

Rapport nr. 13/98

# BEVARING AV BARSKOGENS ARTSMANGFOLD I INNLANDS- NORGE - EN LITTERATURSTUDIE

av Stein Runar Olsen



# FYLKESMANNEN I HEDMARK

Miljøvernavdelingen

Fylkeshuset - 2300 Hamar

Telefon 62 54 40 00 - Telefaks 62 54 45 57 - Telex 21 623

## Rapport

<b>Tittel:</b> BEVARING AV BARSKOGENS ARTS- MANGFOLD I INNLANDS-NORGE - EN LITTERATURSTUDIE	<b>Rapport nr.:</b> 13/98
	<b>Dato:</b> 15.09.98

<b>Forfatter(e):</b> Stein Runar Olsen	<b>Antall sider:</b> 94
<b>Prosjektansvarlig:</b> Jørn Berg	<b>ISSN-nr:</b> ISSN 0802-7013
<b>Finansiering:</b> Fylkesmannen i Hedmark	<b>ISBN-nr:</b> ISBN 82-7555- 095-5

### Sammendrag:

Rapporten er utarbeidet av Høgskolen i Gjøvik, seksjon skog på oppdrag fra fylkesmannes miljøvernavdeling. Den bygger på en litteraturstudie med følgende formål:

- Ut fra dagens kunnskap å finne fram til hvilke biotyper i skog som antas å inneholde et stort arts mangfold med innslag av truede arter.
- Å klargjøre hvordan skogbruket påvirker de aktuelle biotypene og peke på hvilke skogbruksmessige tiltak det av hensyn til arts mangfoldet er viktig å endre eller unngå.

Barskogens dynamikk, truede arter, arealkrav, bevaring av genetisk mangfold, øybiografi kanteffekter og fragmentering er omtalt i rapporten.

Rapporten gir beskrivelse av ASIO-modellen, norske indikatorer på kontinuitet og bevaring av biologisk mangfold ved nøkkelbiotoper.

Rapporten inneholder en rekke anbefalinger for hvordan en kan ta vare på det biologiske mangfoldet i barskog.

### 4 emneord:

Biologisk mangfold, truede arter, barskog, flerbruk

### Referanse:

Olsen, Stein Runar 1998: Bevaring av barskogens arts mangfold i Innlands-Norge - En litteraturstudie. Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, rapp. nr. 13/98 1-94

## **Fylkesmannens forord:**

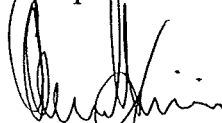
Norge har gjennom flere internasjonale konvensjoner forpliktet seg til å ta vare på det biologiske mangfoldet. I arbeidet mot et mål om å bevare det biologiske mangfoldet er det viktig å styrke kunnskapsgrunnlaget om dette, ikke minst lokalt og regionalt. Hvilke tiltak som blir gjennomført lokalt er til slutt avgjørende for hvilken praktisk betydning konvensjonene får.

Fylkesmannen har på denne bakgrunn funnet det viktig å frambringe økt kunnskap om utbredelse og forekomst av arter og naturtyper i fylket. Det er i den forbindelse lagt betydelig vekt på arter og naturtyper som av ulike årsaker har fått redusert sin utbredelse nasjonalt og regionalt. Resultatet av dette arbeidet blir publisert gjennom fylkesmannens rapportserie.

Som et ledd i arbeidet med å ta vare på det biologiske mangfoldet i barskogene våre har fylkesmannen engasjert Høgskolen i Gjøvik, skogseksjonen til å gjennomføre en litteraturstudie om hvilke barskogsmiljøer som antas å inneholde et stort antall arter og belyse hvordan dette artsmangfoldet kan påvirkes. Arbeidet har av ulike årsaker tatt tid. Det har samtidig fra skogbruksnæringens side blitt utarbeidet bøker som tar opp de samme problemstillingene på en utmerket måte. En håper likevel at den foreliggende rapporten på enkelte områder kan være et nyttig supplement til den litteratur som allerede foreligger på feltet.

Rapporten er utarbeidet av Stein Runar Olsen. Vurderingene og anbefalingene i rapporten står for forfatterens regning. Prosjektet er finansiert av fylkesmannens miljøvernavdeling.

Hamar september 1998



Olav Høiås  
avdelingsdirektør

INNHold:	SIDE
0. FORORD	3
1. SAMMENDRAG OG ANBEFALINGER	4
1.1 GENERELLE FLERBRUKSHENSYN BØR TILLEMPES VED ALL HOGST	
1.2 REIRTRÆR	
1.3 SUMPSKOG, MYRSKOG OG VÅTE OMRÅDER	
1.4 FUKTIG MARK OG HØGTLIGGENDE SKOG	
1.5 ÅNDRE MARKSLAG	
1.6 KONTINUITETSSKOG	
1.7 STORE GAMMELSKOGSOMRÅDER	
1.8 SØR-ØST TIL SØR-VEST VENDTE LIER OG BERG	
1.9 TILTAK FOR NOEN RØDLISTEDE ARTER	12
1.9.1 KARPLANTER.	
1.9.2 MOSER	
1.9.3 LAV	
1.9.4 SOPP	
1.9.5 INSEKTER	
1.9.6 FUGLER	18
2. INNLANDSNORGE	22
3. BARSKOGENS NATURLIGE DYNAMIKK	23
4. BIOLOGISK MANGFOLD	28
4.1 HVORFOR BEVARE DET BIOLOGISKE MANGFOLD	
5. TRUETE ARTER	30
5.1. KARPLANTER	
5.2 MOSER	
5.3 LAV	
5.4 SOPP	39
5.5 INSEKTER	
5.6 AMFIBIER OG KRYPDYR	
5.7 FISK	
5.8 FUGL	
5.9 PATTEDYR	
5.10 TILTAK FOR TRUA ARTER - SE 1.9	
6. AREALKRAV	47
6.1 PLANTER	
6.2 BUFFERSONER	
6.3 VIRVELLØSE DYR	
6.4 FUGLER	
6.5 PATTEDYR	
7. BEVARING AV GENETISK VARIASJON	55
7.1 MINSTE INDIVIDTALL FOR Å MOTVIRKE GENETISK UTARMING	
7.2 GENETISK VARIASJON BLANT SKOGSTRÆR	

8. ØYBIOGEOGRAFI	59
9. KANTEFFEKTER	62
10. FRAGMENTERING	66
10.1. ENDRET ALDERSFORDELING	
10.1.1 STORFUGL OG MEISER	
10.2 TRESLAG	
10.3 SKOGENS SJIKTNING	
10.4 INDIREKTE EFFEKTER	
10.5 UPÅVIRKET NATUR VAR OGSÅ FRAGMENTERT	
11. ASIO-MODELLEN	75
11.1 SKOGAREAL I INNLANDSNORGE SOM "ALDRI" BRENNER.	
11.2 TILTAK I ASIO-OMRÅDER	
12. NORSKE INDIKATORER PÅ KONTINUITET	79
12.1 BEGRENSNINGER	
12.2 TILRÅDINGER VED FOREKOMST AV INDIKATORER PÅ KONTINUITET	
13. BEVARING AV BIOLOGISK MANGFOLD VED HJELP AV NØKKELBIOTOPER	83
13.1 INVENTERING AV NØKKELBIOTOPER.	
13.2 LEVENDE SKOG	
13.3 SIKRING AV BIOLOGISK MANGFOLD GJENNOM SERTIFISERING	
14. LITTERATUR	90

## BEVARING AV BARSKOGENS ARTSMANGFOLD I INNLANDSNORGE.

## 0. FORORD.

Denne rapporten har kommet istand etter initiativ fra Fylkesmannens miljøvern-avdeling i Hedmark. Rapporten er resultatet av Prosjekt artsmangfold i skogbruket ved Høgskolen i Gjøvik, seksjon skog, Brandbu. Rapporten bygger på litteraturstudier som har hatt til formål:

- a, ut fra dagens kunnskap finne fram til hvilke biotop-typer i skog som antas å inneholde et stort artsmangfold med et mulig innslag av truede arter.
- b, klargjøre hvordan skogbruket påvirker de aktuelle biotop-typene og peke på hvilke skogbruksmessige tiltak det av hensyn til artsmangfoldet er viktig å endre eller unngå.

Det er lagt vekt på de biotop-typene en finner i tilknytning til barskogen. Den rene lauvskogens artsmangfold er bare i liten grad nevnt.

Rapporten er laget ved Høgskolen i Gjøvik, seksjon skog, på Brandbu, og er skrevet av I. amanuensis Stein Runar Olsen.

For å fremme lesbarheten er en del litteratur-referanser sløyfet, særlig har dette gått ut over ikke-nordiske forfattere. Litteraturlista består derved stort sett av relativt lett tilgjengelig litteratur, samt noen hovedverk. Litteraturlista inneholder etter oppdragsgivers ønske noen flere referanser enn de som er nevnt i teksten.

Det er referert til de skjøtelsesmessige hensyn som er foreslått i litteraturen for de ulike artsgrupper, uten at det er foretatt noen nærmere vurdering av de forstlige og økonomiske konsekvenser for skogeieren.

Rapporten har blitt til over en periode på 2½ år, hvorav storparten er skrevet det første året. Senere er det supplert, utvidet og omskrevet etter som kunnskapsnivået har endret seg, og ønskemålene for prosjektet har blitt klarere. Kunnskapsnivået på området er stadig økende og ulike spesialister er ikke alltid fullt enige om hvilke tiltak som er best. Dette kan ha ført til at enkelte emner kan være omtalt på noe ulik måte, og med ulike henvisninger og anbefalinger på forskjellige steder i rapporten.

Brandbu



Stein Runar Olsen

## 1. SAMMENDRAG OG ANBEFALINGER.

### 1.1 GENERELLE FLERBRUKSHENSYN BØR TILLEMPES VED ALL HOGST:

- Spare døde og døende trær, la døde stammer og stubber stå urørt. Større antall av døende gran som ennå ikke er tørre bør likevel kunne fjernes av hensyn til fare for barkebiller.
- Spare enkelte store trær, særlig lauvtrær ved hogst.
- Vurder muligheter for alternative hogstformer til flatehogst
- Spare treslag uten økonomisk interesse. Tilstreb større lauvinnslag i barskog. Dette fører til økt mangfold av bl.a. fugl og insekter. Størst økning i antall arter får en opp til 10% lauv, men artsantallet fortsetter å øke helt opp mot 20% lauvinnslag blant trærne (over 4 m høyde) i barskogen. Innslag av rene lauvskog-bestand er særlig viktig i eldre suksesjoner. For enkelte spesielle arter som hvitryggspett er det ønskelig med minst 3 km<sup>2</sup> store områder med over 30% lauvinnslag med stort innslag av døende trær.
- Grov osp er det viktigste reirtreet for hakkespetter. Osp er også et viktig tre for mange insekter som i mer sydlige strøk bruker eik, bøk og lind. Ospeløv bidrar også til en bedre humustilstand og kan på den måten være gunstig for f.eks. snegler. Store osper er viktig som beitetre for tiur på forsommeren og om høsten.
- Bevare skyggefulle kløfter, raviner, fuktige drag, dammer, bekkedrag og myrer.
- Brent trevirke må ikke nødvendigvis fjernes. En del lav- og insekts- arter har spesialisert seg på brent trevirke.
- Fuktskog, rasskrenter, bekkekløfter, øyer i myrer og vatn bør bevares. Særlig er områder med baserik fjellgrunn viktige.
- Kantsoner mot våtmark og vassdrag, fuktige bergskrenter og innmark bør få utvikle seg uten større inngrep. En forsiktig fornyelse for at kantsona skal være stormsterk bør kunne vurderes.
- Ta hensyn til tiurleiker, og spar tiurens beitetrær. Når det er mindre enn 50% Hkl. IV-V i området bør det innenfor leikområdet være minst 3km<sup>2</sup> skog. Med mindre enn 30% gammelskog i et slikt område vil leiken på sikt bryte sammen.
- Bevar trær med rovfugltreir (se 1.2).
- Sett igjen trær som kan utvikle seg til evighetstrær, dvs. trær av store dimensjoner egnet for de store kvistbyggerne som kan ha reir på et tonn, og andre gamle stående trær som kan utvikle hulrom egnet bl.a. for en del fugler, insekter og moser.

## 1.2 REIRTRÆR.

For hulerugere er det viktigste naturvern hensyn i slutt-avvirkningen gjensetting av osp på hogstflater. Osp er det vanligste redetreet for hakkespetter, selv om også andre arter til en viss grad blir brukt.

Svartspetten trenger tilgang på minst et reirtre pr. 100 dekar flate (dvs for hver 300m) og ungskog i alder 0-25 år. Reirtrær må ha en diameter i brysthøgde på 30 cm (for døde tre) , 35 cm for osp eller 40 cm for furu ( dvs over 100 år).

Andre hakkespettarter trenger 1 reirtre pr. 10 dekar, dvs pr. 100 m. Dette bør være døde trær og osp som er minst 20 cm i brysthøgde. Denne tetthet av reirtrær dekker også behovet for de sekundære hulerugerne.

En del rovfugl bygger store og tunge kvistreir. Fiskeørn kan bare bygge reir i grove furuer som er eldre enn 200 år.

En del arter er sårbar for forstyrrelser eller hogst i en viss sone rundt reiret (Tabell 4)

### TABELL 4.

Størrelse på vernesonen og tidsrom og sonestørrelse hvor mennesket må vise hensyn rundt noen større fuglearters reir. Etter AHLÉN et al. (1979) og HÅGVAR (1987).

Art	sone uten inngrep	Følsom for tidsrom	forstyrrelser Sone
Vandrefalk	x	1.4-15.8	1000 m
Havørn	200 m	15.2-15.8	1000 m
Kongeørn	200 m	15.2-15.8	500 m
Fiskeørn	x	1.3-15.8	100-300 m
Øvrige rovfugl	50 m	1.4-15.8	100-200 m
Hubro	200 m	1.3-15.8	500 m
Andre ugler	x	1.4-15.8	100-200 m
Hegre	x	1.4-15.8	100-200 m
Tiurleik	x	1.4-31.5	500 m



### 1.3 SUMPSKOG, MYRSKOG OG VÅTE OMRÅDER.

Her danner grunnvatnet små pytter på jordoverflata.

Dette er slike områder som ifølge ASIO-modellen aldri brenner.

Hvis de i tillegg ikke er særlig kulturpåvirket fra før er det store muligheter for at det er kontinuitet i tresjikt og i forekomst av død ved. Dette gir muligheter for spesialister med dårlig spredningsevne. Artsrikdommen er sannsynligvis høy, og sannsynligheten for forekomst av trua arter er stor. Områdene bør undersøkes av fagfolk.

ASIO-modellen foreslår følgende tiltak i slik skog som "aldri" brenner:

Generelt bør ingen skoglige tiltak utføres på A-områder. Arter som finnes, eller har vært der om skogen fikk stå urørt, krever urørthet og naturlig dynamikk. Hvilken alder eller hvilke arter som bestanden har pr. idag er av mindre betydning.

Dersom dette ikke er aktuelt, bør skoginngrep være av samme omfang som det som har vært vanlig i bestanden tidligere. En del vedhogst i elvekantvegetasjon har vært vanlig og er relativt uproblematisk om det utføres som plukkhogst. Det kan også være ønskelig med uttak av store trær som står i fare for å velte ut i elva med påfølgende erosjon og problemer for framkomlighet.

A-områder finnes ofte inntil vassdrag og danner derved et stabilt nettverk med viktige mikromiljøer.

Det er et ønske om at også noen sterkt påvirkede områder som tidligere jordbruksmark i denne kategorien kan få ligge urørt.

Gransumpskog og blåbærrike fuktskoger er en viktig biotop for kyllingene til storfugl og orrfugl, pga. den store produksjonen av insekter. Knopper av torvmyrull er viktig føde for orrhøne, røy og jerpe på våren, og fjorårets tranebær er også en viktig næringskilde. Det er viktig at det finnes sammenhengende korridorer med skog fram til slike biotoper.

En del gamle slåttemyrer kan huse arter som er konkurranse-svake. Om slike arter fortsatt forekommer vil større åpninger i bestanden for å slippe inn lys, samt skjøtsel for å begrense "ugras" , dvs. konkurrenter for disse artene, være ønskelig.

Det er foreslått følgende flerbrukshensyn for amfibier og krypdyr:

- Drenér aldri myrer som har dammer og tjern.
- Småpytter og nesten gjengrodde pytter langs tjern er viktige å bevare
- Sett ikke ut fisk i fisketomme dammer og tjern
- Gamle og tørre trær bør få stå, og nedblåste trær bør få ligge
- Tilplant ikke sørvendte berglandskap
- Ødelegg ikke soleksponerte steinurer
- Ingen tilplanting nærere tjern enn 50-100m, særlig ikke på sørsida
- Forsiktig hogst ved dammer og tjern er OK om hogstavfall fjernes fra vannkanten.
- Det er bedre med mange små hogstflater enn med få store
- Vær forsiktig med olje og pesticider, unngå spredning til vatn.

Disse tiltak vil også kunne være gunstige for vanninsekter, som f.eks. øyenstikker.

#### 1.4 FUKTIG MARK OG HØGTLIGGENDE SKOG.

(Grunnvatn mindre enn 1 m under overflata).

Dette er skog som brenner sjelden (dvs. ca. hvert 200 år) ifølge ASIO-modellen, og vil kunne ha stor betydning for arter som trenger lang kontinuitet, og som er sårbar for uttørring. Fuktige områder er ofte også rikere på arter enn tørrere områder.

Disse er i utgangspunktet utsatt for to ulike forstyrrelses-elementer: branndynamikk og mer småskalig intern vindfall-dynamikk.

For å etterligne dette kan en bruke ulike former for bledning eller en skjermtrehogst etter forlenget omløpstid. Sistnevnte kan etterligne en brent granskog, og danner grunnlag for løvrike suksesjoner med senere innvandring av gran.

Skjøtselmessig kan bledning være problematisk, så de deler som ikke kan forynges under skjerm bør kanskje dels stå urørt, mens andre blir hogget på vanlig måte. Gamle urørte bestand bør få stå inntil videre.

Flommarkskog med gråor og hegg kan være viktige områder for fugleliv, og bør også derfor vurderes unntatt for flatehogst. Flommarkskog kan også huse en del "nedspylte" fjellplanter og økologiske spesialister.

#### 1.5 ANDRE MARKSLAG

FRISK MARK (grunnvatn 1-2 m). Dette er slike områder som brenner iblant ifølge ASIO-modellen og omfatter den største delen av skogen. Der stemmer den gjennomsnittelige brannfrekvensen bra med de omløpstider vi har i skogen idag. Den store forskjellen, er at det mangler grove trær i produksjonsskogen, liksom død ved i ulike former, eldre løvtre i bardominerte bestand, rene løvområder og sene suksesjons-stadier. Derfor bør disse egenskapene gjenskapes. Dessuten kreves det at områder med store naturverdier midlertidig avsettes som "naturresevat".

TØRRE SKOGTYPER: Ettersom de brant ofte består naturlige slike områder mye av flersjiktet furuskog. I naturlig furuskog på tørre marker finnes ofte følgende innslag:

- Noen grove trær som har overlevd flere branner.
- Normalt grove middelaldrige tre.
- Unge tre
- Døde stående trær
- Døde liggende trær

Brann bør flekkvis kunne gjenninnføres som forstyrrelses-element.

## 1.6 KONTINUITETSSKOG

En snakker om tre typer kontinuitet: kontinuitet i feltsjiktet, kontinuitet i tresjiktet og kontinuitet i tilgang på død ved.

Stor tilgang på død ved og liten forekomst av stubber er indikatorer på kontinuitet. Ofte vil områdene ligge bratt til, i kløfter eller ned mot myrer og vassdrag. Grad av kontinuitet kan fastslåes mer nøyaktig ved hjelp av visse lav og sopparter, kalt indikatorarter.

Hogst i kontinuitetsskog vil kunne utgjøre en trussel mot artene der. Mer påvirkede skoger med forekomster av kravstore arter, kan derimot tåle bledningshogst uten at arter forsvinner.

Forekomster av enstjerners indikatorarter vil kunne vise om det er nødvendig med alternative, lukkede hogstformer. Ved store forekomster i antall enstjerners arter eller individer bør en vurdere å bruke bledningshogst med redusert virkesuttak. Med økt påvirkning og færre indikatororganismer vil bledning uten redusert virkesuttak og gruppehogst være hogstformer som kan anvendes.

