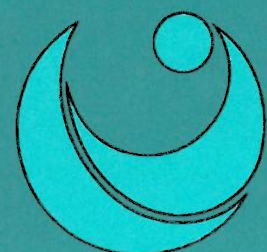


Registrering av biologiske verdier i naturskog basert på en pilotundersøkelse i Oslo kommunes skoger

Egil Bendiksen



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Registrering av biologiske verdier i naturskog basert på en pilotundersøkelse i Oslo kommunes skoger

Egil Bendiksen

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

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

NINA Fakta-ark

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

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

Bendiksen, E. 1994. Registrering av biologiske verdier i Oslo kommunes skoger. - NINA Oppdragsmelding. 294: 1-23.

Oslo, juni 1994

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0492-4

Forvaltningsområde:

Norsk: Bevaring av naturens mangfold

Engelsk: Conservation of biodiversity and landscapes

Copyright ©:

Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Lars Erikstad

NINA, Oslo

Design og layout:

Klaus Brinkmann

Cathrine Haneng Svendsen

NINA, Ås/Oslo

Sats: NINA

Kopi: Kopsisentralen A/S

Opplag: 200

Kopiert på miljøpapir!

Kontaktadresse:

NINA

Boks 1037, Blindern

N-0315 Oslo

Tel.: 22 85 46 84

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 5575

Ansvarlig signatur:

Gunnar Halvorsen

Oppdragsgiver:

DN, Landbruksdepartementet og Oslo Skogvesen

Referat

Bendiksen, E. 1994. Registrering av biologiske verdier i Oslo kommunes skoger. - NINA Oppdragsmelding. 294: 1-23.

Utredningen gir en gjennomgang av det økologiske grunnlaget for et standardskjema benyttet for bestandsvis registrering av indikatorarter og spesielle fysiske og biologiske elementer i barskog. Dette er et verktøy til bruk for å evaluere gammel naturskog med hensyn til å bevare gjenværende lommer med skoglig kontinuitet og stort arts mangfold, og særlig med tanke på truede og sårbare arter. Metoden er særlig aktuell for skogeiere som ledd i flersidig skogbruk og ikke-hogst av kjernearealer.

Utgangspunktet er en pilotundersøkelse foretatt for Oslo Skogvesen i Oslo kommunes skoger med presentasjon av metode og gjennomgang av utvalgte arter og naturelementer. Metoden lar seg overføre til barskog i andre geografiske regioner forutsatt at noen arter skiftes ut som følge av ulikheter i geografiske utbredelser.

Sentrale stikkord er skoglig kontinuitet og indikatorarter. Kontinuitetsskog er kjennetegnet av død ved i alle nedbrytningsstadier og forekomst av spesielle arter av vedboende sopp. Områder med trekontinuitet og lav luftforurensning vil videre være karakterisert ved spesielle indikator-lavarter. Behovet for naturskogslommer i tillegg til naturreservater, krav til arealstørrelse og tetthet av kontinuitetsområder, samt forskningsbehov, er også diskutert.

Utredningen konkluderer med at bevaring av det biologiske arts mangfoldet i våre barskoger forutsetter flerbrukshensyn på en skala fra gjensetting av randsoner og lukkede hogstformer, til gjensetting av naturskogslommer der indikatorarter forteller om særskilt sårbare miljø.

Kursopplæring er viktig for skogeiere og andre nøkkelpersoner i skogbruket.

Emneord: Flerbruk, indikatorarter, naturskog, skogbruk, skoglig kontinuitet, truede og sårbare arter, vernekriterier.

Egil Bendiksen, NINA, Boks 1037 Blindern, 0315 Oslo.

Abstract

Bendiksen, E. 1994. Registrations of the biological values in the forests of the Municipality of Oslo. - NINA Oppdragsmelding 294: 1-23.

This paper provides a survey of the ecological basis for a standard form used for registration of indicator species and particular physiological features in selected stands in coniferous forests. This is a tool for evaluating old nature forest with respect to preserving small old forest sites, characterized by continuity and high species diversity. Especially important are threatened species. The method is especially of current interest for forest owners with regard to multiple-use forestry and desisting from forestry in core areas.

The basis for this paper is a pilot study carried out for the municipality of Oslo and in their forests. Method and selected species and nature elements are presented. The procedure is possible to apply to coniferous forests in other geographical regions provided an exchange of some of the species, due to differences in geographical distribution.

Central terms are forest continuity and indicator species. Continuity forests are recognized by dead wood in all stages of decay and the occurrence of particular wood-inhabiting fungal species. Areas with tree continuity and a low level of air pollution will also be characterized by such lichen species. There is also a discussion on the need for small voluntarily preserved nature forest sites as supplementary to nature reserves, demands concerning size, the density of continuity forests, and the research needs.

In the paper, it is concluded that preservation of the biological diversity in our coniferous forests presuppose multiple use on a scale from preservation of margin zones and selective felling to the preservation of small nature forests which according to the indicator species are vulnerable.

Education through courses for forest owners and other key personnel in forestry are essential.

Egil Bendiksen, NINA, Box 1037 Blindern, N-0315 Oslo, Norway.

Forord

Prosjektet "Naturregistreringer i Oslo kommunes skoger" er et pilotprosjekt med intensjoner om å finne enkle og gode registreringsmetoder for også å trekke inn biologiske vurderinger i flerbruksarbeidet på skogeiendommer. Hensikten er å finne arter og andre elementer som indikerer skoglig kontinuitet/grad av urørthet. Dette er grunnleggende for opprettholdelsen av diversitet og arts- mangfold, spesielt for sjeldne og truede arter i norsk barskog. Utprøving av metodikk og vurdering av arters indikatorverdi har dels skjedd i samarbeide med "Siste sjanse" (Bredesen et al. 1993).

Biologene innen flerbruksutvalget, Rolf Y. Berg (Botanisk Hage og Museum, Tøyen), Knut Solbraa (NISK) og Jogeir Stokland (Univ. i Oslo), samt Egil Bendiksen (NINA) og Anders Gimse og Ragnar Andreassen (Oslo Skogvesen), har utarbeidet grunnlaget for den teoretiske delen av prosjektet. Feltprosjektet med utprøving av arter har vært ledet av NINA v/Bendiksen. Arbeidet er et ledd i utarbeidelsen av flerbruksplanen for perioden 1995-2005 for Oslo kommunes skoger. Anders Gimse (Oslo Skogvesen) har stått for koordinering av prosjektet mellom Oslo Skogvesen, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Landbruksdepartementet og Direktoratet for naturforvaltning (DN). DN, Landbruksdepartementet og Oslo Skogvesen har finansiert prosjektet.

Feltarbeidet er utført av Egil Bendiksen, Arnodd Håpnes, Cathrine Whist og Rune Aanderaa. Helge Haakenstad og Bjørn Samuelsen fra Oslo Skogvesen deltok i felt den første uka sammen med Bendiksen, Håpnes og Aanderaa. Hensikten med dette var å utprøve og kombinere den skogfaglige og den biologiske erfaringen i praksis, og på et tidlig tidspunkt forsøke å løse eventuelle praktiske problemer.

Arbeidet er publisert som en egen rapport utgitt i begrenset opplag av Oslo Skogvesen (Håpnes et al. 1993). Der inngår beskrivelser av områder plassert i høyeste kategori for bevaringsverdi. Denne NINA-utredning er en revidert utgave av de generelle kapitlene i rapporten, med vekt på metodens overføringsverdi for registrering av naturverdier generelt i norsk barskog. I tillegg kommer kpt. 5 som omhandler behovet for sikring av naturskogslommer for å bevare livsvilkårene for truede og sårbare arter.

Publikasjonens formål er først og fremst presentasjon og vurdering av de viktigste biologiske redskap for å sikre arts mangfoldet i barskog, og hvordan disse kan anvendes i praksis på en skogeiendom. Den spesielle problematikken relatert til fjellskog er godt dekket av Odland et al. (1992) og vil ikke bli særskilt omtalt her. For diskusjon av forvaltningsstrategier for naturvern i barskog henvises til Stokland & Framstad (1991).

Oslo, juni 1994
Egil Bendiksen

Innhold

Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	5
1.1 Generell bakgrunn	5
1.2 Flerbrukshistorikk i Oslo kommunes skoger og Oslomarka	5
1.3 Verdier i gammelskog	5
1.4 Flerbruksplanen 1995-2005.....	6
2 Materiale og metoder	6
2.1 Metoder og skjema/skjemainstruks	6
2.2 Klassifisering	6
3 Biologisk bakgrunn for oppbygging av skjemaet og vurderingsgrunnlag	7
3.1 Kriterier for områdeverdi.....	7
3.2 Skoglig kontinuitet.....	8
3.3 Indikatorarter	8
4 Naturregistreringer i Oslo kommunes skoger. Registrerte arter og elementer	10
4.1 Vegetasjonstyper	10
4.2 Urter	10
4.3 Sopp	11
4.4 Lav og moser	12
4.5 Grensesoner	13
4.6 Sjeldne treslag	14
4.7 Zoologi	14
4.8 Død ved.....	15
4.9 Tilleggsopplysninger	15
4.10 Utskifting av arter, oppsummering.....	15
5 Vurderinger av behov for urørte naturskogslommer ...	16
5.1 Areal vernet etter Naturvernloven	16
5.2 Kunnskapsstatus over truede og sårbare arter	17
5.3 Skogtype	17
5.4 Arealstørrelse og tetthet av verne- og bevaringsskogområder.....	18
6 Forskning	19
6.1 Artenes utfordring idag	19
6.2 Artenes overlevelse i tidligere tider.....	19
7 Overførbarhet til andre geografiske regioner	20
8 Konklusjon	21
9 Litteratur	22

Vedlegg: Registreringskjema benyttet i Oslo kommunes skoger

1 Innledning

1.1 Generell bakgrunn

Kunnskap og bevissthet om biologiske verdier knyttet til gamle naturskoger har økt betydelig de siste åra. Dels har dette vært initiert av behov for mer kunnskap i forbindelse med barskogsplanarbeidet, en parallell situasjon i Norge, Sverige og Finland. Dels har temaet kommet sterkt i fokus i forbindelse med den FN-oppnevnte Verdenskommisjonen for miljø og utvikling ("Bruntland-kommisjonen") med rapporten "Vår felles framtid" i 1987 og FN-konferansen om miljø og utvikling (UNCED) i Rio de Janeiro, Brasil, juni 1992. Sterke diskusjoner både av faglig og politisk art, har iallfall munnet ut i enighet om at man trenger mer kunnskap om utbredelsen av truede og sårbare arter.

Kurset i bedre flerbruksrettet skogbruk, "Rikere skog", som holdes i regi av Norges Skogeierforbund, har på kort tid blitt en rettesnor for norsk skogbruk, med viktige anbefalinger også om bevaring av artsmangfoldet i boreal barskog.

Lengst har kravene kommet i Oslomarka, der § 3-4 i Markaforskriftene lyder: "Ved skogbehandling og skogsdrift i områder med spillplasser for storfugl, reirtrær for rovfugl og kjente lokaliteter med sårbare eller truede arter skal det legges særlig vekt på at artenes levevilkår opprettholdes...." (Landbruksdepartementet 1994).

Formuleringen "kjente lokaliteter" gir imidlertid uttrykk for at man vet for lite til å gjennomføre det mål som ligger i ordlyden fullt ut. Erfaring fra ulike undersøkelser, bl.a. i regi av gruppen "Siste sjanse" de senere år, viser med stor overbevisning at det er langt igjen til målsettingen kan oppfylles. Det er således et stort behov for å få kartlagt hvor de enkelte arter befinner seg, både i Oslomarka og i resten av landet. Dette vil bare i begrenset grad kunne skje ved direkte registrering av de mange truede og sårbare arter i ulike organismegrupper. Det meste vil måtte foregå ved hjelp av indikatorarter.

I Oslo kommunes skoger er bevaring av livsmiljøer for truede og sårbare arter ett av flere delmål i kommende flerbruksplan. Andre viktige mål er å bevare mangfold av vegetasjonstyper inkludert delvis plukkhogst-betingete utforminger som fortsatt vil være avhengig av skånsomme inngrep.

Metodikken som presenteres i det følgende dekker dermed to hovedtyper biologiske registreringer: 1) Kartlegge forekomst av kontinuitetsskog med organismer som bare kan sikres gjennom ikke-hogst. Arealene vil i praksis være mindre enn i barskogsplanen. 2) Kartlegge områder som jamfør prinsippene i "Rikere skog" bør behandles spesielt skånsomt, og der arter og vegetasjonsutforminger kan sikres gjennom lukkede hogster. 3) Kartlegge forekomst av et antall sjeldnere vegetasjonstyper hvor ikke-hogst anbefales.

1.2 Flerbrukshistorikk i Oslo kommunes skoger og Oslomarka

Oslo kommune eier ca. 10 prosent av Oslomarka med sine 174.000 dekar. Dette er den delen som ligger nærmest den største befolk-

ningskonsentrasjonen. Fra ca. 1950 skjedde en radikal omlegging i skogbruket fra plukk- og dimensjonshogst til flatehogst. Dette vakte negative reaksjoner som delvis gikk på rene friluftsjakter og estetiske verdier. Ideen om bedre vern av de biologiske verdier vokste imidlertid etter hvert også fram.

Allerede i 1961 ble Vaggstein skogreservat fredet av Skogutvalget (725 dekar). I inneværende flerbruksplanperiode er det foreslått utvidet til 2.417 dekar. Det er ingen tvil om at man her fikk tatt vare på et av de biologisk sett mest interessante områdene av kommuneskogen. I 1976 ble 5.000 dekar av Rausjømarka fredet. Dette er nå en del av det 11.700 dekar store Rausjømarka naturreservat, fredet etter Naturvernloven i forbindelse med den nasjonale verneplan for barskog.

Den første flerbruksplanen for Oslo kommunes skoger ble utarbeidet i 1970, og vedtatt av Oslo skogstyre i 1974. Flerbruksplanen er seinere utvidet i 1980 og 1990. Flerbruksplan-forslaget for Oslomarka fra 1976 endte i praksis med at man med utgangspunkt i lov om skogbruk og skogvern av 1965 gjorde bruk av §17b som lyder: "For skogområder av særlig verdi for friluftsliv og naturvern kan Kongen av hensyn til disse interesser fastsette nærmere forskrifter". Dette resulterte i midlertidige forskrifter for Marka ved kongelig resolusjon av 3. juni 1977 og endelig "Forskrift om skogbehandling og skogsdrift for skogområder i Oslo og nærliggende kommuner (Marka)" gjeldende fra 1. jan. 1984 og i ny revidert versjon fra 1. juni 1993. Forskriftene gir strengere rammer enn for skogbruk ellers i landet, med blant annet begrensninger i hogstflatetørrelse, forbud mot grøfting av myr og sumpskog, meldeplikt om hogst med uttalelsesrett for organisasjonene m.m.

1.3 Verdier i gammelskog

Et viktig fundament for dagens vern av barskog er retningslinjer for barskogsvern utgitt av DN (1988). De følgende sju punkter har vært sentrale i den nasjonale verneplanen og utgangspunkt for evaluering av områder i forhold til hverandre:

1. Urørt skog er genbanker.
2. Urørt skog er referanseområder.
3. Urørt skog er "økologiske laboratorier" for forskning og undervisning.
4. Urørt skog inneholder sjeldne plante- og dyrearter.
5. Urørt skog gir verdifulle naturopplevelser.
6. Urørt skog er en del av vår naturarv.
7. Urørt skog har en egenverdi.

Det er neppe noen tvil om at punkt 4 om truede organismer oppnår særlig sterk fokusering i disse tider (jf. Bendiksen 1994a). I så måte er kursopplegget "Rikere skog" positivt, der skogbrukerne skal få innføring i nye flerbruksprinsipper som blant annet bedre skal ivareta organismer som har fått vanskelige livsbetingelser som følge av det moderne skogbruket.

Gammelskogsbestandene som er inventert i dette arbeidet, er utelukkende vurdert på grunnlag av naturfaglige verdier. En skogeierdom som Oslo kommunes skoger, med bred politisk enighet om omfattende flerbrukshensyn, gir god mulighet for riktig forvaltning av lo-

kaliteter for truede og sårbare arter. For kommuneskogen er også nærhet til forsknings- og undervisningsinstitusjoner en viktig sak.

Parallelt med vårt naturfaglige prosjekt er det også registrert en rekke parametre knyttet til friluftsverdier. Dette er gjort av Oslo Skogvesens egne ansatte, samt at de frivillige organisasjonene har kommet med innspill. Behandlingsplan for de ulike bestand vil dermed begrunne seg på et samlet sett av ulike typer verdier.

1.4 Flerbruksplanen 1995-2005

Flerbruksutvalget ble konstituert i møte 27. aug. 1990 med representanter fra de ulike brukerinteressene. Her er inkludert biologisk forskningseksperise fra Universitetet i Oslo, både på botanikk- og zoologisiden. Det avholdes jevnlig møter og befaringer.

