 i skogordinansen av 12. mai 1683 foreskrives streng straff for den som volder skogbrann. Ble en skogfinne eller løsgjenger tatt i å ha forårsaket skogbrann skulle han således straffes på livet, mens en odelsmann bare skulle miste sin gård (Skogdirektøren 1909, Sandmo 1951). I forbindelse med *Forstsvæsenets* overtakelse av *Rendalens statsalmenning* laget skogforvalteren en oversikt der et 60-talls kjente branner gjennom 1800-tallet nevnes, med et samlet brann-areal på ca 250 000 daa (Skogdirektøren 1909). Innledningsvis har skogforvalteren bemerket at det må ha vært langt flere branner enn opplyst, ettersom det kun er de branner der folk fra skogoppsynet selv har vært tilstede som er innberettet. Nylig er dendrokronologi benyttet for å avdekke skogbrannhistorikken i et område i Notodden (Groven & Niklasson 2002). Når skogbranner her var meget hyppig forekommende fram til ca 1750, er forklaringen trolig endret bruk av utmarka blant annet ved at tømmeret fikk reell økonomisk verdi. Tilsvarende resultater, med betraktelig redusert brannhyppighet de siste 150 årene, finnes også fra Sverige og Finland (Lehtonen & Huttunen 1997,

Lehtonen & Kolstrom 2000, Niklasson & Granström 2000, Niklasson & Drakenberg 2001).

I 1720-årene begynte både engelskmennene og hollenderne å søke til Sveriges vestkyst etter trelast, etter at norsk trelast i bortimot 200 år hadde vært helt dominerende på markedet. Men det varte ennå over 100 år før Sverige for alvor begynte å true Norges posisjon. Det skjedde ikke før de store skogområdene som sokner til Bottenvika ble trukket inn i den internasjonale trelasthandel, omkring midten av 1800-tallet (Sandmo 1951, Östlund 1993). Svenske og finske sagbruk i disse områdene utgjorde store, moderne enheter, og med jernbanen og dampkrafta ble de mer konkurransedyktige enn de norske sagbrukene. Men det var først ved det sterke prisfallet i 1874 at bunnen ble slått ut av markedet, og norske bruk tapte konkurransen i årene som fulgte.

Det totale hogstkvantum i Norge nådde likevel nye høyder etter hvert som treforedlingsbedrifter ble etablert, fra 1870- og -80-årene. En rekke tresliperier ble anlagt, celluloseindustrien gjorde sitt inntog, og et trinn etter fulgte utbyggingen av papirindustrien for videreforedling av sliperienes og cellulosefabrikkenes produkter. For sliperiene spilte dimensjonene mindre rolle, og dermed ble avsetning for massevirke mulig. Dette førte til stadig mer uthogde og glisne skoger (Barth 1859, Krag 1891, Barth 1916), inntil det kom et grunnleggende skifte etter mange århundres høstingskogbruk (Tveite 1964). Dette skiftet kom likevel bare gradvis gjennom de første tiårene av 1900-tallet, ved at dimensjons- og plukkhogster fremdeles i stor grad rådde grunnen. Men med Skogvernloven av 1932 ble det satt et endelig punktum for det rene høstingskogbruket. Produksjonsskogbruket ble satt i system, først med planmessige foryngelseshogster og bestandsbevarende gjennomhogginger (Opsahl 1945), og etter hvert bestandsskogbruk med flatehogster og planting (Fig. 4.2).



Figur 4.2.
Totalt areal i Norge forynget ved planting eller såing i perioden 1901-2000 (Norges offisielle statistikk 1954-2000).

For å illustrere denne historiske utviklingen har vi gjort et forsøk på å estimere den totale avvirkningen i Norge tilbake til år 1600 (Fig. 4.3). Tilbake til 1918 finnes gode statistiske data (Statistisk sentralbyrå 1995), og videre tilbake til 1836 finnes statistisk oversikt over eksporterte mengder av trebaserte produkter. Granhus et al. (1997) har omregnet dette til "tømmerforbruk i eksportindustrien", og ved å legge til hjemmeforbruket har de beregnet antatt total avvirkning tilbake til 1836. Ulike kilder, referert i Fryjordet (1992), har gjennom historiske studier estimert den totale trelasteksporten fra Norge i tidligere tider. Ved å legge til hjemmeforbruket, estimert til 3.5 m³ pr. innbygger årlig (se Granhus et al. 1997) i perioden 1600-1835, får vi et grovt estimat på den totale avvirkningen (Fig. 4.3). Dersom vi summerer denne avvirkningen i perioden 1600-1940, dvs fram til bestandsskogbruket var i startfasen, får vi et grovt estimat på hogstvolumet på mellom 1500 og 1600 mill m³ i løpet av 240 år. Dette er et volum i størrelsesorden 4.5-5.0 ganger totalt stående volum i hele Norge ved Landsskogtakseringen i 1925, og 2.3-2.5 ganger totalt stående volum på hele skogarealet i dag. Vi vet at denne avvirkningen ikke foregikk jevnt fordelt over hele skogarealet, da det var områdene nær bosetting og eksporthavner som ble hardest hogd. Dermed er det mye som tyder på at stående volum på det norske skogarealet i tidligere tider har vært langt høyere enn i 1925 (308 mill m³, dvs. 4.1 m³/daa), og trolig også betraktelig høyere enn totalt stående volum i dag (650 mill m³, 8.8 m³/daa).

Linder & Östlund (1998) studerte 3 områder i Dalarna i Sverige der det ble gjennomført skogtakseringer (i 1880-årene) før de første omfattende dimensjonshogstene ble gjennomført. På landskapsnivå viser de at stående volum i områdene var vesentlig høyere i 1880-årene enn noen gang senere. Ved disse første takseringene var stående volum 10-15 m³/daa i

områdene, mens volumet i store deler av perioden fram til 1990-årene ikke lå høyere enn 5-8 m³/daa. Også for Norrland viser Linder & Östlund (1992) at den totale kubikkmassen gikk betraktelig ned fra første taksering ca 1870, men her ble bunnivået i volumutviklingen først nådd rundt 1940. Flere studier av enkeltbestand av urskog/ naturskog fra Skandinavia viser også at slik skog kan ha høy stående kubikkmasse (Östlund & Linderson 1995, Linder et al. 1997, Linder 1998, Siitonen et al. 2000).

Totalt sett tyder dette på at vi nådde et historisk bunnivå med hensyn på total stående kubikkmasse i skogene i Norge omkring århundreskiftet 1900 (Fig. 4.4). Fra 1920 og framover er utviklingen dokumentert gjennom Landsskogtakseringen (Statistisk sentralbyrå 1995). Men også nyere bestandshistoriske undersøkelser i Namdalen og i Nordmarka, der skogstrukturen er rekonstruert på grunnlag av stående trær, stubber etter hogst og døde trær, viser på bestandsnivå at skogen var uthogd og glissen i starten på 1900-tallet, og at stående volum økte kraftige gjennom det 20. århundret (Storaunet et al. 2000, Groven et al. 2002).

Denne gjennomgangen har vist at store deler av det norske skogarealet har vært sterkt påvirket av menneskelig aktivitet gjennom flere hundre år. Likevel er det trolig først de siste 100-150 årene at områdene som lå lengst vekk fra bosetting, fløtingsveier og utskipingshavner er blitt hardt påvirket av tømmerhogst og skogbruksvirksomhet. Det har med andre ord vært en stor variasjon i aktiviteten både i tid og på ulike arealer. Hvor naturlig denne skogen er i dag blir et definisjonsmessig spørsmål. En viss form for høsting av tømmerressursene kan kanskje betraktes som en naturlig del av skogenes variasjon og dynamikk. Gjennom 1900-tallet har det skjedd en sterk systematiseringen av skogskjøtselen, samtidig som den teknologiske utviklingen har gjort at man i dag når omtrent alle deler av skogarealene.

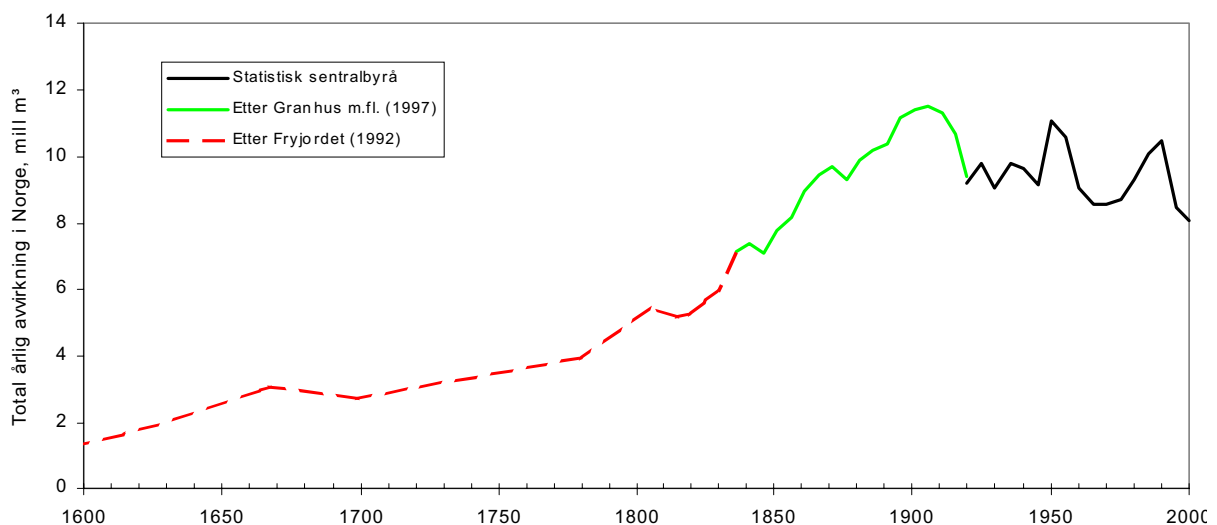


Fig. 4.3. Estimert total årlig avvirkning i Norge i perioden 1600-2000.

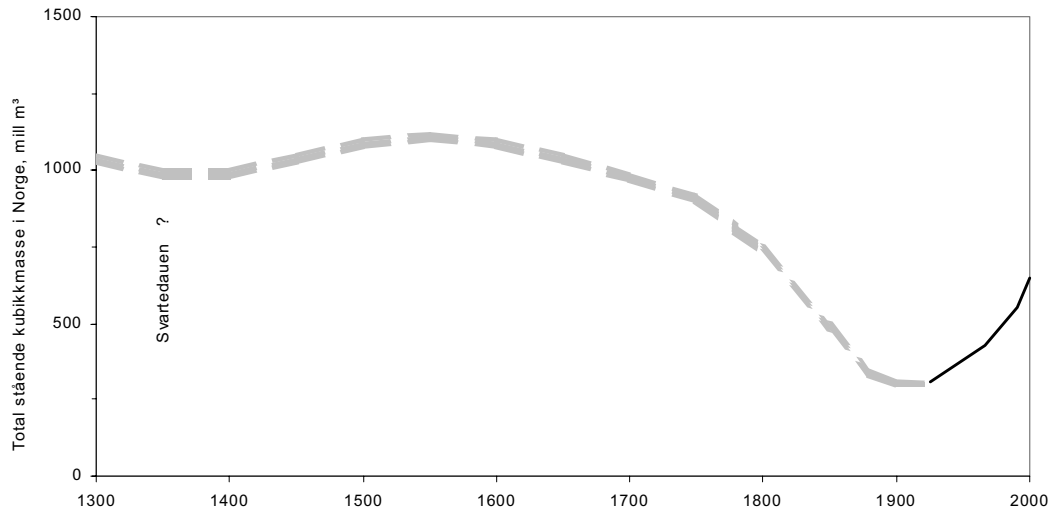


Fig. 4.4. Antatt utvikling i total stående kubikkmasse på hele skogarealet i Norge. (Se teksten for nærmere beskrivelse.)

5 Skogstatistikk

Det er flere innfallsvinkler for å tallfeste naturskog-arealer i Norge, men som tidligere påpekt kan dette by på problemer fordi definisjonene på naturskog må inneholde et sett med bestemte kriterier som kan være vanskelige å måle. Med andre ord, en slik kvantifisering forutsetter målbare størrelser.

For å skille Nord-Amerikas *old-growth forests* fra ordinære skoger er det utarbeidet absolutte kvantitative definisjoner på naturskog (Franklin et al. 1981). Definisjonene baserer seg på bestemte verdier for ulike strukturer i skogen. Eksempler på slike strukturer kan være alder på herskende trær, tredimensjon, død ved og kronestruktur. Definisjonene forteller også hvor mange av kriteriene som skal være oppfylt for at det kan kalles en old growth. I Norden er en tilsvarende definisjon foreslått (Anderson & Bohlin 1998), men uten at de skogstrukturelle kriteriene for definisjonen er tallfestet. Definisjonen tar utgangspunkt i alder, sjiktning (eller fordeling av glenner) og forekomst av liggende og stående død ved. I tillegg har de et kriterium som omfatter rødlistearter eller såkalte kontinuitetskrevede arter.

I gjennomgangen nedenfor viser vi en kvantifisering av en del skogstrukturelle parametere som det finnes tall over på stor skala i Norge. Vi har tatt utgangspunkt i oppdatert tallmateriale fra Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS) sine landskogtakseringsflater. Tallene gjelder produktivt skogareal i Norge (dvs en skogproduksjon $>1 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{år}$), et areal på 7 425 000 ha. Arealet fordeler seg med omtrent 1/3 hver på henholdsvis gran-, furu-, og lauvdominert skog (Tabell 5.1). Omtrent 65% av volumet i lauvdominert skog består av vanlig bjørk (*Betula pubescens*).