Områder med forekomster av mange to-stjerners eller noen tre- stjerners indikator-arter bør normalt settes av urørt. Om artene i tillegg trues av forurensning øker behovet for at hogst ikke gjennomføres. Naturskogmiljøer i bekkekløfter, bratte lisider og glissen fjellskog bør ofte forbli urørt, selv om det bare finnes spredte forekomster av indikatorarter. I slike områder er det ofte vanskelig med alternative hogstformer uten at det fører til store biologiske konsekvenser.

Følgende miljøer er indentifisert som særlig interessante:

- Bekkedaler
- Nord/østvendte skråberg og bergsprekker
- Blokkrik skog (ofte med lang kontinuitet)
- rik skog
- sumpgranskog
- kantskog mot elver, bekker og myrer

I skogbestander som har mikroklima og substrat som gjør at det kan huse trua og sårbare lavarter i så store mengder at arten er stabil over tid vil følgende tiltak være aktuelle:

- Lukka hogster
- System med spredningskorridorer (trolig treslagsblanding)
- Ikkehogst av mange nøkkelbiotoper
- Rekruttering av nye løvtre (Elgbestanden kan være et problem.)
- Bevare nøkkelementer som :
  - Selje (og rogn) med lav
  - Osp med rik løvvegetasjon
  - Tørrgraner med skjeggjav
  - Læger .

Følgende tabell er hentet fra siste sjanse (NOA 1994):

TABELL 8:

Skjematisk og veiledende oversikt over tiltak (begrunnet ut fra undersøkelse av indikatorarters toleranse og antall av de undersøkte indikatorarter ved ulik kontinuitet)

Kontinuitet:	Høy	Middels	Lav	Ingen
Funn av indikator-arter:				
Indikatorverdi:	** til ***	**	*	(*)
Tetthet :	Liten *** stor * og **	liten ** stor *	liten *	svært liten*
I-arter sopp:	>7	4-6	2-3	1
I-arter lav :	>6	4-5	2-3	1
TILTAK:	ikkehogst	bledning, gjennomhogst	småflater , gjennomhogst, gruppehogst	(ingen) flerbruk

## 1.7 STORE GAMMELSKOGSOMRÅDER

I to områder med samme totalareal gammelskog, viser det seg at en sterkt fragmentert skog vil ha flere tomme nisjer. Om gammelskog-delen derimot er samlet, vil de fleste nisjene være fylt opp når gammelskogarealet er stort nok (300-3000 dekar). På den andre side kan små arealer med gammelskog spredt ut over landskapet tjene som hvileplasser og en slags sprednings-korridor mellom større arealer gammelskog. Egnede biotop-areal for fugl bør være minst 30-40 daa, men det er bedre jo større de er.

Mange arter kan flytte seg mellom gammelskog-fragmenter, når mellomliggende areal bare består av ungskog. Men når andelen gammelskog dekker 20% eller mindre av landskapet, øker avstanden mellom de enkelte gammelskogsøyer eksponensielt. Andelen gammelskog går da da under den grensen som fører til at også de gammelskogarter som kan flytte seg gjennom ungsbogen, får raskt økende problemer.

For storfugl blir det anbefalt å samle gammelskogen i enheter på ca. 3km<sup>2</sup> når andelen gammelskog blir mindre enn 50% i landskapet. Dette kan oppnåes ved å hogge flater på ca. 500 dekar. Minstearalet for en redusert tiurleik er også 500 dekar, slik at dette kan lette flytting av tiurleiken.

For at ett bestand gammelskog skal kunne huse meiser over lengre tid må det være på minst 250 dekar. I høgereliggende strøk kan det være behov for 1000 dekar-2000 dekar. I tillegg må området inneholde viktige vegetasjonsstrukturer, som et velutviklet busksjikt, blanding mellom gran og furu og innholde hulltrær, løvtrær og døde trær.

De vanligste fugleartene trives godt i kantområder, antall individer vil derfor kunne være stort i en sterkt fragmentert skog, mens antall arter vil være flere med behandlingsenheter på 200 dekar enn ved 50 dekar. Gammelskogsarter trives best med enheter på over 500 dekar, men også i slike enheter kan de avta i antall. Landskapet som helhet bør ha en blanding av store og små behandlingsenheter, slik at både kantarter og arter som trenger større sammenhengende områder kan finne seg egnede plasser. Når det gjelder områder som helt skal unntas fra skogbruk er det bedre å samle disse i enheter over 500 dekar.

Det gjør relativt liten skade på fuglelivet ved å ta ut furu, selv om det kan gi redusert skjul bl.a. for jerpe. Pass imidlertid på tiurens tilgang på beitefurer. Områder med mye (1 kbm pr daa) død furuved er sjeldne, og bør bevares.

Innslag av rene løvskogbestand er særlig viktig i eldre suksesjoner. Andelen med Hkl.V og skog eldre enn 120 år bør utgjøre 20-30% i landskapet. En del løvtrevirke bør få dø på rot og råtne. Om 10-20% får dø på rot og råtne vil dette også ha stor betydning for insektsfaunaen. En del store trær, løvtrær og død ved bør derfor får stå.

Gråspett, tretåspett, dvergspett og hvitryggspett er eksempler på arter som får problemer om vinteren når det blir for lite døde trær. Noen fuglearter kan være indikatorer på at en har satt igjen nok lauv f.eks: hvitryggspett, dvergspett, stjertmeis eller jerpe

## INNTIL SMÅ IKKEHOGST-OMRÅDER

Snauflater vil føre til klimaendringer innover i verdifulle områder. Det blir mer vind og sterkere innstråling. Diverse klima-undersøkelser ( tabell 7) viser at det trenges en sone på oppimot 100-200 m for å skjerme mot klimaeffekter fra nærliggende hogstflater. "Urskogs"-reservater og andre ikkehogst-områder mindre enn 0,6-1 km<sup>2</sup> bør omgies av bufferzoner.

Ulike organismegrupper har ulike arealbehov for å kunne overleve. Naturvernforbundet i Oslo og Akershus har som en tommelfinger-regel foreslått følgende krav for arter avhengig av kontinuitet:

TABELL 2: AREALKRAV FOR ULIKE ORGANISMEGRUPPER. (NOA 1994)

organismegruppe	type miljø	kjerneområde min.
Fugler	-	200-1000 dekar
Sopp	Kontin. død ved	100-300 dekar
Lav	Kontin i tresjikt	10-100 dekar

Den del av buffersonen som er nærmest ikkehogst-området (50-100 m) bør forbli urørt av hogstingrep. Det medfører at klimaet bevares helt ut i kanten av kjerneområdet, og at denne delen av buffersonen etterhvert utvikler samme preg som kjerneområdet. Den ytterste delen av buffersonen (50-100m ) skal skjerme kjerneområdet mot stormfelling. Oppbremsing av vind synes å skje mest effektivt ved hjelp av en glissen "verneskog" bestående av stormsterke trær. En viss skjøtsel med hensyn på rekrutering av stormsterke trær kan derfor trenge, f.eks. ved en bledning.

#### 1.8 SØRØST- TIL SØRVEST-VENDTE LIER OG BERG.

Sør og vestvendte lier med stort innslag av osp og bjørk er anbefalt tatt vare på av hensyn til et mangfoldig fugleliv.

Øst og sørvestvendte skrenter med noe baserik berggrunn går under betegnelsen sørberg og kan være viktig å bevare særlige i områder som ellers er relativt fattige som f.eks. i Østerdalen. Her vil en kunne finne planter som er edelløvsog-arter, relikte fjellarter og bergflate-/rasmark-arter.

## 1.9 TILTAK FOR NOEN RØDLISTA ARTER

### 1.9.1 KARPLANTER.

Følgende nasjonalt rødlista karplanter er det visse muligheter for å treffe på i skogsområder i Hedmark og Oppland:

Knyttet til barskog:

- Bittergrønn Chimaphila umbellata (Status: Sårbar) (fattig furuskog)
- Marisko Cypripedium calceolus (Status: Hensynskrevende) (Kalkfuruskog, lågurtskog)
- Huldreblom Epipogium aphyllum (Hensynskrevende) (Småbregnegranskog, evt. blåbær eller lågurtttype)
- (- Flueblom Ophrys insectifera (Hensynskrevende) (Kalkfuruskog) Nærmeste funn mellom Randsfjorden og Tyrifjorden, men ikke i funnet i Hedmark/Oppland.)

Knyttet til sumpskog:

- Vasstelg Dryopteris cristata (sårbar)
- Stautstarr Carex acutiformis (hensynskrevende)
- Skogsøtegras Glyceria lithuanica (hensynskrevende)
- Doggpil Salix daphnoides daphnoides (hensynskrevende) (i strandskog)

Knyttet til myr

- Knottblom Microstylis monophyllos (sårbar) (også i rik sumpskog)
- Engmarihand Dactylorhiza incarnata (hensynskrevende)
- Smalmarihand Dactylorhiza traunsteineri (hensynskrevende)

I bekkekløfter (med skyggerik skog)

- Russeburkne Diplazium sibiricum (hensynskrevende)
- Skogranke Clematis alpina (sjelden)
- Sudetlok Cystopteris sudetica (sjelden)

På brannflater (muligens også hogstflater):

- Bråtestorkenebb Geranium bohemicum (hensynskrevende)

på rik beitemark/engbjørkeskog

- Svartkurle Nigritella nigra (sårbar)

Ialt 16 arter.

**TILTAK:**

**Bittergrønn:** Kjent fra ett sted på Ringsaker og to funn i langs Randsfjorden og ett på Toten. Muligens avhengig av symbiose med spesielle sopper for å spire fra frø. Finnes i tørr gammel barskog ofte nær større sjøer. Trues trolig av fristilling. Unngå flate-hogst på lokaliteten. Tåler muligens skjermtrehogst om området ikke ryddes. Kan slåes ut av kjøreskader og hogstavfall. Oppslag av ungskog bør ikke bli for tett og grandominert.

**Marisko** vokser i næringsrik skog, gjerne på kalkrik grunn. Sårbar for endret dreneringsforhold. Unngå endret drenering, tåler gjennomhogst/tykning på vinteren: unngå hogstavfall og kjøreskader i registrerte forekomster. Suksessiv fornying av bestanden anbefales, unngå at området vokser helt igjen.

**Huldreblom:** Vokser på fuktige steder i urørt skog, helst næringsrik granskog. Unngå hogst på voksestedet. Enkelte verdifulle trær kan evt. taes ut på frossen mark, hvis kjøreskader kan unngås.

**Engmarihand, Smalmarihand, Knotblom:** . Finnes på sump og myrsig helst med kalktilsig. Mange lokaliteter i Oslo-området er ødelagt av nedbygging/grøfting. Opptrer ikke årvist, da underjordiske deler kan leve mange år (10-30?) uten å vise seg med blad og stengel. Unngå endrete dreneringsforhold i områder hvor artene finnes. Artene er også sårbare for gjengroing.

**Sudetlok, skogranke, russeburkne:** La den skyggerike skogen i bekkekløfte bestå. Vokser ofte i lite framkommelige områder.

**Vasstelg, stautstarr, skogsøtegras, doggpil** reagerer på endrete drenerings-forhold og dels også endrete lysforhold. Gjennomhogst og vedhogst i strandskog kan være mulig. I sumpskog bør evt. inngrep ikke avvike fra tidligere praksis. På frossen mark og med lett redskap for å hindre kjøreskader, kan vedhogst/gjennomhogst gjøres der slik har vært vanlig før. Tilnærmet urørt sumpskog bør forbli urørt. Sett igjen stubber av en viss høgde så svartor m.fl. kan sette stubbeskudd.

**Bråtestorkenebb** drar nytte av brannflater. Brenning av mindre områder kan vurderes i områder der bråtestorkenebb forekommer/ har forekommet. Reagerer ikke negativt på vanlig flatehogst, med flerbrukshensyn. Blomster må ikke kjøres ned eller lesses ned med hogstavfall. Markberedning kan virke positivt.

**Svartkurle:** Unngå treslagsskifte eller tilgroing. Tåler heller ikke drenering eller oppdyrking.

### 1.9.2 MOSER

Her begrenset til rødlistede mosearter med gjenntunn i Hedmark/ Oppland etter 1960, eller med mer enn tre funn i Hedmark Oppland ialt

**Sigdfauskmose (*Herzogiella turfacea*)** (Funnet i Løten) Sterkt trua av moderne skogsdrift Vokser på stubber/Læger i fuktig skyggefull skog. Tåler muligens forsiktig gjennomhogst/ uttak av ved, men vokseplassen må ikke fristilles for økt innstråling. Det beste vil være å unngå hogst.



**Skvulpmose** (*Myrina pulvinata*) På røtter/stammer av lauvtre i bekk og sump. Unngå endrete dreneringsforhold og fristilling av lokaliteten. Tre og busker som beskytter mot økt eksponering bør få stå. I noen områder bør all strandvegetasjon beholdes.

**Svøpefellmose** (*Neckera pennata*) funnet i Oppland. Truet av sur/nitrogenrik nedbør, men også av inngrep i de frodige skogene der den vokser, helst på alm, men også osp, bøk, lind, lønn og gran. Vokseplassen bør ikke utsettes for økt eksponering, hensynsfull vedhogst kan være mulig. En del framtidige vertstre bør få vokse opp til store dimensjoner.

**Huldretormose** (*Sphangnum wulfianum*) På fuktig mark ved kanten av bekker og sig særlig i barskog. Særlig truet av grøfting og endret hydrologi. Unngå kjøreskader og fristilling av lokaliteten. Befinner seg kantsone som vanligvis settes igjen som flerbrukshensyn. Enkelte verdifulle trær kan taes ut.

### 1.9.3 LAV.

Den røde listen over makrolav inneholder i 1996 ialt 69 arter. Av disse er 23 registrert i Oppland og Hedmark. For 8 av disse er ikke knyttet til skog slik at vanlig skogbruk er en trussel, men gjenngroing og ny skog er en mulig trussel. For 15 arter er det nevnt at skogbruk er eller kan være en trussel:

Følgende 15 arter til å være registrert i Oppland:

<u>Collema curtisporum</u>	(E) Småblæreglye. Osp i fuktig mikroklima.
<u>Pannaria ahlneri</u>	(E) Granfjelllav. Grove grangrener mot nord. (Utgått i O.)
<u>Pannaria confusa</u>	(E) På trær og fuktig berg.
<u>Peltigera retifoveata</u>	(E) I fuktig nordvendt bjørkeskog.
<u>Ramalina obtusta</u>	(E) Hjelmrugg. Tynne grangrener i åpen fuktig skog.
<u>Ramalina thrausta</u>	(V) Trådrugg. Gran/moseberg fukt.
<u>Ramalina dilacerata</u>	(V) Smårugg. Greiner i fuktblandskog
<u>Usnea longissima</u>	(V) Huldrestry. Gammel fuktig granskog
<u>Evernia divaricata</u>	(V) Mjuktjafs. På trær og stein i gammel fuktig granskog
<u>Heterodermia speciosa</u>	(V) Elfenbenslav. Mosekledd stein i halvskygge
<u>Cetrelia olivetorum</u>	(V+) Praktlav. Stammer/moseberg fukt
<u>Menegazzia terebrata</u>	(V+) Skoddelav. Trestammer/berg fukt-
<u>Letharia vulpina</u>	(V+) Ulvelav. Dødt trevirke. (furu)
<u>Physcia magnussonii</u>	(R) Rimrosettlav. På Berg.
<u>Physconia detersa</u>	(K) Brundogglav. Mosekledd stein/tre

I Hedmark ser det bare ut til at 6 av artene er påvist

<u>Usnea longissima</u>	(V)
<u>Evernia divaricata</u>	(V)
<u>Ramalina thrausta</u>	(V)
<u>Cetrelia olivetorum</u>	(V+)
<u>Letharia vulpina</u>	(V+)
<u>Menegazzia terebrata</u>	(V+)

**TILTAK:**

**Ulvelav** finnes på dødt materiale. La de døde trærne stå igjen, med litt ly rundt så lav/trær ikke blåser ned etter hogst. Sikre tilgangen på nye døde stående furuer.

**Elfenbenslav****Brunndogglav**

Unngå kjøreskader på den mosekleddede substratet. Bør sette igjen en skjerm mot sterk innstråling så mosen ikke tørker vekk. Skogen kan ofte være så åpen at uttak av virke bør frarådes.

**Skoddelav****Praktlav****Småragg****Trådragg**

Disse er avhengig av et fuktig og skyggefullt miljø. Forsiktig gjennomhogst, unngå store åpninger. Der laven forekommer i rik gammelskog som er upåvirket av hogst, bør lokaliteten forbli urørt.

**Huldrestry. Mjuktjafs.**

Disse er avhengig av gammel og fuktig skog. Sårbar for flatehogst nærere enn 100m. Enkelte verdifulle trær kan taes ut, men større uttak av virke bør unngåes.

**Generelle tiltak.**

Flere av de truede skoglavene er ofte knyttet til rikere vegetasjonstyper. Flere rødlista arter finnes innen eksisterende reservater, men ofte i små populasjoner, ettersom verneplanene ikke er laget ut fra hensyn til lavene. Derfor foreslår TØNSBERG et al (1996) en rekke lokaliteter hvor fredning bør vurderes, derav en i Hedmark (ved Brumundkampen) og hele 16 lokaliteter i Oppland.

Det frarådes å drive hardere hogst enn forsiktig bledning i områder med truede arter. Selv om arter har overlevd lukkede hogster før, så vet vi ikke hvordan resultatet vil bli ved dagens fragmenteringsnivå, klima og forurensningsbelastning. Det finnes flere eksempler på at lav i fredede lokaliteter har forsvunnet etter hogst i inntil-liggende områder. Ved små lokaliteter kan det derfor være behov for en buffersone rundt, og disse kan være større en selve bestandet med lav.

En bør også forsøke å redusere eller eliminere forurensende utslipp som kan forårsake sur nedbør o.l. Transplantering av lav fra lokaler med overskudd kan være et godt tiltak for å bevare truede arter, men bør forbeholdes de områder hvor andre tiltak ikke kan føre fram. Primært bør det satses på å det naturlige mangfold av organismer i et lokalt miljø hvor de naturlige prosesser er intakte.

#### 1.9.4 SOPP.

Den røde lista for sopp vokser stadig og omfatter nå ca 760 arter hvorav 325 finnes i barskog (BENDIKSEN et al. in prep.)

De mest utsatte artene (utryddet, direkte truet og sårbare arter) utgjør ialt 238 arter. Av disse finner vi:

20 arter i rik barskog (lågurt m.m.)  
 11 i kalkfuruskog  
 59 i annen barskog  
 34 i vanlig løvskog  
 80 i edeløvskog  
 8 knyttet til or  
 39 på relativt åpent naturbeite  
 11 i tørreng eller på sandyne  
 22 i sterkt kulturpåvirkede områder  
 3 andre  
 287 ialt fordi en del arter finnes i flere miljøer.

Av disse er det funnet 2 utryddete, 12 direkte trua og ca. 47 sårbare sopparter i barskogen i Oppland/Hedmark, men dagens utbredelses-karter basert på herbariebelegg vil være sterkt påvirket av hvor innsamlerne har vært bosatt.

De fleste artene er bare kjent blant et fåtall spesialister, og for en del av dem vet en relativt lite om økologiske krav og trussel-bilde. En del kan bare observeres med flere års mellomrom i det deres ettårige fruktlegemer ikke opptrer årlig.

Et større kartleggingsprosjekt av arters utbredelse er igang.

GENERELT vil mange av artene kunne trues av uttørking/ endret lokalklima etter flatehogst eller endret drenering. En annen vanlig trusselfaktor er fjerning av aktuelt substrat, som død ved i forskjellige stadier for vedboende arter. En del sopper på naturbeiter vil forsvinne etter tilplanting med gran. For en del arter er også langtransportert forurensning, særlig overgjødning med Nitrogen, en kjent trusselfaktor som bidrar til flere arter på røde lister i mellom-Europa.

En del både vanlige og sjeldenere sopper danner mykorrhiza med trær, og er viktige for trærns helse og næringstilførsel. Disse dør når vertstret dør, og dersom de har liten spredningsevne kan dette få negativ innvirkning på sikt.