Det ble i møte av 30. mars 1992 i flerbruksutvalgets arbeidsgruppe uttrykt følgende: Naturregistreringer skal dels sikre at dyre- og plantelivsinteressene blir tatt skikkelig hensyn til i den nye flerbruksplanen for Oslo kommunes skoger og dels bidra til å utvikle en enkel registreringsmetode for planter og dyr på bestandsnivå. Metoden skal være enkel og bør ha sitt utgangspunkt i et begrenset antall indikatorarter. Registreringsfasen bør ta utgangspunkt i bestand i hogstklasse IV og V og eventuelle andre områder med stort biologisk mangfold.

2 Materiale og metoder

2.1 Metoder og skjema/skjemainstruks

For alle utvalgte gammelskogsobjekter ble det som standard prosedyre i felt utfylt et registreringsskjema. Skjemaet er basert på "Instruks for naturregistrering i Oslo kommunes skoger" (se kpt. 4 og vedlegg) og fanger opp vegetasjonstyper (i prosent av det totale bestandsareal), indikatorarter av urter, sopp, lav og moser, varmekjære lauvtrær og utvalgte zoologiske elementer. Videre ble grensesoner som myr, bekk, bergvegger og rasmærker, raviner og kilder registrert i hvert bestand. Registrering ble også foretatt av dødt trevirke, og mengde og nedbrytningsgrad ble gitt verdier for hvert treslag innen hvert bestand (se vedlegg). Arter og naturelementer benyttet under registreringen i kommuneskogen, er vist i vedlegg.

Systemet er tilpasset et databaseprogram, og for hver gruppe er det valgt ut ni arter eller typer. Siffer 1 uttrykker forekomst, mens siffer to (og siffer 3, død ved) er forbeholdt andre karakteristika, vanligvis mengde. For vegetasjonstyper, grenser/grensesoner og sjeldne treslag er flertallet av viktige typer eller arter valgt ut. For de andre ulike organismegruppene er det valgt ut arter med størst mulig indikatorverdi; de skal kunne gi informasjon ut over sin egen tilstedeværelse og dermed si noe om både de økologiske forhold og sannsynligheten for å finne andre arter.

Skogforvalter Helge Haakenstad og skogforvalterass. Bjørn Samuelsen har plukket ut og tegnet inn de ulike bestandene på kart, henholdsvis økonomisk kartverk og orienteringskart. Utgangspunktet for undersøkelsen var granskog i hogstklasse IV og V på bonitet 14 og bedre. Dette ble vurdert ut fra økonomi/tidsforbruk kombinert med en faglig vurdering av at de fleste potensielle kontinuitetsområder ville være inkludert. I tillegg ble sjeldne riklokaliteter på lavere bonitet (rasmærke og tørre kalkfuruskogs- og edellauvskogsutforminger) samt lokaliteter med tiurleik, valgt ut som undersøkelsesobjekter. Det samme gjelder spesielt dødvedrike lokaliteter på lavere bonitet. Totalt ble omlag 700 bestand undersøkt i løpet av feltperioden.

2.2 Klassifisering

Hvert enkelt bestand ble gitt en evaluering. Dette skjedde allerede i felt, men med senere justeringer ut fra vurdering av et samlet materiale.

- **** = Spesielt verneverdig bestand.
- *** = Bevaringsverdige bestand, inneholder sjeldne arter og biotoper.
- **/** = Større deler av bestandet inneholder bevaringsverdige element.
- ** = Interessant bestand. Inneholder spesielle elementer.
- */** = Inneholder noen spesielle elementer.
- * = Mindre interessant bestand ut fra prosjektets intensjoner.

Forslag til skogbehandling av de ulike kategoriene kan få noe ulik

utforming i ulike regioner. For Oslo kommunes skoger ble biologenes råd at de fleste typer av kategori to/tre-stjerners eller bedre, burde overlates til seg selv uten noen form for inngrep (Berg et al. 1994). Dette gjelder generelt all kontinuitetsskog og spesielt sumpskog, ravine- og rasmarkskog, edellauvskog i rasutsatte ller, rike lågurtskoger i bratte ller, de fuktigere høgstaudegranskoger og mose- og lavrike skoger i trange, fuktige bekkedaler.

De utformingene hvor forsiktig hogst anbefales omfatter bl. a. bestand hvor man ønsker å bevare spesielle utforminger som delvis er resultat av gammeldags hogst (edellauvskog, spesielle lågurt- og høgstaudeutforminger). For to-stjerners bestand anbefales lukkede hogstformer, mens en-stjerners områder ikke krever spesielle tiltak utover allminnelige flerbrukshensyn.

Det bør avsettes gode buffersoner mot alle bestand i kategorien **/** eller bedre.

3 Biologisk bakgrunn for oppbygging av skjemaet og vurderingsgrunnlag

3.1 Kriterier for områdeverdi

De naturfaglige registreringene inneholder et sett av både biologiske og fysiske parametre. Disse er ment til sammen å gi et bilde av områdenes naturfaglige verdier. Truete og sårbare arter med livs-krav knyttet til kontinuitetsskoger er bare en del av et større helhetsbilde.

Følgende kriterier har vært sentrale for vurdering av naturvitenskapelige verdier ved områdeinventeringer og vassdragsundersøkelser gjennom de senere år (jf. Moss & Volden 1980):

(1) Typiskhet (representativitet), (2) sjeldenhet, (3) mangfold (diversitet), (4) produktivitet, (5) klarhet/størrelse, (6) del av sammenheng og (7) forskning/undervisning.

Erikstad (1991) deler kriteriene inn i tre ulike sett. Som **primærkriterium** nevnes sjeldenhet, representativitet, mangfold, del av system (større sammenheng) og uberørthet. **Sekundærkriterier** er forskningspotensiale, klassisk lokalitet, nøkkelområde for vitenskapelig forståelse, naturhistorisk dokumentasjon, instruktiv lokalitet, tilgjengelighet, urørt natur, viktig landskapselement og del i flerfaglig sammenheng. (Truethet er ikke her regnet som en egenskap ved området.) **Egenverdi** er ført opp på et selvstendig tredje nivå. Dette kan være aktuelt blant annet der et enkelt verdikriterium synes nok i seg selv til å vurdere området som høyt prioritert i vernesammenheng og hvor de øvrige kriterier er vanskelige å benytte.

Korsmo et al. (1991) fører opp følgende kriterier for vern av barskog: (1) representativitet, (2) sjeldenhet, (3) lang skogkontinuitet, (4) diversitet (mangfold), (5) verdi som genbank, (6) forskning/undervisning, (7) truete arter og (8) rekreasjon.

Punkt 6 og 8 er sekundærkriterier ifølge nivåinndelingen diskutert ovenfor. Primærkriteriene 1 og 2+7 er utgangspunktet for inndeling i henholdsvis typeområder og spesialområder i barskogsplanen. For registrering i Oslo kommunes skoger er punkt 5 lite aktuelt i et så mosaikkpreget område med hogstflater og små gammelskogsbestand. Punkt 8 er ikke noe kriterium i vår undersøkelse.

Det ble i startfasen, blant annet fra Oslo Skogvesens side, uttrykt som en målsetting ved registreringen at en vurdering/gradering av hvert bestand først og fremst burde begrunnes ut fra hva som er registrert og mengden av det registrerte. Dermed ville man oppnå en objektiv gradering. Det ble derfor uttrykt usikkerhet om det i det hele tatt skulle være med enn subjektiv gradering under selve registreringene. Etter få dagers feltefaring valgte vi likevel å foreta en gradert evaluering av bestandene ut fra et helhetsinntrykk. Skjemaregistreringene kan ikke i seg selv gi en objektiv vurdering av verneverdi. Det er 71 punkter på skjemaet, og det er klart at forekomst av storfugl og forekomst av blåbærgranskog ikke har like stor verdi, for å ta ytterlighetene. Man måtte derfor i alle fall gjøre en subjektiv vurdering av de ulike punktene med hensyn til deres relative

verdier. For eksempel måtte gammelskogsoppene deles i to ulike verdinivåer med hensyn til kontinuitetsverdi.

Et argument for å gjøre dette ville være at man i et bredere faglig forum kunne poengsette de ulike punkter i skjemaet eller deler av dem slik at vurderingen fikk en størst mulig grad av objektiv faglig underbygging og ikke var overlatt registratoren.

Det er imidlertid flere problemer. Uansett hvor godt sett av indikatorarter man klarer å velge ut, vil observasjoner av andre viktige eller sjeldne arter eller elementer (ført under tilleggsopplysninger) kunne gi avgjørende utslag. Dette er særlig tilfelle der oppdraget utføres av biologer med vid kunnskap om arter og økologi.

Den standardisering som er gjort på alle viktige punkter gir likevel et utmerket grunnlag for å vurdere bestandene i forhold til hverandre. Det gir også økt mulighet for å overprøve den evaluering som er gjort. Det vil i denne type arbeid være av verdi å få en dobbelt evaluering -både en direkte basert på skjemaopplysninger og en basert på registrators vurdering ut fra et helhetsinntrykk.

3.2 Skoglig kontinuitet

For arter med svak spredningsevne er det ikke nok at de fysiske naturskogskvaliteter er til stede. En viktig nøkkelfaktor er **kontinuitet**. Vi snakker her om tre ulike typer (Karström 1992): **trekontinuitet** (kronekontinuitet), **dødvedkontinuitet** og **markkontinuitet**. Trekontinuitet vil si at tre- og busksjikt har vært sluttet langt bakover i tid. Dette er viktig både med hensyn til gamle trær som substrat for langsomtvoksende lavarter og med hensyn til høy luftfuktighet for fuktighetskrevede arter av ulike grupper.

Kontinuitet i dødved av alle råtestadier er viktig både for råtevedmoser, vedboende sopp og et stort antall insekter. Det er imidlertid all grunn til å anta at også trekontinuiteten er viktig for et stort antall av dødvedartene. Mange vil neppe kunne klare å overleve på ei hogstflate selv om substratet skulle være til stede. Solinnstråling og periodevis uttørking har en så sterk effekt at disse artenes fuktighetskrav ikke blir tilfredsstillt. Tilførsel av dødved stopper dessuten opp i lengre tid slike steder og gir kontinuitetsbrudd også for denne faktor. Andre arter, som for eksempel vedmusling (*Gloeophyllum sepiarium*) har spesialisert seg nettopp til denne typen økologi og vokser ofte på granstubbenes snittflater. Rødrandkjuke (*Fomitopsis pinicola*) trives også utmerket.

Markkontinuitet gjelder kontinuitet bakover i tid for urte- og bunn-sjikt og er av betydning for karplanter og jordboende sopp, lav og moser. Denne type kontinuitet er betinget av stabile jordbunnsforhold.

Nært knyttet til kontinuitet er også diskusjonen omkring **urskog**, **naturskog** og **kulturskog**. Disse termer representerer en jevn overgang (Hågvar 1991). Ulike former for skogbruk har vært drevet over mesteparten av vårt skogareal iallfall de siste 400 år, i mange distrikter også lenger tilbake. Det mest aktuelle skillet idag er derfor mellom natur- og kulturskog (se definisjoner DN 1988). Det er grunn til å anta at de minst påvirkete naturskogene innehar storparten av kvalitetene til den opprinnelige urskogen og stor grad

av kontinuitet. Av kvaliteter med særlig innflytelse på truete og sårbare arter er vanlig forekomst av sene suksesjonsstadier med rikelig død ved i alle stadier av nedbrytning, ofte i store dimensjoner. Pionertrær som bjørk og osp får utvikle seg, eldes og dør i bestandet. Disse faktorer gir mange økologiske nisjer. (Jf. DN 1988.)

I tørrere vegetasjonstyper hvor naturlig skogbrann har satt synlig preg på vegetasjonen (f.eks. Gutulia, Ryvarden 1989, Samsjøberga, Korsmo et al. 1991), kan naturlig trekontinuitet bli brutt. Grove furutrær kan i stor grad overleve brann og etterlater tydelige brannmerker ("brannlyrer"). I slike områder kan man finne flere spesielt branntilpassete arter. Fra Nord-Sverige er det funnet at ca. 1 prosent av skogarealet brant årlig fram til den senere del av 1800-tallet (Zackrisson & Östlund 1991). Man fant også at fuktige og urterike typer hadde en mye lavere brannfrekvens og at urterike sumpskogter tilhører de mest brannbeskyttete biotopene i landskapet. Ifølge Liljelund et al. (1992) ville ca. 30 prosent av de svenske skogene ha vært av brannrefugiekarakter. Trolig er tallet høyere for Norge p.g.a. mer oppbrutt topografi og større arealer med oseanisk klima. Brannrefugier vil normalt fra naturens side opprettholde alle typer av kontinuitet. Mulig unntak er større, katastrofepregete vindfelling, men brannrefugieområder vil topografisk sett ofte være relativt beskyttet også med hensyn til disse. En brannfrekvensmodell som fundament for et naturtilpasset skogbruk er utarbeidet av Angelstam & Rosenberg (1993).

Det er grunn til å tro at mange av de bestandene vi har studert, er naturlige brannrefugier. De vil dermed kunne fungere som refugier for arter som krever langvarig stabilitet og delvis har dårlig spredningsevne. Det er i disse typene flatehogst fungerer mest radikalt og negativt fordi de bryter denne stabiliteten som artene her er tilpasset. Naturlig foryngelse har skjedd ved naturlig sammenbrudd og oftest flekkvis vindfelling.

Det er imidlertid verd å merke seg at også den brannforyngete skogen var svært annerledes enn dagens hogstflater. Både levende og døde trær sto igjen etter en brann, og både gadd og lægre var rikelig tilbake. (jf. Schimmel & Granström 1991).

En skogbrann i Turtermarka, Maridalen, svidde av 375 dekar i kommuneskogen under den alvorlige tørken på Østlandet sommeren 1992. Her inngikk både yngre plantefelt, glissen furuskog og eldre granskog av blåbærtype. Området er lagt ut til forskningsfelt, blant annet for å kunne studere naturlige suksesjonsprosesser etter skogbrann. Allerede samme sesong fruktifiserte en rekke brannspesialister av markboende sopper på flata, f.eks. bråtesopp (*Pyronema* sp.) og gulbrunt bålbeleg (*Geopyxis carbonaria*), arter som ikke var kjent fra området, men som må ha vært til stede, trolig som mycel i substratene også før brann. Mekanismene for dette er lite kjent, og det er også usikkert hvor lang tid mellom to branner disse artene kan leve og om mangel på framtidige branner kan innebære noen trussel.

3.3 Indikatorarter

Indikatorarter er arter som vi har rimelig god økologisk kunnskap om og som vi igjen kan benytte for å få informasjon om de økologiske forhold der vi finner dem. En god indikatorart forteller også

om andre arter som det er sannsynlig å kunne finne samme sted, og dette kan gjelde helt andre organismegrupper. Den er også lett å finne og lett gjenkjennelig.

I denne undersøkelsen er karplanter benyttet som indikatorarter for økologiske forhold knyttet til selve skogbunnen, blant annet nærings-, fuktighets- og klimaforhold.

For forhold som knytter seg til død ved i skogbunnen, er det vedboende sopp som benyttes som indikatorarter. Her er det et stort antall skogarter i ulike truethetskategorier. Mange av dem er fortsatt relativt vidt utbredt, og vi finner dem i gjenstående kontinuitetsskoger. Ønsker man å drive feltarbeid i hele karplantenes felt-sesong, er det viktig at man for de vedboende soppene velger ut arter med flerårige (eller sent nedbrytbare) fruktlegemer som kan registreres når som helst. Mange av soppartene har fått problemer på grunn av mangel på substrat som følge av det moderne skogbruket. Særlig mange arter er knyttet til grove lægre (Framstad et al. 1992). Disse indikatorartene har informasjonsverdi langt utover det å fortelle om sin egen tilstedeværelse.

Trekontinuitet indikeres av spesielle lavararter. Deres sårbarhet overfor flatehogst går både på dårlig spredningsevne og store krav til høy luftfuktighet (jf. Gauslaa 1991). Huldrestry (*Usnea longissima*) og ulvelav (*Letharia vulpina*) er lett kjennelige arter som ble aktivt brukt som indikatorer i inventeringene for verneplan barskog (Korsmo 1991b). (Ulvelav tåler tørke, men har særskilte krav til substrat.) En større gruppe arter som inkluderer blant annet flere skjegg- og strylavarter, er benyttet av prosjekt "Siste sjanse" (Bredesen et. al. 1993, 1994). Lav som indikatorarter er imidlertid sjelden å finne i forurensningsbelastede områder (se 4.4).

Det har også vært forsøkt å finne gode indikatorer blant karplantene som kan være mål på markkontinuitet i skogen. Dette innebærer at felt- og bunnsjiktarter har vokst der sammenhengende i lang tid (jf. Delin 1992, Karstöm 1992).