Aldersdefinisjonen på hogstklasse varierer med treslag og bonitet, dvs. at for samme hogstklasse øker alderen jo dårligere boniteten er. I praksis er det

vanskelig å skille ut fleraldrete bestand i hogstklasse IV og V. En vesentlig andel av hogstklasse IV vil være skog med eldre trær lokalisert på de svakeste markene. I tillegg vil en del skog i hogstklasse V være ensaldrete bestand på god bonitet. Vi ser ingen god metode til å skille ut den fleraldrete delen av hogstklasse IV og V, og begge inngår derfor i analysene. En må altså være klar over at en vesentlig andel av skogen i hogstklasse IV og V har tidligere vært systematisk påvirket av f.eks. gjennomhogster og tynninger. Hogstklasse IV og V dekker 56% av det produktive skogarealet (Tabell 5.1). De lave bonitetene har imidlertid vesentlig større andel hogstklasse IV og V (Tabell 5.2), og fordi store deler av skogarealet er lavere og midlere boniteter ligger det vesentlige av arealet med hogstklasse IV og V her, totalt sett. Over 50% ligger på bonitet H6 og H8.

Hogstklasse IV og V fordeler seg ganske jevnt på høydesonene, og det er faktisk først når man kommer over 700 m.o.h. at andelen IV og V øker (Tabell 5.3). Det er viktig å merke seg at hogstklasse IV (og dels hogstklasse V) vil befinne seg i ulike utviklingstrekk i lavereliggende sammenlignet med høyereliggende områder. En større andel av hogstklasse IV (og V) vil trolig være ensaldret i lavlandet enn i høyereliggende strøk.

Husholdningsalderen brukes i utgangspunktet for å bestemme skogens produksjonsevne, eller til bonitering. Derfor er de trærne som aldersbestemmes i skogtaksering blant de dominerende trærne i bestandet. Dersom treet har hatt sein vekst og tette årringer i perioder justerer man dette som om treet skulle hatt "normal" vekst. Dermed er husholdningsalderen i et bestand oftest lavere enn treet totalalder. Vi ser imidlertid at omlag halvparten av skogen i Norge består av bestand som har en husholdningsalder lavere enn 60 år, og kun 8% har husholdningsalder over 130 år (Tabell 5.4).

Tabell 5.1. Andel av totalt produktiv skogareal i hogstklasse IV og V på landsbasis. (Data fra S. Tomter, NIJOS.)

	Total produktivt skogareal (1000 ha)	%	H.kl. IV og V fordelt innenfor hver skogklasse (%)
Grandominert skog	2 800	37.7	51.8
Furudominert skog	2 316	31.2	66.1
Lauvdominert skog	2 309	31.1	49.3
Totalt	7 425	100.0	55.5

Tabell 5.2. Hogstklasse IV og V fordelt på bonitet. (Data fra S. Tomter, NIJOS).

Bonitet (H ₄₀)	Areal (1000 ha)	%	Hkl IV og V (%)	Hkl IV og V (%) av totalt IV og V
H6	838	11.3	76.7	15.6
H8	2 142	28.8	72.3	37.6
H11	1 916	25.8	52.7	24.5
H14	1 372	18.5	37.2	12.4
H17	763	10.3	32.4	6.0
H20	282	3.8	39.0	2.7
H23 + H26	112	1.5	43.8	1.2
Sum	7 425	100.0	55.4	100.0

Tabell 5.3. Hogstklasse IV og V fordelt på høydesoner. (Data fra S. Tomter, NIJOS).

Høydesone (moh)	Total produktivt skogareal (1000 ha)	IV og V i forhold til totalt areal (%)
0-100	968	49.4
100-200	1 289	54.9
200-300	1 436	55.2
300-400	999	51.4
400-500	825	52.5
500-600	635	56.9
600-700	482	55.0
700-800	424	64.6
800-900	269	69.5
900-1000	94	79.8
>1000	2	50.0
Totalt	7 425	55.5

Tabell 5.4. Arealfordeling av aldersklasser basert på nedre grense for husholdningsalder. (Data fra S. Tomter, NIJOS)

Aldersklasse	Areal (1000 ha)	%	Kumulativ %
0	838	11.29	100.00
10	705	9.49	88.71
20	481	6.48	79.22
30	546	7.35	72.74
40	582	7.84	65.39
50	468	6.30	57.55
60	420	5.66	51.25
70	430	5.79	45.59
80	514	6.92	39.80
90	492	6.63	32.88
100	467	6.29	26.25
110	423	5.70	19.96
120	439	5.91	14.26
130	285	3.84	8.35
140	175	2.36	4.51
150	77	1.04	2.15
160	48	0.65	1.12
170	14	0.19	0.47
180	9	0.12	0.28
190	3	0.04	0.16
200	9	0.12	0.12
	7 425	100.00	

Tabell 5.5. Hogstmodenhetsalder for vedkommende bonitet + en definert % (gran og furu-boniteter). Nedre aldersgrense for hogstklasse V i tillegg til et definert prosenttillegg. (Data fra S. Tomter, NIJOS).

Tillegg (i %) til nedre aldersgrense	Areal (1000 ha)	Andel av totalt skogareal (%)
0	2 215	29.8
+10	1 285	17.3
+20	771	10.4
+30	427	5.8
+40 ¹⁾	215	2.9
+50	88	1.2
+60	44	0.6
Totalt areal	7 425	

¹⁾ 40 +urørt siste 25 år gir 2.2%, dvs avvik på 0.7 % (Stortingsmelding nr 17, 1998-99)

Når et bestand går over fra hogstklasse IV til V sier man at det når sin hogstmodenhetsalder. Det vil si at 30% av skogen i Norge er eldre enn hogstmodenhetsalder (andel areal med hogstklasse V i Tabell 5.1). Ved å legge til et prosentvis tillegg til hogstmodenhetsalderen reduseres arealet vesentlig (Tabell 5.5). Med et tillegg på 30% reduseres arealet til under 10%. Vi gjenkjenner også prosenttillegget på 40% fra NIJOS sine tall i Skogmeldingen (Stortingsmelding nr. 17, 1998-99). Her la man imidlertid inn ett tilleggskriterium om at skogen skulle være urørt siste 25 år. Dette tilleggskriteriet reduserte skogarealet fra 2.9% til 2.2%.

Død ved og sjiktning i hogstklasse IV og V i grandominert og i furu-dominert skog

Det er 2.8 mill. ha grandominert skog i Norge, hvorav 1.45 mill. ha (52%) i hogstklasse IV og V. Vi skal se litt nærmere på hvordan arealandelen med hogstklasse IV og V avtar når en setter krav til at skogen skal inneholde bestemte mengder død ved og være sjiktet. Av Fig. 5.1 (øverste kurve) ser vi at andelen med hogstklasse IV og V faller raskt med økende krav til mengde død ved. Det betyr at hvis en legger inn kriterium om at det skal være for eksempel 20 m³ død ved pr. ha, så sitter en igjen med ca 20% av skogen i hogstklasse IV og V, og ved 40 m³ død ved pr. ha er andelen hogstklasse IV og V sunket til ca 8%. Vi skjønner at det er svært begrensede deler av skogen som innehar store mengder død ved.

Dersom en legger til et kriterium om at skogen skal være to- eller flersjiktet, ser en at hele kurven legger seg på et vesentlig lavere nivå (Fig. 5.1; midterste kurve). Omtrent 6% av hogstklasse IV og V i to- og flersjiktet grandominert skog har mer enn 20 m³ død ved pr. ha. Det siste kriteriet som er lagt til er at den sjiktede skogen i hogstklasse IV og V skal inneholde sterkt nedbrutt dødt virke (nedbrytningsgrad 4 og 5, NIJOS). Da legger kurven seg enda lavere (nederste kurve), og ved 20 m³ død ved pr. ha er andelen med hogstklasse IV og V sunket til 4%, hvilket vil si omtrent 2% av all grandominert skog.

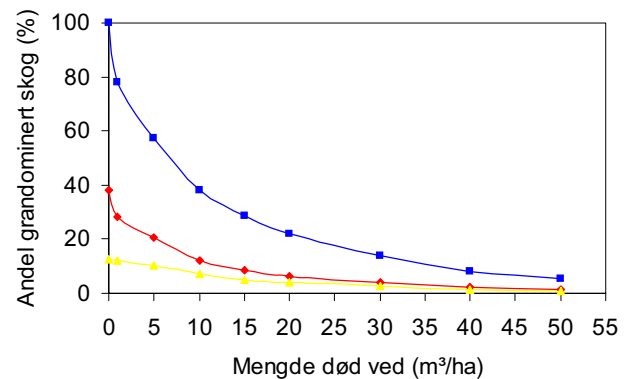


Fig. 5.1. Andel skog innenfor grandominerte skogtyper med utvalgte kriterier for urørthet. Øverste kurve viser avtakende andel areal av hogstklasse IV og V med økende mengde død ved. Midterste kurve viser et tilleggskriterium med to- og flersjiktet bestand. Nederste kurve viser et tilleggskriterium på forekomst av nedbrytningsgrad 4 og 5. Utgangstall: totalt areal grandominert skog 2 800 000 ha, hvorav 1 449 000 ha (51.7%) er hogstklasse IV og V. Alle tall er i forhold til totalarealet på 2 800 000 ha. (Data fra S. Tomter, NIJOS.)

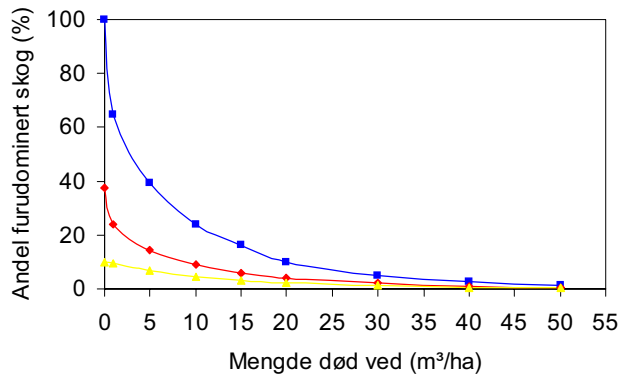


Fig. 5.2. Andel skog innenfor grandominerte skogtyper med utvalgte kriterier for urørthet. Øverste kurve viser avtakende andel areal med hogstklasse IV og V med økende mengde død ved. Midterste kurve viser et tilleggskriterium med to- og flersjiktete bestand. Nederste kurve viser et tilleggskriterium på forekomst av nedbrytningsgrad 4 og 5. Utgangstall: totalt areal furudominert skog: 2 316 000 ha, hvorav 1 531 000 ha (66.1%) er hogstklasse IV og V. Alle tall er i forhold til totalarealet på 2 316 000 ha. (Data fra S. Tomter, NIJOS.)

En tilsvarende analyse for furudominert skog er gjort i Fig. 5.2. Totalt er ca 2.3 mill ha av skogen i Norge furudominert, og av dette er ca 1.53 mill ha (66%) i hogstklasse IV og V. Av Fig. 5.2 (øverste kurve) ser vi at arealandelen med hogstklasse IV og V faller raskt med økende krav til mengde død ved, vesentlig raskere enn i grandominert skog. Kun 10% av hogstklasse IV og V har mer enn 20 m³ død ved pr. ha, og ved 40 m³ pr. ha er arealandelen sunket til under 3%. Det er altså meget små arealer med furudominert skog som har mye død ved.

Når vi legger til kriteriene om at skogen skal være sjiktet (Fig. 5.2; midterste kurve), og at skogen også skal inneholde sterkt nedbrutt dødt virke (nedbrytningsgrad 4 og 5, NIJOS) (Fig. 5.2; nederste kurve) ser vi at trendene er tilsvarende som i grandominert skog, men at arealandelen hogstklasse IV og V er noe lavere i furudominert skog. Ved 20 m³ død ved pr. ha er andelen hogstklasse IV og V med sjiktet skog sunket til 4%, og nede i kun 2% når en samtidig stiller krav til at skogen skal inneholde sterkt nedbrutt virke. Med samme kriterier ligger altså arealandelen hogstklasse IV og V i furudominert skog på omtrent halvparten av andelen i grandominert skog.

Ved økende krav til mengde død ved vil arealet med hogstklasse IV og V gradvis avta. Det ser ikke ut til å være noen terskelverdi for hvor det ville være naturlig å sette en grense, eventuelt som definisjonskriterium for naturskog. En annen måte å illustrere denne gradvise, eller kontinuerlige, overgangen fra områder med lite til områder med mye død ved er gjort i Fig. 5.3 og 5.4. Fra Miljøregistrering i skog (MiS) sine prøveflater finnes detaljerte registreringer av en del skogstrukturelle parametere. I Fig. 5.3 er alle gran- og furuskog-prøveflatene sortert fra de med minst til de med mest død ved. Mengden død ved er her målt som grunnflate (m²/ha) og ikke volum (som i Fig. 5.1 og 5.2), men nivået ligger vesentlig høyere enn for tallene fra landsoversikten. Det er en meget gradvis overgang fra prøveflater med lite død ved til prøveflater med mye død ved, og samtidig kan vi legge merke til at død-ved nivået i granskogen ligger vesentlig høyere enn i furuskogen (Fig. 5.3). Når vi deler prøveflatene i granskog inn i de som er registrert som ensjiktet skog, og de som er to- og flersjiktet, ser vi den samme gradvise overgangen fra områder med lite til områder med mye død ved, samt at det er mer død ved i to- og flersjiktet skog (Fig. 5.4).