Noen oversikt over aktuelle skjøtselstiltak for enkeltarter er det ut fra liten artskunnskap lite meningsfullt å sette opp. Jeg tar bare med ett eksempel på en vedboende kjuke .:

Lappkjuke (*Amylocystis lapponica*) Kategori: V

Sjelden gammelskogsart som i Norge idag er kjent fra 10 områder på Sørøstlandet, hvorav 4 i Oppland og 2 i Hedmark. Brunråtesopp på død ved av gran, utenfor Norden også på *Larix*, sjelden på *Abies*. Vokser på harde, delvis barkdekkete, store granlæger  
 Arten er relativt lett kjennelig og oppdagbar.

Artens nåværende begrensede utbredelse er åpenbart bestemt av bestandsskogbruket. Totalt sett inngår arten i gruppen av vedboende sopp som er sterkt negativt påvirket av det moderne skogbruket. Skogene der den vokser representerer de aller mest urskogsne med best bevart kontinuitet og tilstedeværelse av også en rekke andre kontinuitetskrevede arter. Artens utbredelse bærer preg av reliktføremster etter en stor og tidligere sammenhengende utbredelse. Større områder der arten forekommer bør totalfredes.

Arten tåler ikke flatehogst, men en blending hvor det tas hensyn til tilgang på død ved kan forsøkes i enkelte områder.

### 1.9.5 INSEKTER.

Antallet trua arter er stadig under revisjon. DN's oversikt fra 1994 inneholdt en gjennomgang for øyestikkere, døgnfluer, steinfluer, vårfluer, rettvinger, nettvinger, vannteger og biller. Ut fra denne kom en fram til at 79 sommerfugler og 120 bille-arter på rødlista var knyttet til skog. I tillegg kommer en del arter knyttet til vatn.

For biller har ZACHARIASSEN (1990) sett på 20 billefamilier og blant disse har han funnet fram til 145 sjeldne arter, dvs. at det foreligger mindre enn 6 norske funn av arten.

Av disse 145 artene er 27 funnet i Hedmark og 18 i Oppland.

Men en del av disse er ikke funnet på 100 år i Norge, og noen er ikke direkte knyttet til skog slik at vi står igjen med 16 sjeldne billearter i Hedmark og 11 i Oppland, hvorav 2 er funnet i begge fylker.

Av disse gir jeg fire eksempler på skjøtselsanbefalinger fra EHNSTRÖM & WALDÉN (1986).

Agonum mannerheimi er en løpebille funnet i urskogslignende, gjerne forsumpa bestander med gran, under granbark. Utsatt for endret eksponering og at slike bestand forsvinner. Eldre forsumpa bestand hvor arten finnes bør forbli urørt (avsettes som reservat). Grøfting i passende bestander anbefales ikke. Funnet i Vardal i Oppland.

Calitys scabra funnet i soppinfisert grov og mørken gran og furu. Gjerne på læger med tiltrykte kjuker. Betegnes som urskogsrelikt i flere land. True av at passende bestand forsvinner og av at det blir få døde trær liggende i skogen.

Enkelte nye vindfall bør spares, og unngå å kjøre istykker gamle vindfall. Funnet i Solør.

Tragosoma depsarium er en trebukk-art som lever i gamle læger og stubber av furu og gran, ofte ved myr. Vindfall av furu eldre enn to år bør spares for å skape kontinuitet i vindfall. Funnet i Solør og Odal.

Acanthocinus griseus er en trebukkart som utvikles i nylig døde tynnbarkedede deler av gran og furu. Er trolig en urskogsrelikt. Gamle opprinnelige barskogsbestand bør bevares. Funnet i Løten og i Odal.

## ETTERSOM FÅ KJENNER NAVN PÅ INSEKTER ER DET LIKE GREIT Å HOLDE SEG TIL GENERELLE TILTAK:

- Våtmark med rik vegetasjon og invertebratfauna bør vernes
- Sanddyneområder med de aktuelle faunaelementer bør sikres for framtida
- Områder med gammel edelløvskog bør fredes. Særlig gjelder dette enkeltstående trær og grupper av hul eik.
- Det bør etableres fredede områder med boreal barskog. Områdene bør omfatte fuktige urskogstyper. I Sverige har man sett at områder ned til noen hundre mål kan være tilstrekkelig livsgrunnlag for truede urskogsarter.
- Skogforvaltning og parkvesen bør oppmuntres til å la gamle grener og stammer av edelløvtrær ligge, som et tilskudd til den naturlige suksesjonstadier. Bestanden av den rødlistede Eikebukken økte etter at en del store stokker fikk ligge solekponert i 5-6 år i Larvik.
- Det bør vurderes hvilken virkning dagens eliminasjon av skogbrann har.
- de insekter som trekkes til kunstig belysning kan beskyttes ved valg av riktig lystype. De trekkes bare til lystyper med innslag av blått/ultrafiolett og ikke til rødt/ gult lys. Gul veibelysning istedetfor blå ville bidra til å redusere denne formen for miljø-forstyrrelser betydelig.

Biotopvern er mer effektivt en artsvern og anbefales for en del utsatte biotoper.

### 1.9.6 FUGLER.

Kilder BEKKEN (1988) (og pers. med.) og Atlasprosjektet (GJERSHAUG et Al. 1994)

I følge Atlasprosjektet (GJERSHAUG et Al. 1994) finnes følgende av de rødlistede skogsartene i Hedmark og Oppland:

Kongeørn	
Hubro	
Hvitryggspett	mulig 1 sted i Hedmark, 5 i Oppland.
Svartspett	
Hortulan	knapt 10 par i Hedmark, noen fler i Oppland
Trane	
Fiskeørn	
Lerkefalk	De fleste norske par (15-30) finnes nord til Ringsaker/ Åmot.
Lappugle	Har hekket i Trysil i 1989. Sporadisk hekking i Norge.
Slagugle	Seks revir i Hedmark, bare 2 i bruk samme år. Mulig hekking i Oppland?
Hønehauk	
Nattravn	Sikker hekking i Oppland, mulig i Hedmark.
Vendehals	
Skogdue	
Dvergspett	
Vepsevåk	Under 10 sikre i Hedmark, 2-3 i Oppland.
Gråspett	Ca. 12 par i Hedmark, vanligere i Oppland
Smålom	

Dette innebærer at bare 4 av 22 sjeldne/truede arter knyttet til barskog, mangler i Hedmark. For 6 arter er bestandene under 30 par.

#### TILTAK:

**Smålom** hekker ved små tjern omgitt av torvmyr. Den finnes i Hele Hedmark, men bestanden er liten, med unntak av området rundt Eidskog/Kongsvinger. Dersom det åpne området rundt myra avtar f.eks. etter gjødsling, planting e.l., vil arten i mange tilfeller ikke kunne bruke hekkeplassen mer. Arten er følsom for ferdsel og forstyrrelser i hekketida.

HENSYN: Lokaliteten bør registreres i viltkartverket hos fylkesmanen. Grøfting bør unngås, veitraseer bør legges vekk fra tjernet og man bør unngå forstyrrelser i hekketiden.

**Trane** hekker oftest i utilgjengelig myr. Den finnes i Hele Hedmark. Mest mellom 300-700 m og er vanligst i området Vangsåsen, Elverum, Trysil.

HENSYN: Lokaliteten må registreres og unntas fra grøfting, gjødsling og tilplanting. Unngå menneskelig virksomhet i nærheten (dvs, minimum innen synsvidde) 1.april -1.juni.

**Fiskeørn** hekker på fast plass hvert år, og finnes i nesten alle kommuner i hedmark, mest i Østlige deler av fylket. Bestanden tok seg opp fra et minimum omkring 1930, men har de senere år vært i tilbakegang igjen nasjonalt. Reirtrærne er utsatte ved hogst, ved at de felles eller blåser ned når de settes igjen. Det er mulig å sette opp kunstige reirplattformer for å styre hekkingen til mindre utsatte områder.

HENSYN: registrer reirplass og sett igjen en kappe rundt reiret ved hogst. Unngå aktivitet nærmere reiret enn 300m i tiden 15. mars-15.august.

**Kongeørn** finnes i øvre deler av skogen i Hedmark og plasserer ofte reiret i store furuer like under skoggrensa.

HENSYN: Reirplassen registrere og et område i radius 200 m bør forbli urørt. Unngå forstyrrende virksomhet i en radius av 500 m i hekketida 15.februar-15.august.

**Høsehauk** finnes i glissen bestand over hele Hedmark. Den er knyttet til bestander på over 200 dekar med eldre skog, gjerne i mosaikk med små myrer og hogstflater. Den har reiret i hkl. IV-V, og foretrekker en sone med gammelskog mellom reir og hogstflater, mens mindre åpninger ikke ser ut til å påvirke den.

HENSYN: Registrer reirplass og sett igjen en sone på 50-100 m rundt reiret, unngå at det blir en isolert øy med gammelskog. Unngå forstyrrelser 200 m rundt reiret i perioden 15.mars-15.august

**Vepsevåk** finnes nord til Ringsaker/Åmot i Hedmark, men en antar at det er bare omkring 10 par i Hedmark

HENSYN: Reiret og en omkrets på 50 m bør spares, og forstyrrelser unngås i en radius på 200m i perioden 15.mai-15.august.

**Lerkefalk.** De fleste av 15-30 norske par bor i gamle kråkereir i sydlige deler av Hedmark (nord til Ringsaker/Åmot). Den holder gjerne til på furukledde koller. Den synes å være avhengig av produktive våtmarker og innsjøer i nærheten. Påvirkes mye av hva som skjer i dens kjerneområder i mellomeuropa.

HENSYN: Det anbefales at furuholt nær våtmarker spares og at forstyrrelser i reiområdet unngås 1.mai-1.september.

**Skogdue** finnes i Hedmark i området rundt Hamar/Stange til Elverum. Det er også observert en hekking i Trysil. Den hekker i redehull i gammel løv og blandingskog i kultur-landskapet. Den kan også hekke i store osper langt til skogs, men søker næring på dyrket mark. Den er konkurranse-svak i forhold til kaie, og må da ta til takke med grunnere reir-hull

Hensyn: Alle trær med store reirhull bør settes igjen, og en del trær, særlig av osp bør få utvikle seg til nye reirtrær. Den kan også hekke i fuglekasser.

**Hubro** hekker med noen få par i hele Hedmark, helst i tilknytning til bregskrenter.

HENSYN: Det bør ikke avvirkes nærmere bergskrenten enn 50 m, og aktivitet bør ikke forekomme nærmere reiret enn 500 m i tiden mars-juni (september). Det bør være 1-2 korridorer med noenlunde grov skog fra reiområdet ut mot mer åpne marker der fuglen jakter. En viss tynning i tett skog nær skrenten kan forsvares. Også reir som for tiden ikke er i bruk bør behandles på samme måte.

**Slagugle** hekker noen få plasser på Finnskogen men er også funnet i Elverum, Våler, Åsnes-området. Arten er overveiende stasjonær, og jakter helst i eldre oppkvistet skog. Hekker i åpne skorsteinslignende hulrom i eldre trær, gjerne i råtnende osp eller branndrepte trær. Det er mulig å sette opp kunstige reirplasser.

HENSYN: Noen store osper og furuer må få utvikle seg fritt til å kunne bli reirtrær. Alle eksisterende grove stubber og hultrær må få stå. Der arten finnes bør en vurdere oppsetting av kasser.

**Lappugle** forekommer bare enkelte år (invasjonsart) i Hedmark (bl.a. i Trysil i 1989) og hekker i gamle hønsehaukreir eller rovfugltreir i grov furu. Dens vanlige utbredelse er i øst-Finnmark, hvor den foretrekker landskap med innslag av myr og sumpskog.

HENSYN: bevare myr og sumpskog, ta vare på arter som bygger egnede reir.

**Nattravn** er en insektsetende art som en vet lite om, men den er registrert hekkende i Oppland, mens det er noe mer usikkert i Hedmark. Hekker i åpen barskog, helst furu med røsslyngvegetasjon og innslag av bjørk og osp. Den blir lett forstyrret av menneskelig aktivitet. Arten blir også iblant et trafikkoffer, da den gjerne setter seg på veien om natta. Den er også utsatt på trekkruta til Afrika.

HENSYN: Mindre trafikk og aktivitet i de aktuelle områder sommertid?

**Vendehals** finnes nord til Ringsaker/Åmot. Hekker i naturlige hulrom eller i hull etter andre spetter i løv/blandingsskog eller i kulturlandskapet. Vi vet lite om årsak til tilbakegang, men det kan henge sammen med at den trekker til tropiske områder i Afrika.

HENSYN: Bevare lauvtre så det blir nok egne reirtre.

**Gråspett** er det lite av i Hedmark og finnes mest i Møre og Romsdal. Den trenger innslag av eldre osp. Er muligens også utsatt for redekonkurranse fra grønnspett og flaggspett.

HENSYN: Igjensetting og nyproduksjon av ospeholt er det viktigst tiltaket for denne arten.

**Svartspett** finnes nord til Storelvdal, men hekker muligens også i Os/elgå. Den trenger større områder av gammelskog der snødybden blir over 80-100 cm om vinteren, ettersom den etter maur og billelarver. I områder med lite snø er det mer tallrik i områder med mye ungskog.

HENSYN: Bevar store osper, og la nye ospeholt komme opp. Gamle redehull bør få stå. Rasmark, blokkmark sumpskog o.l. felter bør få være uskjøttet. Virke med treborende insekter bør få stå.

**Dvergspett** finnes det mest av i bjørkebeltet i Hedmark, men den er også påtruffet i Åkersvika og i beitemark og gråorskog langs glomma. Den er knyttet til løv- og blandingsskog gjerne med god tilgang på morne og svekkede trær. Reir i tynne og mørke stammer av osp, bjørk eller or.

HENSYN: Unngå "bortrydding" av døende og tørre løvstammer i skog generelt og tynning i sumpskog og strandskog. Det er særlig tynne råtestammer som betyr noe for denne arten.

**Hvitryggspett** sees iblant i Hedmark, men en kjenner ikke til sikre hekkings-observasjoner. Det hekker noen få par i Oppland. Trenger insektslarver hele året i store døde, og døende løvtrær og trenger da områder på over 3km<sup>2</sup> med over 30% løv. Om det egnede arealet er spredd på totalareal over 7 km<sup>2</sup> vil hvitryggspetten vanskelig kunne klare seg. Ofte knyttet til sumpskog eller rasmark.

HENSYN:

Verne evt. hekkeplasser og området rundt reiret. La gamle og døende lauvtre innen leveområdet stå, og gi anledning til nyrekrutering av egne tre.

**Hortulan**: Opprinnelig tilpasset åpent kulturlandskap som gammel beitemark, men hekker også torvstrø-myrrer og store brannflater. Er muligens tilpasset fattige områder hvor det er få gnagere og få predatorer. Har tidligere vært hardt rammet av kvikksølvbeising av såkorn. Også utsatt for fangst under trekket, og kan være rammet av tørken i Sahel-området i Afrika.

HENSYN:

Områder hvor arten finnes bør holdes åpne, unngå tilplanting eller gjødsling av gammel beitemark i områder der arten finnes.



## 2. INNLANDSNORGE.

Innlands-Norge har i flere sammenhenger blitt definert som Oppland og Hedmark fylker. For biologisk mangfold kunne det på grunnlag av klima og geologi være naturlig å inkludere deler av Østfold, Akershus, Buskerud, Telemark og Sør-Trøndelag fylker, og kanskje også deler av andre fylker i begrepet. Det oppstår imidlertid raskt et avgrensingspørsmål hvor det blir et visst rom for skjønn, og en får problemer med klare definisjoner og avgrensninger. Vi har derfor også i denne rapporten holdt oss til Hedmark og Oppland fylker. Dette forhindrer ikke at det meste av rapportens konklusjoner også kan anvendes for deler av andre fylker som måtte ha et markert innlandspreg.

Etter samråd med oppdragsgiver har vi også lagt liten vekt på fjellbjørkeskogen.

Ifølge landskogstakseringen er totalarealet under barskogs-grensa 11737 km<sup>2</sup> i Oppland og 19505 km<sup>2</sup> i Hedmark. Det utgjør hhv. 46% og 71% av fylkenes totalareal. Barskogsgrensa er definert som der det er minst 6 trær pr. daa som er eller kan bli 5 m høge. Arealet under barskogsgrensa fordeler seg slik på markslag:

	Oppland	Hedmark
Produktiv skogsmark	61,6%	67,7%
Skrapskogsmark	8,3%	5,0%
Trebevokst myr	3,2%	6,2%
Ikke trebevokst myr	5,2%	4,4%
Berg i dagen/ur etc.	0,9%	0,9%
Vann	7,4%	6,8%
Dyrket mark	9,5%	5,8%
Prod. skogsmark uten skogbruk	0,7%	0,6%
Andre arealer	3,3%	2,6%
-----		
TOTALT	100,0%	100,0%

Den produktive skogsarealet i hogstklasse II-V fordeler seg slik på treslag og alder:

	Oppland	Hedmark
Grandominert skog	65,4 %	45,9 %
Furudominert skog	21,5 %	45,2 %
Lauvdominert skog	13,1 %	8,9 %
	<u>100 %</u>	<u>100 %</u>
Skog yngre enn 81 år	53,2 %	59,2 %
Skog 81-120 år	24,9 %	27,2 %
Skog eldre enn 120 år	21,9 %	13,6 %

Arter knyttet til skog nytter også skrapskog og trebevokst myr, men det er ofte flere arter i rikere biotoper enn i næringsfattige biotoper.

### 3. BARSKOGENS NATURLIGE DYNAMIKK.

Granskogen kom til Norge for ca. 2500 år siden, og en del arter fulgte nok med skogen, mens andre var tilpasset de forhold som rådet før granskogen kom og fant nisjer i granskog som lignet disse. Bjørka var blant de første innvandrerne da isen trakk seg tilbake for 9000-10000 år siden, mens furua hadde sin glansperiode som skogdannende treslag i boreal tid for 7500-9000 år siden. Men også dette er for kort tid til at det har vunnet å utvikle seg spesialiserte arter for disse skogstypene i Norge. Den boreale barskogen er derfor relativt artsfattig sammenlignet med tropiske områder hvor spesialiseringen av arter ikke har blitt nullstilt av istider. Både furu og gran antas å ha kommet østfra, og arter knyttet til disse to skogstypene har følgelig spredd seg minst 1000 km på under 10000 år, eller i gjennomsnitt minst 100 m i året. Dette forhindrer ikke at en del arter ser ut til å ha problemer grunnet liten spredningsevne under dagens forhold.

En skog med stor variasjon i mikroklima, i forekomst av substrat, i jordbunnsforhold og i fuktighet, vil ha flere økologiske nisjer enn en ensformig skog. En rekke spesialister er bundet til helt spesielle forhold: det finnes insekter som i deler av sitt liv lever av sopphyfer som finnes i ved i et spesielt nedbrytningstadium, og det finnes sopparter som vokser på spesielle kroppsdeler på enkelte insektsarter. På den andre side finnes det også mange generalister som vil kunne forekomme i flere ulike biotoper. Et stort artsantall av grønne produserende planter vil føre med seg mange arter av konsumenter f.eks. av insekter, som igjen fører til økt fugletetthet og dermed flere fuglearter osv.

Moderne skogsdrift har endret miljøet i skogen på mange områder. En ren naturskog hvor en ikke kan se nevneverdige spor etter menneskelige inngrep som f.eks. skogsdrift, kalles for urskog. Begrepet naturskog blir ofte brukt om naturlig forynget skog som kan være svakt påvirket f.eks. av plukkhogst eller bledningshogst, men uten store hogstflater eller skjøtselsinngrep (KROHN 1982). I naturskogen skjer det en naturstyrt utvikling og den har vært lite påvirket av menneskelig virksomhet i lang tid. En moderne kultur-skog er derimot preget av mye flatehogst og/eller innplantning, ofte av fremmede provenienser.

En oppsummering av en del av de grunnleggende forskjeller mellom urskog og kulturskog er gjengitt i tab. 1. Som en følge av disse forskjeller har skogsbildet og artssammen-setningen i skogen også endret seg. Noen arter går fram, mens andre arter går sterkt tilbake i antall. Noen arter er truet av utryddelse fra de nordiske skoger (AHLÉN et al.1979, EHNSTRØM & WALDÉN 1986).