Ingelög et al. (1984) fører opp en rekke hensynskrevende arter for Sverige som slås ut eller er sårbare overfor flatehogst, f. eks. bittergrønn (*Chimaphila umbellata*), marisko (*Cypripedium calceolus*), huldreblom (*Epipogium aphyllum*), lappsoleie (*Ranunculus lapponicus*) og veikstarr (*Carex disperma*). Ingen av disse var anvendbare i vårt undersøkelsesområde fordi de enten mangler eller er ytterst sjeldne. Følgende av de oppførte arter har en viss utbredelse i Oslo kommunes skoger: Myskemaure (*Galium triflorum*), knerot (*Goodyera repens*), småtveblad (*Listera cordata*) og storrapp (*Poa remota*). Kranskonvall (*Polygonatum verticillatum*) er til dels vanlig. I Ingelög et al. (1984), kategori 6, "ubestemte arter", inngår også tre av våre indikatorarter, nemlig storklokke (*Campanula latifolia*), myske (*Galium odoratum*) og vårerteknapp (*Lathyrus vernus*). Her finnes også andre arter som vi har oppført under tilleggsopplysninger; bjønnekam (*Blechnum spicant*), trollurt (*Circaea alpina*), tannrot (*Cardamine bulbifera*) og olavsstake (*Moneses uniflora*). Disse har en noe usikker status i forhold til hogstingrep, men synes iallfall å kunne gå tilbake i mengde.

Med hensyn til de aktuelle karplanter vet man at flere av dem forsvinner ved flatehogst (jf. Delin 1992). Også en vanlig art som nikkevintergrønn (*Orthilia secunda*), synes å få store problemer. Det som imidlertid er vel så interessant, er usikkerheten omkring de uli-

ke artenes spredningsevne og mulighet for effektiv spredning mellom de bestand som til enhver tid er gamle nok. Et annet spørsmål er om markforholdene i framtidens eldre kulturskoger etter første generasjons flatehogst vil tilfredsstille artenes økologiske krav. En stor frøbank i jorda kan spille en stor rolle for i alle fall noen arter (Granström 1982). Vi har ikke funnet grunnlag for å velge noen arter fra Osloområdet som kan fungere som sikre indikatorer for markkontinuitet.

4 Naturregistreringer i Oslo kommunes skoger. Registrerte arter og elementer

Inventeringsopplegget er et resultat av en målsetting om mest mulig informasjon om et stort antall bestand innenfor en streng tidsramme. Et vesentlig moment er også bruk av gode indikatorarter som er lette å lære. Her er også tenkt på muligheten av at artene skal kunne læres av ikke-biologer og at for eksempel skogtaksatorer skal kunne gjøre jobben.

De åtte ulike hovedgruppene dekker de ulike verdikriteriene på forskjellige måter.

4.1 Vegetasjonstyper

Registreringene gjenspeiler kriteriene representativitet, sjeldenhet, diversitet samt forskning/undervisning. Alle viktige vegetasjonstyper for området er dekket av lista. Forekomst av både typer og arealmengder er delvis styrt av hvilken type bestand som ble valgt ut.

Dette utvalget tilsier at fattige furuskogstyper bare vil inngå der de er små delelementer i skogstyper av høyere bonitet, og lavfuruskog, som ikke er oppført som eget punkt på skjemaet, vil svært sjelden forekomme innenfor de utvalgte bestand.

Furumyrskog var med på lista i begynnelsen, men typen er lite aktuell og dessuten økologisk nærmere myr enn skog. Edellauvskog og sumpskogstyper har arealmessig liten betydning og er av praktiske grunner ikke klassifisert i finere enheter. Spesielle typer lokalt er mulig å spesifisere under tilleggsopplysninger.

Siden berggrunnen domineres av sure bergarter, er det vanligste mønsteret en sterk arealdominans av blåbærgranskog innenfor de utvalgte bestand. Av våre 349 registrerte bestand inneholdt 330 større eller mindre andel av blåbærgranskog. Andre typer utgjør normalt små arealandeler. I områder med mer næringsrike bergarter, som Alunsjøfeltet, Mellomkollen og Blankvannsområdet, finnes bestand med stort innslag av rikere vegetasjonstyper.

Kriteriet sjeldenhet er gjerne knyttet til typene kalkfuruskog og edellauvskog. De fleste kalkfuruskogene i Norge finnes på Østlandet, særlig i forbindelse med kambro-silurbergartene i Oslofeltet (Bjørndalen & Brandrud 1989). De fleste lokalitetene i Oslofjordsregionen ligger imidlertid på lavt høydenivå, og de få arealene i kommuneskogen utgjør marginalforekomster (jf. Bendiksen & Salvesen 1992). Vi har registrert 5 bestand med større eller mindre elementer av kalkfuruskog, alle i Lillomarka.

Edellauvskoger, oftest av typen alme-lindeskog, finnes lokalt på små arealer i lokalklimatisk gunstige områder med rikere berggrunn eller næringsriktig sig. Vi har registrert edellauvskog i 18 bestand, oftest bare i mindre andel av det totale bestand. Enkelte bestand er tatt ut som bevaringsverdige p.g.a. stort edellauvskogsinnslag.

Gråor-heggeskog har bare vært aktuelt i Maridalen og er ikke tatt med som egen registreringsenhet.

4.2 Urter

Forekomst av ulike urter sier noe om diversitet i økologiske forhold og gjenspeiler dermed noe av den samme diversiteten som vegetasjonssammensetningen. Arter kan imidlertid belyse økologiske forskjeller på finere skala enn det vegetasjonstypene gjør. Noen gir også uttrykk for sjeldenhet. Artenes ulike plantegeografiske tilhørighet reflekterer noe av lokalitetenes lokalklima da sørlige og sørøstlige arter krever høye sommertemperaturer, og de nordlige arter gjerne finnes i baklier og på andre skyggefulle steder. Plantegeografiske symboler i det følgende følger Bendiksen & Halvorsen (1981) (emendert av Økland & Bendiksen 1985). Omtale av de enkelte artenes økologi:

Strutseving (*Matteuccia struthopteris*) - S4 (vidt spredte arter med sørlig tendens). Arten vokser på fuktig moldjord, gjerne i dalbunner langs sig og bekkekanter. Den synes å ha sitt tyngdepunkt i gråor-heggeskog (jf. Fremstad & Elven 1987), og lokaliteter i granskog synes mer å representere økologiske marginalforekomster på de aller gunstigste lokalitetene av fuktig type. Arten er funnet i 20 bestand.

Storklokke (*Campanula latifolia*) - S3 (svakt sørlige arter). Arten er knyttet til frodig høgstaudevegetasjon og har sin hovedutbredelse i Norge innenfor området for de edle lauvtrær, dvs. til og med sørlig boreal sone. Storklokke er i Osloområdet begrenset til de aller rikeste og mest varmekjære bestand, og vokser nesten utelukkende i edellauvskog eller blandingsskog. Arten synes å mangle i nordvendt høgstaudegranskog med innslag av nordlige arter, men vokser sammen med turt i vestvendt høgstaudegranskog nordvest for Blankvann. Arten er også en karakterplante for oreskoger (jf. Fremstad & Elven 1987), og særlig frodig vokser den i bekkedal. Den er funnet i 9 bestand.

Turt (*Cicerbita alpina*) - N2 (boreal-alpine arter). Arten tilhører en gruppe som har hovedtyngde i alpine soner, nordlig boreal og mellomboreal sone og som bare finnes mer tilfeldig ned i sørlig boreal sone. I lavereliggende deler av Osloområdet karakteriserer den dermed skyggefulle, ofte nordvendte lokaliteter, hvor den kan være et viktig element i høgstaudegranskogen, som den er knyttet til i barskogsregionen. Den er samtidig en indikator for skogsmark av høy bonitet. Arten er funnet i 35 bestand.

Trollbær (*Actaea spicata*) - S4 (vidt spredte arter med sørlig tendens). Arten er næringskrevende og karakteristisk for lier med god moldjord. Den er varmekrevende, men vokser både i edellauvskog og i granskog, gjerne på lune og varme steder, blant annet under berghamre med gunstig lokalklima (funnet opptil 1050 m, jf. Lid 1985). Arten viste seg i undersøkelsesområdet som en nyttig indikator for små, næringsrike og beskyttede lommer, og fungerte som en veiviser til andre interessante arter. Den er funnet i 76 bestand.

Vårerteknapp (*Lathyrus vernus*) - SØ3 (svakt sørøstlige arter). Arten er næring- og varmekrevende og vokser i god moldjord, både i

edellauvskog og rike granskoger, ofte på overgangen lågurt-høg-staudegranskog. Funnet i totalt 23 bestand.

Blåveis (*Hepatica nobilis*) - SØ3 (svakt sørøstlige arter). Arten er indikator for rik lågurtgranskog framfor noen og har høy indikatorverdi for dette miljøet. Den mangler på steder hvor litt ekstra næringstilgang bryter blåbærgranskogsinventaret med innslag av mindre krevende lågurtskogsarter. Den vokser også rikelig i edellauvskog. Økologien til trollbær, vårerteknapp og blåveis er delvis overlappende, men selv om de ofte kan opptre sammen, har hver av dem sine økologiske særtrekk, som gjør at de ofte kan finnes hver for seg. Til sammen karakteriserer de noen av de mest artsrike lokalitetene i Marka. Blåveis er funnet i 88 av 349 skjemaførte bestand.

Myske (*Galium odoratum*) - S3 (svakt sørlige arter). Økologien er næringsrik moldjord i lauvskog og urterike granskoger. Oftest er arten bestandsdannende. Myske går ikke så langt nord på Østlandet (Fåvang) som vårerteknapp og er merkbart sjeldnere i Oslomarka enn denne og trollbær. Funnet i 14 bestand.

Bakketimian (*Thymus pulegioides*) - SØ3 (svakt sørøstlige arter). Arten er en varmekrevende tørkespesialist og typisk for kalktørrenger og ekstremtørr, åpen kalkfuruskog. Arten byttet på et tidlig tidspunkt ut bakkemynte (*Acinos arvensis*) som indikatorart fordi denne viste seg å være for sjelden. Begge arter er karakteristiske for denne typen økologi på Røverkollen (Bendixsen & Salvesen 1992). Bakketimian er ifølge floraatlas for Oslo og Akershus (Stabbetorp et al. 1990) bare funnet i Markas randområder samt i forbindelse med jordbrukslandskap lenger inn i Marka. Vi fant arten i 2 bestand i Lillomarka.

Bekkekarse (*Cardamine amara*) - SØ3 (svakt sørøstlige arter). Arten vokser langs myrdrag, bekkesig og kilder, og indikerer forekomst av denne type økologiske forhold som kan operere på såpass liten skala at de ikke blir registrert i noen av de andre rubrikkene på skjemaet. Bekkekarse ble funnet i 19 bestand.

4.3 Sopp

Med utgangspunkt i barskogsplanens kriterieliste (Korsmo et al. 1991) er det to kriterier som gjenspeiles av indikatorartene for sopp; lang skogkontinuitet (kontinuitet i dødved) og truede arter. Soppene skulle vise seg å få hovedansvaret for disse verdikriteriene i dette prosjektet (jf. vurdering av lavregistreringer under), og det var derfor spesielt viktig at utvalget av denne organismegruppen var mest mulig optimalt.

Valg og utprøving av arter har også vært særlig grundig for denne organismegruppen, siden soppene ved siden av lavene er viktigste indikatorgruppe for prosjektet "Siste sjanse" (Bredesen et al. 1993), som startet opp samtidig med "Naturregistreringer i Oslo kommunes skoger". De fleste av biologene fra kommuneskogsprosjektet har vært involvert også i "Siste sjanse". "Siste sjanse" er fundert på det nord-svenske prosjektet "Steget före" (Karström 1992) som også har sopp og lav som sentral indikatorgruppe.

Lett kjennelige arter har vært et krav for alle de nevnte prosjektene, men ulike klimatiske krav og begrensninger i geografisk utbredelse

gjorde det nødvendig med et artssett spesielt tilpasset Osloregionen. Større påvirkningsgrad i Oslo kommunes skoger enn for eksempel de nordlige Nordmarkaområdene er også en viktig faktor. Artene må opptre hyppig nok til at de kan benyttes for differensiering mellom bestandene med hensyn til de aktuelle kriterier.

Det er bare de seks første soppartene på skjemaet som er relevante som indikatorer i denne sammenheng (6 første rubrikker under sopp på skjemaet, se vedlegg). Disse har aldri forekommet annet enn i lite antall/mengde (=1).

Rødrand-, kniv- og knuskkjuka (art 7, 8 og 9 på skjemaet) er de tre vanligste store kjukeartene i undersøkelsesområdet. Disse er registrert som en del av zoologiske verdier idet en rekke invertebrater lever av/i kjuker. Disse artene har ikke hatt praktisk verdi i prosjektet.

Det kan i noen tilfeller finnes indikatorsopp i bestand som ikke har kontinuitet. Vi har oppfattet disse som reliktpopulasjoner, der soppen har sittet igjen på et gunstig substrat (f.eks. en gammel stokk som har blitt liggende igjen).

"Steget före-" og "Siste sjanse"-prosjektene opererer med verdi-pyramider for vedboende sopp. "Siste sjanse" (Bredesen et al. 1993) har delt inn artene etter kontinuitetsverdi fra 1 til 4 stjerner basert på et stort feltmateriale og kunnskap om områdene. Verken 4- eller 3-stjerners arter (henholdsvis meget høy og høy kontinuitetsverdi) er anvendelige for Oslo kommunes skoger, selv om framtidige funn ikke kan utelukkes. Rosenkjuke (*Fomitopsis rosea*) og rynkeskinn (*Phlebia centrifuga*) ble begge funnet i Kjaglidalen, Bærum og Hagahogget, Asker (Bredesen et al. 1993). Førstnevnte var sist kjent fra Oslomarka fra "Bogstadåsen" 1887, Axel Blytt, herb. O. Trolig dreier det seg om marginale forekomster i en mer kontinental hovedutbredelse.

Fem av seks arter i "Siste sjanses" liste over 2- og 1-stjerners arter (henholdsvis "middels" og "låg" kontinuitetsverdi) var med som indikatorarter i kommuneskogene. I tillegg kommer hvit grankjuke (*Antrodia heteromorpha*) og vasskjuke (*Climacocystis borealis*), som er nærmere beskrevet under.

Hvit grankjuke (*Antrodia heteromorpha*). Arten synes å ha en viss kontinuitetsverdi og er svært sjelden på andre treslag enn gran (dødved). Til tross for vid utbredelse i granskogsområdene på stor skala, synes den likevel så sjelden og tilfeldig at den har vært av liten verdi for dette prosjektet. Arten er funnet bare tre ganger, men dette kan skyldes tilfeldighet eller sesongvariasjon. Hvit farge og labyrintisk porelag gjør arten enkel å skille fra andre arter på gran, med unntak av en viss likhet med hvit tømmer-sopp (*Antrodia sinuosa*). Arten fungerte ikke tilfredsstillende, fordi den var for sjelden.

Piggbroddsopp (*Asterodon ferruginosus*). Rød liste (DN 1992): V+ -hensynskrevende. Arten vokser (vanligvis) på barved, på undersida av læger eller innunder rotparti. I Oslo kommunes skoger har vi funnet den i 14 bestand med alder oppgitt til 70-150 år. Arten gir god indikasjon på at skogen på voksestedet har lang kontinuitet ifølge Floravårdskommittén för svampar (1991). Med sin skorpeform, piggete hymenium og rødbrune farge er den ikke mulig å forveksle med noen annen art, og den fungerte godt som indikatorart i prosjektet.

Vasskjuke (*Climacocystis borealis*). Arten er lett å kjenne på sine kremfargete fruktlegemer av svært svampet konsistens, men forveksles iblant med bitterkjuke (*Tyromyces stipticus*), som imidlertid er mer rent hvit og med svært bitter smak. Arten er en viktig brunråtesopp på grove graner, særlig i urterike naturskoger der fruktlegemene iblant kan opptre i hundretall på stubber av vindknekte trær (jf. Ryman & Holmåsen 1984). Tilsvarende er registrert i Sør-Norge fra blant annet skogreservatene Solhomfjell (Gjerstad, Aust-Agder) og Rinilhaugen (Lunner, Oppland)(pers. obs.). Dette gjør arten interessant som indikatorart, men vasskjukas økologiske spennvidde er større enn dette. Den kan for eksempel også dukke opp med enkeltfruktlegemer på snittflata på granstubber noen år etter flatehogst. Arten har trolig indikatorverdi på gammel naturskog først når den framtrer med stort antall fruktlegemer. Vi har 9 funn fra vår undersøkelse og bare på høsten etter at fruktifiseringsperioden for kjuker hadde satt inn. Dette kan tyde på at vasskjuke med sine ett-årige fruktlegemer kan bli oversett fordi fjorårets fruktlegemer blir nedbrutt eller oppspist av insekter. Dette vil imidlertid neppe være tilfelle for de store forekomstene. Anvendeligheten som indikatorart må likevel ansees som usikker.

Duftskinn/duftlæringsopp (*Cystostereum murraili*). Rød liste (DN 1992): V+ - hensynskrevende. Navnet henspeiler på fruktlegemenes sterke kokosluk. Arten vokser på undersida av granlægre og kan opptre som små fruktlegemer helt lokalt, eller som svære flak som kan dekke store arealer under stammen. Den er typisk for større, middels nedbrutte lægre i blåbærgranskog og synes å kunne vokse en del tørrere enn *Phellinus*-artene (se under) som den ellers økologisk har mest til felles med.

Duftskinn er en blek, nesten hvit barksopp, som danner tykk skorpe med en svært karakteristisk sprekket-grynet overflate. Erfaring med skogforvalterne som deltok de første dagene av feltarbeidet, viste at arten var lett å lære. Fruktlegemene er svært bestandige. Dette siste gjelder også soppartene som blir behandlet nedenfor.