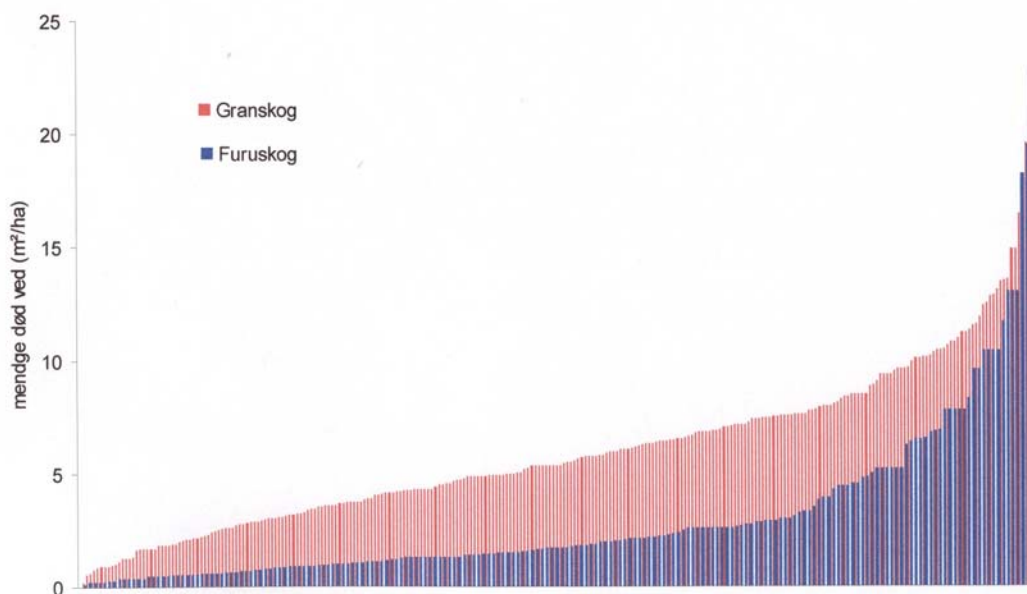


Fig.5.3. Mengde død ved (grunnflatesum, m²/ha) i prøveflater fra "Miljøregistrering i skog"-prosjektet, fordelt på granskog og furuskog. Prøveflatene er sortert fra de med minst til de med mest død ved.

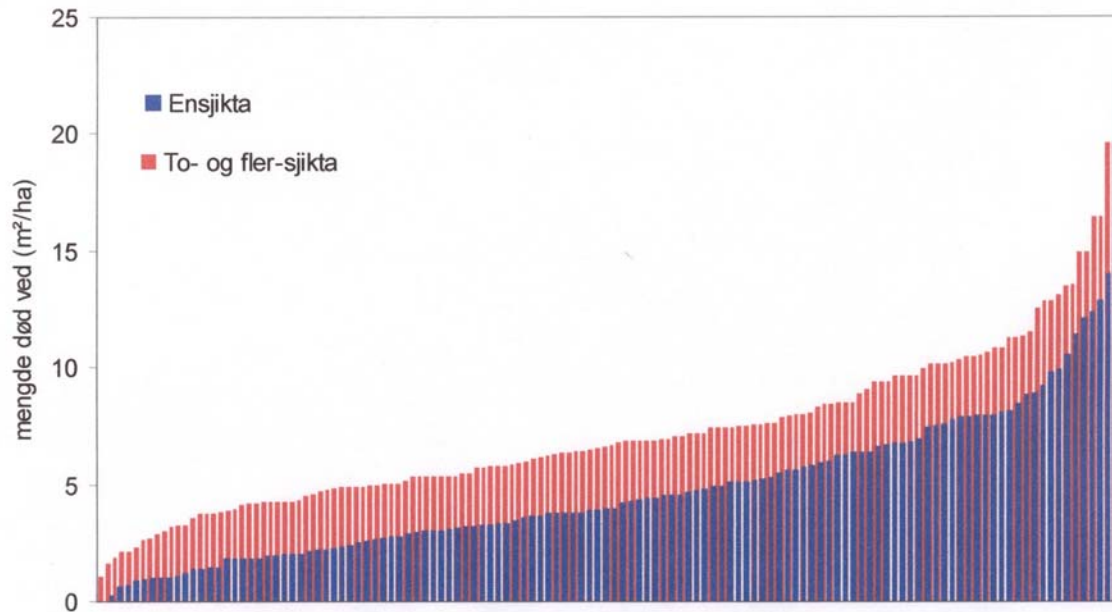


Fig.5.4. Mengde død ved (grunnflatesum, m³/ha) i prøveflater i granskog fra "Miljøregistrering i skog"-prosjektet, fordelt på ensjikta, og to- og flersjikta prøveflater. Prøveflatene er sortert fra de med minst til de med mest død ved.

Noen andre resultater

Selv om naturskog som begrep ofte er brukt i forhold til vern av skog og bevaring av biologisk mangfold i skog siste 10-15 årene, er det få eksempler på tallfesting av slike arealer i Norge. Direktoratet for naturforvaltning gir grove anslag på naturskogandel i de norske skoger, og ender opp med at det er mindre enn 10% naturskog av det produktive skogareal (DN 1999a). I samme rapport anslår man at tilsvarende tall for urskog er mindre enn 1%. I Finland har man kommet fram til at tallet for naturskog er på 5.5% (Parviainen 1999). I Sverige har riksskogtakseringen kommet fram til at andel naturskog, utenfor vernede områder og fjellskog, er 3.8% (Anderson & Bohlin 1998). Taiga Rescue Network (1999) har gjennomført et anslag for de nordiske land, og kommet fram til at tallet for naturskog er mindre enn 5% i Norge. Dette anslaget har imidlertid i stor grad basert seg på eksisterende barskogvern-registreringer, og omfatter i første rekke større sammenhengende områder med naturskog. Men det er brukt ulike kriterier og framgangsmåter i disse undersøkelsene og resultatene er derfor vanskelige å sammenligne direkte. Men kanskje viktigere enn tallfesting av naturskogarealet, er endringene over tid. Anderson & Bohlin (1998) viser mange eksempler på at naturskogarealene er kraftig redusert i Sverige, og tallmaterialet fra Värmland viste at mellom 20 og 60% av naturskogen ble avvirket i perioden 1981-1994.

Noen internasjonale resultater

Det finnes i dag omfattende europeiske forskningsprogrammer som har sett nærmere på naturskogene i Europa; EFI (European Forest Institute) og COST (European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research) Action E4 – Forest Reserves Research Network og European Commission. Det har ikke vært mulig å bli enige om en felles definisjon på hva som er naturskog. I stedet har man i utgangspunktet en vid forståelse av begrepet, og det er i stor grad det enkelte land som selv definerer og innrapporterer naturskogarealene. Resultatene fra innrapporteringen viser at forståelsen av naturskogbegrepet er knyttet opp til en streng definisjon. I Mellom- og Sør-Europa er det kun begrensete arealer utenfor verneområdene som defineres som naturskog (Parviainen 1999). Noen foreløpige resultater fra de tidligere nevnte nettverkene viser at naturskogarealer dekker 8%, 6%, 5.5%, 3% og 0.8% av totalt skogareal i henholdsvis Bulgaria, Romania, Finland, Østerrike og Tyskland. Vi legger merke til at for Østerrike er tallet 3%, som gjenspeiler den strengeste kategorien for urørthet i deres landsdekkende registreringer av naturskog. Disse prosenttallene er noe lavere enn tallene for strengt fredede skogarealer (Tabell 5.6), hvilket betyr at de fredede områdene omfatter endel skog som ikke er definert som naturskog. I Nederland og Irland finnes det ingen naturskog, mens i Finland finnes det anslagsvis 1.3 mill. ha. I hele Europa finnes det anslagsvis 3 mill. ha naturskog, som tilsvarer 1.7% av totalt skogareal (Parviainen 1999).

Tabell 5.6. Strengt fredede skogarealer (% av totalt skogareal) i europeiske land (etter Parviainen 1999, s. 31).

Land	%
Belgia	0.1
Bosnia Herzegovina	1.0
Bulgaria	10.0
Danmark	0.2
Finland	10.7
Frankrike	1.2
Hellas	14.6
Irland	1.0
Italia	6.4
Kroatia	7.3
Nederland	5.5
Norge	1.7
Polen	2.1
Portugal	6.3
Romania	8.3
Russland (europeisk del)	3.0
Slovakia	14.0
Spania	24.0
Sveits	1.1
Sverige	3.4
Tjekkia	6.6
Tyskland	4.0
Ungarn	18.8
Østerrike	19.2

6 Naturskog – en vurdering av definisjon og praktisk bruk i skog- og miljøforvaltning

Gjennomgangen av begrepsbruken, de skogøkologiske forholdene, den historiske utnyttelsen av skogarealene, og dagens skogstatistikk, viser at naturskog ikke uten videre kan skilles ut som en entydig og avgrenset del av det norske skogarealet. Ut fra et skogøkologisk perspektiv vil naturskog omfatte et bredt spekter av ulike skogtilstander avhengig av skogtype, naturgitt forstyrrelsesregime og suksjonsstadium. De forskjellige fag- og interessegruppene legger også vekt på ulike kriterier, og måten naturskog defineres reflekterer i stor grad ulike verdisyn på skogen. Innenfor skogbruken har det lenge vært en relativt klar oppfatning av at naturskog er skog som har kommet opp etter naturlig foryngelse. Friluftslivet legger vekt på et variert skogbilde, der bl.a. flersjiktet bestandsstruktur er et vesentlig kriterium. Naturvernet er opptatt av å bevare biologisk mangfold og legger stor vekt på at skogen skal inneholde alle naturlig forekommende planter og dyr.

Den faglige gjennomgangen har vist at naturskog i utgangspunktet er et *relativt* begrep (lite påvirket), i motsetning til urskog som, ideelt sett, kan sies å være et *absolutt* begrep (helt urørt). Hovedproblemet med å sette en kvantitativ grense som konsistent skiller naturskog fra kulturskog, skyldes kanskje i første rekke den lange (>500 år) og omfattende historiske bruken av skogene i Norge. En stor del av skogarealet er sterkt påvirket av mennesker, men har likevel beholdt en stor grad av naturlige strukturer og artssammensetning. Enkelte skogavsnitt har sannsynligvis utviklet en større grad av urørthet (naturlighet) de siste 50-100 årene som følge av omleggingen fra plukkhogst til bestandskogbruk (f.eks. mer død ved i gammelskog idag). Forandrer vi litt på eventuelle kriterier som skal definere naturskog, vil dette gi store utslag på areal-omfanget. Tar vi utgangspunkt i eldre plukkhogd skog dreier dette seg om 30-40% av arealet, men inkluderes krav om tilstedeværelse av store dimensjoner av sterkt nedbrutt død ved og en flersjiktet bestandsstruktur reduseres omfanget til <5%.

På den annen side skal vi ikke unødig komplisere begrepet naturskog. Skogene i Norge består av to bestandsdannende bartreslag og en håndfull lauvtre-slag. Disse kan grupperes i et ti-tall overordnede vegetasjonstyper (Larsson et al. 1994, Fremstad 1997). Sammenlignet med f.eks. tropiske regnskoger er dette en oversiktlig situasjon. De naturlige dynamikker knyttet til skogtypene viser også klare fellestrekk. Det synes også klart at urørte eller lite påvirkede skoger har kvaliteter som mange kulturskoger mangler.

Dette avsluttende kapitlet tar for seg ulike kriterier som kan være aktuelle for å karakterisere naturskog (Tabell 6.1). Basert på den faglige gjennomgangen foran diskuteres i hvilken grad kriteriene er egnet til å beskrive hvor naturlig skogen er. Når vi så skal vurdere hvor hensiktsmessig det kan være med en norsk definisjon på naturskog, må dette knyttes opp til hva hensikten i så fall kan være. Vi har sett i kapittel 2 at dette i stor grad er avhengig av hvilke verdier man tillegger skogen, som tømmerressurs, rekreasjonsområder, eller leveområder for planter og dyr. Hensiktsmessighet er derfor knyttet opp til verdivurdering, og vi beveger oss over fra deskriptive sammenhenger (vitenskap) til normative vurderinger (politikk). I gjennomgangen nedenfor er det lagt hovedvekt på verdier knyttet til naturvern og bevaring av biologisk mangfold. I grove trekk vil disse verdiene sammenfalle med friluftslivets verdisyn. Til slutt tar vi opp spørsmålet om det er mulig og hensiktsmessig å konkretisere kriteriene slik at de eventuelt kan brukes til å kartlegge og overvåke naturskog i Norge.

Tabell 6.1. Oversikt over kriterier som kan brukes til å definere naturskog.

1	Menneskelig påvirkning
1.1	Grad av planmessig påvirkning gjennom skogkultur
1.2	Grad av urørthet
2	Skogøkosystemets sammensetning, struktur og funksjon/dynamikk
2.1	Skogens sammensetning
	Genetisk opprinnelse (treslag)
	Artsmangfold
2.2	Skogens struktur (alder, sjiktning, død ved, landskapsmosaikk, osv.)
2.3	Skogens økologiske funksjoner og prosesser (suksesser, forstyrrelser, nedbrytning av død ved, næringsomsetning, C-balanse, osv.)

6.1 Kriterier for naturskog

Menneskelig påvirkning: Grad av planmessig påvirkning gjennom skogkultur

Tar vi utgangspunkt i skogbrukshistorien kan vi grovt dele denne inn i følgende faser:

- (1) Urskogfasen (fram til ca. 1500): ekstensiv utnyttelse av skogen, lokalt stor påvirkning, men regionalt store arealer med lite påvirket skog.
- (2) Eksploateringsfasen (1500-1930): høsting av trevirke uten særlig planmessig skjøtsel og skogbehandling.
- (3) Produksjonsfasen (1930-idag): planmessig skogkultur for langsiktig skogproduksjon.