TABELL 1  
 NOEN GRUNNLEGGENDE FORSKJELLER MELLOM  
 URSKOG OG KULTURSKOG (etter BRÅKENHIELM 1982)

<u>Urskog</u>	<u>Kulturskog</u>
Ved foryngelse etter storm og brann er mye av den gamleskogen igjen; flekkvis foryngelse forekommer	flatehogst av hele det gamle bestandet, med eller uten igjensetting av frøtrær; markberedning forekommer
foryngelse først og fremst etter brann og vindfall	foryngelse gjennom planting sådd eller selvsådd under spesielle frøtrær.
pionertrær som bjørk og osp får utvikle seg, eldes og dø i bestandet	pionerløvtrær ryddes bort
samtlig trær utvikles av stedsegnet frø	ofte stedsfremmede plante- og frømateriale ved skog-planting
bred genetisk variasjon i oppvoksende bestand	liten genetisk variasjon hos oppvoksende bestand etter skogplanting
sene suksesjonsstadier er allminnelig	sene suksesjonsstadier forekommer svært sjelden
rikelig med gamle døende og døde trær	overårige og døde trær er uvanlige
rikelig med ved i ulike stadier av nedbrytning	død ved forekommer sjelden
all biomasse blir igjen i skogen	nesten alt stammevirke føres ut av skogen
estand med ulik alder, smååpninger og lere sjikt forekommer flere steder	som regel mer jevngamle, jevne tette og ensjiktete bestand
fler arter i tre- og busk-sjikt	ofte en eller et fåtall tre- og busk-arter
vekster og dyr, bl.a. flere truede arter som krever sene suksesjonsstadier forekommer, liksom arter med sen etablering	vekster og dyr som krever sene suksesjonsstadier er sjeldne
relativt få individer av mange arter	mange individer av færre arter
mange økologiske nisjer	færre økologiske nisjer
kompliserte næringsvever, utviklet over lang tid uten menneskelige forstyrrelser	korte ofte ufullstendige næringsvever ofte utsatt for drastiske forandringer
som regel dynamisk balanse mellom skadeinsekter og deres rovdyr; hver art har flere reguleringsmekanismer	større risiko for ubalanse mellom skadeinsekter og deres rovdyr; færre reguleringsmekanismer og risiko for eksplosjonsartet utvikling av visse arter

En urskogs sammensetning vil avhenge av den historiske utvikling på vokseplassen og av bonitet og klima. Russiske naturskoger kan deles i 3 klasser:

1. Absolutt fleraldrede skoger, betinget av minst 5 århundrer uten brann eller andre katastrofer.
2. Relativt fleraldrede skoger. Aldersforskjeller <200 år. Herskende generasjon utgjør 50-90% av bestandet.
3. Ensaldret skog. Aldersforskjell <40 år etter brann, vindfall o.l. katastrofer. Forynget i ly av bjørk og osp.

Av 37 mill. daa vest om Ural-fjella utgjør klasse 2 ca 60%.

Det har vært delte meninger om urskogens struktur.

En har endt opp med at det finnes to typer boreale barskoger.

#### I

På livskraftige vokseplasser er trærne høge og mange (> 160 pr. daa). Her opptrer horisontal kronelutning som ofte fører til oppkvisting til 1/2 trehøgde og meget slanke stammer.

Høyde/diameter forholdet= ca. 80. I optimalfasen er slike skoger labile og lite motstandskraftige mot snø og storm.

#### II

Bestand i relativt fattigere områder, høgt over havet eller langt mot nord har mindre trær og lavere stammetall. Høgde/diameter forholdet er her mindre enn 80. Her er stabiliteten høgere og bestandet ofte uensartet. Likevel kan en få relativt ensaldrende bestand på slike områder etter skogbrann.

For norske forhold er trolig den siste tilfellet vanligst.

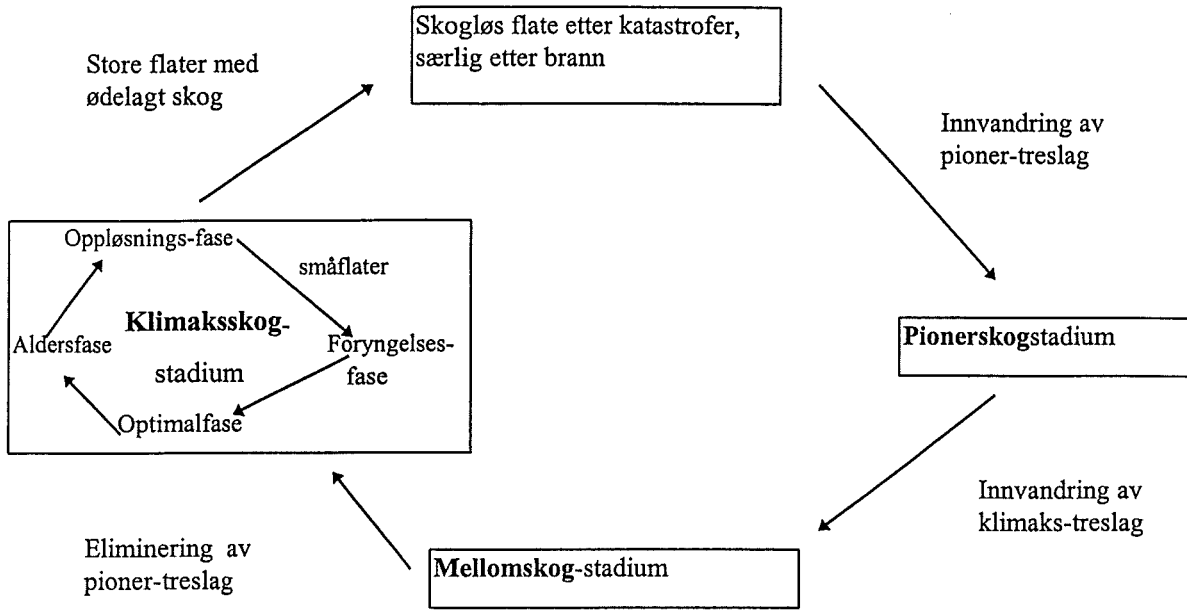
SCHMIDT-VOGT (1985) gjengir fig. 1 som viser en stor suksesjonssyklus etter katastrofer som brann og vindfelling over store areal (illustrert i fig. 2) og en liten syklus (:klimaksskog-stadiet) med fasevekslinger (fig. 3) som ledd i urskogsutviklingen. Lignende faseveksling er også beskrevet for norske forhold. Den lille syklusen kan etter flere generasjoner gran i kalde og våte områder føre til så sterk opphopning av råhumus med innvandring av sphangnum-arter at skogen dør og hede/myr-områder utvikles. Denne utviklingen ble beskrevet i Nord-Finnland for 40 år siden og omtalt som "naturens selvmord" (SARVAS 1959). I slike områder kan brann eller stormfelling være en nødvendighet for ny skog.

I figur 3 (fra en slovakisk fjellskog) tar en utviklingssyklus 350 år. Tidsspennet for en faseveksling vil kunne avhenge av boniteten. SAMSET (1996) har sett på urskogsrester i Hurdal hvor skogene i perioder har vært rammet av stormkatastrofer og billeangrep og fant på god bonitet en foryngelsesfase på 50 år av en total utviklingssyklus for alle faser på 150-200 år. Som en sammenligning av høg og lav bonitet setter han opp:

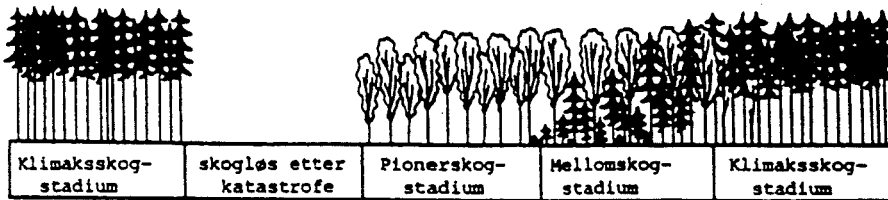
	GOD BONITET (G17)	LAV BONITET (G6)
Hogstmodenhets- alder i vanlig skogbruk	90 år	50 år
Klimaksalder	120 år	200 år
Gjennomsnitt maks.alder	140 år	255 år
Enkeltrærs maksalder	ca. 180år	ca. 350 år

Som det framgår vil vanlig hogstaldre endre omløpstiden og gjennomsnittsalderen på skogen betraktelig.

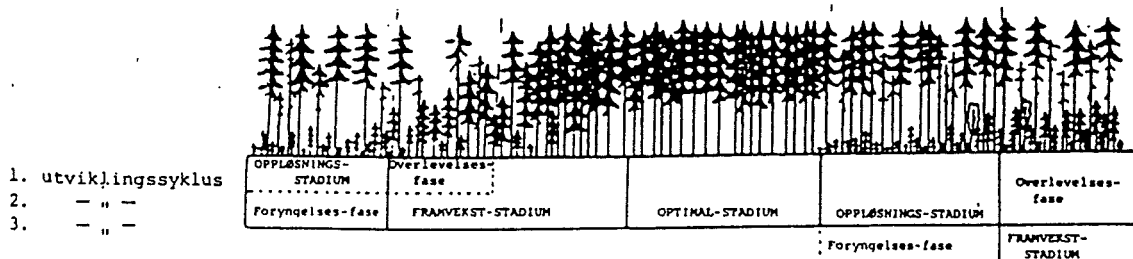
Brann i granskog med påfølgende treslagsskifte med løvskog kan forbedre jordsmonnet. Først etter noen tiår kommer grana tilbake i undervegetasjonen. I Nord Amerika og Sibir er skog-omløpet preget av brann, hvorav 78% er forårsaket av lynnedslag. I Alaska og Vest-Canada gir brann en syklus på 50-200 år, i Øst-Canada på 400 år. Furskog i Muddus nasjonalpark i Sverige har brent med 110 års mellomrom i gjennomsnitt for alle undersøkte punkter de siste 600 år, (ENGELMARK 1984). 81-90 år var vanligste intervall, mens brannfrie refugier fantes på myrer. Gamle furuer med tykk bark kan overleve flere skogbranner og det vil som oftest stå igjen noen enkeltrær og små flekker også med andre arter etter brann. ZACKRISSON (1977) fant 80 år som gjennomsnitt brannfrekvens langs Vindelälven i Västerbotten i Nord-Sverige siste 600 år. Effektiv brannbekjemping har ført til at det var 155 år i gjennomsnitt siden siste brann.



FIGUR 1.  
 Suksjesjonsstadier og faseveksling i boreal barskog.  
 Fra SCHMIDT-VOGT (1985) (forandret etter THOMASTIUS 1980)



FIGUR 2.  
 Suksjesjons-stadier i boreal granskog.  
 Fra SCHMIDT-VOGT 1985.



FIGUR 3.  
 Faseveksling i fjellskog i Slovakia (1200-1400 m.o.h.). Forandret etter KORPEL 1979.

#### 4. BIOLOGISK MANGFOLD.

Biologisk mangfold kan kort forklares som jordens variasjon i livsformer. Det omfatter mangfoldet i livsmiljøer og plantesamfunn, alle kjente og ukjente arter av planter, dyr og mikroorganismer, og den genetiske variasjon innen hver enkelt art. Det biologiske mangfold kan således deles inn i:

- Mangfold av og innen økosystemer
- Artsmangfold
- Genetisk mangfold.

I forbindelse med FN-konferansen om miljø og utvikling i Rio de Janeiro i 1992 ble det laget en internasjonal konvensjon om biologisk mangfold. I artikkel 2 defineres biologisk mangfold slik:

"Variabiliteten hos levende organismer av alt opphav, herunder bl.a. terrestriske, marine eller andre akvatiske økosystemer, og de økologiske kompleksene som de er en del av; dette omfatter mangfold innenfor artene, på arts nivå og på økosystem nivå".

Norge har sluttet seg til FN-konvensjonen om biologisk mangfold, og som et ledd i oppfølgingen av denne blir det nå laget en nasjonal strategi og handlingsplan for biologisk mangfold. Den nasjonale planen skal i henhold til konvensjonen basere seg på delplaner for de forskjellige sektorer, herunder også jord- og skogbruk.

Landbruksdepartementet har satt opp følgende sentrale overgripende mål for bevaring og bærekraftig bruk av det biologiske mangfoldet:

- å bevare variasjonen mellom og innen arter og økosystemer gjennom vern og bærekraftig bruk av alt biologisk mangfold.
- å disponere arealene og ressursene slik at det biologiske mangfoldet sikres på kort og lang sikt.
- å utforme landbrukets driftsmåter slik at livsbærende økologiske prosesser bevares og slik at sentrale økologiske prosesser i vann, luft, jord og vegetasjon ikke ødelegges.
- å stimulere til forsvarlig bruk og vern av de genetiske ressursene gjennom forskning, foredling og bioteknologisk utvikling.
- å sikre grunnleggende kompetanse om biologisk mangfold i alle beslutningsprosesser.

##### 4.1 HVORFOR BEVARE DET BIOLOGISKE MANGFOLDET.

Mangfoldet spiller en sentral rolle for opprettholdelse av livsbærende økologiske prosesser, slik som fotosyntese, bestøvning, nedbryting og forsyning av næringsstoffer til det økologiske kretsløp, hydrologiske sykluser osv. Mangfoldet bidrar også til å stabilisere økosystemene og gjøre dem mindre utsatt for sykdommer og andre ytre påvirkninger. Dette er en grunnleggende forutsetning for en langsiktig og lønnsom utnytting av naturressursene.

Det samlede økonomiske og rekreasjonsmessige utbyttet fra skog og utmarksprodukter er betydelig. Matnyttige arter, medisiner og genetisk nyttige materiale er gjemt blandt arter som kan forsvinne både på nasjonalt og internasjonalt nivå. Den genetiske variasjonen kan få stor betydning for artenes evne til å tilpasse seg miljø-endringer, f.eks. dersom jorda får en klimaendring med økt temperaturer som følge av utslipp av drivhusgasser.

Den potensielle verdien som ligger i genmassen og som kan utnyttes i genteknologien til menneskelige formål kan være store.

En del arter har, og andre kan få en betydning som indikatorer på hvordan utviklingen går i naturen. Forskjellige arter har forskjellig følsomhet ovenfor stress fra forurensning og klima, og endringer i artsammensetning kan være en indikasjon på at det skjer langsomme endringer som kan få økonomisk betydning på sikt, om vi ikke treffer mottiltak.

Verdier for undervisning og forskning: Både som historiske dokument og som utgangspunkt for å forstå økologiske sammenhenger, dynamikk i økologiske systemer og effekten av menneskelig virksomhet på lokal og global natur.

Opplevelsesverdier på estetiske og ikke-materielle plan kan være vanskelig å verdsette i kroner, men de er der. Ut over dette blir det også ansett at naturen har en egenverdi. Ut fra moralske vurderinger har ikke mennesket noen rett til å forvalte jordkloden på en slik måte at en får en ukontrollert utrydding av arter. Dette kan også knyttes til en ærefrykt for livet, eller til mer religiøse forestillinger.

Spørre-undersøkelser har anslått at hver husstand vil betale ca. 1000 kr. årlig for å ta vare på truede dyre- og plante-arter i norsk skog. Det knytter seg imidlertid meget stor usikkerhet til slike undersøkelser.

Det biologiske mangfoldet i Norge blir av DN anslått til:

Sopp	6000 arter
Lav	1800 arter
Moser	1056 arter
Karplanter	1800 arter
Insekter	15000 arter (+8000 arter en tror en vil finne)
Saltvannsfisk	150 arter
Ferskvannsfisk	41 arter
Amfibier	5 arter
Krypdyr	5 arter
Fugler	272 arter
Landpattedyr	57 arter
Havpattedyr	18 arter

Det anslås at det totale antall planter og dyr: fra sopp, lav og moser til pattedyr på land og i sjø i Norge, er omkring 33 000. I tillegg kommer encellede dyr og planter, alger m.m.

Insekter utgjør den største gruppen med ca. 23000 arter, hvorav bare 15000 faktisk er funnet og beskrevet. Generelt avtar den regionale artrikdommen både for karplanter og flere grupper invertebrater med økende breddegrad.

Det er ikke kjent hvor mange av artene i Norge som er knyttet til skog eller trær. Knappt halvparten av artene er vurdert med hensyn på om det er fare for at de skal bli utryddet fra Norge. Blant de truede artene finnes det oversikter over hvor mange som er knyttet til skog. (se neste kapittel)



## 5. TRUETE ARTER

Truete arter deles inn i flere grupper etter hvor truet de er. Ofte blir samlebetegnelsen "truet" brukt for direkte truete, sårbare og sjeldne arter. I andre sammenhenger blir "truet" brukt synonymt med rødlistet, dvs. at arten er klassifisert etter IUCN's kriterier på offentlige lister. Direktoratet for naturforvaltning gjengir den internasjonale naturvernunionens (IUCN) definisjon av trusselkategoriene slik:

(Ex) UTRYDDET. Arten er ikke påtruffet siste 50 år, eller ansees utryddet senere.

### (E) DIREKTE TRUETE ARTER:

Arter som står i fare for å utryddes. Deres mulighet til å overleve er små dersom de negative faktorene forsetter å virke.

Uttrykkene utryddelse og overlevelse brukes her i forbindelse med spørsmålet om formeringsdyktige bestander vil kunne opprettholdes eller ikke.

### (V) SÅRBARE ARTER:

Arter som kan gå over i gruppen "direkte truete arter" i nær framtid, dersom de negative faktorene fortsetter å virke.

### (R) SJELDNE ARTER:

Arter med små bestander som for tiden ikke er direkte truet eller sårbare, men som likevel er i en utsatt situasjon fordi de er knyttet til begrensede geografiske områder eller har en spredt og sparsom utbredelse i et større område.

### (V+) HENSYNSKREVENDE ARTER:

I botanikken brukes "sjelden" om arter med få finnesteder, uten særlig andre trusler enn planteinnsamling. Hensynskrevende arter kan ha flere voksesteder enn sårbare og sjeldne arter, men påvirkes negativt av ulike miljøfaktorer. Hensynskrevende blir nå også brukt for fugler.

### (I) USIKRE ARTER:

Arter som en vet tilhører en av de ovennevnte gruppene, men hvor våre kunnskaper er for små til å foreta en nærmere bedømmelse om hvilken.

### (K) UTILSTREKKELIG KJENTE ARTER:

Arter som en antar hører med til ovennevnte kategorier, uten å vite det sikkert.

### (A) ANSVARSARTER:

De siste par årene har det også blitt mer vanlig å merke ut arter hvor landet har et spesielt internasjonalt ansvar fordi det har en stor del av bestanden.

Ifølge MILJØVERNDEPARTEMENTET (1994) er nesten halvparten av alle arter som står på listene over truede arter i Norge, knyttet til skog. Ialt har en listet opp 898 av 1839 rødlistede arter som knyttet til skog. Fordelt på artsgrupper ser oversikten slik ut:

Sommerfugler	79 arter
Biller (20% av kjente arter vurdert)	120 arter
Fugl	18 arter
Pattedyr	13 arter
Karplanter (trær,blomster,bregner, sneller, kråkefot)	26 arter
Sopper	572 arter
Moser	46 arter
Busk- og bladlav	<u>24 arter</u>
	898 arter

Mange av de rødlistede artene er sjeldne pga. sitt krav til voksested/ boplass. Det knytter seg store usikkerhetsfaktorer til hvilke arter som fortjener en plass på lista, og hvilke trussel-faktorer som er avgjørende. En del arter av f.eks. insekter og fugler kan være tilfeldige gjester, som en ikke kan regne med å treffe på så ofte. Klimatiske forhold og tilgang på gammel urørt skog er viktige begrensende faktor for mange arter. Det antas at ca 1000 insektsarter er avhengig av død ved i ulike nedbrytnings-stadier. Innvandringshistorikk og klima har også medvirket til at det både blant insekter og planter finnes en rekke arter som ligger nær grensen for sitt utbredelsesområde i innlands-Norge. Det finnes arter såvel med nordlig eller sørlig utbredelse, og vestlig/ østlig/ sørøstlig utbredelse. En undersøkelse av biller i østlandområdet fant en at 35% av de undersøkte artene hadde en sørlig utbredelse, 5% en nordlig utbredelse, mens resten fantes på alle breddegrader.