Vi har funnet arten i 9 bestand. Alderen på disse bestandene er oppgitt til 140-235 år. Dødt trevirke i alle nedbrytningsstadier kjenner netegner bestandene. Arten er en god indikator på eldre, biologisk verdifull skog ifølge Floravårdskommittén för svampar (1991). Arten fungerte godt i prosjektet.

Granstokk-kjuke (*Phellinus chrysoloma*). Arten har et nordlig utbredelsestypdepunkt og er vanlig i kontinentale strøk, tilhørende det såkalte taiga-elementet (jf. bl.a. Eriksson 1958, Eriksson & Strid 1969, Ryvarden 1993). Så langt som sør i Osloområdet er den imidlertid sparsom og har en viss indikatorverdi på kontinuitet. Den vokser på død ved eller døende, oftest barkkledte stammer av gran (sjelden furu), ofte på gadd eller høgstubber. I Oslo kommunes skoger har vi funnet den bare én gang, og den fungerer dårlig som indikatorart i kommuneskogen.

Arten lar seg lære makroskopisk ved en viss trening og er mest problematisk i forhold til den i dette området langt vanligere hyllekjuke (*Phellinus viticola*) med mindre, mer regelmessige og mørkere brune porer enn granstokk-kjuke, som har porefarge med tydelig gulskjær. De to følgende arter har mye mindre porer.

Svartsonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) og **granrustkjuke** (*P.*

ferrugineofuscus) er her slått sammen i registreringskjemaet, dels fordi de kan være lette å forveksle for ikke-mykologer med sine brune fruktlegemer med svært tette og små porer, dels på grunn av plassbegrensning av arter innen hver gruppe. For kommuneskogsprosjektet slik det kom til å fungere i praksis med biologisk personell, kunne man trolig med fordel ha delt dem inn som selvstendige registreringsenheter. Det viste seg etter hvert at de hadde synlige forskyvninger i økologisk preferanse, samt at hvit granstokk eller granstokk-kjuke kunne vært droppet. Alle funn er imidlertid artsbestemt og notert.

Begge artene er oppført i rød liste (DN 1992) som V+ -hensynskrevende. Begge har sitt typiske voksested på undersida (granrustkjuke ofte noe mer opp mot siden av stokken) av store lægre, i det fuktige og skyggefulle partiet mellom stokkundersida og mosen i skogbunnen. Svartsonekjuke synes knyttet til sterkere nedbrytningsgrad enn granrustkjuke, men sistnevnte synes å være knyttet til voksesteder med høyere luftfuktighet, ofte i skyggefulle baklier.

I Oslo kommunes skoger ble svartsonekjuke funnet i 5 bestand. Dette er svært sparsomt sammenliknet med nordlige deler av Osloområdet, som Katnosa-Spålen, Rinilhaugen og Skotjernfjell, hvor den kan opptre ganske tallrikt i de rette naturskogsmiljøer. Vårt resultat kan være et tegn på dårligere kontinuitet og sterkere og mer langvarig kulturpåvirkning. Det kan ikke utelukkes at arten avtar fra nord til sør i Marka av rent klimatiske årsaker. Granrustkjuke er funnet i 9 bestand (alder 100-140 år).

Svartsonekjuke og granrustkjuke skilles på en rekke karakterer. Makroskopisk har granrustkjuke mørkt purpurbrune til sjokoladebrune porer og et helt resupinat (skorpeformet) fruktlegeme, mens svartsonekjuke har fruktlegemer hvor det ofte formes hattliknende utstående kanter på stokkens sider. Porene er mer gulbrune til gråbrune. Svartsonekjuke har dessuten en til flere svarte soner som framtrer i snitt like ovenfor porelaget.

Særlig duftskinn, svartsonekjuke og granrustkjuke synes å være gode indikatorarter for skoglig kontinuitet i Oslo kommunes skoger. Piggbroddsopp fungerer også bra, men har trolig noe lavere indikatorverdi. Den eneste av 1-2 stjerners-artene fra "Siste sjanse"-prosjektet som ble utelatt fra skjemaet var kjøttkjuke (*Leptoporus mollis*). Arten har trolig samme indikatorverdi som piggbroddsopp og er lett å kjenne, men fruktlegemene er myke og kan være temmelig nedbrutte sommerstid før ny sesong. Den ble likevel registrert i 6 bestand og oppført under tilleggsopplysninger, og den bør komme inn som indikatorart på registreringskjemaet for regionen.

4.4 Lav og moser

Disse gruppene gjenspeiler de samme verdikriteriene som sopp, men skogkontinuitet gjelder først og fremst kontinuitet i tresjiktet. Flatehogst regnes som årsak til at en rekke lavararter har hatt reell nedgang de siste tiår (jf. DN 1992). Det er hovedsakelig større busk- og bladlav som er benyttet som indikatorarter i denne type undersøkelser, da både skorpelav og aktuelle moser (først og fremst små levermoser) er vanskelige å oppdage og bestemme.

I Oslo kommunes skoger er kontinuitet i tresjiktet svært vanskelig å

få noe inntrykk av ved indikatorarter fordi sterk forurensningsbelastning mer eller mindre har utryddet alle følsomme lavararter i bynære deler av marka og innenfor de soner som mottar de samme luftstrømmer. Store deler av undersøkelsesområdet er således nærmest "lavørken" når dette begrep brukes ut fra fravær av skogsarter som er sårbare overfor forurensning. Dette er umiddelbart lett synlig ved at de karakteristiske **skjegg-** og **strylavene** (*Alectoria*, *Usnea*, *Bryoria*) nærmest mangler, også i bestand med grov, gammel skog hvor de avgjort burde vært til stede. Større forekomster av for eksempel hengestry (*Usnea filipendula*) kan imidlertid fortsatt observeres på enkelte gamle eller døende bjørketrær hvor de tydeligvis drar nytte av litt rikere bark og fortsatt klarer å holde stand.

Deler av Østmarka har merkbart mer av disse lavene, men det er pr. idag vanskelig å trekke slutninger om hva som skyldes skogbruk og hva som skyldes forurensning. Ut fra våre observasjoner i Oslo marka synes det klart at lokal forurensning fra Oslo på en eller annen måte må ha sterk negativ effekt på moser og lav. Det er en påfallende gradient fra sør til nord i Oslo marka. Også et nærområde som Ramstadsløtten (Rælingen) som har til dels grov, gammel skog og har ligget båndlagt i snart 20 år i verneplansammenheng, er nærmest lavørken, mens i Katnosa-Spålenområdet (f.eks. Grasdalskollen) kan man finne en meget rik skjegg- og strylavflora, inkludert flere forekomster av huldrestry. Problemet er bl.a. omtalt av Esseen et al. (1981).

Huldrestry (*Usnea longissima*) ble ikke funnet og er heller neppe sannsynlig å finne lenger i kommuneskogene. Haugmoen (1952) registrerte et stort antall lokaliteter i Nordmarka, Bærumsmarka og Krokskogen, også i sørlige deler. Åtte av disse lå i området mellom Voksenkollen og Skjennungen-Ullevålseter. Arten hadde ingen praktisk verdi i denne undersøkelsen og må derfor taes ut av skjemaet.

Årenever (*Peltigera*) og **vrengelav** (*Nephroma*) på trær og bergvegg (rubrikk 5 under lav/moser på skjema). Kontinuitetsverdien innenfor disse gruppene er mindre kjent. Ingen arter er ført opp på indikatorartlista til "Siste sjanse" (Bredesen et al. 1993). De var som samlet gruppe i kommuneskogsprosjektet ment å indikere områder med lokalt høy luftfuktighet, med nisjer for mange organisme-grupper. De ble ført opp kollektivt for lett å kunne gjenkjennes som gruppe. Årenever-slekta er vanskelig å bestemme til artsnivå. Noen av de fineste bergvegglokalitetene med sårbare arter nord i Marka har rikelig bevoksning av både åreneverarter og storvreng (*Nephroma arcticum*), for eksempel nær Finnvatnet i Katnosa-Spålenområdet og i Rinilhaugen.

I kommuneskogene har vi overraskende nok få slike registreringer, selv på lokaliteter hvor man ut fra andre forhold burde ha forventet det. Den eneste arten som har dukket opp jevnlig er bikkjenever (*Peltigera aptosa*) som er vanlig og tørketålende, og slik sett burde ha vært luket ut av gruppen - skjønt dette kunne skapt problemer for ikke-biologer. Om forskjellen mellom sør og nord i Marka på dette punktet skyldes forurensning, intensiv skogbrukspåvirkning i tidligere tider eller har utbredelsesmessige årsaker, er svært vanskelig å si. At dette registreringspunktet fungerte såpass dårlig var noe av det mest uventete i registreringen av indikatorarter.

Storvreng (*Nephroma arcticum*) som i seg selv er lett kjennelig og

ikke sjelden indikator på høy luftfuktighet nord i Marka, har vi bare så vidt observert. Denne arten har en nordlig utbredelsestygde. (Dahl & Krog 1973).

Lobaria, neverlav. (rubrikk 6 under lav/moser på skjema).

Lungenever (*Lobaria pulmonaria*) er en velkjent indikatorart fra andre undersøkelser. På landsbasis vokser den både på lauv- og bartrær og på mosegrodd berg. (Krog et al. 1980). I Osloområdene er den en typisk art for store, gamle lauvtrær av selje, osp og rogn. I vår undersøkelse er den likevel en viktig indikatorart for innslag av gamle lauvtrær. Arten er kjent for å være begunstiget av lang skoglig kontinuitet, og den er sårbare overfor luftforurensning (eks. Hallingbäck 1986, Andersson & Appelqvist 1987). Lungenever ble funnet i 9 bestand, 95-150 år gamle. Den er en god indikator i Oslo kommunes skoger.

Skrukkenever (*Lobaria scrobiculata*), som er noe sjeldnere og med liknende økologi, var også omfattet av dette registreringspunktet. Denne arten ble ikke funnet.

Det er også tatt med to store og lett kjennelige mosearter i skjemaet. Det er **kråkefotmose** (*Rhytidiadelphus loreus*) og **kystjammemose** (*Plagiothecium undulatum*), som begge er subboeaniske og har høyere krav til luftfuktighet enn vanlige skogbunnsmoser som blanksigdmose (*Dicranum majus*), etasjemose (*Hylocomium splendens*) og furumose (*Pleurozium schreberi*). Begge arter er vanlige i et kystbelte (Størmer 1969, utbr. kart), men de avtar raskt mot innlandet. Mot sin innergrense på Østlandet er de begrenset til høydelaget 400-700 m, som har mest humid klima.

Det er et begrenset område på Østlandet hvor de kan benyttes som indikatorarter, og i vårt undersøkelsesområde har de allerede blitt såpass sjeldne at de kan benyttes til å indikere gammelskog med høy luftfuktighet. De er særlig nyttige fordi det er i moserik blåbærgranskog vi finner dem - en type med få andre autotrofe indikatorarter.

Kråkefotmose (*Rhytidiadelphus loreus*) er funnet relativt hyppig og i ganske rikelige forekomster, mens kystjammemose (*Plagiothecium undulatum*) er en sjeldnere art i disse strøk. Hallingbäck (1991) fører opp begge artene som indikatorarter for fuktig granskog med jevn og høy luftfuktighet.

4.5 Grensesoner

Her registreres andre naturtyper - myr, bekk, kilde, ravine, bergvegg og rasmarek (de to siste med ulike eksposisjoner) - som kan skilles ut innenfor eller i kanten av det aktuelle bestand. Dette gir uttrykk for diversitet i habitater, og det gir spesielt et signal om behov for spesielle hensyn fra skogbrukets side. Særlig gjelder dette tilfeller hvor de registrerte naturelementene har spesiell eller sjelden vegetasjon eller at indikatorarter er funnet.

For eksempel kan kalkrike bergvegger ha en svært artsrik mose- og lavflora med innslag av sjeldne arter som krever spesielle hensyn. Skygge, høy luftfuktighet og jevnlig overrisling er en livsbetingelse for noen av dem. Ved hogst i tilgrensende bestand er det svært viktig å sette igjen en tilstrekkelig sone som hindrer uttørrkende vinder

og direkte solinnstråling. Siffer nr. 2 er benyttet for en tredelt kvantifiseringskala som for bergvegg opprinnelig var ment for mengde av mose (mål for luftfuktighet), men som i felt ble brukt til ågi uttrykk for mengde av bergvegg i seg selv. Siden begge disse mål kan være interessante, bør skjemaet på dette punkt utvides, slik at en får mål på både mengde bergvegg og mengde mose på disse. Små skrenter er ikke tatt med. Registreringen er forbeholdt mer velutviklede bergvegger, men grensa må nødvendigvis være basert på skjønn. Raviner er et sjeldent element i undersøkelsesområdet og bare funnet i ett bestand. Dette er derfor tillagt spesiell vekt.

4.6 Sjeldne treslag

Dette er en registrering av alle aktuelle edle lauvtrær, inkludert eik, samt hegg og barlind.

Barlind (*Taxus baccata*) er nå kjent fra fem lokaliteter i Oslo kommunes skoger (Stabbetorp et al. 1990 + ny lokalitet, Lilloseter SØ). Tre av dem er innenfor reservatet i Mellomkollen. Barlind opptrer marginalt i området og bør generelt spares.

Sommereik (*Quercus robur*) er sjelden i området og finnes bare på de klimatiske gunstigste lokalitetene. Den er imidlertid vanlig i sørhellingene av Vettakollen ned mot Gaustad. Småplanter finnes for øvrig spredt i de lavere deler.

Svartor (*Alnus glutinosa*) er lokalt vanlig i områder med rikere berggrunn, der den vokser i rikmyrkant og rik sumpskog. I registreringene vil den derfor inngå bare i bestandskanter mot disse type-ene. Sumpskog er registrert i 146 bestand, ofte som små fragmenter med innslag av svartor. Slike små lommer er viktige biotoper for mange arter, og ved avirkning bør gode randsoner gjensettes.

De andre lauvtrærne går inn i edellauvskogsbestand; alm, hassel og lind også i forbindelse med soleksponerte rasmarker. Spisslønn er også observert enkeltvis inne i rene granskogsbestand der blåbærgranskog går over i litt rikere utforminger. I alt er 18 bestand med edellauvskogselement registrert, hovedsakelig i Vettakollområdet.

4.7 Zoologi

Alle verdikriteriene er mer eller mindre involvert her. Lang skogkontinuitet og truede arter er særlig sentrale. Punkt 1 og 7-9 går delvis på tidligere informasjon eller fastobservasjoner i felt (hakkemerker, reir, spettehull). Punkt 3-6 går på observasjon av fugl.

Storfugl. Fem sikre leiker er kjent/observert innenfor kommuneskogene. 6 leiker er registrert som usikre, en vet ikke om disse er aktive idag. Flere av leikene berører flere bestand (jf. kpt. 4). Bestandsskogbrukets negative effekter på biotopkvalitetene for storfugl og den sterke tilbakegang av leiker i Oslomarka (jf. tallrike muntlige beretninger) gjør at tiurleik må tillegges stor verdi. Det er gjort grundige undersøkelser som viser at det kreves et relativt stort gammelskogsareal omkring selve leiken for å tilfredsstillende storfuglens livsvilkår (jf. Rolstad & Løset 1990, Angelstam et al. 1990). Tiurleikene i Oslomarka ligger oftest på overgangen mellom ller med blåbærgranskog og topplatåer med lyngfuruskog (Tom Johansen

pers. medd.). Tiurene har dagtilhold som strekker seg opp til 1 km utenfor sentrum av leiken. disse dagområdene ligger som sektorer rundt selve spillplassen. Jo mer gammelskog som finnes innenfor 1 km radius fra sentrum, jo flere spillende tiurer på leiken. Hogger man bort dagområdene og sparer leiken som ei øy i landskapet, minskes leikens potensiale. Nyere undersøkelser (O. Rolstad pers. medd.) viser at predasjon på egg og kyllinger er mye høyere på åpne steder. Dette har trolig en sterkere negativ innvirkning på bestanden enn leik-forringelsen.

Med den svært lave frekvens som storfugl har fått i kommuneskogen er det av stor betydning å spare tilstrekkelig areal også omkring leiken. I andre områder der arten er mindre desimert, går de generelle råd ut på skånsom gjennomhogst av leikområdene og småflatehogst mindre enn 7-8 dekar i dagområdene med opprettholdelse av minst 50 prosent gammelskog i området til enhver tid (Rolstad & Løset 1990).

Det er verd å merke seg at storfuglbiotopene også omfatter skogtyper som bare delvis er blant de utvalgte typene i denne undersøkelsen og at man derfor også må inkludere noen furudominerte bestand i vurderingene. (Se for øvrig registreringsskjemaet, vedlegg.)

Jerpe er en gammelskogsfugl som stiller store krav til sitt leveområde, og har hatt klar tilbakegang i store deler av sitt utbredelsesområde (Danielsen 1991). Flersjiktet, gammel barskog er vesentlig for skjul mot predatorer, og det må være et betydelig lauvinnslag. Rakler og knopper av gråor og svartor er viktigste føde seinhøstes og om vinteren, men fuglen tar også bjørk. Vi har registreringer fra tre bestand, hvorav to var registrering av ungekull.