Flere av definisjonene på naturskog inneholder et krav om at det ikke skal ha forekommet systematisk skogkultur. En praktisk løsning kan da være å definere kulturskog som skog drevet etter bestandsskogbrukets prinsipper, mens restbestand etter gamle dimensjons- og plukkhogster kan defineres som naturskog. Spørsmålet er om den gamle plukkhogde skogen har naturskog-kvaliteter i dag. Mye av denne skogen har vært gjenstand for kraftige gjennomhogster helt fram til 1960-tallet, og i tillegg kan den være påvirket av vedhogster og uttak av døde og skadde trær etter stormfelling og billeangrep helt fram til i dag. Til slutt vil det også være en del skoger som ble drevet etter bledningshogst-prinsipper, noe som også kan ha medført intensiv skogkultur. Død ved kan derfor være sparsomt forekommende, og særlig seine nedbrytningsstadier kan være helt fraværende (Storaunet et al. 2000, Groven et al. 2002, Fig. 5.1 og 5.2). Gamle lauvtrær kan være sjeldne, dels fordi det ikke har vært naturlige foryngelsesforhold for lauv, og dels fordi lauvtrærne er hogd til ved.

De siste 10 årene har skogbruket i større grad enn tidligere lagt vekt på hogstformer og skogbehandling som tar hensyn til biologisk mangfold. Gjensetting av døde og levende trær på hogstflater, kantsoner mot myr og vassdrag, og ulike varianter av lukkede hogster, bidrar til å utjevne forskjellene mellom naturlige og menneskeskapte forstyrrelser. Det er likevel klart at når vi anvender skogkultur, betyr det at vi forenkler naturen for å produsere mer av et eller annet, og gjerne på kortere tid enn det naturen selv gjør. Det kan være å fjerne lauvtrær for å produsere mer gran og furu, eller å

plante trær for å påskynde foryngelsen. Når vi anlegger en kultur for å øke produksjonen av noe, innebærer det at vi reduserer eller fjerner produksjonen av noe annet. I prinsippet vil økt produksjon gå på bekostning av mangfold; vi vil ha mye av noe istedenfor litt av hvert. Oppsummert kan vi si at jo større vekt vi legger på skogkultur, jo lenger fjerner vi oss fra urskogen (den urørte skogen). I praksis vil dette kriteriet ofte være svært upresist i den forstand at det er vanskelig å kvantifisere graden av skogkultur uten å dele det opp i mer spesifikke kriterier.

Menneskelig påvirkning: Grad av urørthet

Man kan bruke grad av urørthet uavhengig av menneskelig intensjon som kriterium, og definere naturskog som lite påvirket av mennesker. Dette vil rent teoretisk kanskje være det mest nærliggende kriteriet å bruke, men vi må likevel sette grenseverdier for hvor stor grad av påvirkning vi aksepterer innenfor rammen av begrepet naturskog. Tilsvarende må vi sette grenser for hvor langt tilbake i tid påvirkningen har skjedd. Død ved og flersjiktet struktur utvikler seg i løpet av ca.100 år for granskog, noe lenger for furuskog (se Fig. 3.2). All skog som har vært ubehandlet de siste 100-150 år kan således betraktes som naturskog. Kjennskap til nedbrytningstid for stubber og død ved gjør det forholdsvis enkelt å fastslå når hogst har funnet sted, og tilsvarende hvor stort hogstuttaket har vært (Groven et al. 2002).

Mer problematisk vil det være å definere sammenlignbare kriterier for annen menneskelig påvirkning av skogen. I tidligere tider var store skogområder utsatt for tildels intensivt utmarksbeite og annen høsting av fôr til husdyr. I hvilken grad dette har satt vesentlige spor etter seg i dagens skoger vet vi lite om. Av større betydning i dag er nok effektene av langtransporterte forurensninger og klimaendringer. Slike påvirkninger kan ha betydelig effekt på økologiske prosesser i skogen, men vil kanskje ikke vise seg i struktur og artssammensetning før etter lang tid. Utbygging av veier og annen moderne infrastruktur vil også kunne påvirke skogens struktur og prosesser utenfor de områdene som blir direkte påvirket av utbygningen. Til sammen vil slike menneskelige påvirkningsfaktorer

representere en kompleks utfordring når det gjelder å kvantifisere skogens grad av urørthet.

Et annet viktig poeng er hvordan vi forholder oss til naturlige forstyrrelsesregimer. I de fleste skogområder slukker vi branner i dag for å hindre omfattende skader, og vi tar ut trær angrepet av barkbiller for å hindre større skadeomfang. At vi hindrer naturlige forstyrrelser i å opptre kan på mange måter sies å være like "unaturlig" som at vi påvirker skogen gjennom menneskeskapt forstyrrelser. En slik betraktning tilsier at en lauvskog som er kommet opp etter flatehogst er like naturlig (eller unaturlig) som en gammel plukkhogd granskog der furu og lauv mangler fordi skogen ikke er naturlig forstyrret. Dette er grunnen til at det i dag vurderes å innføre aktiv skjøtsel i skogreservater for å erstatte naturlige forstyrrelser.

Ut fra disse betraktningene vil grad av urørthet også være et lite presist kriterium i praktisk kartleggingsarbeid. Vi merker oss imidlertid at grad av hogstpåvirkning, og tid siden hogst, til en viss grad, rent metodisk, kan kvantifiseres.

Skogens sammensetning

Disse kriteriene handler om genetisk sammensetning, arts mangfold, og i og for seg landskapets sammensetning av økosystemer (granskog, furuskog, lauvskog, myr og våtmarker). Trærnes genetisk opphav har lenge vært et hovedkriterium for naturskog, særlig innenfor skogbrukssektoren. Foryngelsen skal ha skjedd med stedegent genmateriale. Med dagens fokus på biologisk mangfold kan det være grunn til å se på skogen i et videre perspektiv og spørre hvorvidt alle stedegne arter skal være til stede i en naturskog (eller i det minste at ikke-stedegne arter skal være fraværende). Åke Aronsson, en naturverner fra Gällivare i Nord-Sverige sier: *"En riktig skog är så mycket mer än bara träd. Där finns sjöar, myrar, bäckar, liksom svampar, lavar, mossor, myror, myggor, mesar, örnar, älgar och vargar. Skogen är inte ett hem för växter och djur, det är de som är skogen!"* (Laquist 1989). Taiga Rescue Network (1999) nevner følgende kriterium for naturskog (old-growth forest): *"These forests are large landscape level forests, where viable populations of most if not all naturally occurring species exist in natural patterns of distribution and abundance."*

Her dukker det opp noen praktiske problemer. Hvilken romlig skala skal vi operere med? Jo større areal vi inkluderer, jo flere arter vil kunne være tilstede. Arealkrevende arter som f.eks. skogsfugl og hakkespetter har leveområder på flere km² (se nedenfor). Et annet vanskelig spørsmål er hva som er "naturlig forekommende arter", og det er heller ikke lett å sikre seg at arter som finnes i et område, faktisk lar seg påvise. Andersson & Bohlin (1998) har som ett av fire kriterier for naturskog at det "i felt skal være registrert forekomst av kontinuitetskrevede signalarter/rødlistearter" (se også Solås 2000). Mange rødlistearter forekommer også i kulturpåvirket skog (Gustafsson 1999, Johansson & Gustafsson 2001,

Gjerde et al. 2002). Dessuten er de aller fleste arter naturlig sjeldne nettopp i utkanten av sitt utbredelsesområde, hvorpå man kan diskutere i hvilken grad de er stedegne. Forekomster av rødlistede arter er derfor ikke uten videre egnet som indikatorer på naturskog. Det kan likevel være mulig å identifisere indikatorarter som kan brukes i kartlegging av visse typer skog, men kriteriene for valg av slike arter må defineres eksplisitt i forhold til skogen de skal påvise. Det foregår for tiden et betydelig forskningsarbeid for å vurdere i hvilken grad arter og artsgrupper kan brukes som indikatorer i kartlegging og overvåking av skogøkosystemer (se f.eks. Skog & Forskning 2/1999, Sætersdal et al. 2002). For mange skogsmiljøer er det imidlertid god sammenheng mellom strukturelle indikatorer (f.eks. død ved) og arts mangfold.

Skogens struktur

De fleste naturskog-definisjoner inkluderer kun gammel skog. Naturlige forstyrrelser skaper imidlertid unge suksesjonsstadier som medfører at urskoglandskap består av en mosaikk av yngre og eldre skog. Unge naturskoger kan inneholde en lang rekke rødlistearter (Gundersen & Rolstad 1998b). Dersom skogstrukturer skal brukes som kriterier for å identifisere naturskog generelt, bør disse derfor inkludere hele spekteret av suksesjonsstadier. Kriteriene må også tilpasses naturgitte forskjeller i ulike deler av landet. Mengde død ved, treslagssammensetning, skogens sjiktning, alder, dimensjoner, antall hogde stubber, osv., kan brukes til å sette opp konkrete kriterie-sett for naturskog.

Skogens økologiske funksjoner og prosesser

Disse kriteriene dreier det seg om forstyrrelsesregimer og suksesjoner, foryngelse og omløpstad, næringskjeder, interaksjoner mellom arter (predasjon, konkurranse, symbiose osv.), nitrogen- og karbon-omsetning, osv. Poenget i denne sammenhengen er at vi ønsker å bevare skog som har beholdt de fleste naturlige økologiske funksjoner. Begrep som "økologisk funksjonell" skog gjenspeiler skogens evne til å utføre disse funksjonene, f.eks. mikrobiell omsetning av næringsstoffer etter skogbrann (Zackrisson et al. 1996), eller nitrogenfiksering av cyanobakterier i epifyttisk hengelav (Norse 1990).

Dersom vi krever at naturskog skal omfatte også storskala naturlige forstyrrelser, dvs. at et område med naturskog skal omfatte en mosaikk av ulike suksesjonsstadier, vil dette sette krav til slike områders areal-omfang. Mindre områder uten storskala dynamikk kan ivareta enkelte naturskogs kvaliteter, som gammel skog med intern dynamikk (glenneforyngelse). Slike områder vil imidlertid bare representere en delmengde av naturskog ut fra et skogøkologisk perspektiv.

På samme måten som med graden av skogkultur og graden av urørthet vil økologiske prosesser og funksjoner være sentrale elementer i en mer teoretisk

forståelse av hva naturskog er. I praktisk registrerings- og kartleggingsarbeid kan det imidlertid være vanskelig å bruke økologiske prosesser som kriterier. I mange tilfeller vil strukturelle kriterier gjenspeile økologiske prosesser og funksjoner. Det er f.eks. åpenbart at en brannflate er en god indikator på at det har vært en brann. Strukturelle kriterier kan dermed være enklere å bruke i praksis, samtidig som de reflekterer effektene av viktige økologiske prosesser.

6.2 Skogens areal

Vi har flere ganger vært inne på betydningen av å se skogen i et landskapsperspektiv, dvs. at vi ser større skogarealer i sammenheng. En skog på ett hektar kan være en naturskog, i den forstand at den er naturlig foryngt og relativt upåvirket av mennesker. En slik skog vil imidlertid ha et svært begrenset artsinventar, og den vil lett påvirkes av omliggende kulturskog. Den vil også bestå av et snevert utvalg av naturlige suksjonsstadier, og dersom en storskala forstyrrelse skulle inntreffe, vil det lett påvirke hele skogbestandet. Når arealet økes, vil det etter hvert dukke opp arealkrevende arter, og ulike skogtyper og suksjonsstadier vil inkluderes. Pickett & Thompson (1978) definerer "minimum dynamic area" som det minste arealet med et naturlig forstyrrelsesregime der arter lokalt kan dø ut og rekolonisere ulike suksjonsstadier etter hvert som de forstyrres eller vokser til. Sagt på en annen måte betyr dette at skoglandskapet må være av en viss størrelse for å inkludere naturlige storskala forstyrrelser i en naturlig landskapsmosaikk. Hvor stort et slikt minimum-dynamisk-område vil være, avhenger av biogeografisk regiontilknytning og naturlig forstyrrelsesregime. I skogområder dominert av intern glenne-dynamikk dreier det seg kanskje om noen 10-talls hektar, mens det i regioner med skogbrann kanskje dreier seg om 10-talls eller 100-talls km².

Arealkrevende arter, som f.eks. skogsfugl, hakkespetter og enkelte rovfugler og ugler, vil også begunstiges av store arealer. Selv om noen av artene har leveområder på flere 10-talls km², er det grunn til å påpeke at de neppe er kritisk avhengig av store sammenhengende arealer med f.eks. gammel naturskog. De fleste kan utnytte gunstige biotoper i en mosaikk innenfor leveområdene. Det er imidlertid et tankekors at det i Norge i dag ikke finnes sammenhengende urørte, eller lite påvirkede skogområder av en slik størrelse at man kan studere disse artene, og relasjonene mellom dem, under naturlige forhold (Beshkarev et al. 1995, Hjeljord et al. 2000).

Det kan være grunn til å se nærmere på betydningen av store sammenhengende arealer av skog med liten grad av menneskelig påvirkning, fordi dette i begrenset grad er ivarettatt av dagens skogreservater, nøkkelbiotoper og livsmiljøer i MiS-registreringene. I følge Barskogvernmeldingen dekker registrerte områder som ikke vernes gjennom pågående vernearbeid tilsammen et areal på 665 km² (Stortingsmelding nr. 40, 1994-95). Bare noen helt få av disse områdene er

store nok til å inkludere naturlige forstyrrelsesregimer. Områder større enn 500 km² finnes ikke (Bryant et al. 1997).

6.3 MiS, nøkkelbiotoper, verneplaner, og internasjonal rapportering

Hensiktsmessigheten av å registrere naturskog avhenger av i hvilken grad slike miljøer ikke blir ivarettatt i allerede pågående registreringsopplegg. Vi skal derfor kort gå igjennom eksisterende miljøregistreringer knyttet til naturverdier i skog.