Mange små arter som en antar finnes i Norge, er ennå ikke oppdaget her. På bakgrunn av observasjoner i våre naboland regner en f.eks. med at det finnes 23000 insektsarter i Norge, hvorav knapt 15000 er kjent idag. Mange av de kjente artene vet en også lite om utbredelsen av. Truethet er derfor vurdert bare for knapt halvparten av de kjente artene i Norge, og status for enkelte arter vil nok bli endret etterhvert som kunnskapen om dem øker. Den som leter den finner ofte, og således ble f.eks. trønderlaven som har vært offisielt erklært for utryddet, funnet igjen i trøndersk granskog i 1994.

Når en kommer ned på fylkes- eller region-nivå er kunnskapen om hvilke arter som finnes der og hvilke som er truet ennå dårlig systematisert. Mange av de nasjonalt trua artene er ikke aktuelle pga. klimaforhold eller trekk/innvandrings-veier. På fylkesnivå vil en imidlertid finne ytterligere arter som vil kunne forsvare en plass på slike lister, idet de vil kunne stå ifare for å forsvinne regionalt. Dette kan illustreres med listen som Oppland Ornitologiske forening har laget over truede fugle-arter i Oppland. Også innen et fylke kan forholdene være svært forskjellige. En verneverdig biotop i Nord-Østerdal kan f.eks. være relativt vanlig rundt Mjøsa pga. forskjeller i klima og geologi. (Se gjennomgangen for karplanter for eksempler.)

I det følgende vil jeg presentere noen sammenstillinger over status for de ulike grupper av arter.

## 5.1 KARPLANTER.

Karplanter omfatter bregner, sneller og kråkefot i tillegg til trær og blomsterplanter. Av 234 truede karplanter ialt er 26 arter knyttet til barskog. Orkideer er blant de som er mest utsatt pga. spesielle krav til lys, temperatur og fuktighet. Truede arter synes særlig å være knyttet til kalkfurskog og til vegetasjonstypen lågurtgranskog (LD1994). I tillegg til de 26 artene er en del truede arter knyttet til tidligere kulturmark, til myr og til edelløvsskog.

Det følgende er hentet fra samtaler med Anders Often (pers. med.)

Karplanter vil i stor utstrekning være avhengig av de edafiske vekstfaktorer på stedet, mens kryptogamer i større utstrekning synes å være knyttet til kontinuitet i forekomst av (1) død ved og gamle trær i gammelskog (2) skygge og fuktighet i bergvegger i gammelskog, og for noen arter (3) kontinuitet på lysåpne voksesteder i f.eks. naturlige rasmarker.

Østerdalen særmerker seg ved en del naturgitte og kultur-historiske forhold:

1. Overveiende slake hellinger og ensartet topografi
2. Overveiende svært fattig berggrunn (grunnfjell og sparagmitt), men små flekker med svært god berggrunn innimellom (gabbro/hyperitt i grunnfjellsområdet, kalkstein/kalksandstein i sparagmittområdet).
3. Svært kontinentalt klima med høye sommertemperaturer og mulighet for nattefrost det meste av vekstsesongen.
4. I nasjonalt perspektiv en gunstig plassering innvandringshistorisk for karplanter med sørøstlig-til nord-østlig, postglasial innvandring.
5. Relativt grisgrendt bosetning.

Det meste av Østerdalen har en svært artsfattig flora. Men regionens totale mangfold er ikke spesielt lavt. Mangfoldet er konsentrert til små punkter i landskapet. Dette er for såvidt et generelt biologisk fenomen, men synes å være ekstra tydelig for karplanter i Østerdalen.

Særlig verdifulle naturtyper for biologisk mangfold av karplanter i Østerdalen, med noen utvalgte artseksempler:

1. SØRBERG: Dvs. øst og sørvestvendte skrenter med iallefall noe baserik berggrunn.

Viktige artsgrupper:

a, Edelløvsogsarter (regionalt sjeldne - tildels vanlige i boreo-nemorale områder rundt Oslofjorden og i Sør-Norge).

Alm, hassel, lind, svartor, spisslønn. Brunrot, storklokke, svarterteknapp

b, Relikte fjellarter (regionalt sjeldne - tildels vanlige i norske fjell)

Bergrublom, Fjellrundbelg

c, Bergflate- og rasmarkarter (nasjonalt sjeldne uten å være rødlistet).

Hengepiggefrø, kalktelg, murburkne, stavklokke

## 2. SVÆRT EUTROF SUMPSKOG:

Konkuransesvake (og kontinuitetskrevende?) arter med østlig- til nordøstlig utbredelse (nasjonalt sjeldne - ikke på rødlistet).

Veikstarr, Trillingstarr, skogsøtgras

## 3. EUTROF SKOG PÅ FASTMARK: (Ofte lågurt- til høgstaudeskog eller gråor- heggeskog)

Svært næringskrevende (og kontinuitetskrevende?) skogsarter (nasjonalt sjeldne, noen er med på rødlistet).

Dalfiol, furuvintergrønn, Huldreblom, Huldregras, Marisko.

## 4. FLOMMARK LANGS ELVER:

a, økologiske spesialister (nasjonalt sjeldne, kan være vanlige lokalt, ikke på rødlistet)

Doggpil, Klåved, Mandelpil, Myrkråkefot.

b, "Nedspylte" fjellarter ( regionalt sjeldne, tildels vanlige i fjellstrøk).

Kvitstarr, Fjellsnelle, Setermjelt

## 5. SVÆRT EUTROF MYR. (RIKMYR, EKSTREMRIK MYR)

Svært næringskrevende myrarter (nasjonalt sjeldne, tildels på rødlistet).

Engmarihånd, Evjestarr, Honningblom

## 6. VANNVEGETASJON.

Østlige arter (nasjonalt sjeldne, men ikke rødlistet)

Sjøpiggnopp, Pilblad

## 7. BEKKEKLØFTER MED NOE BASERIK FJELLGRUNN.

(Svært sjelden naturtype i østerdalen, med arter fra gruppe 1 og 3)

Huldregras , Kalktelg, Dalfiol

## 8. SLÅTTEENG/BEITEBAKKE (lang kontinuitet med gammel driftsform- kulturbetinget mangfold.)

Her finnes en blanding av ulike artsgrupper, med mange sør-østlige tørrbakkearter. (regionalt sjelden - tildels vanlige i Gudbrandsdalen, ved Mjøsa eller i Oslo/Akershus/Østfold)

Knoppurt, Villin, Krattsoleie, Søyleeiner, Knegras, Solblom, Kratt-alant

## 9. FUKTBEITE NED MOT INNSJØER MED NATURLIG VANNSTANDSVARIASJON.

(kulturbetinget mangfold).

"Pusleplanter": Konkuranssesvake, ettårige arter, mange med østlig utbredelse. (nasjonalt sjeldne, tildels på rødlistet)

Firling, Vasskryp, evjebloom-arter.

## 10. ARTER MED ISOLERTE FOREKOMSTER I RANDSONEN AV SITT UTBREDELSSESOMRÅDE. (ikke knyttet til regionalt uvanlige naturtyper)

a, Østlige arter (regionalt sjeldne, vanlige i Sverige)

Finnmarkspors, Storveronika

b, Kystplanter (regionalt sjeldne, vanlige langs kysten)

Bjønnkam

11. ANDRE REGIONALT ELLER NASJONALT SJELDNE ARTER (Som ikke passer i andre grupper):

Kåltistel.

5.2 MOSER

FRISVOLL & BLOM (1992) presenterer en liste over 162 bladmoser og 58 levermoser som er sårbare eller truede arter i Norge. Av disse er 31 bladmoser og 15 levermoser knyttet til skog. I Hedmark og Oppland er det registrert 14 av de 31 bladmosene og 1 av de 15 levermosene knyttet skog. Svært få er funnet siste 40 år, og det er et fåtall arter som er registrert med mer enn 3 funn i et fylke. Nedenfor viser E,R,V og V+ til truetetskategori (jfr kap 5).

Barksigdmose (*Dicranum tauricum*) V+ 1 funn i Hedm.(før 1910 ?).

På morkne tre/stubber, evt grov bark v. basis på tre.

Grønnsko (*Buxbaumia viridis*) V+ 2 funn i Hedm, 1 Oppl.

På råtten ved/bløt mark i granskog. 6 funn i Norge etter 1950.

Morknemose (*Callicladium haldanum*)V+ 2 funn i H. 0 i O.

På råtten ved/bløt mark i rik skog. 3 belegg i Norge etter 1960.

Storskortemose (*Cynodontium suecicum*) V+ 1 funn i H, 2 i O.(Før 1915)

På kalkfattig berg i barskog.

Stammesigdmose (*Dicranum viride*) V I Stange før 1904. På stamme av lind/bjørk

Sigdfauskmose (*Herzogiella turfacea*) V Løten i 1977, ? Oppl.

På stubber/læger i fuktig skyggefull skog.

Skvulpmose (*Myrina pulvinata*) V+ 2 funn i H, 5 i O.

På røtter/stammer av lauvtre i bekk/sump.

Svøpfellmose (*Neckera pennata*) V 0 funn i H., 2 i O

Helst på alm, men gran, rogn, lønn, lind og poppel.

Orejamnemos (*Plagiothecium latebricola*) V+ 0 i H, 1 i O.

På røtter/råtten ved i sump. Helst av or.

Skalp-bjørnemose (*Polytrichum pallidisetum*) R 1 i H, 1 i O. før 1914.

På råtten ved/ fuktig humus i fjellbjørkskog.

Gløsmose (*Sematophyllum demissum*) E Bare funnet i Valdres i Skandinavia.

På fuktig stein i skog.

Huldretormose (*Sphagnum wulfianum*) V+ 8 i H, 1 i O.

På bekkekant i barskog.

Spisstrompetmose (*Tayloria acuminata*) R 0 i H, 3 i O før 1903.

På råtten ved /fuktig humus i fjellskog.

Setertrompetmose (*Tayloria splachnoides*) R 1 i H, 1 i O.  
På fuktig skogbunn, oftest i fjellskog.

#### LEVERMOSER:

Fauskflik (*Lophozia longiflora*) V+ før 1934 (?)  
(Systematiske uklarheter) I fuktige produktive barskoger.

Jeg har ikke funnet noen oversikt over hvilke arter en kunne tenke seg å føre opp i tillegg som spesielt utsatte i Hedmark og Oppland.

Som det framgår er det særlig i fuktige biotoper, og gjerne i forbindelse med råtten ved at en finner truede moser. Fuktige biotoper vil ofte lide under tørke i overflatesjiktet etter en evt. flatehogst. To av de tre artene hvor det ikke spesielt er nevnt fuktige biotoper, viser en draging mot edelløvtre.

#### 5.3 LAV

STØRKERSEN (1992) lister opp følgende 24 av 62 truede blad og busklav som epifytter i skog.:

Trønderlav	( <i>Erioderma pedicellatum</i> )	Ex
Granfiltlav	( <i>Pannaria ahlneri</i> )	E
Småragg	( <i>Ramalina dilacerata</i> )	E
Hjelmragg	( <i>Ramalina obtusata</i> )	E
Småblæreglye	( <i>Collema curtisporum</i> )	V
Kornfiltlav	( <i>Parmeliella testacea</i> )	V
Ulvelav	( <i>Letharia vulpina</i> )	V+
Fossenever	( <i>Lobaria hallii</i> )	V+
	( <i>Pannaria confusa</i> )	V+
Skorpefiltlav	( <i>Pannaria ignobilis</i> )	V+
Huldrestry	( <i>Usnea longissima</i> )	V+
	( <i>Bryoria tortuosa</i> )	R
Smårosettlav	( <i>Hyperphysica adglutinata</i> )	R
Irsk hinnelav	( <i>Loptogium hibernicum</i> )	R
Kastanjelav	( <i>Pannaria sampaiana</i> )	R
Kystbrunlav	( <i>Parmelia elegantula</i> )	R
Sørlandslav	( <i>Parmelia laciniatula</i> )	R
Gul buktrinslav	( <i>Parmelia sinuosa</i> )	R
Grå punktlav	( <i>Parmelia subrudecta</i> )	R
Grådogglav	( <i>Physconia grisea</i> )	R
	( <i>Physma omphalarioides</i> )	R
Sørlandsragg	( <i>Ramalina baltica</i> )	R
Blomsterstry	( <i>Usnea florida</i> )	R
Dvergstry	( <i>Usnea glabrata</i> )	K

I tillegg finnes det ialt ca. 1400 skorpelav som er ikke er ferdig gjennomarbeidet med sikte på truet og biotop. Antall kjente arter øker stadig. Omkring 1990 ble det i snitt funnet 29 nye lavarter pr. år.

En stor rapport om busk og bladlav, deres utbredelse og forhold til skogbruket er nylig utarbeidet. (TØNSBERG, GAUSLAA, HAUGAN, HOLIEN & TIMDAL 1996.)

Den røde listen over makrolav inneholder nå ialt 69 arter. Det er tatt vekk 14 av artene som sto på rødlista fra 1992.

utrydda arter	2
trua arter	16
Sårbare arter	11
Hensynskrevende	9
Sjeldne arter	18
ubestemte	5
utilstrekkelig kjent	7
internasj ansvar	1
TOTALT	69

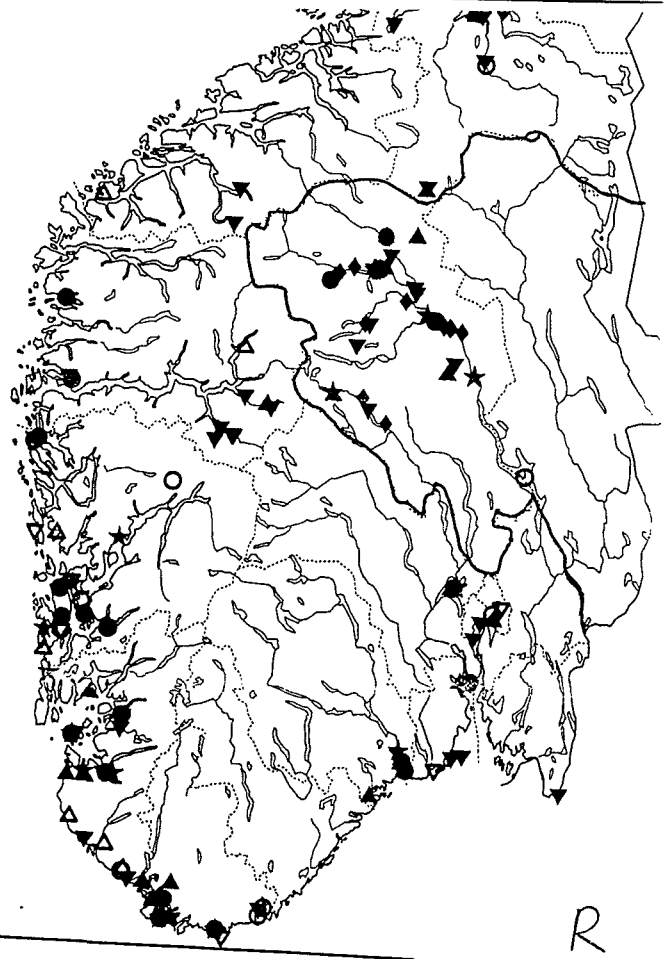
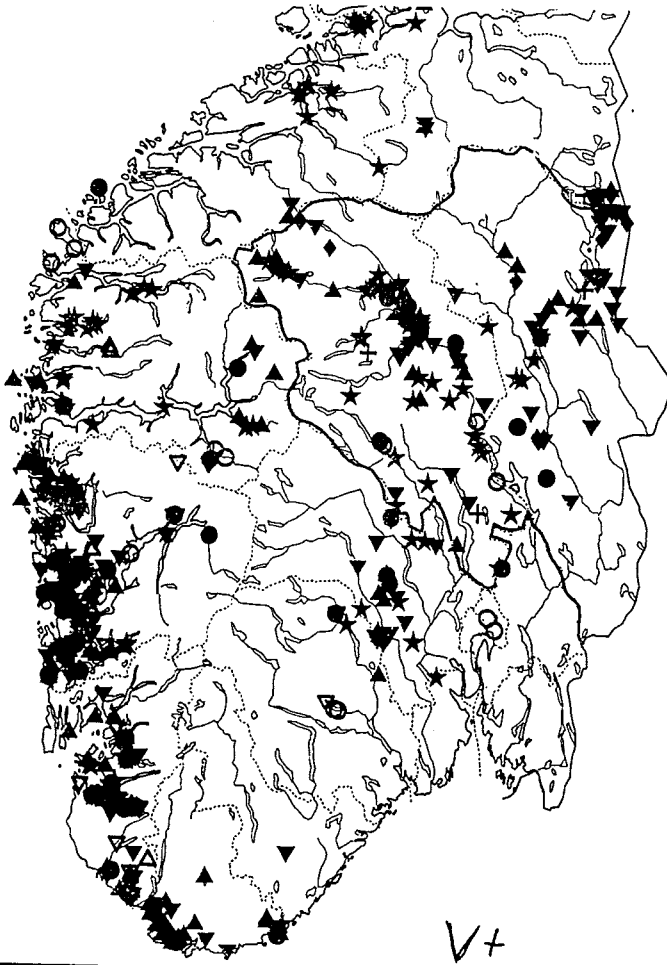
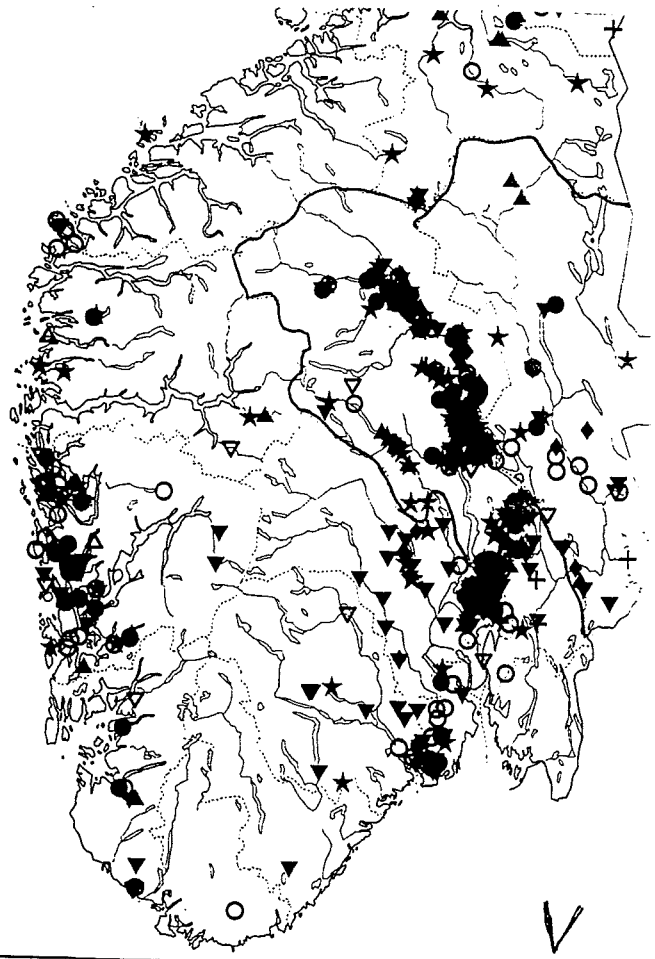
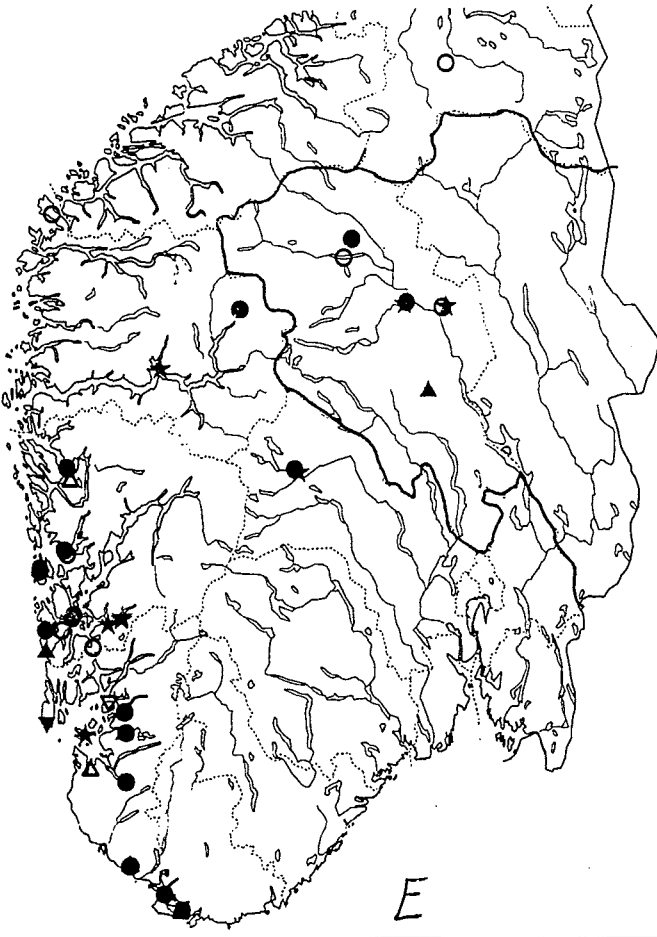
Av disse er 23 registrert i Oppland og Hedmark. Åtte av artene er ikke knyttet til skog slik at vanlig skogbruk kan være noen trussel, men gjengroing og ny skog er en mulig trussel. For 15 arter er det nevnt at skogbruk er eller kan være en trussel:

Følgende 15 arter er registrert i Oppland:

<u>Collema curtisporum</u>	(E) Småblæreglye. Osp i fuktig mikroklima.
<u>Pannaria ahlneri</u>	(E) Granfiltlav. Grove grangrener mot nord. (Utgått i O.)
<u>Pannaria confusa</u>	(E) På trær og fuktig berg.
<u>Peltigera retifoveata</u>	(E) I fuktig nordvendt bjørkeskog.
<u>Ramalina obtusta</u>	(E) Hjelmragg. Tynne grangrener i åpen fuktig skog.
<u>Ramalina thrausta</u>	(V) Trådragg. Gran/moseberg fukt.
<u>Ramalina dilacerata</u>	(V) Småragg. Greiner i fuktblandskog
<u>Usnea longissima</u>	(V) Huldrestry. Gammel fuktig granskog
<u>Evernia divaricata</u>	(V) Mjuktjafs. På trær og stein i gammel fuktig granskog
<u>Heterodermia speciosa</u>	(V) Elfenbenslav. Mosekledd stein i halvskygge
<u>Cetrelia olivetorum</u>	(V+) Praktlav. Stammer/moseberg fukt
<u>Menegazzia terebrata</u>	(V+) Skoddelav. Trestammer/berg fukt-
<u>Letharia vulpina</u>	(V+) Ulvelav. Dødt trevirke. (furu)
<u>Physcia magnussonii</u>	(R) Rimrosettjav. På Berg.
<u>Physconia detersa</u>	(K) Brundogglav. Mosekledd stein/tre

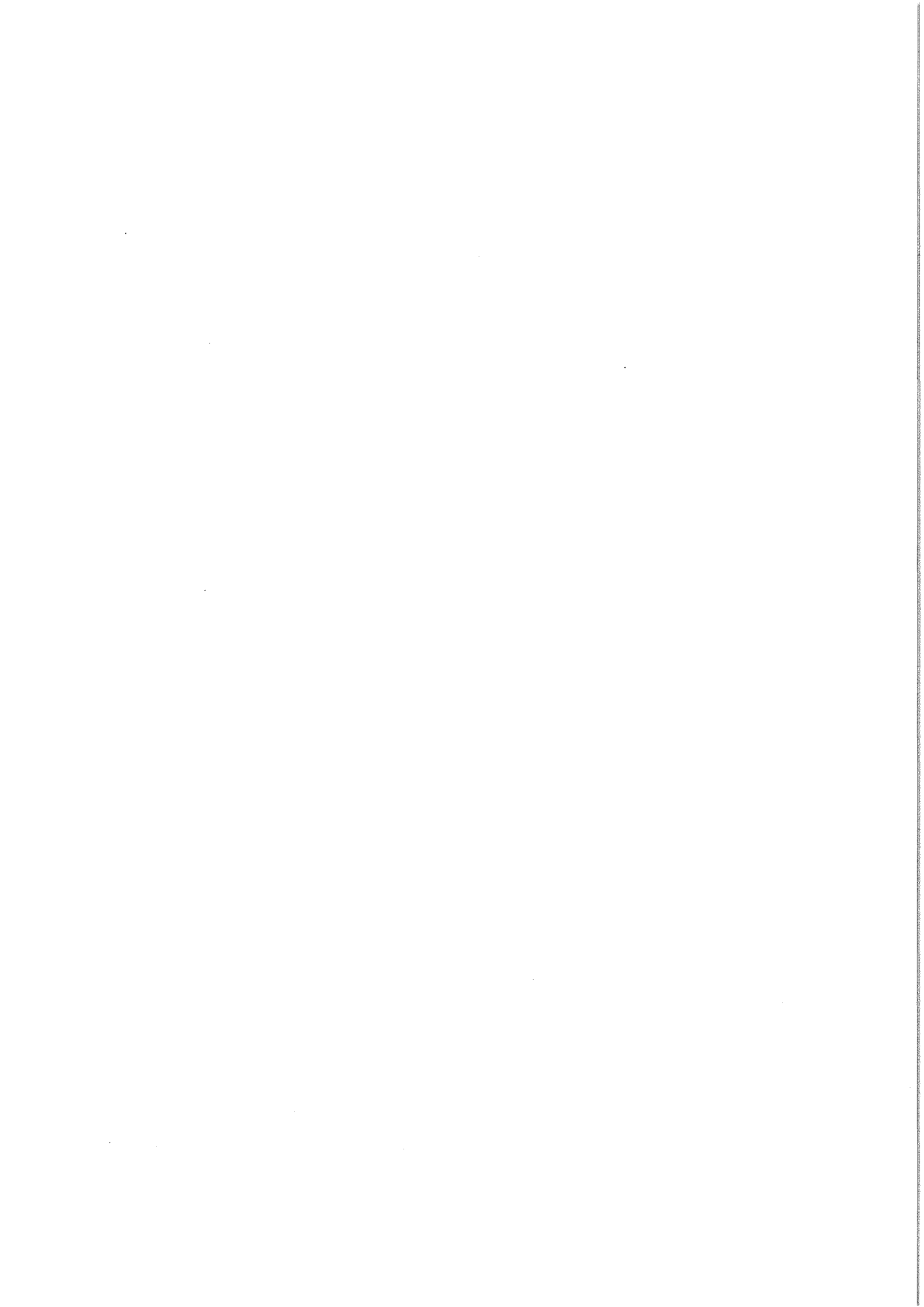
I Hedmark er det bare 7 av artene som er påvist

<u>Usnea longissima</u>	(V)
<u>Evernia divaricata</u>	(V)
<u>Ramalina thrausta</u>	(V)
<u>Cetrelia olivetorum</u>	(V+)
<u>Letharia vulpina</u>	(V+)
<u>Menegazzia terebrata</u>	(V+)
<u>Physconia detersa</u>	(K)



Lokaliteter med direkte trua (E), Sårbare (V), Hensynskrevende (V+) og Sjeldne (R) arter av lav i Oppland og Hedmark (etter TØNSBERG et al. 1996)





Mange vanlige lavararter tåler uttørking over lang tid. Blant de trua artene er derimot et stabilt mikroklima med høg luftfuktighet og rik, stabil tilgang på substrat blant de viktigste faktorene for disse. Dette fordrer lange omløpstider. Viktigste trussel blir således flateskogbruk og forurensning.

Trua arter finnes gjerne i rike vegetasjonstyper men er også vanlig i områder med mange langsomtvoksende bar- og løvtrær. Antallet hengende laver øker med økende alder på treet og det bør finnes trær i flere ulike aldersklasser for at lavene skal kunne formere seg. Osp og selje er særlig viktige substrat. Det skal også finnes ved i ulike nedbrytningsfaser både stående, liggende trær og stubber. Det finnes tilfeller i Sverige der en har bevart 50-100 mål for å ta vare på laver, men arten har likevel forsvunnet etter noen år, trolig grunnet klimatiske kanteffekter.

En del pionerarter f.eks. begerlav øker i frekvens ved flatehogst, og gjør at det ikke blir noen entydig sammenheng mellom forkomst av lav som gruppe og hogstklasse.

Blant arter på stående trær er det flest arter i kontinuitetsskog. Forskjellige treslag har forskjellig lavflora. Følgende faktorer er av indikatorer på stort artsmangfold:

- grov stabil bark på gamle trær
- Rikbarks-trær dvs. ask, alm, lind, lønn, osp og selje
- Kontinuitet i tresjikt og dødved.
- brann og stormrefugier for arter med liten spredningsevne.
- funn av lav fra lungeneversamfunnet

Lungenever-samfunnet er et artsrikt plantesamfunn som vokser på trær, gjerne rikbarkstrær, i jordbunnsmessig rike lokaliteter. Det domineres av 10 forskjellige blad-lav-familier, hvorav lungenever er den vanligste og mest i- øye-fallende. Artene er gode indikatorer for skoger med høy biodiversitet, både når det gjelder epifytt-flora og til en viss grad også når det gjelder karplante-floraen.

Mange lav baserer seg i stor grad på vegetativ formering, og spredningsenhetene er således mye tyngre enn f.eks. sporer og frø.

Viktigste forklaringsfaktorer for artsmangfold blant treboende lav er fuktighetsforhold, bestandsalder og vegetasjonstype.

Følgende miljøer er identifisert som særlig interessante:

- Bekkedaler
- Nord/østvendte skråberg og bergsprekker
- Blokkrik skog (ofte med lang kontinuitet)
- rik skog
- sumpgranskog
- kantskog mot elver, bekker og myrer

I skogbestander som har mikroklima og substrat som gjør at det kan huse trua og sårbare arter i så store mengder at arten er stabil over tid vil følgende tiltak være aktuelle:

- Unngå flatehogster (skjermstilling kan være aktuelt)
- System med spredningskorridorer (med treslagsblanding)
- Ikke-hogst av mange nøkkelbiotoper
- Rekruttering av nye løvtre (Hjortedyrbestanden kan være et problem.)
- Bevare nøkkelementer som :
  - Selje (og rogn) med lav
  - Osp med rik løvvegetasjon
  - Tørrgraner med skjeggglav
  - Læger

Flere rødlista arter finnes innen eksisterende reservater, men ofte i små populasjoner, ettersom verneplanene ikke er laget ut fra hensyn til lavene. Derfor foreslått TØNSBERG et al en rekke lokaliteter hvor fredning bør vurderes, derav en i Hedmark (ved Brumundkampen) og hele 16 lokaliteter i Oppland.

Det frarådes å drive hardere hogst enn forsiktig bledning i områder med truede arter. Selv om arter har overlevd lukkede hogster før, så vet vi ikke hvordan resultatet vil bli ved dagens fragmenteringsnivå, klima og forurensningsbelastning. Det finnes flere eksempler på at lav i fredede lokaliteter har forsvunnet etter hogst i inntil-liggende områder. Ved små lokaliteter kan det derfor være behov for en buffersone rundt, og disse kan være større en selve bestandet med lav.

En bør også forsøke å redusere eller eliminere forurensende utslipp som kan forårsake sur nedbør o.l. Transplantering av lav fra lokaler med overskudd kan være et godt tiltak for å bevare truede arter, men bør forbeholdes de områder hvor andre tiltak ikke kan føre fram. Primært bør det satses på det naturlige mangfold av organismer i et lokalt miljø hvor de naturlige prosesser er intakte.

## 5.4 SOPPER

Miljøverndepartementet har anslått at 572 sopparter er knyttet til skog av ialt 667 truede sopparter. Av disse er trolig "bare" 176 arter knyttet til barskog (FRAMSTAD 1995). BENDIKSEN et al. (in prep) lager nye rødlister for sopp, og har foreslått at lista skal bestå av ialt 760 arter hvorav 325 tilknyttet barskog. Ca. en tredel hører med til utryddete, truede og sårbare arter. Av de 325 er det 171 som bare forekommer i barskog. En nærmere gjennomgang av de truede og sårbare artene tilknyttet barskog viser at 62 av disse er funnet i Oppland og/eller Hedmark.

Enkelte sopper har vist seg nyttige som indikatorarter for biotoper med lang kontinuitet, hvor det også kan forekomme flere truede arter. En del av disse er nærmere undersøkt av prosjektet "Siste sjanse". Andre av de truede og sårbare artene er knyttet til kalkbarskog.

Flere sopparter trenger kontinuitet uten at dette betyr at de nødvendigvis er urskogavhengige. Langvarig kontinuitet uten drastiske hogster kan være nok. Enkelte morkler kan være avhengige av kulturpåvirkning som plukkhogst og beite, som gir rimelig lystilgang.

### UTRYDDETE OG DIREKTE TRUETE SOPPARTER I HEDMARK OG OPPLAND. (Etter BENDIKSEN et al. 1996)

#### Utryddete arter (Ex.)

*Pycnoporellus alboluteus* Polyporaceae  
Ett funn fra Åmot på 1800-tallet.

*Sarcosoma globosum* Sarcoscyphaceae  
Svartgubbe. Sist sett i Øyer i 1937.

#### Direkte truede arter: (E):

*Anomoporia albolutescens* Polyporaceae  
Brunrâte på død gran i gammel naturskog.  
Hvitgul kjuke (4 norske funn alle i Hedmark)

*Ceriporiopsis pannocincta* Polyporaceae  
Danner hvitrâte på bjørk, osp, gråor og gran  
(4 norske funn : 1 i Hedmark og 1 i Oppland)

*Chromosera cyanophylla* Tricholomataceae  
Granlåde i urskog.  
Blåskivenavlesopp Ett norsk funn: i Oppland

*Cortinarius dalecarlicus* Cortinariaceae  
I kalkrik skog med gran og furu.  
Silurslørsopp. To norske funn begge nær hverandre i Oppland

*Cortinarius pseudoglaucopus* Cortinariaceae  
I kalkrik barskog  
Fiolett knollslørsopp. To norske funn begge fra Oppland.

*Cortinarius rubrovioleipes* Cortinariaceae

I nålestrø under store graner

KUN KJENT FRA ETT STED : I OPPLAND.

*Haploporus odorus* Polyporaceae

På gamle seljer langs vassdrag og bekkeraviner i rel. urørte områder.

Nordlig aniskjuka. 7 norske funn: 3 i Hedm og 2 i Oppl.

*Hygrophorus atramentosus* Hygrophoraceae

I kalkfuruskog og lågurtgranskog.

Blågrå vokssopp. 2 norske funn: 1 i Oppland

*Hygrophorus calophyllus* Hygrophoraceae

I kalkbarskog

Fagervokssopp (5 norske funn: Eksistens i Oppland kan være trykkfeil)

*Hygrophorus subviscifer* Hygrophoraceae

I granskog.

Gulgrå vokssopp . 6 norske funn: 1 i Oppland.

*Hyphoderma subclavigerum* Corticiaceae

Ett norsk funn: i edellauvskogsreservat i Hedmark

*Perenniporia subacida* Polyporaceae

Råtten (barte)-ved i kontinuitet-skog. Østlig utbredelse.

Urskogkjuka. 6 norske funn: 1 i Oppland og 1 i Hedmark

*Squamanita fimbriata* Agaricaceae

I råtten mosegrodd granlæger i kontinuitetsskog.

Ved-knollsliresopp. KUN KJENT FRA ETT STED: I OPPLAND.

I tillegg finnes ca. 47 sårbare sopparter i barskog i Oppland.

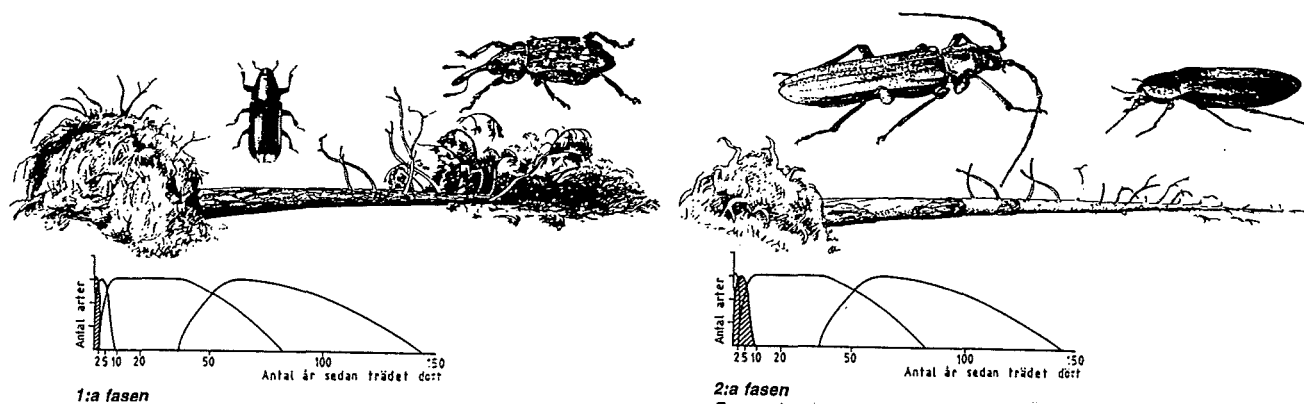
## 5.5 INSEKTER.

Dette er den mest artsrike gruppen både totalt og blant de truede artene. Av 436 arter registrert som truede arter er 199 knyttet til skogen. I tillegg kommer en del insekter knyttet til vatn.

Klimatiske forhold og tilgang på gammel urørt skog er en viktig begrensende faktor for mange arter. Artsrikdommen for flere insektsgrupper bl.a. biller, avtar betraktelig med økende høyde og breddegrad i Skandinavia. Av de 3400 bille-artene har ca. 2500 tilhold i skog. Av disse er ca 680 biller helt avhengig av død ved i ulike nedbrytningsstadier, mens 270 bruker både død ved og annet råtnende materiale.

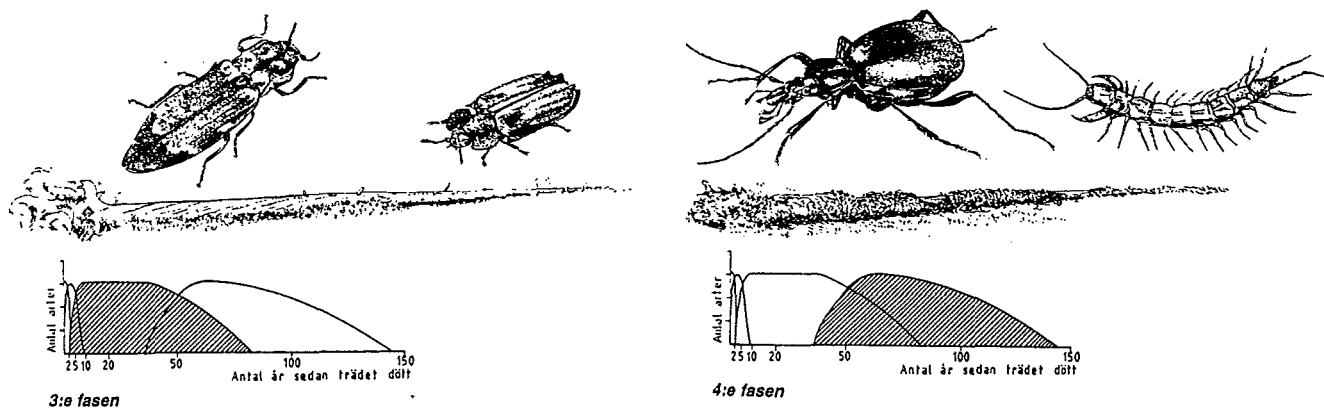
FIGUR 4.

Ulike virvelløse dyrs utnyttelse av ett dødt tre. Det er store variasjoner avhengig av treslag og geografisk beliggenhet. Artene nedenfor foretrekker furu. Fra EHNSTRØM OG WALDEN (1986).



Fase 1. Kortvarig stadium (1-2 år) med fortrinnsvis barklevende insekter. Her finnes barkebiller, trebukker samt visse gjester i deres ganger. Parasitter og rovdyr på disse arter forekommer også. Tegningen viser et par vanlige arter: stor margborer og furusnutebille.