Hakkespettene (se Bekken 1991 hvor det følgende er hentet fra) er nøkkelarter i barskogssamfunnet. De produserer reirhull også for om lag 25 andre norske fuglearter som ikke hakker ut reir selv.

Foruten direkte observasjoner har vi også tatt med indirekte registreringer i form av hakkemerker på døde trær og hakkespettehull. Det er påvist hakkemerker i 206 bestand, men mye hakkemerker (mengde 2) er bare funnet i 27 bestand. Det er funnet hakkespettehull i 32 bestand, men bare i to av disse ble det påvist hekking. Begge var hekkefunn av flaggspett.

Gråspett synes å foretrekke åpninger i skogen hvor osper er satt igjen. Den kan ha sitt naturlige tilhold i forbindelse med brannforyngete deler av skogen. Arten ble ikke påvist i undersøkelsen og kan taes ut av skjemaet. Den må registreres under tilleggsopplysninger.

Dvergspett er knyttet til slutten av den lauvdominerte fasen i en naturlig suksesjon med god tilgang på døende og døde lauvtrær med rik insektsfauna. Det vil si den fasen som det moderne skogbruket hopper over. Dette kan avhjelpest ved å la en større andel lauvtrær gjennomføre en naturlig livssyklus. Det er rapportert om en begynnende tilbakegang av arten. Den ble ikke påtruffet under feltarbeidet og bør tas ut av skjemaet, men arten er viktig å få registrert under tilleggsopplysninger.

Tretåspett er sterkt barskogstilknyttet, i det aktuelle området i

granskog. Næringen er for en stor del barkbiller fra svekkete trær. Arten krever at en del døde bartrær får stå til de er frie for bark. Trenden i Norge er usikker, men i Finland er det antydning av reduksjon i bestanden på over 80 prosent fra 1945-75. Observasjoner under "Siste sjanse"-prosjektet tyder på at arten er en god indikatorart på naturskog. Den ble ikke sett under feltarbeidet men vi har funnet hakkemerker i 5 bestand med store mengder dødt trevirke i alle nedbrytningsstadier. Dens rette hakkemerker på tvers av granstammene for å få ut kvæ er entydige.

Tretåspett har for øvrig fast tilhold på brannfeltet i Maridalen (jf. 4.2) der den får oppfylt sine livskrav. Arten har trolig vært vanligere i tidligere tider i områder med naturlig brannforyngelse.

Trekryper er en gammelskogsart som bygger reir bak løst bark, i splintrete trær etc. Mangel på observasjon kan skyldes (de botaniske) registratorenes for dårlige kunnskap om denne artens lyd. Den er dessuten lite aktiv som sanger om sommeren.

Når det gjelder **rovfuglreir**, finnes en del tidligere opplysninger fra ulike deler av Oslomarka, inkludert kommuneskogene. Aktuelle rovfugler i Oslomarka er fiskeørn, musvåk, vepsevåk, flellvåk og hønsehauk (samt spurvehauk, men den foretrekker hogstklasse 3-4 som reirbiotop). Ingen av opplysningene finnes innen undersøkte bestand. Noen ligger nær registrerte bestand og er tatt inn under tilleggsopplysninger.

4.8 Død ved

Dette punktet er helt sentralt i prosjektet og registrerer livsvilkår for både den vedboende kryptogamfloraen (moser, sopp og lav), for hakkespetter og andre hullrugere og ikke minst for den store gruppa invertebrater som i hele eller deler av sitt livsløp er avhengig av dødved i bestemte råtestadier.

Gran, furu samt de boreale lauvtrær (bjørk, rogn, selje, osp, gråor) er registrert spesielt med tanke på mengde og nedbrytningsstadium av dødt virke. Mange arter både av kryptogamer og invertebrate dyr har svært spesielle livskrav og lever bare av ett eller få treslag. Særlig skal nevnes osp, som er det treslag i barskogslandskapet som er vert for flest insektsarter (Ehnström & Waldén 1986). Svartor er tatt spesielt med blant de varmekjære treslag, både på grunn av at arten er vanlig og at den er lett å identifisere, mens de mer typiske edle lauvtreslag sorteres under "andre".

Det er benyttet et system med to tilleggssifre for dødved. Det første går på tilstedeværelse av de ulike nedbrytningsstadier og kombinasjonen av disse, og det andre går på mengde. Bare 10 av 349 bestand hadde stor mengde død gran i alle nedbrytningsstadier. Totalt hadde 87 bestand innslag av død gran i alle nedbrytningsstadier. Tendensen er den samme for lauvtrær. Generelt sett er eiendommen fattig på dødt virke. Dette gjelder både gadd (stående, døde stammer) og læger (liggende dødt virke).

Registreringen av dødved har flere viktige indikatorfunksjoner for undersøkelsen, særlig skal nevnes: 1) Den vil kunne fange opp ha-

bitatkvalitet for arter som ikke er med i skjemaet. Mange av dem vil være arter som av praktiske grunner vil være for tidkrevende å registrere i denne type undersøkelser. 2) Den vil fortelle om potensielt substrat for arter som av en eller annen grunn ikke lever i bestanden for øyeblikket. Det kan for eksempel skyldes brutt kontinuitet.

4.9 Tilleggsopplysninger

1) **Delbestand avmerket på kart.** Det har vært mange tilfeller av at bestandene er biologisk sett inhomogene og at evaluering vil være ulik i ulike deler av bestanden. Det er viktig å få skilt ut biologisk viktige områder fra mindre interessante deler av bestandene. Forbehold må tas med hensyn til behov for buffersone.

2) **Sjeldne og/el. truete arter.** Her føres opp rød liste-arter eller andre det knytter seg spesiell interesse til av slike som ikke fra før inngår i skjemaet, samt tilleggsopplysninger om arter på skjemaet.

3) **Spesielt interessante forhold.** Dette kan være for eksempel en mer detaljert vegetasjonsbeskrivelse, som blant annet er gjennomført for alle bestand evaluert som **/** eller bedre.

4) **Zoologi.** Tillegg utover skjemaets ramme.

4.10 Utsifting av arter, oppsummering

Følgende elementer må byttes ut på skjema fordi de ikke ga ønsket informasjon i Oslo kommunes skoger (jf. 4.3):

Hovedpunkt 3. Sopp: Artene hvit grankjuka, vasskjuka, granskokk-kjuka, rødrandkjuka, knivkjuka og knuskkjuka går ut. De tre førstnevnte bør likevel registreres under tilleggsopplysninger. Kjøttkjuka (*Leptoporus mollis*) kommer inn som ny art på skjemaet. Granrustkjuka og svartsonkjuka kan med fordel registreres som selvstendige enheter.

Hovedpunkt 4. Lav/moser: Huldrestry går ut. De andre må registreres.

Hovedpunkt 7. Zoologi: Gråspett og dvergspett går ut fra skjemaet. Disse er for sjeldne til å kunne gi informasjon. De må registreres under tilleggsopplysninger hvis de påtreffes. Særlig er hekefunn av disse svært viktige opplysninger.

De andre registreringene gir nyttig informasjon og må beholdes på skjemaet.

Bruk av et antall enkle indikatorarter kan sies å være et minstekrav for å få tilstrekkelig informasjon om et områdes kontinuitetstilstand. Likevel er det viktig at man bl.a. i en overgangsperiode, der biologisk kunnskap ikke kan framskaffes tidnok i forhold til avvirking, bruker dødved (mengde og fordeling av ulike råtestadier) og skogstruktur (bl.a. flersjiktethet, naturlig foryngelse) som kriterier for nødvendige flerbrukshensyn.

En statistisk bearbeidelse av materialet fra Oslo kommunes skoger

(Håpnes et al. 1993) viste at det var god korrelasjon mellom mengde død granved og indikatorarter av sopp, men en forutsetning er kontinuitet i substrat. Der kontinuitet manglet, fantes indikatorarter bare i 3 prosent av bestandene. I bestander med kontinuitet inneholdt derimot 40 prosent indikatorarter. Dette viser at det ikke er nok bare å registrere mengde død ved. I tillegg må man fastslå om alle nedbrytningsstadier er til stede.

Med hensyn til evaluering av områder ut fra skjemaregistreringene gjelder som hovedregel at desto flere registreringer på skjemaet, desto større er variasjon og artsrikdom (Håpnes et al. 1993). Mange av de registrerte elementene er relativt godt korrelert med hverandre. Tilleggsopplysninger kan imidlertid, som nevnt i 3.1, få avgjørende utslag.

5 Vurdering av behov for urørte naturskogslokker

5.1 Areal vernet etter Naturvernloven

De fleste arter synes å kunne overleve og få sine livskrav oppfylt ved et flerbruksrettet skogbruk. Lukkete hogstformer hvor det blir liggende igjen nok med dødved, vil trolig være tilstrekkelig for mange arter. Noen arter har imidlertid så spesialiserte livskrav til urskogs-nære betingelser at de kun kan overleve i reservater og andre naturskogslokker.

Et begrenset antall reservater som etter barskogsplanens gjennomføring vil dekke 0.86 prosent av vårt produktive barskogsareal, vil aldri kunne fange opp alle disse. Ofte vil det også være snakk om små, beskyttede arealer som ikke har vært aktuelt å verne etter Naturvernloven ut fra de kriterier som har vært brukt til nå. Likevel er det klart at behovet for å avsette arealer ved ikke-hogst som flerbrokelement står i et visst forhold til omfanget av areal vernet etter Naturvernloven. Barskogsutvalget har presisert at "et valg av alternativ B som grunnlag for verneplanens omfang, vil sette store krav til flerbbruk av de skogarealene som nyttes økonomisk." (DN 1988). Alternativ B, som Direktoratet for naturforvaltning gikk inn for, omfattet 385 km² produktiv skog mot de 700 km² som ble ansett som et faglig forsvarlig minimum (Korsmo 1991a). Resultatet i Stortinget ble i utgangspunktet 250 km², med senere tillegg av 15 km² i Oslomarka og 30 km² i Øvre Pasvik nasjonalpark. Dermed ble summen 295 km².

Med et så redusert arealomfang falt også i praksis hele den biologiske oppbygging av verneplanen sammen. Den var basert på et system av typeområder, supplementsområder og spesialområder, samt egne "store områder" (DN 1988). Typeområdene skulle fange opp alle de vanligste vegetasjonstypene og deres variasjon innenfor hver naturgeografiske underregion (Nordiska ministerrådet 1984). Supplementsområdene skulle fange opp det man bl.a. av praktiske grunner ikke klarte å inkludere av den typiske variasjon innenfor de aktuelle typeområdene, mens spesialområdene bl.a. skulle ivareta livskravene til truede og sjeldne arter. Store områder ville best kunne bevare preget av urørthet, ha best evne til å stå imot slitasje og kanteffekter og ville kunne utgjøre viktige referanse- og overvåkingsområder. Sistnevnte kategori ble spesielt skadelidende.

Istedenfor en biologisk fundert verneplan ble resultatet i stor grad en løsrevet samling enkeltområder, uten mulighet til å sikre vårt biologiske mangfold med hensyn til arter og naturtyper. Våre oseaniske kystgranskoger i Trøndelagsregionen og særligste Nordland, samt furuskogen langs hele vestkysten, kommer spesielt dårlig ut (jf. Holien i Sved & Søraa 1993). Her har Norge ansvar for helt spesielle arter og utforminger. Nettet av verneområder er imidlertid svært glissent også i våre indre barskogsområder på Østlandet.

Den mest konkrete kunnskap vi har som beskriver situasjonen er at en stor del av våre truede og sårbare arter faller utenfor de vedtatte vernearealer (jf. 5.2). Dette skyldes imidlertid delvis den store kunnskapsøkning som har skjedd etter at planen ble utarbeidet og også etter at den ble vedtatt for Midt-Norges og Øst-Norges del.

Dette viser imidlertid at det er sterkt behov for at sikring av områder skjer i takt med kunnskapsøkningen på området. Det vil si at man får vernet om organismer man ikke tidligere kjente eller hadde nok kunnskap om. Dette vil også være svært viktig selv om en tilleggskvote for barskogsplanen på ca 100 km², som det er signaler om, skulle bli vedtatt av politikerne.

Så lenge man har vernet en så liten andel av barskogsarealet har man også svært liten sikkerhetsmargin.

5.2 Kunnskapsstatus over truede og sårbare arter

En oversikt over arter som av en eller annen grunn er utsatt overfor inngrep er samlet i "røde lister". Her graderes de etter sin utsatthet i kategoriene ("utryddet"), "direkte truet", "sårbar", "synskrevende" og "sjelden". Norske lister for ulike organismegrupper er samlet i rapport fra DN (1992). Den stadig store kunnskapsmangel illustreres av at store og betydningsfulle grupper som tovinger og årevinger blant insektene fortsatt totalt mangler, mens viktige undergrupper også innenfor de behandlede organismegruppene er utelatt fordi man vet for lite. Noen ganger kan man trekke svært sannsynlige slutninger ut fra en parallell situasjon i våre naboland i de tilfeller hvor enkeltgrupper er bedre kjent der. Imidlertid har det vært en gjennomgående politikk fra de biologiske fagmiljøene å utvise forsiktighet så lenge grupper er for dårlig utredet. Listene må dermed ansees som et minimum. En del nye funn av arter på listene ved grundigere områdeundersøkelser endrer ikke dette bildet så lenge funnene gjøres i utsatte typer. Bruken av rødlistene er også diskutert av Stokland (1991).

En stor andel av artene på listene har moderne skogbruk som største trusselsfaktor. Allerede ut fra lister pr. 1991 med begrenset antall organismegrupper vurdert, var dette tallet på 227 (Stokland 1991).

Bård Bredesen, Siste sjans (pers. medd.) har undersøkt i hvor stor grad truede og sårbare sopparter var fanget opp av barskogsplanen på Østlandet. Han fant at 72 prosent av lokalitetene for rødlistete sopparter er utenom eksisterende og planlagte reservater, en andel som øker til 93 prosent for de mest truede artene. (Data fra 1992, men ubetydelige endringer senere.)

Både når det gjelder arealbehov, arealstørrelse og respons på differensierte behandlingsformer fra skånsomme hogster til ikke-hogst, gjenstår mye forskning på ulike nivåer. Man trenger:

1) Økt taksonomisk (artssystematisk) og floristisk/faunistisk kunnskap. Fortsatt blir det hvert år registrert flere nye arter for Norge i ulike organismegrupper. Dette skyldes delvis dårlig eller manglende utredning av disse gruppene til nå. Gode eksempler finner man blant annet innenfor årevinger, tovinger, skorpelav og inoperkulate ascomyceter (sekksporesopp). Ut fra den kunnskap man har, blant annet fra våre naboland, vet man at det er et stort potensiale for uoppdagete arter i gamle kontinuitetsskoger. Dette skyldes ikke minst et komplekst økologisk samspill, ofte i strengt symbiotiske forhold, mellom ulike organismegrupper. Man er bare i den

spede begynnelse når det gjelder å avdekke de ytterst spesialiserte avhengighetsforhold mellom sopp og insekter (jf. Høiland & Ryvar-den 1990). En stor gruppe sopp, Laboulbeniales, har f.eks. sitt voksested på spesielle kroppsdelene av bestemte insektsarter, oftest strengt vertsspesifikt både for insekt og soppart. Gruppen er fortsatt ikke studert her i landet. Men også innenfor våre viktigste indikatorart-grupper er det fortsatt kunnskapshull. Trass i intensiv forskning de siste tretti år på kjuke og barksopper i Norden, er det fortsatt uklare forhold innenfor vanskelige komplekser. Det beskrives stadig nye arter for vitenskapen i Norge uten at dette er noen sensasjon. Estimer foretatt av Hawksworth (1991) tyder også på at det må være et stort antall ubeskrevne organismer selv i Norden, som relativt sett er godt undersøkt.

2) Økt autøkologisk kunnskap. For mange av de dårlig utredete artene er deres økologi naturlig nok svært ufullstendig kjent, både deres eventuelle avhengighet av andre organismer og deres krav til substrat og ytre miljøfaktorer.

Mange arter som idag har usikker status, vil nok komme med i senere rødliste-versjoner når man vet mer om deres økologi.

5.3 Skogtype

Bortsett fra tilfeller hvor man ønsker å ta hensyn til en helt spesiell artsforekomst, vil det oftest være aktuelt å sikre miljøer med potensiale for et større antall arter med strenge krav til lite påvirket skogsmiljø. Selv om noen av indikatorartene kan være verdifulle nok i seg selv, er det vesentlig å være klar over at de først og fremst er et middel til å sikre miljøer med stort biologisk mangfold av bl.a. truede og sårbare arter. Sjansene er store for også å fange opp leveområder for arter vi ennå ikke kjenner.

En inventering med sikte på å finne kontinuitetsskog vil ofte kreve en prioritering av skogtyper.

Som nevnt i 2.1, valgte man for Oslo kommunes skoger ut de høyere boniteter generelt, og andre sjeldne vegetasjonstyper som ikke ble omfattet her, spesielt.