Miljøregistreringsprosjektet (MiS), som ble startet opp i 1997, har utviklet et kartleggings- og registreringsopplegg som primært skal benyttes som grunnlag for bevaring av biologisk mangfold i skog utenfor verneområdene. Prosjektet har definert 29 ulike livsmiljøer som anses viktige for å bevare biologisk mangfold (Baumann et al. 2001). Disse miljøene samsvarer i stor grad med miljøer definert av Haugset et al. (1996) og Gundersen & Rolstad (1998a). MiS-registreringene er lagt opp på en slik måte at de enkelte miljøene blir registrert separat, for så å bli rangert og plukket ut etter forskjellige utvalgs-kriterier i ettertid. Selv om mange av de miljøene som plukkes ut gjennom MiS-opplegget vil ha naturskogkarakter, er det ikke noe krav at miljøene nødvendigvis skal være lite påvirket av mennesker.

I likhet med MiS-områder vil nøkkelbiotoper også ofte ha naturskogkarakter. I praksis vil imidlertid de fleste MiS-områder og nøkkelbiotoper utgjøre relativt små avgrensede arealer. I så måte kan begrepet naturskog anvendes for å avgrense større områder som totalt sett er relativt lite påvirket og som kanskje inneholder flere mindre MiS-områder og nøkkelbiotoper. Dette samsvarer med fokuset på områdenes størrelse i kriteriene til Taiga Rescue Network og World Resource Institute (Levende skog 1998, Taiga Rescue Network 1999, Yaroshenko et al. 2001) og Levende skogs beskrivelse av naturskog som større urskogslignende områder (Levende skog 1998).

Vernet eller planlagt vernet skog i Norge utgjorde i 2001 ca. 1% av produktivt skogareal, eller ca. 750 km². Dette verneomfanget vil bare i begrenset grad bidra til å ta vare på viktige deler av det biologiske mangfoldet knyttet til skog (Framstad et al. 1995a). Det kan derfor være grunn til å se nærmere på om de skogområdene som er kartlagt i forbindelse med verneplanene (men som ikke er eller vil bli vernet) kan klassifiseres som naturskog, med dertil hørende begrensninger på næringsmessig skogsdrift.

Med tanke på internasjonal rapportering kunne det være ønskelig om naturskog utgjorde en egen arealbrukskategori. Vi har imidlertid sett at det er problematisk å utarbeide konsistente kriterier for å sammenligne naturskog mellom ulike land (Parviainen et al. 1999). Spesielt gjelder dette i forhold til land med en helt annen skogsituasjon og skoghistorikk enn Norge. Sverige og Finland opererer med større prosent-tall for naturskog enn Norge. Dette skyldes dels at

definisjonen omfatter store villmarksområder, områder av en størrelse (>100-500 km²) som knapt finnes i Norge. Norge har imidlertid også en mindre andel av vernet skog enn våre naboland.

6.4 Norsk definisjon på naturskog

En av hovedgrunnene til at diskusjonen omkring naturskog har kommet på dagsordenen er interesse-motsetningene mellom skogbruket på den ene siden og friluftslivet og naturvernet på den andre siden, der naturvernets krav om bevaring av biologisk mangfold har vært særlig framtreddende (Levende skog 1998). Innenfor skogbruket har begrepet naturskog tradisjonelt blitt brukt om skog som har kommet opp etter naturlig foryngelse. En slik definisjon sier imidlertid lite om hvordan skogen vil se ut etter hvert som den vokser opp. Dette avhenger av hvilken skogbehandling som legges til grunn for den videre suksesjonen.

Friluftslivet har lenge vært opptatt av at skogbildet skal formes gjennom naturnær skogskjøtsel, det vil si en skogbehandling som etterligner skogens naturlige dynamikk. Kravet om naturlig foryngelse med stedegent genmateriale ligger til grunn for en slik definisjon også, men friluftslivet krever i tillegg en skogbehandling som skaper et "naturlig" skogbilde. Et viktig moment som mangler i friluftslivets oppfatning av naturskog er storskala forstyrrelser. En stor brannflate eller et område med stormfelte trær er ikke attraktivt i friluftssammenheng. Det er snarere de seine suksesjonsstadiene med gamle og krokete trær som er foretrukket som turområder. Bledningshogster og andre lukkede hogstformer blir sett på som gunstige hogstformer av friluftslivet. Kravet til urørthet er av mindre betydning, og en tilfredsstillende skogstruktur kan gjerne skapes gjennom aktiv skjøtsel.

Innenfor naturvernet er det særlig to kriterier som synes å være viktige. Det ene er kravet til urørthet, og det andre er kravet om tilstedeværelse av en naturlig flora og fauna, eller et "intakt" biologisk mangfold. Urskog anses som mangelvarer, og naturvernet ønsker derfor å definere naturskog som "urskogslignende skog", dvs. skog som nesten er urskog. De siste årene er kravet om en intakt flora og fauna framhevet som et viktig kriterium (Bryant et al. 1997, Taiga Rescue Network 1999, Yaroshenko et al. 2001). Et minimumsareal på 500 km² er satt som kriterium for internasjonal kartlegging av naturskog av World Resource Institute (Bryant et al. 1997, Yaroshenko et al. 2001): En naturskog må være minst så stor i areal for å huse livskraftige populasjoner av arealkrevende arter og for at storskala forstyrrelser skal opprettholde en naturlige landskapsmosaikk.

Det foreligger allerede flere definisjoner på hva en naturskog er. Den ene definisjonen er ikke nødvendigvis mer vitenskapelig korrekt enn de andre, men de baserer seg på ulike sett av kriterier og intensjoner. Basert på gjennomgangen og diskusjonen i denne utredningen foreslår vi at følgende generelle definisjon legges til grunn for begrepet naturskog i Norge:

Naturskog er skog framkommet ved naturlig foryngelse av stedegent genmateriale. Menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller er utført på en slik måte, at skogens naturlige struktur, sammensetning, og økologiske prosesser ikke er endret i vesentlig grad.

Denne definisjonen ligger nært opptil de definisjonene som allerede er brukt i nordisk sammenheng (Tanninen et al. 1994) og i arbeidet med barskogverneplanen (DN 1988, 1994). To viktige endringer er imidlertid gjort. Det ene er at vi tar inn over oss at naturskog omfatter alle naturlige suksesjonsstadier, fra ungskog til gammelskog. Vi har derfor tatt ut setningen: *Skogen har en kontinuitet over flere skoggenerasjoner eller er første generasjon i naturlige ekspansjonsområder* (DN 1988). Det vil si at skog som kommer opp naturlig etter f.eks. skogbrann og omfattende stormfelling betraktes som naturskog, selv om skogen er ung. Vi kan underbygge en slik vurdering med følgende betraktning. I en gammel naturskog vil enkelte gamle trær falle over ende og gi plass til unge planter. Denne skogen vil derfor bestå av en blanding av gamle og unge trær. I et naturskoglandskap vil enkelte områder utsettes for storskala forstyrrelser som drastisk endrer skogstrukturen. Her vil ungskog prege skogbildet i en lengre periode etter forstyrrelsen. Dette landskapet vil derfor bestå av en blanding av gamle og unge skogbestand.

Den andre endringen er at vi mer eksplisitt inkluderer menneskelig påvirkning dersom påvirkningen er utført slik at den etterligner de naturlige forstyrrelsesregimene og ikke vesentlig endrer skogens naturlige struktur og prosesser. Dette innebærer at definisjonen er pragmatisk - den skiller ikke strengt mellom naturskog som sådan (i prinsipiell forstand) og skog med egenskaper som vi ellers finner i skog uten vesentlig menneskelig påvirkning. Dette legger tilrette for at man kan bruke skogstrukturer, istedenfor grad av urørthet, som indikatorer på naturskog. For visse skogtyper vil en hogstflate med en stor andel gjensatte døde og levende trær kunne ha en struktur nokså lik tilsvarende suksesjonsstadium etter naturlig storskala forstyrrelse. Dette åpner for at vi på sikt, ved bruk av dertil egnet skogskjøtsel, kan gjenskape naturskog i områder som tidligere har vært for påvirket til å kvalifisere som slik skog. Dette er et viktig poeng dersom begrepet naturskog skal bli nyttig for skogforvaltningen i framtiden. Ved å inkludere skogbruk som etterligner den naturlige skogdynamikken på voksestedet, vil en på sikt kunne øke andelen naturskog i Norge, hvis det er ønskelig. Naturskog vil også på denne måten kunne omfatte områder som er for store til å falle inn under nøkkelbiotoper og biotoper basert på MiS, og som heller ikke blir med i områder vernet etter naturvernloven.

Den foreslåtte definisjonen er generell i formen, på samme måte som den nordiske definisjonen. Det er ikke sagt noe presist om hvor stor menneskelig påvirkning som kan aksepteres, eller hvor lang tid

tilbake en påvirkning kan ha funnet sted for at skogen skal kunne kalles naturskog. Definisjonen sier bare at påvirkningen ikke skal ha endret skogens naturlige struktur, sammensetning og økologiske prosesser i vesentlig grad. Som vi har diskutert tidligere er en slik grensesetting en verdivurdering (et normativt eller politisk valg). Vi har ikke funnet faglig grunnlag for å sette konkrete grenseverdier med hensyn til hva som er vesentlige avvik fra en naturlig struktur, sammensetning og dynamikk. Vi vil likevel til slutt diskutere i hvilken grad det vil være mulig og hensiktsmessig å utlede mer presise kriterier og indikatorer som kan brukes for å registrere, kartlegge og eventuelt forvalte og overvåke naturskog i Norge.

6.5 Naturskogbegrepet i praktisk bruk

Ovenfor har vi presentert en generell definisjon for naturskog. Denne definisjonen kan fungere som en god sammenfatning av hva vi forstår med skog dominert av naturlig dynamikk. Slik skog kan være en god modell for et naturnært skogbruk i et landskapsperspektiv. Innsikt i naturskogens dynamikk og struktur i forhold til terreng og skogtyper gjør det mulig å tilpasse og differensiere skogsdriftens form og intensitet slik at den i rimelig grad gir skogen tilsvarende kvaliteter som i naturskog.

Vår generelle definisjon for naturskog vil ikke direkte kunne brukes i registrering og kartlegging av forekomster med karakter av naturskog. Til det trengs mer spesifikke kriterier for egenskaper som kan brukes til å skille naturskog fra annen skog. Disse egenskapene vil oftest være knyttet til skogens struktur eller innhold av arter. For å dekke alt det vi forstår med naturskog, må slike kriterier kunne brukes på ulike skogtyper og suksjonsstadier på en konsistent måte. Som vi skal se nedenfor, byr dette på betydelige utfordringer.

I praksis har all skog i Norge av en viss størrelse vært gjennomgått en eller flere ganger. I områder der bestandsskogbruken først ble iverksatt på 50- og 60-tallet, vil det være relativt lett å avgrense eldre plukkhogd skog fra yngre plantefelt. I framtiden vil imidlertid disse klare forskjellene utjevnes avhengig av hvordan skogen behandles (eller ikke behandles). Innenfor den eldre plukkhogde skogen er det også stor variasjon f.eks. med hensyn på mengde død ved. Skogstrukturer blir idag registrert gjennom MiS i skogbruksplaner, og mye av denne informasjonen vil kunne være til hjelp for å avgrense naturskogområder. I framtiden vil det sannsynligvis legges mindre vekt på feltregistreringer og mer vekt på fjerntolkning av satellitt- og flybilder, for å få bedre oversikt over arealene og fordi omfattende feltregistreringer blir kostbart. Det er også en utvikling i denne retning når vi ser på internasjonal kartlegging av skog (Bryant et al. 1997, Taiga Rescue Network 1999, Yaroshenko et al. 2001).

I det videre arbeidet er det to viktige vurderinger som må gjøres. Innenfor de enkelte skogtypene må det

vurderes om skogstrukturen, og eventuelt artssammensetningen, avviker så mye fra en naturlig tilstand at det ikke tilfredstiller kravet til naturskog. På landskapsnivå må det vurderes hvorvidt små arealer med kulturskog i et ellers sammenhengende naturskoglandskap medfører at hele landskapet ikke kan betraktes som naturskog. I en slik fase av kartleggingen vil det være aktuelt å gjøre feltundersøkelser for å slå fast om antatte naturskogarealer har tilstrekkelig kvalitet. Hvor omfattende slike feltregistreringer skal være, avhenger av hvor godt fjermmålingene fanger opp detaljer i skogstrukturen. Som regel foreligger det en del bakgrunnsdata fra tidligere feltundersøkelser. Dersom denne informasjonen sammenholdes med fjermmålingsteknikker, kan man forbedre og kalibrere tolkningene av fly/satellittfoto. En slik framgangsmåte er brukt i nyere kartlegging av naturskog i Norden (Andersson & Bohlin 1998) og i Russland (Yaroshenko et al. 2001).

Hvilke kriterier og eventuelle indikatorer kan så legges til grunn for vurderingen om en skog har naturskogskvalitet? I et svensk forsøk på å avgrense områder med naturskog har Andersson & Bohlin (1998) satt opp 4 kriterier, hvorav minst 2 må være oppfylt for at skogen skal kunne kalles naturskog. Disse kriteriene er de siste årene også anvendt i kartlegging av naturskog i Norge (Solås 2000). Fordi dette er de eneste forsøkene i Norden (som vi kjenner til) på å sette opp konkrete kriterier for naturskog, skal vi kort kommentere dem her.

- (1) Skogen skal ha forholdsvis høy gjennomsnittlig øvre trealder (for aktuelle treslag).
- (2) Skogen skal være fleraldret, flersjiktet og glissen/ujevn med naturlige gjenner.
- (3) Skogen skal ha et betydelig innslag av død ved i ulike stadier av nedbrytning.
- (4) Det skal i felt være registrert forekomster av kontinuitetskrevede signalarter/rødlistearter.