Fase 2. Ganske kortvarig stadium med arter som lever under bark og i splintved som er soppangrepet. Barken begynner å løsne og faller av stammen. Flere arter begynner utnytte veden som føde. Bildet viser brun stubbebukk og en vedbille (*Xylita laevigata*) t.h. Det finnes enkelte truede arter i denne fase.



Fase 3. Langvarig stadium som kan strekke seg over flere tiår. Barken har stort sett ramlet av. En finner mest vedlevende arter. Under dette stadium finnes de fleste truede artene. Figuren viser den sjeldne smelleren *Danosa consersum* (t.v.) (larven lever av ved og som rovdyr på andre billelarver) og den truede vedboreren *Calytis scabra* som lever av soppangrepet ved i stammesprekker i tilknytning til kjuker.

Fase 4. Svært langvarig stadium der mengden av vedlevende arter avtar og erstattes med arter som utnytter stammen mer som beskyttelse, slik som visse jordlevende insekter, snegler og tusenben. Stammen begynner å gå i oppløsning. Ulike maurarter påtreffes ofte i veden. Figuren viser den snegle-etende løpebilleren *Cychrus caraboides* og en skolopender (*Lithobius* sp.).

De truede skogs-artene kan f.eks.

- være knyttet til spesielle substrat som er sjelden, f.eks brent ved eller ved i et spesielt forråtnelsesstadium
- leve av spesielle sopper eller kjuker som bare oppstår på gamle trær.
- trenge det skjul og den fuktighet de får inne i hulrom i trær.

Ulike arter kan utnytte et dødt tre i bortimot 150 år etter dets død. Dette illustreres med figur 4. Insektene som utnytter fase 1 har i dag gode forhold og hører til skadeinsektene i skogbruket. Det ser også ut til at dyr knyttet til fase 4 fortsatt klarer seg bra. Disse benytter det godt nedbrutte trevirke mest som beskyttelse og klarer seg kanskje med rester av dagens stubber og hogstavfall. I fase 2 og særlig i fase 3 finnes truede arter.

Evertebrater uten vinger kan vanskelig rekolonisere store flater i løpet av ett omløp p.g.a. sin lave spredningsevne, samtidig som mange ikke kan leve på snauflater. Disse artene kan bli utryddet i en effektivt drevet skog. Noen arter er også knyttet til stående døde trær. På et fredet skogområde i Nordmarka stod fortsatt 1 av 10 tørrfurer og 3 av 65 tørre graner 48 år etter første registrering på de oppmålte småflatene (BRAATHE 1980). Gjennomsnittlig stammediameter på disse var 20,7 cm for furu og 8,3 cm for gran.

Jordbunnsfaunaen er også utilstrekkelig kjent, med mange millioner individer pr m<sup>2</sup> jordoverflate. Det er ikke funnet arter i jordbunnsfaunaen som bare finnes i urskoglignede områder. Jordbunnsdyra er ikke så ensidig bundet til død ved som flere av de større evertebratene.

Ifølge EHNSTRÖM (1979) kan insektskader i skogen, delvis skyldes utarming av artsantallet av laverstående dyr ved rasjonelt skogbruk. Mange naturlige reguleringsmekanismer forsvinner trolig i form av parasitter, rovdyr eller konkurranse. Resultatet kan bli at noen få arter får så mange individer at de kan gjøre stor skade.

## 5.6 AMFIBIER OG REPTILER.

Av våre 5 reptiler er slettsnok klassifisert som sårbar. Mens av våre 5 amfibier er stor og liten salamander og spissnutefrosk på listene over truede arter.

Kunnskapen om artenes status er liten. Et program for inventering og utpeking av verneverdige lokaliteter er igangsatt. Skogbruket er ikke den viktigste trusselfaktoren for disse arter, men likevel vil hensyn til salamander-dammer være påkrevd der disse finnes.

Det er foreslått følgende flerbrukshensyn for amfibier og krypdyr:

- Drenér aldri myrer som har dammer og tjern.
- Småpytter og nesten gjengrodde pytter langs tjern er viktig å bevare
- Sett ikke ut fisk i fisketomme dammer og tjern
- Gamle og tørre trær bør få stå, og nedblåste trær bør få ligge
- Tilplant ikke sørvendte berglandskap
- Ødelegg ikke soleksponerte steinurer
- Ingen tilplanting nærmere tjern enn 50-100m, særlig ikke på sørsida
- Forsiktig hogst ved dammer og tjern er OK om hogstavfall fjernes fra vannkanten.
- Det er bedre med mange små hogstflater enn med få store
- Vær forsiktig med olje og pesticider, unngå spredning til vatn.

## 5.7 FISK.

En undersøkelse fra 1992 viser at 126 laksestammer i Norge er truet, vesentlig som følge av forsuring. Et høgt innhold av lauvtre er antatt å kunne bidra til å motvirke økende forsuring i skogen, og derved også avrenninga. Av knapt 7500 ørrettbestander i Sør-Norge er nesten halvparten tapt eller antatt tapt grunnet sur nedbør. Hogstavfall som havner i vassdrag og tett granskog med surt strø tett inntil vassdrag kan forverre situasjonen for belastede fiske-bestander.

Av 6 arter ferskvannsfisk som står på de nasjonale rød-listene finnes bare 1 (hornulke) i Hedmark og Oppland, idet den ble første gang påtruffet i Mjøsa så sent som i 1978. En vet lite om arten, men skogbruket har neppe noen betydning for den.



## 5.8 FUGL.

Av 65 rødlistede fuglearter er 18 knyttet til skogen.

STØRKERSEN (1992) fører opp 65 av de 249 hekkende artene i Norge på sin liste over truede arter. SOLHEIM (1987) har funnet fram til 62 trekkfugler og 46 stasjonære arter som er knyttet til barskog. Av disse finner vi igjen 20 arter på Størkersens lister over truede arter og BARSKOGSUTVALGET (1988) nevner ytterligere 2 arter.

Art	Status	Påvirkes av skogbruk	Antall par	Utvikling 1970-1990
Vandrefalk	Truet	mindre	150-200	++
Kongeørn	Sårbar	sterkt	700-1000	0
Hubro	Sårbar	middels	1000-3000	0
Hvitryggspett	Sårbar	sterkt	1000-2000	-
Svartspett	Sårbar	middels	2000-4000	0
Hortulan	Sårbar	mindre	100-500	-
Trane	Sårbar	mindre	1000-1500	+
Fiskeørn	Sårbar	sterkt	150-200	-
Lerkefalk	Sjelden	mindre	20-50	+
Trelerke	Sjelden	sterkt	50-200	0
Lappfiskand	Sjelden	sterkt	10-20	0
Lappugle	Sjelden	sterkt	0-20	sporad.
Slagugle	Sjelden	sterkt	10-50	0
Hønsehauk	usikker	sterkt	2000-3000	-
Nattravn	usikker	sterkt	100-1000	-
Vendehals	usikker	middels	2000-10000	-
Skogdue	lite kjent	middels	1000-5000	-
Dvergspett	lite kjent	sterkt	1000-5000	-
Vepsevåk	lite kjent	mindre	500-1000	0
Gråspett	lite kjent	mindre	1000-2500	0
Havørn	Sårbar		1500	+
Smålom	lite kjent		2000-5000	0

Status etter STØRKERSEN (1992), sårbarhet for skogbruk tolket etter SOLHEIM (1988). Antall og utviklingstrend i Norge fra 1970-90 etter Atlasprosjektet (GJERSHAUG et Al. 1994).

I følge Atlasprosjektet finnes ikke Vandrefalk, Trelerke, Lappfiskand og Havørn i Hedmark/Oppland. For 8 av artene er bestandene særlig små i Oppland/Hedmark:

Hvitryggspett mulig 1 sted i Hedmark, 5 i Oppland.

Hortulan knapt 10 par i Hedmark, noen fler i Oppland

Lerkefalk De fleste norske par (15-30) finnes i Hedmark nord til RINGSAKER/ ÅMOT.

Lappugle Har hekket i Trysil i 1989. Bare sporadisk hekking i Norge.

Slagugle Seks revir i Hedmark, bare 2 i bruk samme år. Det er usikkert om den har hekket i Oppland.

Nattravn Sikker hekking i Oppland, mulig i Hedmark.

Vepsevåk Under 10 sikre i Hedmark, 2-3 i Oppland.

Gråspett Ca. 12 par i Hedmark, vanligere i Oppland

Dette innebærer at 4 av 22 sjeldne/truede arter knyttet til barskog, mangler i innlands-Norge. For 6 av de 18 andre artene er bestandene under 30 par.

Ornitologisk Forening i Oppland har laget en liste over 79 arter som de anser for å være truede arter i Oppland. Dette utgjør ca. 45% av alle hekkefugler i fylket. I Hedmark er det ennå ikke laget noen tilsvarende liste. Det forventes at enkelte arter vil falle i andre truetkategorier, men totalt sett vil bildet være relativt likt i begge fylkene.

Følgende 29 arter knyttet til skog står på Opplandslista:

Direkte truet:

Nattravn, Hvittryggspett, Lappmeis

Sårbare:

Hønehauk, Skogdue, Hubro, Kattugle, Dvergspett og Løvmeis.

Sjeldne:

Vepsevåk, Haukugle, Nøttekråke og Kjernebiter

Hensynskrevende:

Musvåk, Storfugl, Perleugle, Grønnspekk, Gråspekk, Tretåspekk, Rødstjert, Lavskrike, Toppmeis, Konglebit, Vierspurv

Usikker:

Tornskate

Lite kjent:

Vendehals, Varsler, Bøksanger, Stjertmeis.

I tillegg kan en del arter tilhørende andre biotyper også være knyttet til trær, som f.eks. hortulan og kornkråke i kulturland-skapet, smålom, trane og fiskeørn i våtmark og kongeørn i fjellnære strøk. Også disse bør det tas hensyn til.

I tillegg vil en rekke arter være knyttet til edelløvskog og kantsoner langs elver o.l.

Når en ser på hele omløpet i skogen samt våtmarker o.l. (BEKKEN 1990) er det ca 130 arter som hekker i barskogsregionen. Av disse er det ca 70 som under visse forhold påvirkes negativt av skogbruket:

- 15 arter er sårbare for forstyrrelser
- 38 arter er påvirket av at reirtre fjernes
- 36 arter er påvirket av andre habitatendringer
- 26 av artene er hullrugere
- 18 av artene er spurvefugl.

Finske fugletakseringer har fulgt utviklingen for spurvefugler i skogområder fra 1920-1980 og fant følgende:

- Ca. 40 % av artene har økt i antall. Dette er sørlige arter, arter knyttet til åpne områder og generalister.
- Ca. 30% av artene er uten tendens. Blant disse finnes en del arter med naturlige bestands-svingninger og invasjonarter.
- Ca 30% av artene har gått tildels sterkt tilbake. Blant disse finnes bl.a. lappmeis (90% reduksjon i Nord-Finland), trekryper og lavskrike med over 50% reduksjon.  
Det var en tydelig tilbakegang blant standfugl i barskog, med en generell reduksjon i hardt drevet skog.

Norsk skog har en annen topografi, og driftenhetene har en annen skala enn i Finland. Resultatene er således ikke direkte overførbare, men er likevel tankevekkende.

## 5.9. PATTEDYR.

Hele 13 av 18 truede pattedyr-arter er oppført med tilknytning til barskog. Det gjelder 7 arter flaggermus, bjørkemus og rovdypene ulv, bjørn, jerv, gaupe og ilder.

Bjørkemus er karakterisert som sjelden, og muligens knyttet til beitet skog og setrer. Flere arter flaggermus er på grensen av sitt utbredelsesområde i Norge, og utbredelsen er dårlig kjent. Flere av artene finnes neppe i innlands-Norge. Gamle trær med råtehull eller hakkespetthull brukes som dagleie av flaggermus. Disse bør tas vare på også av hensyn til fugl. Flaggermus er også påtruffet i nærheten av tykke steinmurere f.eks. etter fløtings-anlegg, hvor de kan finne overvintringsmulighet. Videre er vel overvintring på loft o.l. i gamle hus et velkjent fenomen.

Ilder er knyttet til krattskog nær vassdrag og i kulturlandskap. Den har sin nord-grense i Syd-øst-Norge, men finnes muligens lengst sør i Hedmark/Oppland. Blir neppe særlig negativt påvirket av skogsdrift.

De store rovdypene burde dra nytte av økte hjortedyr-bestander. De har vært utsatt for et sterkt jaktpress. Et mulig tiltak er å unngå store snauhogster rundt hi og andre områder hvor artene måtte ha faste hvileplasser.

## 5.10 HENSYN TIL TRUETE ARTER

SE kapittel 1.10

## 6. AREALKRAV

For at en art skal kunne overleve og formere seg må det enkelte par finne store nok arealer av egnet biotop innen sin aksjonsradius. Dette arealet må oppfylle krav til ernæring, skjul for vær og predatorer, og boplasser. Noen arter har også spesielle krav utover egnet boplass i forbindelse med formering, i form av leiker osv. Foruten at det enkelte par må kunne finne nok egnet biotop, må også landskapet i stort kunne huse flere par for å unngå innavlseffekter o.l.

### 6.1 PLANTER

Arealkrav for de ulike planteartene ser ikke ut til å være klarlagt, men det synes rimelig å anta at arter knyttet til gammelskog skulle få sine krav oppfylt i en skog hvor alle skog-stadier finnes i naturlig blanding og med dødt virke av ulike dimensjoner og nedbrytningsfaser. Dessuten bør dette arealet være skjermet mot ugunstige klimavirkninger utenfra. Ifølge KORPEL (1982) trenges 300 daa for å ha en urskog i naturlig dynamisk balanse.

Ifølge prosjektet "siste sjanse" (NOA 1994) vil nødvendig størrelse på kjerneareal som settes av, avhenge av bonitet (mindre areal nødvendig i høybonitet) og hvilke organismer / type kontinuitetsområder man er interessert i å bevare (Jfr. tab. 2). For planter kan det også være nødvendig med et bufferområde rundt den interessante forekomsten for at skogen skal forbli upåvirket av omkringliggende hogstflater. (Jfr. kapitlet om kanteffekter).

#### Sopp:

Selv i en skog med høg kontinuitet av død ved må enkelte sopparter spre seg flere titalls meter for å finne en ny læger av egnet type. For at en art med sikkerhet skal kunne overleve må det sannsynligvis finnes flere læger av egnet type. De soppartene som krever størst dimensjoner på læger (lappkjuke/taigaskinn) vil i et kontinuitetsområde normalt bare finne noen få læger av egnet type pr. 100 dekar. En urskog i dynamisk likevekt må i Mellom-Europa være på ca 300 dekar. Da er andelen av de ulike stadier i skogen relativt konstant for ulike skoger. Et urørt kjerneområde på 300 dekar kan være et veiledende arealkrav for urskogsmiljøer av kontinuitetstype. I skog med få eller mindre kravstore indikatorarter vil man trolig kunne gå ned i areal og ikke være absolutt i kravet til urørthet.

#### Makrolav:

Lavarter som lever på kvister kan finne tilfredsstillende livs-miljø på en stor andel av trærne i et område som har de rette fuktighet og lysforhold. Disse artene har således små krav til areal, og kan trolig leve over lengre tid innenfor noen få mål. Lavarter som er knyttet til gamle trær eller bestemte typer trær må ha mulighet til å spre seg lengre enn vanlige kvistlav, da deres substrat opptrer mer spredt. I et kontinuitetsområde er det imidlertid relativt kort til nærmeste tre av egnet type. Arter med snevre substratkrav har ofte større arealkrav for å kunne overleve. Store bergveggs-forekomster vil imidlertid trolig kunne eksistere i århundrer eller årtusener hvis fuktighet og lysforhold opprettholdes, og krever således trolig bare noen titall mål for å overleve. Noen arter er spesielt følsom for endrede fuktighetsforhold. Det er gjort enkelte studier av lav og høgrelv planter som tyder på at øket luftgjennomstrømning kan påvirke plantene opptil 300m inn i skogen. (Jfr. kap. om kanteffekter).

TABELL 2: AREALKRAV FOR ULIKE ORGANISMEGRUPPER. (NOA 1994)

organismegruppe	type miljø	kjerneområde min.
Fugler	-	200-1000 dekar
Sopp	Kontin. død ved	100-300 dekar
Lav	Kontin i tresjikt	10-100 dekar

## 6.2 BUFFERSONER

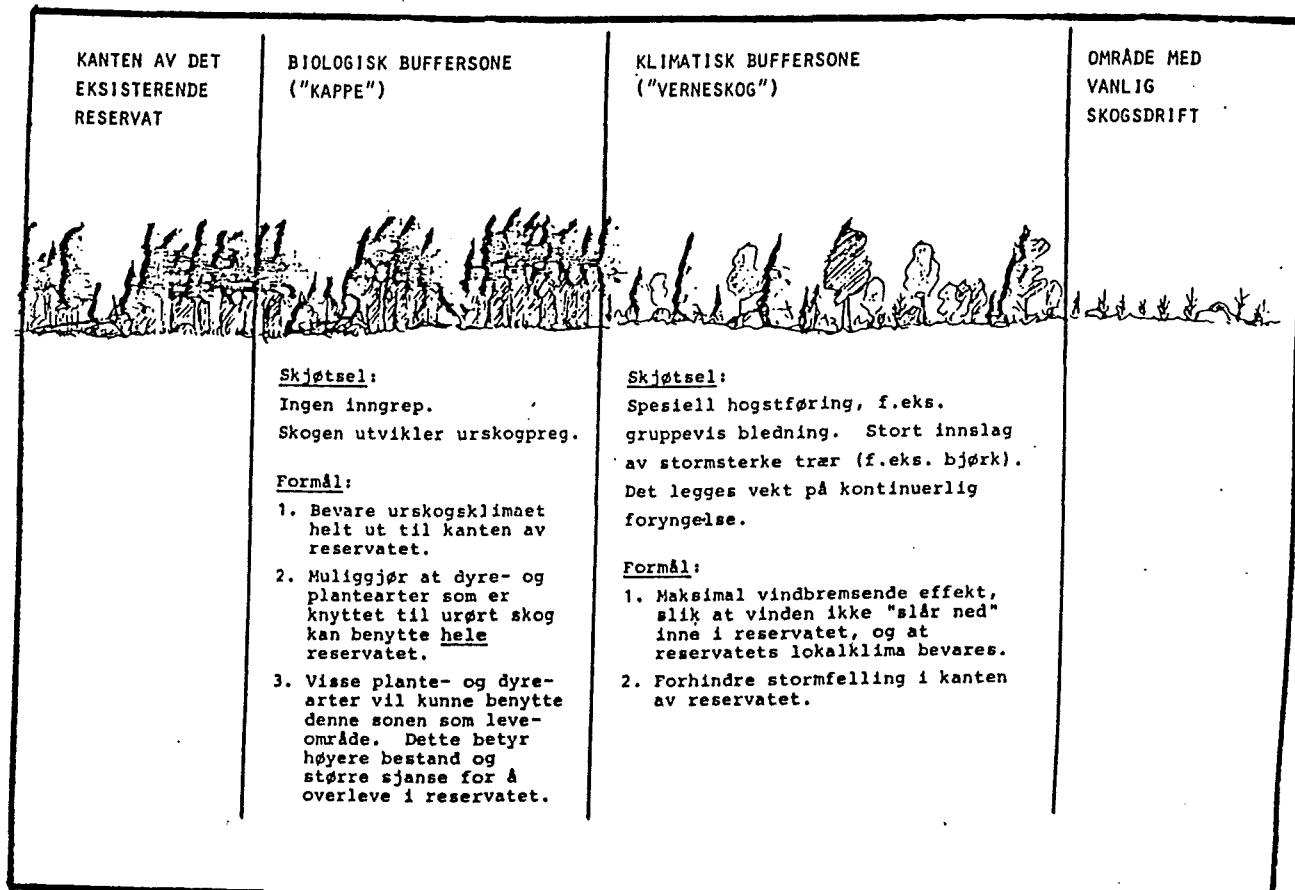
Storm vil lett påvirke biologisk verdifulle områder ved felling av trær fra kantene som vender mot hogstflata. En svensk undersøkelse viser at flater påvirker trærers dødlighet minst 50m fra flatekant, trolig lengre. Mest ødeleggende vil det være for områder som er fristilt på flere sider.