Ikke desto mindre skal man merke seg at flere truede og sårbare arter er knyttet til naturskoger av furu, f.eks. et antall tørketålende kjuke- og barksopparter som kan være tilpasset furuas overlevelsessevne ved skogbrann (jf. 3.2, samt Bredesen et al. 1993).

Forholdsmessig vil imidlertid store deler av den skogen som ikke er verdt å hogge være av liten verdi også for truede og sårbare arter. Det er ofte snakk om impedimentærmark med lav bonitet og lite arts mangfold. Ofte er det denne typen som har blitt valgt ut som administrative reservater til nå. I motsetning til den lave biologiske verdien, faller imidlertid denne typen areal ofte sammen med områder som er av stor verdi for friluftslivet, f.eks. fattige toppområder med åpen og berglendt furuskog og fine utsiktspunkter (se f.eks. Vistad 1977: 73). Bare en mindre del av areal som såkalt "freder seg selv" vil være brannrefugier knyttet til bratt og vanskelig terreng. Slikt areal blir dessuten til en viss grad avvirket som følge av statstilskudd for drift slike steder.

5.4 Arealstørrelse og tetthet av verne- og bevaringskogsområder

DN (1988) diskuterer hvor store slike arealer bør være. Problemer med hensyn til kanteffekt - uttørring og utsatthet for stormfelling - er viktige faktorer. Livskravene til mer arealkrevende arter skal også i størst mulig grad bli tilfredsstillende. Imidlertid vil arter i mange organismegrupper trolig kunne overleve også på små arealer, særlig lokaliteter av typen beskyttede forsøkninger, hvor luftfuktigheten kan holde seg høy. Dette vil spesielt gjelde arter som er avhengige av dødvedkontinuitet, som sopp og vedboende insekter.

Om artene fysisk kan overleve i mange år i slike lommer, er et annet spørsmål om de kan overleve på lengre sikt. Små populasjoner som blir helt isolerte på grunn av dårlig spredningsevne, vil i lengre perspektiv kunne bukke under som følge av genetisk innavl.

Dette vil lett kunne skje i et fragmentert landskap med hogstflater og små øyer med gammelskog. Det er imidlertid en vanskelig faktor å estimere, og det vil være stor variasjon mellom de ulike organismegruppene. For dyr vil det være snakk om fysisk bevegelighet, for planter frø- og sporespredning.

Söderström (1987) har funnet ut at for flere mosearter er manglende spredningsevne mellom atskilte områder en begrensning for kolonisering av substrat (jf. også Söderström & Jonsson 1992). Forskning som er gjort tyder på at også soppenes spredningsevne kan være langt mer begrenset enn det man tidligere har antatt (Kallio 1970, Fries 1987). Innenfor "Program for skogøkologi" prøver man nå å finne mulige effekter av fragmentering ved skogsdrift og skogbehandling på både (vedboende) sopp, moser og lav (Framstad et al. 1992).

Både i kommuneskogsprosjektet og i prosjektet "Siste sjanse" (registrering av skogkontinuitet ved hjelp av indikatorarter, jf. Bredesen et al. 1993) har man i enkelte gammelskogsbestand med rikelig mengde læger av varierende nedbrytningsgrad, men små mengder av de sterkeste nedbrutte lægrene, mislyktes i å finne en rekke forventede gammelskogsindikatorer av sopp. Gode eksempler fins fra Østmarka. Dette har blant annet vært tilfelle for områder der det har vist seg å være kontinuitetsbrudd ved at aktiv rydding av dødved har foregått i spesielle perioder. Sannsynlig årsak er problemer med spredning fra kjerneområder i andre deler av samme region hvor artene finnes. Slike arealer må likevel ansees som interessante potensielle etableringshabitater for arter som presses av substratmangel som følge av skogsdrift, men som har rimelig god spredningsevne.

Andersson (1986) og Andersson & Hytteborn (1991) fant at overflatearealet av råtnende dødved var signifikant større (mer enn dobbelt så stort) pr. arealenhet i naturskog sammenliknet med en kulturskog som var flatehogd tidlig på 1900-tallet. Død ved i naturskogen består av stokker med store dimensjoner og inkluderer sene nedbrytningsstadier i motsetning til kulturskogen. Dette har stor betydning for mosefloraen. Høyere artsantall for sopp med økende stokkstørrelse er rapportert av Framstad et al. (1992).

Omfattende skogsdrift og aktiv rydding de siste par hundre år i mange deler av Marka kan være årsak til det mosaikkliknende utbredelsesmønsteret vi finner idag. Avsidesliggende områder, blant

annet nær eiendomsgrensene, kan ha vært viktige refugier for overlevelse av de mest sårbare artene.

For å motvirke isolasjonsproblemet, er det viktig med et tett nett av naturskogsommer. Økt omløpstid og sektorvis hogst omkring verneområder der verneområdet aldri får bli ei isolert øy, er andre typer virkemidler (jf. Angelstam et al. 1990). Gjensetting av gode buffersoner eller eventuelt etablering av slike basert på oppvoksende ungskog der eldre skog er hogd inntil verdifulle kjerneområder, er av stor viktighet. Ei hogstflate skaper vindeffekter 100 til 200 meter inn i granskogen (Olsen 1988) avhengig av terrengformasjonene. (Se for øvrig Hågvar et al. 1985, Bredesen et al. 1993).

Det svenske storfirmaet "Stora skog" har ansatt en biolog med formål å sikre de biologiske verdier innenfor et stort område i Bergslagen. Her har man også bevisst lagt vekt på kjerneområder som antas å være brannrefugier og som fortsatt innehar kvaliteter med hensyn til kontinuitet og biologisk mangfold. Disse skal sikres og sammenknyttes med et korridorsystem (Börje Petterson, foredrag symposium, Grimsö 1992). Liljelund et al. (1992) påpeker at et system av reservater, blant annet på grunn av negative øyeffekter og kantsonepåvirkning, må suppleres med slike nettverk innenfor den drevne skog, for å sikre de truede artene.

Et potensielt viktig bidrag for å sikre artsmangfoldet i den svenske barskogen, er en landsdekkende kartlegging av **nøkkelbiotoper** (Nitare & Norén 1982, Karlsson et al. 1993, Cederberg et al. 1993, Skogsstyrelsen 1994a, 1994b). Miljøer for truede og sårbare arter registreres ved hjelp av **nøkkelementer** og **signalarter**. De avgrensede områdene kalles **nøkkelobjekter**.

Arealkrav for levedyktige bestander er nærmere diskutert av Stokland (1991).

6 Forskning

6.1 Artenes utfordring idag

Både debatten om barskogsplanens faglige fundament i Norge og den globale fokusering omkring biodiversitet og truede og sårbare arter, var viktige incitamenter for det omfattende, statlig finansierede forskningsprogrammet "Skogøkologi og flersidig skogbruk" som startet opp i 1990 og som avsluttes ved årsskiftet 1994/95 (Solbraa 1991, 1993, Solbraa & Grønvold 1992). Programmet omfatter foruten rent skogtekniske delprosjekter, en rekke delstudier på ulike organismegrupper, der truede og sårbare arter er sentrale. Gruppene som inngår er hakkespetter, spurvefugl, insekter og kryptogamer. Fragmentering og endring i habitatkvalitet ved moderne skogbruk er sentrale problemstillinger. For den viktige indikatorartgruppen vedboende sopp er funnet at stort artsmangfold fordrer kontinuitet med jevn tilgang på dødt trevirke. Det innbefatter godt morken ved av store dimensjoner (jf. Framstad et al. 1992). Foruten vitenskapelig publisering vil resultatene foreligge i 1995 som en praktisk brukerhåndbok for både planleggere og de som jobber i skogen.

Gruppen "Siste sjanse" driver studier over livsvilkår til utvalgte indikatorarter i Øst-Norge. Sammenlikning av skogbestand med ulik grad av kontinuitet inngår her som et av hovedelementene (Brede- sen et al 1994. in prep.).

En rekke svenske forskningsarbeider er omtalt hos Angelstam et al. (1990). Relevante forskningsarbeider på mose og lav er referert av Prestø (1994) og sopp av Bendiksen (1994b).

Det er imidlertid fortsatt store kunnskapshull som krever aktiv forskningsinnsats i åra som kommer. Både den sårbare fjellskogen og den norske spesialitet kystbarskog, er betydningsfulle innsatsområder i seg selv. I oseaniske strøk gjenstår det for flere organismegrupper å utvikle et system av gode indikatorarter. Eksempelvis vet man svært lite om økologi og indikatorverdi til vedboende sopp som vokser på lauvtrær. I det urskogsne skogsreservatet Solhomfjell, Aust-Agder, gjorde Aanderaa (1993) en undersøkelse over økologien til vedboende sopp. Til tross for skogens kvaliteter var Østlandets indikatorarter ytterst dårlig representert.

Videre forskning bør ikke minst komme mer inn på enkeltarters økologiske krav, arealkrav og spredningsevne. Populasjonsdynamikk er her viktig stikkord (jf. Stokland 1991).

Forskningsbehov i fjellskog er diskutert av Odland et al. (1992).

6.2 Artenes overlevelse i tidligere tider

Omfattende hogster med opplagt betydelig negativ påvirkning av de naturlige skogsmiljøer har foregått lenge før det moderne flateskogbruket inntrådte (Gierløff 1923, Tveite 1964, Fryjordet 1992). Dette har delvis vært i form av rovdrifter, iallfall lokalt. Interessant i denne sammenheng er imidlertid hvor mye som sto igjen. Noen områder lå langt fra vassdragene og var dermed mindre tilgjenge-

lige. Mye må også ha stått igjen av virke som var under den tids dimensjonsgrenser for sagtømmer. Det har vært hevdet at skogene var totalt uthogd etter høykonjunkturen på 1870-tallet. Årringtel- lingen på stubber etter hogster idag av mye eldre trær tilbakeviser dette. I ulike deler av Skotjernfjell, Lunner, har slike tellinger på stubber gitt trealdre på opptil 350 år. Nær eiendomsgrenser har man også beretninger om at gammelskog har overlevd kritiske pe- rioder med mye hogst i omegnen.

Om vi har mistet arter fra norsk flora og fauna under tidligere epo- kers inngrep, vet vi ikke, men en rekke arter har overlevd 17- og 1800-tallets drifter samtidig som de går sterkt tilbake under dagens flateskogbruk (jf. også Ingelög et al. 1984, f.eks. nordlig aniskjuka (*Haploporus odorus*) og lappkjuka (*Amylocystis lapponica*)).

7 Overførbarhet til andre geografiske regioner

Ved planleggingen av de biologiske registreringene i Oslo kommunes skoger var det et viktig delmål å konstruere et skjema som enkelt kunne overføres på tilsvarende barskogsundersøkelser i andre regioner. Det som er direkte overførbart er imidlertid bare grunnprinsippene med hovedgrupper og i stor grad de fysiske parametre.

Indikatorarter må vurderes fra område til område på grunn av ulik geografisk tilhørighet. Store deler av barskogen på indre Østlandet ligger i mellomboreal sone. Her forsvinner edellauvskogen og dens arter. Særlig arter i kategori S3 (svakt sørlig) vil i praksis ikke lenger være aktuelle som indikatorarter, det vil si storklokke og myske i forhold til vår undersøkelse. De sørøstlige, varmekjære artene bakketimian og vårerteknapp blir også mot innlandet snart for fåtallige til å fungere bra som indikatorarter. Turt blir vanligere med høyden. Kvitsoleie (*Ranunculus platanifolius*) var oppført på vårt skjema helt i begynnelsen, men den viste seg for sjelden så langt sør, og ble skiftet ut med turt. Kvitsoleie er også i høyereliggende skoger, hvor den har sitt optimum, mer fåtallig enn turt, men det er vanskelig å skille dem økologisk og å bedømme om kvitsoleie gir noen økologisk tilleggsinformasjon i forhold til turt.

Vi hadde flere kandidater av høyere planter til skjemaet, som var definert begrenset til ni arter. Småttveblad (*Listera cordata*) og olavstake (*Moneses uniflora*) var aktuelle som mulige representanter for kontinuitet i marksjiktet (jf. 3.3). Det samme gjelder bjørnkam (*Blechnum spicant*) som er suboseanisk, men med indikatorverdi som dekkes av kråkefotmose og kysttjannemose. En art som har større toleranse mot mer kontinentale forhold, men som likevel har preferanse for suboseaniske strøk, er skrubber (*Cornus suecica*).

Det vil også i andre undersøkelser være aktuelt å få inn en eller to representanter fra det sørlige element. I mellomboreal sone vil det være snakk om en egnet indikatorart fra gruppen S4 (vidt spredte arter med sørlig tendens) som kan indikere klimatisk gunstige lokaliteter. Edellauvskog kan i mange områder være aktuelt å skifte ut med gråor-heggeskog. Gruppen "sjeldne treslag" er lite aktuell der edellauvtrærne har falt ut.

Fire av soppene bør skiftes ut i mellomboreal sone/mer kontinentale strøk. Her kommer i økende grad gruppen taigaarter inn (jf. 4.3) som kjennetegnes ved at de har et nordlig til nordøstlig utbredelsestygdepunkt i Fennoskandia og er avgrenset til et område med kontinentalt klima. Det er vanskelig å bedømme om deres manglende eller svært sparsomme forekomst i vårt undersøkelsesområde skyldes rent klimatiske årsaker eller om skogbruket i såpass sentrale strøk har vært drevet så hardt at arter med strenge kontinuitetskrav mer eller mindre har gått ut (jf. aktiv rydding av dødved gjennom tre generasjoner). To arter som er aktuelle i nordlige deler av Osloområdet er lappkjuke (*Amylocystis lapponica*) (kontinuitet ****) og duftskinn/duftlærsopp (*Phlebia centrifuga*) (***). (Lappkjuke kan være noe problematisk med hensyn til helårsregistrering på grunn av ettårige fruktlegemer.) Med ytterligere økt kontinentalitet kommer også rosenkjuke (*Fomitopsis rosea*) (***) inn. I tillegg til indikatorarter oppført i "Siste sjanses" rapport (Bredesen et

al. 1993) er den lett kjennelige og svakt nordlige barskopp *Columnocystis abietina* aktuell.

For makrolav henvises til samme liste. I områder med mindre luftforurensning bør lav som indikatorarter spille en større rolle enn i vår undersøkelse. For lavene, hvor luftfuktighet er en så sentral faktor, fungerer oseanitetsgradienten som minst like sterk med hensyn til artsutskiftning som for soppene. Enkelte lavararter med stor kontinuitetsverdi på Østlandet, f.eks. skrukkelav (*Platismatia norvegica*) og trådragg (*Ramalina thrausta*) har lavere indikatorverdi i de oseaniske granskogene i Trøndelag. Det er også typisk at slike arter er begrenset til fuktige bergvegger i sine marginalområder, mens de også vokser på trær i oseaniske strøk der den høye luftfuktigheten tillater et i seg selv mer tørkeutsatt substrat. I kontinentale strøk på Østlandet er ulvelav (*Letharia vulpina*) anvendelig, både p.g.a. sin indikatorverdi for seintvoksende, tørt vedsubstrat og fordi den er lett å gjenne. Huldrestry (*Usnea longissima*) er også en selvsagt indikatorart over mesteparten av Østlandet.

De zoologiske registreringspunktene er aktuelle for store deler av barskogsområdet. Hvitryggspett, som er truet av utryddelse på Østlandet, er interessant som indikatorart i Telemark, det eneste Østlandsfylket der det kan finnes en hekkebestand av betydning (Rinden 1991). Fuglearten er atskillig hyppigere utbredt langs sør- og vestkysten nesten opp til Trondheimsfjorden (Håland & Ugelvik 1992). (Se også Gjerde et al. 1992.)

Dødvedregistrering vil være sentralt for ethvert studieområde. Svartor må utgå eller skiftes ut utenfor sitt utbredelsesområde. Den tre-delte skalaen for nedbrytningsgrad er lett å benytte, men om man har mer tid tilgjengelig, kan man få en finere inndeling for å få større nøyaktighet med hensyn til kontinuitetsvurderingen. Dette bør iallfall vurderes i kontinentale strøk der nedbrytningen går svært langsomt, og registrering av tre stadier eventuelt kan dekke over lengre kontinuitetsbrudd i perioder imellom. Vi startet med en finere skala i Osloområdet, men rasjonaliserte til tre stadier av tidsmessige grunner, samt at vi vurderte at dette var tilstrekkelig i denne regionen.

For andre skogeiendommer uten særskilte flerbruksregistreringer vil det også være aktuelt i tillegg å inkludere naturfaglige registreringer som allerede inngår i Oslo skogvesens eget flerbruksregistreringsopplegg. Det gjelder sjiktning innen bestandet, tilstedeværelse av de ikke-edle lauvtrær, forekomst av lauvskogsholt, vinterbeitebiotoper m.m.

For utvalg av skogtype, se 5.3.

8 Konklusjon

Biologiske inventeringer av utvalgte gammelskogsbestand i Oslo kommunes skoger har som pilotprosjekt gitt grunnlag for en evaluering med tanke på tilsvarende biologiske registreringer som del av skogbruksplanlegging på andre skogeiendommer. Selv om en vurdering av verneverdier med påfølgende klassifisering av områder alltid vil måtte inneholde subjektive elementer, vil den kunnskapen som er oppnådd om hvert bestand være et viktig grunnlag for videre forvaltning.