Det første kriteriet om at skogen skal være gammel er upresist i den forstand at naturskog ikke behøver å være gammel. Store arealer med naturskog kan være ungskog som er kommet opp etter storskala forstyrrelser. Dersom et slikt kriterium skal brukes må det presiseres at det gjelder for gammel naturskog. Det andre kriteriet om fleraldret, flersjiktet og glissen/ujevn bestandsstruktur vil ofte gjelde for gammel naturskog av gran, men i langt mindre grad for furu- og lauvskog. Suksesjoner av furuskog kan f.eks. være ensjiktet etter brann. Det tredje kriteriet om betydelig innslag av død ved i ulike stadier av nedbrytning vil gjelde for de fleste naturskoger. Yngre suksjonsstadier etter storskala forstyrrelser domineres imidlertid av død ved i samme nedbrytningsstadium. Det fjerde kriteriet om forekomster av kontinuitetskrevede signal- og rødlistearter har vi diskutert tidligere. Dersom rødlistearter eller indikatorarter skal benyttes, bør det også vurderes indikatorarter som er brukbare for yngre naturskoger. I tillegg er det viktig at artenes presisjon som indikatorer vurderes i langt større utstrekning enn det som er

praksis i dag. Metodikken til Andersson & Bohlin (1998) har vist seg å kunne fange opp forekomster av naturskog, slik de har karakterisert den, i sentrale deler av Skandinavia, men den vil ikke fange opp naturskog i sin fulle bredde slik vi har utviklet begrepet i denne utredningen.

I denne rapporten har vi pekt på at strukturindikatorer sannsynligvis egner seg best dersom man ønsker å registrere naturskog. Slike kriterier bør i så fall utarbeides for alle naturskogtyper, yngre suksesjonsstadier og forstyrrelsesbiotoper. Dersom alle typer og suksessjoner av naturskog skal dekkes, må vi ha et omfattende system av indikatorer. Det er likevel mulig å prioritere enkelte skogtyper og suksesjonsstadier i naturskogsammenheng (f.eks. gammel naturskog på næringsrik mark) og utvikle detaljerte kriterier for disse. Innenfor rammene til denne utredningen har det imidlertid ikke vært mulig å rangere de ulike naturskogtypene basert på faglige kriterier.

Hvorvidt det er hensiktsmessig å utvikle spesifikke kriteriesett for alle typer naturskog eller for gitte skogtyper, krever at det avklares nærmere hvilke verdier knyttet til naturskog som skal vektlegges. Dersom bevaring av biologisk mangfold skal vektlegges, har vi påpekt at det allerede er igangsett registreringsopplegg som er ment å ivareta slike miljøkvaliteter på liten geografisk skala, eller biotopnivå (MiS, nøkkelbiotop- og naturtype-registreringer). Gjennom MiS-prosjektet er det samlet inn omfattende data for å dokumentere hvordan biologisk mangfold varierer i forhold til gitte miljøindikatorer. Noen sammenhenger, blandt annet mellom visse deler av artsmangfoldet og typer av død ved, er allerede rimelig godt dokumentert, mens andre relasjoner bør avklares bedre dersom spesifikke strukturelle indikatorer skal brukes i kartlegging og avgrensning av naturskog.

Vi har imidlertid flere ganger vært inne på at større sammenhengende arealer med lite påvirket skog er svært sjeldent i Norge. Slike områder vil være av stor verdi både for bevaring av biologisk mangfold og for friluftsliv. Samlet sett peker dette i retning av å konsentrere innsatsen om å identifisere større sammenhengende naturskogområder. Slike områder kan grovidentifiseres på bakgrunn av satellittbilder, flybilder, og allerede innsamlet informasjon gjennom verneplanarbeid, skogbruksplaner og MiS-registreringer. Stikkprøver i felt, for vurderinger av kvalitet og avgrensning, kan gjøres i etterkant av fagfolk med relevant kompetanse.

7 Referanser

Aasetre, J. 1992. Friluftsliv og skogbruk. En litteraturstudie. - NINA-Utredning 34:1-52.
 Anderson, J. E. 1991. A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. - Conservation Biology 5: 347-352.

Andersson, L. I. & Bohlin, J. 1998. Försvinnande naturskog karteras. - Skog og Forskning 1/1998: 66-73.
 Andreassen, K. 1994. Bledning og bledningsskog – en litteraturstudie. - Aktuelt fra Skogforsk 2/1994. 23s.
 Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. - Oikos 71: 355-366.
 Angelstam, P. K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. - Journal of Vegetation Science 9: 593-602.
 Angelstam, P., Rosenberg, P. & Rülcker, C. 1993. Aldrig, sällan, ibland, ofta. - Skog & Forskning 1/1993: 34-41.
 Angermeier, P. L. 1994. Does biodiversity include artificial diversity. - Conservation Biology 8: 600-602.
 Angermeier, P. L. 2000. The natural imperative for biological conservation. - Conservation Biology 14: 373-381.
 Arbeidsgruppen for miljøorganisasjoner i Norge, 1998. Den verdifulle naturskogen. - Opprop, 2s.
 Asbjørnsen, P. Chr. 1855. Om skovene og om ordet skovbrug. - Christiania.
 Asheim, V. 1978. Kulturlandskapets historie. - Universitetsforlaget. 155s.
 Barth, A. 1913. Skogbrukslære. Del 2. Skogkulturen eller den kunstige skogforyngelse. - Grøndahl & Søns Forlag. Kristiania. 330s.
 Barth, A. 1916. Norges skoger med stormskridt mot undergangen. - Tidsskrift for skogbruk 24 (4):123-154.
 Barth, A. 1938. Skogskjøtsel på biologisk grunnlag. - Grøndahl & Søn. Oslo. 203s
 Barth, J. B. 1859. Om Skovforholdene i Gulbrandsdalen. Indberetning til Departementet for det Indre. Det Steenske Bogtrykkeri, Christiania. 43 s.
 Batista, W. B. & Platt, W. J. 1998. An old-growth definition for southern mixed hardwood forests. A section of the old-growth definition series. - USDA, Forest Service. General Technical Report SRS-9.
 Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H. H., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B., & Ekanger, I. 2001. Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 2: Livsmiljøer i skog. - Skogforsk og Landbruksdepartementet, Ås, Oslo, 28s.
 Bendiksen, E. 1994. Registrering av biologiske verdier i naturskog basert på en pilotundersøkelse i Oslo kommunes skoger. NINA-Oppdragsmelding 294.
 Berg, E. 1996. Estetikk, landskap og kraftledninger. Kraft og Miljø nr. 22. Norges vassdrags- og energiverk.
 Berntsen, B. 1977. Naturvernets historie i Norge. Oslo. 216s.
 Berntsen, B. & Hågvar, S. 1991. Norsk urskog. Universitetsforlaget. 159s.

- Beshkarev, A. B., Blagovidov, A., Teplov, V. & Hjeljord, O. 1995. Spatial distribution and habitat preference of male capercaillie in the Pechora-Ilych Nature Reserve. - Proceedings of the International Grouse Symposium 6: 48-53. Udine, Italia.
- Björse, G. 2000. Near-natural forests in southern Sweden. Palaeoecological and silvicultural aspects on nature-based silviculture. - Dr. thesis. 134. Sveriges Lantbruksuniversitet, Alnarp.
- Bonan, G. B. & Shugart, H. H. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. - Annual Review of Ecology and Systematics 20: 1-28.
- Bruun, M. 1966. Sonedeling i friluftsområder. - Norden s. 749-753.
- Bruun, M. 1999. Inngrepsfrie naturområder - formål og metodeopplegg for kartfesting. - I: Eggen, M., Geelmuyden, A. K., & Jørgensen, K. (red.). Landskapet vi lever i. Festskrift til Magne Bruun. 294s.
- Bryant, D., Nielsen, D. & Tangle, L. 1997. The last frontier forests: Ecosystems and economies on the edge. - World Resource Institute, Washington, D.C.
- Bråkenhielm, S. (red.) 1982. Urskogar. Inventering av urskogartade områden i Sverige. Del. 1. Almän del. - Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen snv. 1507. 107s.
- Bücking, W. 1997. Naturwald, naturwaldreservate, wildnis in Deutschland und Europa. - Forst und Holz nr. 18:515-522.
- Bücking, W., Ott, W., & Puttmann, O. 1994. Geheimnis Wald. - DWR-Verlag. 192s.
- Bugge, A. 1925. Den norske trælasthanthandels historie. I. Fra de ældste tider indtil freden i Speier 1544. - Fremskridts Boktrykkeri, Skien. 355 pp.
- Byrkjeland, J. 1941. Markaskogen, og korleis han vart røkta i Hardanger. Tidsskrift for skogbruk 49: 320-326.
- Børset, O. 1986. Glimt fra norsk skogskjøtsel fram mot år 1900. - Årbok Norsk Skogbruksmuseum nr. 11.
- Cody, M.L. 1974. Competition and the structure of bird communities. - Princeton University Press, Princeton NJ.
- Comer, P. J. 1997. A "natural" benchmark for ecosystem function. Conservation Biology 11: 301-303.
- Dahll, F. K. G. 1900. Skogvogteren. - Grøndahls & Søns forlag, Kriterion. 30s.
- Day, W. R. 1991. Post-glacial vegetational history of the Oxford region. - New Phytologist 119: 445-470.
- Denevan, W. M. 1992. The pristine myth: The landscape of the Americas in 1492. - Annals of the Association of American Geographers 82: 369-385.
- Diaci, J. (red.) 1999. Virgin forests and forest reserves in central and east European countries: history, present status and future development. - Proceedings from COST E4 meetings in Ljubljana. 172s.
- DN. 1987. Flerbrukshensyn i skogbruksplan. Handlingsplan. - Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport 1987-8b.
- DN. 1988. Forslag til retningslinjer for barskogvern. - Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport 1988-3, 96s.
- DN. 1994. Skogens naturlige dynamikk. Elementer og prosesser i naturlig skogutvikling. - Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport 1994-5, 47s.
- DN. 1999a. Barskog i Øst-Norge. Utkast til verneplan Fase II. - Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport 1999-4, 256s.
- DN. 1999b. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. - Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport 1999-3, 161s.
- Dyring, A.-K. 1986. Natur i boligområder. - Landbruksforlaget. 79s.
- EIA. 1997. Guidelines for harvesting of natural forests. - Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur. 62s.
- Eidem, P. 1943. Über Schwankungen im Dickenwachstum der Fichte (*Picea abies*) in Selbu, Norwegen. - Nytt Magazin for Naturvitenskap 83: 145-189.
- Engelmark, O. 1984. Forest fires in the Muddus National park (northern Sweden) during the past 600 years. - Canadian Journal of Botany 62: 893-898.
- Engelmark, O. 1987. Fire history correlations to forest type and topography in northern Sweden. - Annales Botanici Fennici 24: 317-324.
- Engelmark, O. & Hofgaard, A. 1985. Sveriges äldsta tall. - Svensk Botanisk Tidskrift 79: 415-416.
- Enoksson, B., Angelstam, P. & Larsson, K. 1995. Deciduous forest and resident birds - the problem of fragmentation within a coniferous forest landscape. - Landscape Ecology 10: 267-275.
- Esseen, P.-A. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. - Biological Conservation 68: 19-28.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. - Ecological Bulletins 46: 16-47.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? - Biological Conservation 100: 65-74.
- FAO. 2000. UN-ECE/FAO. Temperate and boreal forest resources assessment 2000. Terms and definitions. 13 s.
- Florgård, C. 1999. Stadens grönstruktur - att använda för uthållig utveckling. - I: Eggen, M., Geelmuyden, A. K., & Jørgensen, K. (red.). Landskapet vi lever i. Festskrift til Magne Bruun. 294s.
- Forrest, M., Konijnendijk, C. C. & Randrup, T.B. (red.). 1999. COST Action E12. Research and development in urban forestry in Europe. - European Commission. 363s.
- Framstad, E. & Lid, I. B. (red.). 1998. Jordbrukets kulturlandskap: forvaltning av miljøverdier. - Universitetsforlaget, Oslo. 285 s.
- Framstad, E., Bendiksen, E. & Korsmo, H. 1995a. Evaluering av verneplanen for barskog. - NINA Fagrapport 8: 1-36.
- Framstad, E., Bendiksen, E., Flatberg, K.I., Frisvoll, A., Holien, H., Høiland, K., Prestø, T. & Svalastog, D. 1995b. Planter i boreal skog - effekter av lokale

- økologiske faktorer, skogsdrift og omgivelser på artmangfoldet. - Aktuelt fra Skogforsk 1995-16, 32s.
- Franklin, J.F., Cromack, K., Denison, W., Mckee, A., Maser, C., Sedell, J., Swanson, J. & Juday, G. 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. - USDA, Forest Service, General Technical Report PNW-80.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA temahefte 12: 1-279.
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. - NINA Utredning O 29. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 172 s.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. - Forest Ecology and Management 94: 89-103.
- Frivold, L. H. 1991a. Naturnært skogbruk i Norge. - Norsk Skogbruk 3: 20-21.
- Frivold, L. H. 1991b. Synen på blandskog gjennom tiderna. - Skog & Forskning 2/1991: 6-10.
- Frölich, J. 1951. Urwaldpraxis. 40-jährige erfahrungen und lehren. - Berlin.
- Fryjordet, T. 1992. Skogadministrasjon i Norge gjennom tidene. Bind I. Skogforhold, skogbruk og skogadministrasjon fram til 1850. - Landbruksdepartementet og Direktoratet for Statens Skoger, Oslo. 645 pp.
- Geelmuyden, A. K. 1989a. Landskapsopplevelse - en planfaktor i norsk skogbruk gjennom tidene. - Institutt for Landskapsarkitektur. NLH-Ås. 22s.
- Geelmuyden, A. K. 1989b. Landskapsopplevelse og landskap: Ideologi eller ideologikritikk? - Et essay om de teoretiske vilkårene for vurdering av landskap i arealplanleggingen. - Dr. Scient. Thesis 1989/13. Institutt for landskapsarkitektur. NLH-Ås.
- Geelmuyden, A.K. 1999. Landskapsarkitektur fra kunst til kommunikasjon. - I: Eggen, M., Geelmuyden, A.K. & Jørgensen, K. (red.) Landskapet vi lever i. Festskrift til Magne Bruun. 294s.
- Gilligan, J. P. 1963. The Wilderness Resource. Tomorrow wilderness 49-58. Sierra Club, San Francisco.
- Gilpin, M. E. & Soulé, M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. - I: Soulé, M.E. (red.) Conservation biology. The science of scarcity and diversity. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, s. 19-34.
- Gjerde, I., Rolstad, J. & Rinden, H. 1992. Hvitryggspetten på Østlandet: Hekkehabitat og bestandsutvikling sett i forhold til driftsendringer i landbruket. - Rapport fra Skogforsk 15, NISK, Ås.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H. H. & Storaunet, K. O. 2002. Artenes fordeling i skoglandskapet. - I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.) Miljøregistrering i Skog - biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk. Ås.
- Götmark, F. & Nilsson, C. 1992. Criteria used for protection of natural areas in Sweden 1909-1986. - Conservation Biology 6: 220-231.
- Granhus, A., Tomter, S. & Aalde, H. 1997. Tilvekst og avgang i norsk skog. - Rapport 15/1997. Statens forurensingstilsyn, Oslo. 73s.
- Granström, A. 2001. Fire management for biodiversity in the European boreal forest. - Scandinavian Journal of Forest Research 16 (Suppl. 3): 62-69.
- Granström, A., Niklasson, M. & Schimmel, J. 1995. Brandregimer - finns dom? - Skog & Forskning 1/1995: 9-14.
- Groven, R. & Niklasson, M. 2002. Anthropogenic influence on past and present forest fire regimes in a middle boreal forest in SE Norway. - Manuscript.
- Groven, R., Rolstad, J., Storaunet, K. O., & Rolstad, E. 2002. Using forest stand reconstructions to assess the role of structural continuity for late-successional species. - Forest Ecology and Management 162: i trykk.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998a. Nøkkelbiotoper i skog. En vurdering av nøkkelbiotoper som forvaltningstiltak for bevaring av biologisk mangfold i skog. - Skogforsk, Oppdragsrapport 5/1998, Ås.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998b. Truete arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. - Skogforsk, Oppdragsrapport 6/1998, Ås.
- Gundersen, V., Øyen, B. H., & Frivold, L. H. Upublisert. Bynært skogbruk i Norge: et litteraturstudie om verdier og skjøtsel i friluftsområder i skog. - Manuskript.
- Gustafsson, L. 1999. Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. - Biological Conservation 92: 35-43.
- Haakenstad, H. 1972. Skogbehandling i et utfartsområde. - Meldinger Norges landbrukshøgskole 51 (16): 1-79.
- Haapanen, A. 1965. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. I. - Annales Zoologici Fennici 2: 153-196.
- Hafsten, U. 1975. Naturvernets historie i Norge. - Universitetet i Trondheim.
- Hafsten, U. 1992. The immigration and spread of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Norway. - Norsk geografisk tidsskrift 46: 121-158.
- Hagem, O. 1916. Fredning av urørt furuskog. - Tidsskrift for skogbruk 24:23-28.
- Haila, Y. 1997. A "natural" benchmark for ecosystem function. - Conservation Biology 11: 300-301.
- Hansson, L. (red.) 1997. Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. - Ecological Bulletins 46: 203s.
- Haugset, T., Alfredsen, G., & Lie, M. H. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfold i skog. - Siste Sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo, 110s.
- Hegge, H. 1993. Mennesket og naturen. 2. utgave. - Antropos forlag. 168s.
- Hjeljord, O. 1990a. Skogbruk og naturvern i USA. - Norsk skogbruk 9/1990: 22-24
- Hjeljord, O. 1990b. Skogbruk og naturvern i USA II. - Norsk skogbruk 10/1990: 27-29.

- Hjeljord, O., Wegge, P., Rolstad, J., Ivanova, M. & Beshkarev, A. B. 2000. Spring-summer movements of male capercaillie *Tetrao urogallus*: A test of the "landscape mosaic" hypothesis. - *Wildlife Biology* 6: 251-256.
- Holmboe, J. 1903. Planterester i norske torvmyrer. Et bidrag til den norske vegetations historie efter den sidste istid. - A. W. Brøggers bogtrykkeri, Kristiania. 227s.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1995. Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth *Picea abies* swamp forests. - *Journal of Vegetation Science* 6: 291-298.
- Hörnberg, G., Zackrisson, O., Segerström, U., Svensson, B. W., Ohlson, M. & Bradshaw, R. H. W. 1998. Boreal swamp forests. Biodiversity "hotspots" in an impoverished landscape. - *BioScience* 48: 795-802.
- Hunter, M. L. Jr. 1989. What constitute an old-growth stand? - *Journal of Forestry* 87: 33-35.
- Hunter, M. L. Jr. 1990. Wildlife, forests, and forestry: Principles of managing forests for biological diversity. - Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Hunter, M. L. Jr. 1996. Benchmarks for managing ecosystems: are human activities natural? - *Conservation Biology* 10: 695-697.
- Hunter, M. L. Jr. 1997a. A "natural" benchmark for ecosystem function. - *Conservation Biology* 11: 303-304.
- Hunter, M. L. Jr. 1997b. Ecological thresholds and the definition of old-growth forest stands. - *Natural Areas Journal* 17: 292-296.
- Huse, S. 1965. Strukturformer hos urskogbestand i Øvre Pasvik. - *Meldinger fra Norges Landbrukshøgskole* 44:1-81.
- Høiland, K. & Bendiksen, E. 1997. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, Central Norway. - *Nordic Journal of Botany* 16: 643-659.
- Jansson, G. & Angelstam, P. 1999. Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. - *Landscape Ecology* 14: 283-290.
- Johansson, P. & Gustafsson, L. 2001. Red-listed and indicator lichens in woodland key habitats and production forests in Sweden. - *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1617-1628.
- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics. Studies from the North American boreal forest. - Cambridge University Press, Cambridge. 129s.
- Jones, E. W. 1961. British forestry in 1790-1813. Quarterly. - *Journal of Forestry* 5: 36-40 og 131-138.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. - *Biodiversity and Conservation* 7: 749-764.
- Kaplan, R. & Kaplan, S. 1989. The experience of nature. A psychological perspective. - Cambridge University Press, Cambridge.
- Karlstrøm, E. 2001. Etablering av urskogspark i Oslo. Egnethetsvurdering av ulike lokaliteter. - Rapport fra Friluftsetaten, Oslo kommune.
- Kaufmann, M. R., Moir, W.H. & Bassets, R.L. 1992. Old-growth forests in the Southwest and Rocky Mountain Region. Proceedings of a workshop. Portal, Arizona. - USDA, Forest Service, General Technical Report RM-213. 201s.
- Krag, I. A. 1891. Indberetning om Reiser, foretagne for at blive bekendt med Skovforholde og Skovødelæggelse i forskjellige Landsdele. - Grøndahl & Søns Bogtrykkeri, Kristiania. 18 s.
- Krag, J. A. 1887. Om driftplaners praktiske Anvendelse i vore Skove. - Årsberetning Norsk Forstmandsforening 1887. s.41-71.
- Krag, J. A. 1889. Historisk oversikt over europæiske Landes Skovvæsen. - Årsberetning Norsk Forstmandsforening 1889. s.85-99.
- Krohn, O. 1982. Skogbruk og naturvern. - Oslo. 122s.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. - *Annales Zoologici Fennici* 31: 35-51.
- Kuuluvainen, T., Syrjänen, K. & Kalliola, R. 1998. Structure of a pristine *Picea abies* forest in northeastern Europe. - *Journal of Vegetation Science* 9: 563-574.
- Kuusinen, M. 1994a. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forest of Finland. - *Annales Botanici Fennici* 31: 77-92.
- Kuusinen, M. 1994b. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. - *Annales Botanici Fennici* 31: 245-260.
- Laiquist, A. 1989. Europas sista urskogar på väg bli pappersmassa. - *Sveriges Natur* 80 (6): 22-24.
- Larsson, J. Y., Kielland-Lund, J. & Søgner, S. M. 1994. Barskogens vegetasjonstyper. - Landbruksforlaget, Oslo, 136s.
- Laumann, K. 2001. Stressreducerende effekter av natur. - Dr. avhandling. Institutt for psykologi, Universitet i Bergen.
- Lehtonen, H. & Huttunen, P. 1997. History of forest fires in eastern Finland from the fifteenth century AD - The possible effects of slash-and-burn cultivation. - *Holocene* 7: 223-228.
- Lehtonen, H. & Kolstrom, T. 2000. Forest fire history in Viena Karelia, Russia. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 585-590.
- Leibengut, H. 1982. Europäische Urwalder der Bergstufe. - Bern, Stuttgart.
- Leibengut, H. 1987. Gefährden Reservate den Wald? - *Neue Zürcher Zeitung*, 31.12.87.
- Levende skog. 1998. Standarder for et bærekraftig norsk skogbruk. - Landbruksforlaget. 87s.
- Lie, H. 1923. Mennesket og trærne. - Kristiania.
- Lie, H. 1961. Ormtjernkampen villmark. - Østlandske Naturvernforening. Småskrifter 2. 20s.
- Liestøl, K. 1947. P. Chr. Asbjørnsen. Mannen og livsverket. - Oslo.

- Lind, T., Oraug, J., Sorenfeld, I. S. & Østensen, E. 1974. Forventninger til rekreasjonsmiljøet i Oslomarka. - NIBR-arbeidsrapport 10/74.
- Linder, P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 451-461.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. - *Forest Ecology and Management* 98: 17-33.
- Linder, P. & Östlund, L. 1992. Förändringar i Sveriges boreala skogar 1870-1991. - Rapport och uppsatser Nr 1 1992. Avd. för skoglig vegetations-ekologi, SLU, Umeå. 31s.
- Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996. - *Biological Conservation* 85: 9-19.
- Löfgren, R. (red.). 1984. Urskogar. Inventering av urskogsartade områden i Sverige. Del 5. Fjällregionen. - Naturvårdsverket. PM. 1511. 209s.
- Mayer, H., & Brünig, E. 1980. Waldbauliche Terminologie. - IUFRO-Gruppe. Ökosysteme, Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Miljöministeriet 1993. Skydd av gamla skogar på statens mark i södra Finland. Delbetänkande av arbetsgruppen för skydd av gamla skogar. 59s + 169 kartsidor.
- Miljöministeriet 1994. Strategi for de danske naturskove og andre bevaringsværdige skovtyper. - Skov- og Naturstyrelsen. 48s.
- Mitchell, F. J.G. 1988. The vegetational history of the Killarney oakwoods, S. W. Irland: evidence from fine spatial resolution pollen analysis. - *Journal of Ecology* 76: 415-436.
- Moe, D. 1979. Tregrense-fluktuationer på Hardangervidda etter siste istid. - I: Nydal, R., Westin, S., Hafsten, U. & Gulliksen, S. (red.). Fortiden i søkelyset. ¹⁴C datering gjennom 25 år. Laboratoriet for Radiologisk Datering, Trondheim, s. 199-208.
- Moen, A. 1999. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss. 200s.
- Morrison, P. 1991. Old growth in the Pacific Northwest: A status report. - The Wilderness Society, Washington, D.C.
- Møller, P. F. 1988a. Naturskove i Danmark. En foreløpig opgørelse over danske naturskove udenfor statsskovene. - Miljøministeriet. Danmarks Geologiske Undersøgelse, 569s.
- Møller, P. F. 1988b. Naturskov i Statsskovene. Miljøministeriet. Danmarks Geologiske Undersøgelse. 395s.
- Mørkved, K.L. 1949. Skogbruk og treforedling i Namdal. Historisk streiftog. F. Bruns Bokhandels Forlag, Trondheim. 316 s.
- Näslund, M. 1988. Den urörda skogen - en rik kunnskapskälla. - Naturvårdsverket Rapport 3390. Solna.
- National Parks and the American landscape. 1972. The Smithsonian Institution Press. Washington.
- Naturnähe Österreichischer Wälder. Bildatlas 1997. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien. 39s.
- Niklasson, M. & Drakenberg, B. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. - *Biological Conservation* 101: 63-71.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. - *Ecology* 81: 1484-1499.
- Niklasson, M. & Zielonka, T. 1999. Norra Europas äldsta gran *Picea abies*. - *Svensk Botanisk Tidskrift* 93: 287-293.
- Nilsson, C. & Götmark, F. 1992. Protected areas in Sweden: Is natural variety adequately represented? - *Conservation Biology* 6: 232-242.
- Nitare, J., & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartlägges i nytt projekt vid skogsstyrelsen. - *Svensk Botanisk Tidskrift* 86: 219-226.
- NOA, 2001. www.noa.no/Saker/Skogbruk/Oldgrowth.
- Norges offisielle statistikk. 1954-2000. Skogstatistikk [Årlige hefter]. - Statistisk Sentralbyrå. Oslo-Kongsvinger.
- Norse, E. A. 1990. Ancient forests of the Pacific Northwest. - Island Press, Washington.
- Norsk Skogbruk. 1990. Flersidig skogbruk. nr. 11. s. 4-42.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity. A hierarchical approach. - *Conservation Biology* 4: 355-364.
- NOU. 1974. Hardangervidda - Natur, kulturhistorie, samfunnsliv. - Miljøverndepartementet. nr. 30. 352s.
- NOU. 1980. Naturvern i Norge. - Miljøverndepartementet. nr. 23. 147s.
- NOU. 1983a. Naturfaglige verdier og vassdragsvern. - Universitetsforlaget.
- NOU. 1983b. Friluftsliv og vassdragsvern. - Universitetsforlaget.
- NOU. 1986. Ny landsplan for nasjonalparker. - Miljøverndepartementet. nr. 13. 103s.
- NOU. 1989. Flersidig skogbruk. Skogbrukets forhold til naturmiljø og friluftsliv. Nr. 10. 139s.
- Ödemarkskomiteéns betänkande 1989. Komitébetänkande 1988: 39. - Statens Tryckericentral. 238s.
- Okstad, T. 2001. Forvaltningsregimer og skogtyper for de norske skogarealene. - Skogforsk Oppdragsrapport 15/2001. 8 s.
- Old-Growth Definition Task Group. 1986. Interim definitions for old-growth Douglas-fir and mixed-conifer forests in the Pacific Northwest and California. - USDA, Forest Service, Research Note, PNW-447, Portland, Oregon.
- Oldhammer, B., & Turander, P. 1999. De sista stora naturskogarna i Mellansverige. - *Svensk Botanisk Tidskrift* 93:178-187.
- Olsson, E. G. A., Austrheim, G. & Grenne, S.N. 2000. Landscape change patterns in mountains, land use