Tidligere har bevaringstanken medført at enkelte reservater er opprettet frivillig, særlig på store skogeiendommer. Eksempler er Karlshaugen, Nittedal (Løvenskiold), Langvatnet (Nannestad almenning) og Fjellsjøkampen (Mathiesen - Eidsvold Værk). En rekke mindre områder er avsatt på Statens grunn (Børset 1979). Videre har mange uoffisielt avsatt en del areal som likevel er av mindre økonomisk verdi. De høyproduktive typene, som delvis har hatt både høyest verneverdi og høyest skogbruksverdi, har imidlertid kommet dårlig ut. Her har også offentlig tilskudd til drift i bratt og vanskelig terreng slått ut svært negativt for mange biologisk verdifulle områder som ellers automatisk ville vært spart.

En barskogsverneplan vil uansett størrelse innenfor de diskuterte alternativer ikke være tilstrekkelig for å ivareta vårt biologiske mangfold på en forsvarlig måte. Flerbrukshensyn som innbefatter ikke-hogst av mindre kjernearealer, og spesielt naturlige brannrefugier, vil være avgjørende for å ta vare på vårt barskogsmangfold, og det kan være avgjørende for å oppnå en tilstrekkelig tetthet av habitater for arter med dårlig evne til langdistansespredning. Den presenterte metode er overførbart på øvrig norsk skogbruk i boreal sone og bør kunne benyttes som et viktig redskap i skogbruksplanleggingen.

Studier viser at små naturskogspartier med gunstig habitat og korridorer mellom kjerneområder, er viktig for arters langsiktige overlevelse (Sjögren 1989).

Informasjon og kursvirksomhet er en forutsetning for å spre denne typen ideer. Siden prosjektet i Oslo kommunes skoger har hatt som delmål å kunne være et pilotprosjekt med overføringsverdi til andre skogeiendommer, ble det lagt vekt på lett kjennelige arter. I praksis ble det gjort en del unntak siden alle registratorene var biologer. Med lett kjennelige arter vil imidlertid skogbrukets egne ansatte kunne opplæres til liknende opplegg, selv om deltakelse fra biologer vil være ønskelig ved større inventeringer i den grad det er praktisk mulig. Opplæring bør inn i kursopplegg for skogeiere, personer involvert i skogtaksering/skogregistrering og andre innen skogbruket; dette for i praksis bedre å kunne ivareta den biologiske delen av flerbruksplanleggingen innenfor skogbruket. Gruppen "Siste sjanse" holder kurs i bruk av indikatorarter (jf. Siste sjanse 1993).

Tilpasning av et registreringsopplegg for ulike regioner må utføres av biologer, og en fornuftig gjennomføring kan innebære at en biolog deltar i starten av et prosjekt som del av en opplæringsfase. Det er også svært viktig at utvalgelse av et eventuelt begrenset antall skogtyper for undersøkelse skjer etter riktige kriterier.

Registrering av sjeldnere arter og vegetasjonstyper indikerer **arts-**

mangfold og variasjon innen et bestand. Generell skogtilstand er også viktig å vurdere i denne sammenhengen. En flersjiktet skog med lauvtreinnslag vil ha større diversitet enn en ensartet, ren blåbærgranskog. Alle disse faktorene er viktige å vurdere samlet ved en evaluering av et bestand. En landskapsøkologisk helhetsvurdering av større områder sett under ett er også viktig å trekke inn i en sluttvurdering.

Bevaring av det biologiske artsmangfoldet i våre barskoger forutsetter flerbrukshensyn på en skala fra gjensetting av randsoner og lukkede hogstformer til gjensetting av naturskogslommer der indikatorarter forteller om særskilt sårbare miljø.

9 Litteratur

- Andersson, L. & Appelqvist, T. 1987. Lunglav och almlav, indikatorer på värdefull lövskog. - Svensk bot. Tidskr. 81: 185-194.
- Andersson, L.I. 1986. Förekomsten av mossarter på vedsubstrat och tillgång på förmultnande ved i naturskog och kulturskog. - Meddn. växtekol. Instn Uppsala 1986:2.
- Andersson, L.I. & Hytteborn, H. 1991. Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. - Holarctic Ecol. 14: 121-130.
- Angelstam, P. & Rosenberg, P. 1993. Aldrig. Sällan. Ibland. Ofta. - Skog & Forskning 1/93: 34-41.
- Angelstam, P., Welander, J., Andrén, H. & Rosenberg, P. 1990. Miljöprojektet Sundsvall-Timrå. På väg mot ett natur- och miljövårdsanpassat barrskogslandskap. Kunskapsöversikt och förslag. -Naturvårdsvärket, Grimsö forskningsstation och Zool. inst., Uppsala univ.
- Bekken, J. 1991. Hakkespetter og skogbruk. - Vår fuglefauna 14: 45-50.
- Bendiksen, E. 1994a. Sopp og lav - veivisere for å redde artsmangfoldet i våre barskoger. - Blyttia 52 (in prep.).
- Bendiksen, E. 1994b. Fennoscandian forestry and its effects on the fungus flora, especially with regard to threatened species. - Agarica 12 (in prep.).
- Bendiksen & Halvorsen, R. 1981. Botaniske inventeringer i Lifjellområdet. - Kontaktutvalget Vassdragsregul. Univ. Oslo Rapp. 28: 1-94.
- Bendiksen, E. & Salvesen, P.H. 1992. Flora og vegetasjon på Røverkollen. Forslag til vern av Ravnkollen, Røverkollen og Bånkallåsen. Oslo kommune, Etat for miljørettet helsevern. Oslo.
- Bjørndalen, J.E. & Brandrud, T.E. 1989. Verneverdige kalkfuruskoger. Landsplan for verneverdige kalkfuruskoger og beslektede skogstyper i Norge. II. Lokalteter på Østlandet og Sørlandet. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Bredesen, B., Gaarder, G. & Haugan, R. 1993. Siste sjanse. Om indikatorarter for skoglig kontinuitet i barskog, Øst-Norge. - NOA-rapp. 1-1993: 1-79. (Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo)
- Bredesen, B., Gaarder, G., Økland, B., Røsok, Ø., Aanderaa, R. & Haugan, R. 1994. Økologisk undersøkelse av indikatorarter for kontinuitet i barskog, Øst-Norge. - NOA-rapp. (in prep., Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo).
- Berg, R.Y., Bendiksen, E., Elven, R., Håpnes, A. & Stokland, J.N. 1994. Naturregistrering i skogbestand, Oslo kommune 1992. Oppsummering og anbefalinger. - Botanisk hage og museum. Upubl. notat, 10 s.
- Børset, A. 1979. Inventering av skogreservater på Statens grunn. - Norges landbrukshøgskole, Inst. for naturforvaltning. NF Rapp. 3/79: 1-451.
- Cederberg, B., Hermansson, J. & Lundqvist, R. (red.) 1993. Nyckelbiotoper i skogarna vid våra sydligaste fjäll. - Skogsstyrelsen Rapp. 1993-5: 1-54.
- Dahl, E. & Krog, H. 1973. Macrolichens. Universitetsforlaget, Oslo.
- Danielsen, J. 1991. Jerpa og skogbruket. - Vår fuglefauna 14: 57-61.
- Delin, A. 1992. Kärlväxter i taigan i Hälsingland - deras anpassningar till kontinuitet eller störning. - Svensk bot. Tidskr. 86: 147-176.
- DN 1988. Forslag til retningslinjer for barskogvern. - Direktoratet for naturforvaltning. DN-Rapp. 1988-3: 1-96.
- DN 1992. Truete arter i Norge. Red data list. - Direktoratet for naturforvaltning. DN Rapp. 1992-6: 1-96.
- Ehnström, B. & Waldén, H. 1986. Faunavård i skogsbruket. Del 2 - den lägre faunan. - Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Eriksson, J. 1958. Studies in the Heterobasidiomycetes and Homobasidiomycetes - Aphyllophorales of Muddus National Park in North Sweden. - Symb. bot. upsal. 16(1): 1-172.
- Eriksson, J. & Strid, Å. 1969. Studies in the Aphyllophorales (Basidiomycetes) of northern Finland. - Ann. Univ. Turku (All) 40 (Rep. Kevo Subarctic Sta. 4): 112-158.
- Erikstad, L. 1991. Østfold. Kvartærgeologisk verneverdige områder. -NINA Utredning: 26: 1-61.
- Esseen, P.A., Ericson, L., Lindström, H. & Zackrisson, O. 1981. Occurrence and ecology of *Usnea longissima* in Central Sweden. - Lichenologist 13: 177-190.
- Floravårdskommittén för svampar 1991. Kommenterad lista över hotade svampar i Sverige. - Windahlia 19: 87-130.
- Framstad, E., Bendiksen, E., Flatberg, K.I., Frisvoll, A., Holien, H., Høiland, K., Prestø, T. & Svalastog, D. 1992. Effektene av fragmentering og kvalitetsendring i barskog på kryptogamer. I Solbraa, K. & Grønvold, S. (red.). "Skogøkologi og flersidig skogbruk III. Del A. Truete og sårbare arter". Skogforsk Rapp. 13/92, s. 4-15.
- Fremstad, E. & Elven, R., red. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk Utredning 1987,1.
- Fries, N. 1987. The third benefactors' lecture. Ecological and evolutionary aspects of spore germination in the higher Basidiomycetes. - Trans. Br. mycol. Soc. 88: 1-7.
- Fryjordet, T. 1992. Skogadministrasjonen i Norge gjennom tidene. Bind I. Skogforhold, skogbruk og skogadministrasjon fram til 1850. -Landbruksdepartementet og Direktoratet for Statens skoger, Oslo.
- Gauslaa, Y. 1991. Urskogslaver. Faginfo SFFL (Statens fagtjeneste for landbruket) nr. 23: 52-63.
- Gierløff, C. 1923. Skogen og folket. - Aschehoug, Kristiania.
- Gjerde, I., Rolstad, J. & Rinden, H. 1992. Hvitryggspetten på Østlandet: Hekkehabitat og bestandsutvikling sett i forhold til driftsendringer i landbruket. - Skogforsk Rapp. 15/92: 1-42.
- Granström, A. 1982. Seed banks in five boreal forest stands originating between 1810 and 1963. - Can. J. Bot. 60: 1815-1821.
- Hallingbäck, T. 1986. Lunglavarna, Lobaria, på reträtt i Sverige. - Svensk bot. Tidskr. 80: 373-381.
- Hallingbäck, T. 1991. Mossor som indikerer skyddsvärd skog. - Svensk bot. Tidskr. 85: 321-332.
- Haugmoen, K.A. 1952. Utbredelsen av en del epifyttiske lavar i Nordmarka og deres vannhusholdning. - Cand. real oppg., Univ. Oslo, upubl.
- Hawksworth, D.L. 1991. The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation. - Mycol. Res. 95: 641-655.
- Høiland, K. & Ryvarden, L. 1990. Er det liv, er det sopp. - Fungiflora, Oslo.
- Hågvar, S. 1991. Hva er urskog? I Berntsen, B. & Hågvar, S. (red.). "Urskogsboka". - Universitetsforlaget, Oslo.
- Hågvar, S., Christiansen, E., Olsen, S.R. & Been, A. 1985. Fredet urskog må omgis med buffersoner. - Norsk skogbruk 31 (6/7): 26-28.
- Håland, A. & Ugelvik, M. 1992. Hvitryggspettens økologi i relasjon til et flersidig skogbruk. I Solbraa, K. & Grønvold, S. (red.).

- "Skogøkologi og flersidig skogbruk III. Del A. Truete og sårbare arter". Skogforsk Rapp. 13/92, s. 33-44.
- Håpnes, A., Bendiksen, E., Whist, C., & Aanderaa, R. 1993. Naturregistreringer i skogbestand i Oslo kommunes skoger. - Oslo kommune, Skogvesenet. Rapp.
- Ingelög, T., Thor, G. & Gustafsson, L., red. 1984. Floravård i skogsbruket. Del 2 - artidel. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Kallio, T. 1970. Aerial distribution of the root-rot fungus *Fomes anonosus* (Fr.) Cooke in Finland. Acta for. fenn. 107: 1-55.
- Karlsson, J., Norén, M. & Wester, J. (red.) 1993. Nyckelbiotoper i skogen. - Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Karström, M. 1992. Steget före - en presentation. - Svensk bot. Tidskr. 86: 103-114.
- Korsmo, H. 1991a. Problems related to conservation of coniferous forest in Norway. - *Envir. Cons.* 18: 255-259.
- Korsmo, H. 1991b. Conserving coniferous forest in Norway - a critical time for international environmental obligations. - *Ambio* 20: 238-243.
- Korsmo, H., Moe, B. & Svalastog, D. 1991. Verneplan for barskog. Regionrapport for Øst-Norge. - NINA Utredning 25: 1-190.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1980. Lavflora. Norske busk- og bladlav. Universitetsforlaget, Oslo.
- Landbruksdepartementet 1994. Forskrift om skogbehandling og skogsdrift for skogområder i Oslo og nærliggende kommuner (Marka). - Landbruksdepartementet, Skogavdelingen, Oslo.
- Lid, J. 1985. Norsk, svensk, finsk flora. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Liljelund, L.E., Pettersson, B., & Zackrisson, O. 1992. Skogsbruk och biologisk mangfold. - *Svensk bot. Tidskr.* 86: 227-232.
- Moss, O.O. & Volden, T. 1980. Botaniske undersøkelser i Etnas og Dokkas nedbørfelt med vegetasjonskart over magasinområdene Dokkfløy og Rotvoll/ Røssjøen. - Kontaktutvalget Vassdragsregul. Univ. Oslo Rapp. 12: 1-114.
- Nitare, J. & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartleggs i nytt projekt vid Skogsstyrelsen. *Svensk bot. Tidskr.* 86: 219-226.
- Nordiska ministerrådet 1984. Naturgeografisk regionindelning av Norden. - Stockholm.
- Odland, A., Bevanger, K., Fremstad, E., Hanssen, O., Reitan, O. & Aagaard, K. 1992. Fjellskog i Sør-Norge: biologi og forvaltning. - NINA Oppdragsmelding 123: 1-90.
- Olsen, S.R. 1988. Arealkrav og behov for bufferzoner ved vern av urørt barskog. - Norsk institutt for skogforskning.
- Prestø, T. 1994. Bryophytes on decaying wood in the Urvatnet area, Central Norway, with reviews of population, landscape, and conservation biology. *Cand. scient. Thesis, Univ. Trondheim*, unpubl.
- Rinden, H. 1991. Hvitryggspetten på Østlandet - et offer for skogbruket. - *Vår fuglefauna* 14: 51-56.
- Rolstad, J. & Løset, F. 1990. Hogst og skogbehandling av tiurleiker. - Statens fagteneste for landbruket. Ås. Brosjyre. 4 s.
- Ryman, S. & Holmåsén, I. 1984. Svampar. En fälthandbok. - Interpubl. Stockholm.
- Ryvarden, L. 1989. Norges nasjonalparker. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Ryvarden, L. 1993. Distribution of aphylloroid fungi in the taiga region of Fennoscandia. - I Pegler, D.N., Boddy, L., Ing, B. & Kirk, P.M., red. *Fungi of Europe: Investigation, recording and conservation*. Royal Botanic Gardens, Kew. s. 71-76.
- Schimmel, J. & Granström, A. 1991. Skogsbränderna och vegetationen. - *Skog & Forskning* 4/91: 39-46.
- Siste sjanse 1993. Siste sjanse. En håndbok om skogøkologi og indikatorarter. - Siste sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo.
- Sjögren, P. 1989. Orsaker till små populationers utdöende: Metapopulationsdynamik hos gölgrödan och andra arter. Statens naturvårdsverk. Rapp. 3686.
- Skogsstyrelsen 1994a. Signalarter i projekt Nyckelbiotoper. - Jönköping (stensiltrykk).
- Skogsstyrelsen 1994b. Instruktion för datainsamling vid inventering av nyckelbiotoper. - Jönköping (stensiltrykk).
- Stabbetorp, O., Often, A., Wesenberg, J. & Wischmann, F. 1990. Lokalfloora for Oslo og Akershus. Foreløpig utgave. Del 1 og 2. - Norsk Botanisk Forening, Østlandsavd. Stensil.
- Størmer, P. 1969. Mosses with a western and southern distribution in Norway. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Solbraa, K. 1991. Skogøkologi og flersidig skogbruk I. - Skogforsk Rapp. 10/91: 1-29.
- Solbraa, K. 1993. Skogøkologi og flersidig skogbruk. Årsrapport 1992. -Aktuelt fra Skogforsk 1993-3: 3-19.
- Solbraa, K. & Grønvold, S. 1992 (red.). Skogøkologi og flersidig skogbruk III. Del A. Truete og sårbare arter. - Skogforsk Rapp. 13/92: 1-59.
- Stokland, J.N. 1991. Skogbrukets innvirkning på truede og sårbare arter i barskog. - *Fauna* 44: 11-19.
- Stokland, J.N. & Framstad, E. 1991. Forvaltningsstrategier for naturvern i barskog. - *Fauna* 44: 113-125.
- Söderström, L. 1987. Dispersal as a limiting factor for distribution among epixylic bryophytes. I Pocs, T., Simon, T., Tuba, Z. & Podani, J. (red.). "Proceedings of the IAB Conference of Bryology". *J. Symposia Biologica Hungarica* 35, Akademiai Kiado, Budapest, s. 475-484.
- Söderström, L. & Jonsson, B.G. 1992. Naturskogernas fragmentering och mossor på temporära substrat. - *Svensk bot. Tidskr.* 86: 185-198.
- Sved, R. & Søraa, J. 1993. Trøndelags ukjente regnskoger. - *Natur og miljø* 1993 (6): 4-8.
- Tveite, S. 1964. Skogbrukshistorie. - I Seip, H.K., red. *Skogbruksboka*. 3. Skogøkonomi. Skogforlaget, Oslo. s. 17-76.
- Vistad, N.B. 1977. Flerbruksplan for Romeriksåsene. - Rapp. Romeriksåsenes utmarkslag.
- Zackrisson, O. & Östlund, L. 1991. Branden formade skogslandskapets mosaik. - *Skog & Forskning* 4/91: 13-21.
- Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, Telemark, S. Norway. - *Sommerfeltia* 2: 1-224.
- Aanderaa, R. 1993. Økologi til vedboende sopper (Aphyllorales) i gammel skog. - *Cand. scient. oppg. Biologisk inst., Univ. Oslo*, unpubl.

Vedlegg 1

Naturregistreringer i skogbestand i Oslo kommunes skoger

SKJEMA OMRÅDE DISTRIKT EIER TAKSATOR DATO:.....

Bestand

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1. Veg. type	<input type="text"/> H. st.	<input type="text"/> St. br.	<input type="text"/> L. urt.	<input type="text"/> Ka.f.	<input type="text"/> Sm br.	<input type="text"/> Blåb.	<input type="text"/> Bærl.	<input type="text"/> E. løv	<input type="text"/> Sumpg.
2. Urter	<input type="text"/> Str. v.	<input type="text"/> St. kl.	<input type="text"/> Turt	<input type="text"/> Trol.	<input type="text"/> V. ert.	<input type="text"/> Blåv.	<input type="text"/> My.	<input type="text"/> Tim.	<input type="text"/> Be. ka.
3. Sopp	<input type="text"/> Hv. g. k.	<input type="text"/> Pigg.	<input type="text"/> Va. kj.	<input type="text"/> Cys. m.	<input type="text"/> Gr. kj.	<input type="text"/> Sv/Gr	<input type="text"/> Raur.	<input type="text"/> Kniv.	<input type="text"/> Knusk.
4. Lav,moser	<input type="text"/> Kråke.	<input type="text"/> Kyst.	<input type="text"/> Skj/Stry.	<input type="text"/> H. st.	<input type="text"/> Åre.	<input type="text"/> Lunge.			
5. Grensesoner	<input type="text"/> Myr	<input type="text"/> Bekk	<input type="text"/> Kilde	<input type="text"/> R.v.	<input type="text"/> B.v-n/ø	<input type="text"/> B.v-s/v	<input type="text"/> R.m.-n/ø	<input type="text"/> R.m.-s/v	
6. Treslag	<input type="text"/> Barl.	<input type="text"/> Eik	<input type="text"/> Lind	<input type="text"/> Lønn	<input type="text"/> Ha.	<input type="text"/> Hegg	<input type="text"/> Alm	<input type="text"/> Ask	<input type="text"/> S. or.
7. Zoologi	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
8. Død ved	<input type="text"/> Gran	<input type="text"/> Furu	<input type="text"/> Bjørk	<input type="text"/> Rogn	<input type="text"/> Selje	<input type="text"/> Osp	<input type="text"/> Gråor	<input type="text"/> Sv. or	<input type="text"/> Andre
9. Tilleggsopplysninger	<input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/>							

Bestand

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1. Veg. type	<input type="text"/> H. st.	<input type="text"/> St. br.	<input type="text"/> L. urt.	<input type="text"/> Ka.f.	<input type="text"/> Sm br.	<input type="text"/> Blåb.	<input type="text"/> Bærl.	<input type="text"/> E. løv	<input type="text"/> Sumpg.
2. Urter	<input type="text"/> Str. v.	<input type="text"/> St. kl.	<input type="text"/> Turt	<input type="text"/> Trol.	<input type="text"/> V. ert.	<input type="text"/> Blåv.	<input type="text"/> My.	<input type="text"/> Tim.	<input type="text"/> Be. ka.
3. Sopp	<input type="text"/> Hv. g. k.	<input type="text"/> Pigg.	<input type="text"/> Va. kj.	<input type="text"/> Cys. m.	<input type="text"/> Gr. kj.	<input type="text"/> Sv/Gr	<input type="text"/> Raur.	<input type="text"/> Kniv.	<input type="text"/> Knusk.
4. Lav,moser	<input type="text"/> Kråke.	<input type="text"/> Kyst.	<input type="text"/> Skj/Stry.	<input type="text"/> H. st.	<input type="text"/> Åre.	<input type="text"/> Lunge.			
5. Grensesoner	<input type="text"/> Myr	<input type="text"/> Bekk	<input type="text"/> Kilde	<input type="text"/> R.v.	<input type="text"/> B.v-n/ø	<input type="text"/> B.v-s/v	<input type="text"/> R.m.-n/ø	<input type="text"/> R.m.-s/v	
6. Treslag	<input type="text"/> Barl.	<input type="text"/> Eik	<input type="text"/> Lind	<input type="text"/> Lønn	<input type="text"/> Ha.	<input type="text"/> Hegg	<input type="text"/> Alm	<input type="text"/> Ask	<input type="text"/> S. or.
7. Zoologi	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
8. Død ved	<input type="text"/> Gran	<input type="text"/> Furu	<input type="text"/> Bjørk	<input type="text"/> Rogn	<input type="text"/> Selje	<input type="text"/> Osp	<input type="text"/> Gråor	<input type="text"/> Sv. or	<input type="text"/> Andre
9. Tilleggsopplysninger	<input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/> <input type="text"/>							

INSTRUKS FOR NATURREGISTRERINGER I OSLO KOMMUNES SKOGER

Instruksen gir forklaringer til hvordan registreringsskjemaet "Naturregistreringer i skogbestand i Oslo kommunes skoger" skal fylles ut. Det er foretatt visse justeringer etter at første utkast til skjema og instruks har vært testet ute i marka.

Skjema

Hver taksator nummerer skjemaene fortløpende.

Område

0301 påføres.

Distrikt

- 1 = Nordmarka distrikt
- 2 = Østmarka distrikt

Eier

099981	Nordmarka distrikt	-	Frognerseteren	-	Oslo
099983	"	"	Maridalen	-	"
099986	"	"	Dikemark	-	Asker
099991	"	"	Lilloseter	-	Nittedal
099984	Østmarka distrikt	-	Østmarka	-	Oslo
099985	"	"	Rausjø	-	Enebakk
099992	"	"	Ingierstrand	-	Oppegård
099993	"	"	Syverud	-	Ski
099979	"	"	Håøya	-	Frogn
099978	"	"	Elvåga	-	Lørenskog

Taksator

- 01 - Helge Haakenstad
- 02 - Bjørn Samuelsen
- 03 - Egil Bendiksen
- 04 - Rune Aanderaa
- 05 - Arnodd Håpnes
- 06 - Cathrine Whist
- 07 -

<u>1. Vegetasjonstype</u>	<u>Arealkoder</u>
10 Høgstaudegranskog	0= <5% av arealet
20 Storbregnegranskog	1= 6-15% " "
30 Lågurtgranskog	2= 16-25% " "
40 Kalkfurusog (lavfurusog i andre områder)	3= 26-35% " "
	4= 36-45% " "
50 Småbregnegranskog	5= 36-55% " "
60 Blåbærgranskog	6= 56-65% " "
70 Bærlyng-barblandingsskog/lyngfurusog	7= 66-75% " "
80 Edellauvsog	8= 76-85% " "
90 Sumpskog	9= >85% " "

Kodene kombineres, slik at et bestand med halvparten høgstaude- og halvparten lågurtgranskog får kode 15 og 35.

<u>2. Urter</u>	<u>Mengde</u>
10 Strutseving	1=Forekommer i lite antall/mengder
20 Storklokke	2=Utbredt
30 Turt	3=Svært utbredt
40 Trollbær	(Kodene kombineres slik at svært
50 Vårerteknapp	store mengder blåveis gir 63 og et
60 Blåveis	par storklokker gir 21)
70 Myske	
80 Timian	
90 Bekkekarse	

<u>3. Sopp</u>	<u>Mengde</u>
10 Hvit grankjuka (<i>Antrodia heteromorpha</i>)	Som under
20 Piggbroddsopp (<i>Asterodon ferruginosus</i>)	hovedpunkt 2.
30 Vasskjuka (<i>Climacocystis borealis</i>)	
40 <i>Cystosterium murrarii</i> , "Duftskinn"	
50 Granstokk-kjuka (<i>Phellinus chrysoloma</i>)	
60 Svartsonekjuka (<i>P. nigrolimitatus</i>)	
Granrustkjuka (<i>P. ferrugineofuscus</i>)	
70 Raurandkjuka (<i>Fomitopsis pinicola</i>)	
80 Knivkjuka (<i>Piptoporus betulinus</i>)	
90 Knuskkjuka (<i>Fomes fomentarius</i>)	

<u>4. Lav og moser</u>	<u>Mengde</u>
10 Kråkefotmose (<i>Rhytidiadelphus loreus</i>)	Som under
20 Kystjamnemoser (<i>Plagiothecium undulatum</i>)	hovedpunkt 2
30 Skjegg- og strylav (<i>Alectoria</i> , <i>Bryoria</i> , <i>Usnea</i>)	
40 Huldrestry (<i>Usnea longissima</i>)	
50 Årenever (<i>Peltigera</i>) og vringelav (<i>Nephroma</i>) på trær og bergvegg	
60 Lungenever (<i>Lobaria</i>)	

5. Grenser/grensesonerMengde

10 Myr	For 50 og 60 angis
20 Bekk	mengde mose som
30 Kilde	andre siffer:
40 Ravine	1=Forekommer i
50 Bergvegg, stup - nord/øst	liten mengde
60 Bergvegg, stup - syd/vest	2= Utbredt
70 Rasmark - nord/øst	3= Svært utbredt
80 Rasmark - syd/vest	

Grenser/grensesoner kan være spesielle områder som skilles ut både innenfor et bestand eller i kanten av et eller flere bestand. Dersom det gjelder deler av bestand skal dette anmerkes med 1 under tilleggsopplysninger, pkt. 9.

6. Sjeldne treslagMengde

10 Barlind	Mengdene angis på tilsvarende måte som
20 Eik	under hovedpunkt 2.
30 Lind	1 = Forekommer i lite antall (1 - 3 trær)
40 Lønn	2 = Utbredt (gruppe av trær)
50 Hassel	3 = Svært utbredt (flere grupper/holt)
60 Hegg	
70 Alm	
80 Ask	
90 Svartor	

7. ZoologiUnderkoder

10 Storfugl	Enkeltarter (10 - 60):
20 Jerpe	4 = fugleart observert
30 Gråspett	5 = sannsynlig territorium (syngende,
40 Dvergspett	trommende hann eller varslende fugl
50 Tretåspett	6 = påvist hekking (fugl på reir
60 Trekryper	eller egg/unger)
70 Hakkemerker på døde trær	Storfugl (10):
80 Hakkespetthull	7 = mye møkk, mer enn enkeltfjær
90 Rovfuglreir	observert (mulig storfuglleik)
	8 = sikker storfuglleik
	Hakkemerker:
	1 = lite hakkemerker, spredt på
	et par trær
	2 = mye hakkemerker, flere på samme
	tre og på flere trær
	3 = hakkemerker av tretåspett
	Hakkespetthull:
	1 = ett tre med ett eller flere
	hull
	2 = flere trær med hull
	3 = hull bebodd av hakkespett

Enkeltarter (storfugl, jerpe, gråspett, dvergspett, tretåspett, trekryper):

Dette er alle arter som foretrekker, eller kun finnes i gammelskog. Felles for alle er at de er skadelidende av skjematisk flatehogst og de begunstiges av hensynstagen.

Rent registreringsmessig skal man være klar over at alle de nevnte arter er lettest å oppdage i april og mai. Observasjoner av fulger i juli, og spesielt i august-september er ikke gode indikasjoner på leik/territorier, ettersom selve hekkeforløpet er gjennomført og voksne og ungfugl sprer seg ut fra territoriet.

For storfuglens vedkommende, er det viktig å påvise spillplasser. Disse forekommer vanligvis i bærlyng-blandingsskog. Hvis en under takst kommer over et område med en del fjær spredt over et område på noen dekar og/eller en del møkk spredt omkring, er dette indikasjon på at spillplass er i nærheten. Dette angis med kode 17. Hvis man vet sikkert at det er leikområde i bestandet (fra tidligere erfaring, eller oppdager spill i april - midten av mai), angis dette med kode 18.

For storfugl kan kodene 14, 15, 16, 17 og 18 observeres. Hvis mer enn en kode observeres, brukes den høyeste koden, og det oppføres under tilleggsopplysninger hvilke andre koder som ble observert.

De andre artene er territorielle (trekryper i granskog, de øvrige i mer eller mindre løvdominert skog). Det er av betydning å skille mellom indikasjoner på hekking og sikkert hekkefunn. Til det benyttes underkodene 4, 5 og 6. Hvis mer enn en underkode observeres, brukes bare den høyeste.

Hakkemerker på trær:

Dette er en sikker indikasjon på at bestandet er viktig fødesøkområde for hakkespetter, men også at bestandet har en relativt rik vedlevende insektfauna (det er insektene hakkespettene er ute etter). Se alltid etter hakkemerkene på døde trær.

- 1 = lite hakkemerker, spredt på et par trær.
- 2 = mye hakkemerker, flere hakkemerker på samme tre og dette går igjen på flere trær.
- 3 = hakkemerker av tretåspett. Dette er hakkemerker på levende trær (eller trær som siden er blitt døde). Kjennes igjen som ringer av merker rundt treet, ofte flere slike ringer over hverandre. Vanligst forekommer slik ringhacking på gran, men kan også finnes på furu.

Hvis både 72 og 73 observeres, brukes 73, og 72 noteres under tilleggsopplysninger.

Hakkespetthull:

Viser at det er/har vært hakkespett-territorium, er fremdeles viktig hekkeplass for hullrugere, også en viss indikasjon på godt område for vedlevende insektfauna. Se særlig etter hakkespetthull i levende og døde ospetrær (de fleste spettearter) og døde bjørketrær (dvergspett).

- 1 = ett tre med ett eller flere hull.
- 2 = flere trær med hull.
- 3 = bebodd av hakkespett (angi art under kommentar, hvis den ble sett).

Hvis både 82 og 83 observeres, brukes 83, og 82 noteres under tilleggsopplysninger.

Rovfuglreir:

Store kvistreir i grove trær. I Oslomarka kan en finne fiskeørn, musvåk, vepsevåk og hønsehauk (samt spurvehauk, men den foretrekker hogstklasse 3-4 som reirbiotop). Angi under "Tilleggsopplysninger" (kode 4) om reiret var bebodd, og av hvilken art dersom fuglen(e) ble identifisert. Også ubebodde reir er interessant å registrere, da de kan bli bebodd igjen.

8. <u>Død ved</u>	<u>Nedbrytningsgrad</u>	<u>Mengde</u>
100 Gran	1 Død ved	Mengdekode som under
200 Furu	2 Råtten ved	hovedpunkt 2.
300 Bjørk	3 Pillråtten ved	(Gammelt granbestand med
400 Rogn	4 = 1 og 2	særlig rikt utvalg av
500 Selje	5 = 1 og 3	døde trær i alle stadier
600 Osp	6 = 2 og 3	på fuktig mark gir koden
700 Gråor	7 = 1, 2 og 3	193, mens en nydød osp
800 Svartor		gir 611)
900 Andre		
+ usikre		

Under kode 900 "Andre + usikre" registreres alm, ask og hegg samt der det ikke er mulig å bestemme treslag. Det er bare død ved over en viss dimensjon, brysthøydiameter > 10 cm, som skal registreres.

Under "Nedbrytningsgrad" brukes kode 1 - 3 når det bare er stammer innen en kategori av vedkommende treslag. Har en art døde trær både innen nedbrytningsgrad 1 og 2 markeres dette med kode 4 "Stammer både under 1 og 2". Tilsvarende indikerer kode 6 at arten har døde trær både innen nedbrytningsgrad 2 og 3 og kode 7 at det er døde trær innen alle 3 kategorier.

Særlig verdifulle bestand må angis spesielt med kode 3 under hovedpunkt 9 "Tilleggsopplysninger".

9. Tilleggsopplysninger

- 1 - Delbestand avmerket på kart.
- 2 - Sjeldne og/eller truede arter er registrert.
- 3 - Spesielt interessante forhold.
- 4 - Zoologi.

Oslo skogvesen, 23.07.92

294

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0492-4

Norsk institutt for
naturforskning
Boks 1037, Blindern
N-0315 Oslo
Tel. 22 85 46 84