- and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. - *Landscape Ecology* 15: 155-170.
- Olsson, G.A., Austrheim, G., Bele, B. & Grøntvedt, E. 1995. Seterlandskapet i Budalen og Endalen, Midtre Gauldal, Midt-Norge: Kulturhistoriske og økologiske forhold i fjellets kulturlandskap. - Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Miljøvernveddelingen, Trondheim. 89s.
- Opsahl, W. 1933. Barskogens naturlige foryngelse - hugstsystemene. - H. Aschehoug & Co. 276s.
- Opsahl, W. 1945. Skogbruket i Norge. - *Skogeieren* 32: 49-54.
- Östlund, L. 1993. Exploitation and structural changes in the north Swedish boreal forest 1800-1992. - *Dissertations in Forest Vegetation Ecology*. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå. 30s.
- Östlund, L. & Linderson, H. 1995. A dendrochronological study of the exploitation and transformation of a boreal forest stand. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 10: 56-64.
- Parviainen, J. 1999. Strict forest reserves in Europe - efforts to enhance biodiversity and strengthen research related to natural forests in Europe. - I: Parviainen, J., Little, D., Doyle, M., O'Sullivan, A., Kettunen, M., & Korhonen, M. (red.). *Research and forest reserves and natural forests in European countries*. EFI Proceedings no. 16: 7-22.
- Parviainen, J., Little, D., Doyle, M., O'Sullivan, A., Kettunen, M., & Korhonen, M. (red.) 1999. *Research and forest reserves and natural forests in European countries*. - EFI Proceedings no. 16.
- Peterken, G. F. 1974. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. - *Biological Conservation* 6: 239-245.
- Peterken, G. F. 1996. *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. - Cambridge University Press, Cambridge, 522s.
- Pettersson, R. B. 1996. Effect of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest. - *Ecography* 19: 221-228.
- Pettersson, R. B., Ball, J. P., Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A., & Sjöberg, K. 1995. Invertebrates communities in boreal spruce canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. - *Biological Conservation* 74: 57-63.
- Pickett, S. T. A. & Thompson, J. N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. - *Biological Conservation* 13: 27-37.
- Prusa, E. 1985. *Die Böhmischen und Märischen Urwälder - Ihre Struktur und Ökologie*. - Vegetace CSSR, Academia, Praha.
- Pyne, S. J. 1982. *Fire in America. A cultural history of wildland and rural fire*. - Princeton University Press, Princeton.
- Rabinowitz, D., Cairns, S. & Dillon, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. - I: Soulé, M. E. (red.). *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Southerland, Massachusetts, s. 182-204.
- Rackham, O. 1980. *Ancient woodland*. - Arnold, London.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1989. Capercaillie *Tetrao urogallus* populations and modern forestry - a case for landscape ecological studies. - *Finnish Game Research* 46: 43-52.
- Rolstad, J., Rolstad, E. & Groven, R. 1996. Nordens eldste gran? - *Blyttia* 54: 7-8.
- Rose, F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. - I: Brown, D. H., Hawksworth, D. L., & Bailey, R.H. (red.). *Lichenology: progress and problems*. - Academic Press, London and New York, s. 279-307.
- Ruohomäki, K., Tanhuanpää, M., Ayres, M. P., Kaitaniemi, P., Tammaru, T. & Haukioja, E. 2000. Causes of cyclicity of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera, Geometridae): grandiose theory and tedious practice. - *Researches on Population Ecology* 42: 211-223.
- Røså, Ø. 2000. Hva er naturskog? - *Norsk Skogbruk* nr. 6: 20-21.
- Sandmo, J. K. 1951. *Skogbrukshistorie*. - Aschehoug, Oslo. 218s.
- Sandvig, A. 1938. Om bord og plankehugging før vannsagens tid. - *Tidsskrift for skogbruk* 46: 115-127.
- Sarvas, R. 1959. *Der Nordiche Ürwald*. - *Schweizische Zeitschrift für Forstwissenschaft*, s. 125-133.
- Schuck, A., Parviainen, J., & Bücking, W. 1994. A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. Working paper 3. - *European Forest Institute, Joensuu*, 62s.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. - *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. - *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.
- Sirén, G. 1961. Skogsgränställen som indikator för klimafuktuationerna i norra Fennoskandien under historisk tid. - *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 54: 1-66.
- Siste Sjanse. 2001. www.sistesjanse.no.
- Skinemoen, K. 1969. *Skogskjøtsel*. - Landbruksforlaget, Oslo. 754.
- Skinemoen, K. 1979. Forstmester J. B. Barth. Mannen og livsverket. - *Norsk Skogbruksmuseums Særpublikasjoner*. Elverum.
- Skogdirektøren. 1909. *Skogvæsenets historie - Utgit i anledning av det offentlige skogvæsens 50-årige virksomhet 1857-1907 - ved Skogdirektøren*. I. del - Historik. - Grøndahl & Sønns Boktrykkeri, Kristiania. 292s.
- Skogen, A. 1987. Conversion of Norwegian coastal heath landscape through development of potential natural vegetation. - I: Miyawaki, A., Bogenrieder, A. Okuda, S., & White, J. (red.). *International Symposium in Tokyo and Phytogeographical Excursion through central Honshu*. Tokai University Press, Tokyo, s. 194-204.

- Skogforsk 2000. Miljøregistreringer i skog - biologisk mangfold. - nedlastbart web-dokument (<http://www.nisk.no/pressemeldinger/miljoreg.pdf>).
- Skogvannen. 1877. Om selvsaaing og skovkultur. - Gjengitt i Årsberetning Norsk Forstmandsforening 1887. s. 104-106.
- Skog & Forskning 4/1991. Tänd eld på skogen! (Temahefte).
- Skog & Forskning 2/1999. Indikatorer på biologisk mångfald i skoglandskapet. (Temahefte).
- Skog & Forskning 3/2001. Brand. (Temahefte).
- Solbraa, K. 1996. Veien til et bærekraftig skogbruk. - Universitetsforlaget, Oslo. 192s.
- Solbraa, K. (red.) 1997. Brannflatedynamikk i skog. Sammendrag fra et seminar 13.-14. januar 1997 i Norges forskningsråd, Oslo. - Aktuelt fra Skogforsk 2-97: 1-48.
- Solheim, R. 1987. Barskogsøkologi og zoologiske verneinteresser - tilpasninger og habitatkrav hos insekter, fugler og pattedyr i et dynamisk økosystem. - Økoforsk utredning 1987, 8: 1-117.
- Solås, A. 2000. Naturskog - en utfordring for skogbruket. - Norsk Skogbruk nr. 2:24-26.
- Spies, T. A., & Franklin, J. F. 1988a. Old growth and forest dynamics in the Douglas-fir region of western Oregon and Washington. - Natural Areas Journal 8: 190-201.
- Spies, T. A., & Franklin, J. F. 1988b. The diversity and maintenance of old-growth forests. - I: Szaro, R., & Johnston, D. (red.). Biodiversity in managed landscapes. Oxford University Press, New York, s. 296-314.
- Statistisk sentralbyrå, 1995. Historisk statistikk 1994. - Statistisk sentralbyrå, Oslo/Kongsvinger: 688s.
- Stokland, J. 1994. Biological diversity and conservation strategies in Scandinavian boreal forests. - Dr.scient. thesis, Universitetet i Oslo.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J. & Groven, R. 2000. Reconstructing 100-150 years of logging history in coastal spruce forest (*Picea abies*) with special conservation values in Central Norway. - Scandinavian Journal of Forest Research 15: 591-604.
- Stortingsmelding nr. 17, 1989-99. Verdiskaping og miljø - muligheter i skogsektoren (Skogmeldingen).
- Stortingsmelding nr. 40, 1994-95. Opptrapping av barskogsvernet fram mot år 2000. (Barskogvern-meldingen).
- Stortingsmelding nr. 42, 2000-2001. Biologisk mangfold - sektoransvar og samordning.
- Syrjänen, K., Kalliola, R., Puolasmaa, A. & Mattsson, J. 1994. Landscape structure and forest dynamics in subcontinental Russian European taiga. - Annales Zoologici Fennici 31: 19-34.
- Syse, K. 2000. Lende og landskap, en analyse av skogens fysiske landskap og landskapspersepsjon i Nordmarka fra 1900-1999. - Hovedoppgave i etnologi. Institutt for kulturstudier, Universitet i Oslo.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H. H. & Nilsen, T. 2002. Indikatorer for livsmiljøer. - I: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i Skog - biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk. Ås.
- Taiga Rescue Network. 1999. The last of the last. The old-growth forests of boreal Europe. 68s.
- Tanninen, T., Storränk, B., Haugen, I., Friis Møller, P., Löfgren, R., Thorsteinsson, I. & Ragnarsson, H. 1994. Naturskogar i Norden. - Nordiska minister-rådet, 1994: 7, Köpenhamn, Danmark, 109s.
- Tilley, K. 1997a. Skogens brannhistorie. - Norsk Skogbruk 43 (10): 8-9.
- Tilley, K. 1997b. Elferdalen naturreservat. - Norsk Skogbruk 43 (10): 10-11.
- Thoreau, H. D. 1860. The succession of forest trees. Excursions. - Boston and New York, 1906.
- Thorén, A.-K., Guttu, J., & Pløger, J. 1997. Utearealer i boligområder - bruk og betydning. En kunnskapsoversikt. - NIBR-Notat: 113.
- Tveite, S. 1964. Skogbrukshistorie. - I: Seip, H. K. (red.). Skogbruksboka. Bind 3 : Skogøkonomi. Skogforlaget, Oslo. s. 17-75.
- Virkkala, R. 1990. Effects of forestry on birds in a changing north-boreal coniferous landscape. - Doctoral Dissertation Thesis, Dept. of Zoology, Univ. of Helsinki.
- Vogt, J. H. L. 1908. De gamle norske jernverk. - Aschehoug, Kristiania. 83s.
- Wagner, C. 1928. Lehrbuch der theoretischen Forsteinrichtung. - Berlin.
- Walls, M., Jokinen, P., Kamppinen, M. & Oksanen, M. 1999. Management of biodiversity: natural resources and social institutions. - Biodiversity and Conservation 8: 1-6.
- Watkins, C. 1988. The idea of ancient woodland in Britain from 1800. - I: Salbatino, F. (red.). Human influence on forest ecosystem development in Europe. Pitagoria Editrice, Bologna, s. 237-246.
- Watkins, S. 1990. Britain ancient woodland. Woodland management and conservation. - David and Charles, Newton Abbot.
- Whitney, G. G. 1987. An ecological history of the Great Lakes forest of Michigan. - Journal of Ecology 75: 667-684.
- Widén, P. 1989. The hunting habitats of goshawk *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. - Ibis 131: 205-231.
- Wikars, L.-O. 1992. Skogsbränder och insekter. - Entomologisk Tidskrift 113: 1-11.
- Yaroshenko, A.Yu., Potapov, P.V. & Turbanov, S.A. 2001. The last intact forest landscapes of northern European Russia. - Greenpeace Russia & Global Forest Watch, Moskva. 75s.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. - Oikos 29: 22-32.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C. & Wardle, D. A. 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest. - Oikos 77: 10-19.
- Zackrisson, O. & Östlund, L. 1991. Branden formade skoglandskapetets mosaik. - Skog & Forskning 1991/4: 13-17.

Aktuelt fra skogforskningen

Utkommet i 2001:

- 1-01 *Stein Magnesen:* Forsøk med ulike bartreslag og provenienser i Vest-Norge.
- 2-01 *Tor Myking og Tore Skrøppa:* Bevaring av genetiske ressurser hos norske skogstrær.
- 3-01 *Bernt-Håvard Øyen (red.):* Modellering av skogproduksjon for økologisk og økonomisk forvaltning. Foreløpige resultater.
- 4-01 *Nils Lextrød:* Alternative skogbehandlinger – produksjon, virkeskvalitet, driftsteknikk og økonomi.
- 5-01 *Jan-Ole Skage, Tormod Stavrum, Terje Pundsnes:* En undersøkelse og beskrivelse av provenienser med fjelledelgran (*Abies lasiocarpa* (Hook.) Nutt.) i Oregon, Washington og British Columbia til produksjon av juletrær i Norge.
- 6-01 *Severin Woxholt (red.):* Kontaktkonferansen – skogbruket og skogforskningen i Telemark og Aust-Agder. Drangedal, 19. – 21. september 2001.
- 7-01 *Bjørn Økland og Erik Christiansen:* Analyse av fangstdata for granbarkbillen på storskala i perioden 1979-2000.
- 8-01 *Svein Solberg, Nicholas Clarke, Ingvald Røsberg, Dan Aamlid, Wenche Aas:* Intensive skogovervåkingsflater. Resultater fra 2000.