Snauflater vil føre til klimaendringer innover i verdifulle områder. Det blir mer vind og sterkere innstråling. Diverse klimaundersøkelser ( tabell 7) viser at det trenges en sone på oppimot 100- 200 m for å skjerme mot klimaeffekter fra nær-liggende hogstflater. Et reservat på 300 daa skjernet av en 200 m bred buffersone utgjør ialt ca. 1 km<sup>2</sup>. Dette kan i værharde strøk sies å være et minimumsestimat for å ta vare på urskogs-avhengige tørkesvake plantearter i barskogen.

Flatehogst i dalsider kan føre til uttørking av skog i motstående dalside. I flere undersøkelser har en funnet at lav blir sterkt redusert eller forsvinner opptil 50m fra hogstkanter. I fragmenter på 10 dekar var dødligheten for trær 8 ganger større enn i vanlig skog (ESSEEN 1985).

Arter som trives på hogstflata vil kunne trenge inn og påvirke eller fortrenge arter i verdifulle områder. Luftforurensning ser også ut til å avsettes mest i skogkanter.

Den del av buffersonen som er nærmest ikke-hogstområdet (50-100 m) bør forbli urørt av hogstinngrep. Det medfører at klimaet bevares helt ut i kanten av kjerneområdet, og at denne delen av buffersonen etterhvert utvikler samme preg som kjerneområdet. Den ytterste delen av buffersonen (50-100m ) skal skjerme kjerne-området mot stormfelling. Oppbremsing av vind synes å skje mest effektivt ved hjelp av en glissen "verneskog" bestående av stormsterke trær. En viss skjøtsel med hensyn på rekruttering av stormsterke trær kan derfor være nødvendig, f.eks. ved en bledning.



FIGUR 5.

En skjematisk framstilling av buffersoner og forslag til skjøtsel av disse rundt reservater/ større ikkehogst-områder. Etter HÅGVAR et al. 1985.

### 6.3 VIRVELLØSE DYR

Mange insekter, som f.eks. svermer av grashoppe, kan i andre land spre seg over store distanser på kort tid. I skogen er imidlertid vanlige spredningsdistanser betydelig kortere. Det er f.eks. påvist at mygg tettheten var redusert med 90% 60 m fra klekkeområdet og med 99% 120 m unna i skog. Over åpne flater kan derimot store bestander av mygg drive mer enn 1 km. For fire arter av truede sommerfugler i England (ARNOLD 1983) ble flygeavstanden funnet å være 350-1200 m. ARNOLD foreslår 14600 daa som minimumsområde for å verne disse artene. En del vanninsekter kan ta av når vanntemperaturen stiger over 17°C og kan drive flere km med vind inntil kvelden. For barkbiller er det funnet forskjellige arter i 10-171 km fra nærmeste barskog. Inne i skogen er spredningsavstanden for granbark billen (*Ips typographus*) opptil 1800 m.

En arts formering avhenger av om kjønnene kan finne hverandre, om gunstige substrat for egglegging finnes, om arten unngår for sterk predasjon og konkurranse, om klimaet er gunstig m.v. En rekke insekter har stor evne til å finne hverandre via feromoner. En kjenner også til insekter som ved lukkestoffer kan finne brannflater med deres ønskede substrat (eks. brent ved). På bakgrunn av litteraturstudier listet HELIÖVAARA & VÄISÄNEN (1984) opp 8 teger og 13 biller som er bundet til brannflater i Skandinavia. De fleste av disse har gått tilbake i antall.

Arealkravene tilsier at eventuell brenning for å skape brent virke til visse arter bør skje ved planmessig avsviing av små flater. Dette bør evt. begrenses til biotoper som er mindre verdifulle for andre arter. I Sverige kjenner en til skogbranner som har brent flere titalls km<sup>2</sup>.

For mindre mobile arter som f.eks. snegler er det funnet arter som har levd i flere generasjoner under en enkelt tregruppe.

Ved å la skogen inneholde alle stadier som inngår i et urskogsomløp kan en sikre at det finnes trevirke i forskjellige dimensjoner i alle nedbrytningsstadier. Dette krever (som nevnt i kap. 3) et areal på minst 300 daa., forutsatt punktvis foryngelse og ingen branner eller flatevis stormfelling. Da vil en også ha hule trær som en del evertebrater søker til. Tre hundre dekar kan således være tilstrekkelig for en rekke arter, mens man for noen insekter må over 1000 daa (Jfr. ARNOLDS sommerfugler).

### 6.4 FUGLER

Arealkrav og tetthet for fugl varierer noe med habitatet.

En oversikt over hvilke biotoper som inneholder flest fugler viser at det blir flere idivider og dermed fler arter i rikere biotoper.:

18 par spurvefugl pr. km<sup>2</sup> i lavfuruskog i Folldal

10-200 par spurvefugl pr. km<sup>2</sup> i granplantefelt.

350-650 par spurvefugl pr. km<sup>2</sup> i granskog i lavereliggende Østland.

2000-3000 par pr. km<sup>2</sup> i lauvdominerte sumpskog (alle arter)

1000-4000 par pr km<sup>2</sup> i frodige lauvskogstyper (alle arter)

600-1200 par pr. km<sup>2</sup> i magrere lauvskogstyper (alle arter)

Antall arter og total tetthet av fugl er to størrelser som følger hverandre i Østlandets barskoger. Verdiene har et minimum i de yngste stadiene og øker til et maksimum når skogen er ca. 70 år gammel for deretter å avta noe fram mot 100 års alder. Dette kan skyldes at felt- og buskvegetasjon og det meste av løvtrærne er utkonkurert på dette stadiet. 90% av artene skiftes ut når suksesjonen går fra flate til hogstklasse V. Forskjellene mellom naturskog og kulturskog i hkl. V er mindre.

Det er flere arter med økende lauvtreandel, men en del arter er spesifikk knyttet til barskog. Halvparten av artene som finnes i furuskog vil en ikke finne igjen i lauvskog. For å ta vare på hele spekteret trenger en derfor alle skogtyper. De fleste artene som søker sin føde på bakken finnes i alle skogtyper, med litt større tetthet i lauvskog. Det er blant de artene som søker føde i trærne at det skjer en utskifting.

For gammel granskog i Østlandsområdet mener STOKLAND (1994) at andelen lauvtre er den viktigste habitatsfaktoren som forklarer artsrikdommen. Men lauvtreandelen har en positiv sammenheng med lokalitetens produktivitet. Med  $H_{40} < 9$  var det ingen sammenheng mellom artsrikdom og produktivitet eller andel lauvtre. På bedre boniteter var imidlertid sammenhengen mellom lauvtreandel og artsrikdom klar.

Det er to hovedårsaker til denne sammenhengen. Lauvtrær øker mengden invertebrater som er tilgjengelig for fuglene, og derved antall fugler pr. arealenhet. Et økt antall fugler fører også vanligvis til et økt artsantall. Det er også flere arter som har tilhold i ren lauvskog enn i ren barskog, slik at flere arter er avhengig av lauvtrær. Gammel lauvtredominert skog utgjør 5,4% av gammelskogen og 1,6% av det totale skogarealet i sydøstre del av Norge. (TOMTER 1993). Den økte kunnskap om lauvskogens positive verdier bør derfor øke bevaringen og produksjonen av lauvtre-dominerte bestander. Artsrikdommen blir stor når lauvtreandelen er større enn 30%, men noen arter ser ut til å være knyttet til ennå høyre lauvtreandeler.

Fugler er til en viss grad tilpasset sitt habitat gjennom forskjeller i morfologi og spise-teknikk, men mange arter kan også utnytte ikke-prefererte habitater, trolig med redusert overlevelse og reproduksjon som resultat.

Når kontinuerlige områder med egnet habitat blir fragmentert, ser det ut til at artene svarer med å øke sitt leveområde til å omfatte nok egnet habitat. Det ser ut til at leveområdet kan økes fra 4-8 ganger litt avhengig av art. Dette skulle tyde på at de kan overleve med en reduksjon i habitat til 12,5-25% av det opprinnelige kontinuerlige habitatet. Som en tilnærming kan en tenke seg at habitater som utgjør 20% av det opprinnelige arealet kan brukes av hekkende arter, mens habitater som utgjør mindre enn 10% neppe vil bli brukt. En reduksjon til 20% må likevel forventes å påvirke reproduksjons og overlevelse-suksess i området.

Det er ca. 60 skogsarter av spurvefugl i Norge, hvorav 25 arter er standfugl. Spurvefugl i gammelskog er ofte standfugl, mens trekkfugler er mer fleksible eller knyttet til yngre stadier. Spurvefugl har høy reproduksjon og dødlighet, og arealkrav pr. par varierer fra 10 til 200 dekar, med enkelte unntak som f.eks ravn hvor et enkelt par kan bruke 10km<sup>2</sup>. Også innen samme art kan forskjellen være stor etter biotopforholdene. Trekryper kan således trenge fra 30-200 dekar pr. par. En levedyktig bestand på 50-100 par vil kunne trenge i størrelsesorden 10 km<sup>2</sup> med egnet areal.

De fleste fuglearter har en viss territoriestørrelse, dvs. det areal ett par trenger for å gjennomføre hekking og finne næring og skjul mot vær og predatorer. Dette varierer fra 0,3 km<sup>2</sup> hos noen meiser til opptil 300 km<sup>2</sup> for kongeørn. Territoriestørrelsen for noen fuglearter er gitt i tabell 3.



Undersøkelser på øyer i Hjälmaren og Mälaren (AHLÉN & NILSSON 1982) tyder på at arealene av lauvtreddominert skog må være minst 1 km<sup>2</sup> for at alle arter i fuglefaunaen i området skal være tilstede der. (Jfr. fig. 8).

TABELL 3. Eksempler på territoriestedstørrelse for noen fuglearter.

Art	Arealkrav
Svartspett	8-30 km <sup>2</sup> i Finland 1-8,3 km <sup>2</sup> i Mellomeuropa (næringsøk opptil 3-4 km fra reir)
Flaggspett	0,2-0,8 km <sup>2</sup>
Hvittryggspett	2 km <sup>2</sup> (men søker næring 1-3 km fra reir)
Dvergspett	<100-200m fra reiret
Grønnspekk	1,2-1,5 km <sup>2</sup>
Kongeørn	100-300 km <sup>2</sup>
Toppmeis	0,3 km <sup>2</sup>
Storfugl	0,1-3,0 km <sup>2</sup>
Orrfugl	0,1-0,7 km <sup>2</sup>

For opprettholdelse av en tiurleik eller et område for tretåspett er det trolig nødvendig at 500-1000 mål gammelskog settes av urørt eller svakt påvirket av skogbruket. For langsiktig overlevelse er det sannsynligvis nødvendig at en rekke territorier og leiker bevares innenfor et landskap, med få kilometer mellom hvert område for å sikre spredning. I tillegg til buffersoner rundt reirplassen er det for hønehauken nødvendig å bevare minst 45% av skogen innen for en radius av 250m, og sette igjen en del store gammelskogbestand som hver for seg er større enn 200 mål. (WIDÉN 1985)

Som tiltak for å bevare et mangfoldig fugleliv har STOKLAND (1994) og FRAMSTAD (1995) satt opp:

- Ta vare på S og V-vendte lier særlig med osp og bjørk.
- Ta vare på raviner og flommarksskog med gråor og hegg.
- Egnede biotop-areal bør være minst 30-40 daa, men det er bedre jo større de er.
- Hvittryggspett trenger arealer på 3 km<sup>2</sup> med minst 30% løvinnblanding, det er bedre jo mere det er.
- Innslag av rene løvskogbestand er særlig viktig i eldre suksesjoner. Andelen med Hkl.V og skog eldre enn 120 år bør utgjøre 20-30% i landskapet.
- Det gjør liten skade på fuglelivet å ta ut furu, selv om det kan gi redusert skjul bl.a. for jerpe.
- En del løvtrevirke bør få dø på rot og råtne. Om 10-20% får dø på rot og råtne vil dette også ha stor betydning for insektsfaunaen. En del store trær, løvtrær og død ved bør derfor få stå.

Hvis man vil være sikret mot katastrofeartede hendelser og tilfeldig utdøing er det i tillegg nødvendig at det etableres et nettverk av bevaringsområder på landskapsnivå, med korridorer imellom. Dersom en ønsker å ta vare på områder med naturlige tettheter av gammelskogarter vil en kunne komme opp i betydelig større arealer. For å ta vare på en tiurbestands naturlige tetthet er det f.eks. estimert at det trenges et areal på 1000 km<sup>2</sup>. (ROLSTAD et al. 1991)

Forekomst av noen av følgende arter kan sees som en indikator på at en har satt igjen nok lauv: hvitryggspett, dvergspett, stjertmeis, jerpe

For spetter har ROLSTAD et al. (1995) foreslått følgende tiltak: Svartspetten trenger tilgang på minst et reitre pr. 100 dekar flate (dvs for hver 300m) og ungskog i alder 0-25 år. Reirtrær må ha en diameter i brysthøgde på 30 cm (døde tre) , 35 cm (osp) eller 40 cm (furu: dvs over 100 år).

Andre hakkespettarter trenger 1 reitre pr. 10 dekar, dvs pr. 100 m. Dette bør være døde trær og osp som er minst 20 cm i brysthøgde. Denne tetthet av reirtrær dekker også behovet for de sekundære hulerugerne. Andelen døde trær på Varaldskogen var 0,5% (2-5 pr. 10 dekar). I russisk naturskog er det registrert 20% døde trær.

Gråspett, tretåspett, dvergspett og hvitryggspett er alle arter som får problemer om vinteren når det blir for lite døde trær.

For en del fuglearter er det viktig å unngå forstyrrelse ved reiret. Disse artene krever en viss urørt sone rundt reiret og at de ikke blir forstyrret av ferdsel i hekketiden i en noe større omkrets rundt reiret (tab. 4).

TABELL 4.

Størrelse på vernesonen og tidsrom og sonestørrelse hvor mennesket må vise hensyn rundt noen større fuglearters reir. Etter AHLÉN et al. (1979) og HÅGVAR (1987).

Art	sone uten inngrep	Følsom for forstyrrelser	
		tidsrom	Sone
Vandrefalk	x	1.4-15.8	1000 m
Havørn	200 m	15.2-15.8	1000 m
Kongeørn	200 m	15.2-15.8	500 m
Fiskeørn	x	1.3-15.8	100-300m
Øvrige rovfugl	50 m	1.4-15.8	100-200 m
Hubro	200 m	1.3-15.8	500 m
Andre ugler	x	1.4-15.8	100-200 m
Hegre	x	1.4-15.8	100-200 m
Tiurleik	x	1.4-31.5	500 m

## 6.5 PATTEDYR

Undersøkelser har vist at det er et tilnærmet linært forhold mellom artenes områdebehov (såkalt "home range") pr. individ og kroppsvekt. Rovdyra har imidlertid større arealkrav enn like store planteetere. Det er også vanlig at hanndyr hevder et større territorium enn hundyr og at ungdyr får mindre områder enn eldre, sosialt etablerte dyr.

Bjørnen er den største av artene som står på lista over truede arter i Norge. Den har et blandet kosthold av planter og animalsk føde, og er blant artene med størst arealkrav til sitt home range.

Et leveområde for en truet art må sikre arealkravene til så mange individer som er nødvendig for å sikre artens overleving. For grizzlybjørn har en ut fra demografiske forhold og miljøforhold laget en matematisk modell for å finne ut hvor mange individer en populasjon må ha for å overleve med de naturlige svigninger i dødlighet og fødselsrater i 100 år. Ut fra data i Yellowstone ble minste levedyktige bestand beregnet til 30 - 125 bjørner alt etter som 7 ubekreftede dødsfall av bjørn ble tatt med eller ikke. Minimumsarealet for å sikre en levedyktig grizzly-bjørnestamme ligger da i området 1050 km<sup>2</sup>- 13100 km<sup>2</sup>. Dette illustrerer usikkerheten ved slike beregninger. Dette ut fra vel 35-105 km<sup>2</sup> pr. dyr. I Norge/Sverige er det radiopeila en enkelt hannbjørn som brukte et areal på hele 27000 km<sup>2</sup>, mens det normale ligger på 1000-2500 km<sup>2</sup>. I Sverige har en kommet fram til en tetthet på 1.2 binner pr. 1000 km<sup>2</sup> i kjerneområdene.

TABELL 5 "Home Range"- areal som enkeltdyr eller par utnytter som leveområde. Bjørn, mår og gaupe ut fra nordiske studier, resten etter studier i USA og Canada.

Bjørn (hann)	250-750 km <sup>2</sup>
Bjørn (binne)	1000-2500 km <sup>2</sup>
Gaupe	130-2000 km <sup>2</sup>
Ulv	57-100 km <sup>2</sup>
Jerv	39-42 km <sup>2</sup>
Rødrev	4-20 km <sup>2</sup>
Mår	20 km <sup>2</sup>
Fjellrev	21 km <sup>2</sup>
Snømus	25-110 dekar
Røyskatt	120-163 dekar

Store rovdyr vandrer generelt over flere hundre km slik at de ulike områdene ikke kan sees isolert. Selv små pattedyr vil måtte fordele sitt leveområde på flere bestand i skogen.

For gaupe i Sverige har JONSSON (1986) funnet at noen dyr kan bruke mer enn 2000 km<sup>2</sup>, men en viss overlapping finner sted. I forskningsområdet på 3500 km<sup>2</sup> var det 20 gauper, hvorav halvparten unger. Også norske undersøkelser (NINA 1995) viser stor overlapping mellom ulike leveområder, men en viss tendens til revirhevding er funnet hos eldre hanndyr (GANGÅS pers. med).

Hannene bruker større områder enn hunndyr, og hunner med små unger bruker mindre areal enn andre. Vinter-arealet kan være 1,5-2 ganger så stort som home-range om sommeren. I 1996 regnet en med minst 70 gauper i Hedmark. Nå trenger ikke alle pattedyra ha hele sitt "home range" innen skog. Fjell og myrpartierer kan også inngå.

## 7. BEVARING AV GENETISK VARIASJON.

### 7.1 MINSTE INDIVIDANTALL FOR Å MOTVIRKE GENETISK UTARMING

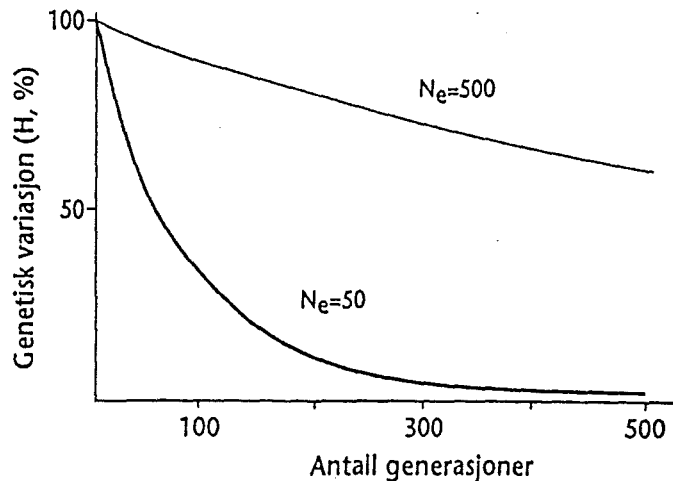
For planter har jeg ikke funnet noen beregninger for hvor mange individer som trengs for å utgjøre en minste overlevende populasjon. Mekanismene blir noe anderledes enn for dyr, dels ved at en ukjønnert formering ofte kan skje, dels ved at planter ikke kan forflytte seg bort fra uønskede miljøeffekter. For truede plantearter er det vel derfor snakk om å bevare det minste areal som trengs for at aktuelle miljø ikke skal forsvinne ved kortvarige klimafluktasjoner, gjengroing o.l. Jeg antar at de fleste aktuelle skogsplanter som tilhører gammelskogen vil kunne finne sin plass på det areal som kreves for at urskogens framvekst, optimums- og oppløsningsstadier skal kunne leve side ved side i naturlig mosaikk. Som nevnt tidligere kan 300 daa være et sannsynlig minsteareal for dette.

Arter som favoriseres av helt spesielle biotoper, f.eks. skogbrann, vil kunne trenge større arealer, evt. areal underlagt spesiell skjøtsel. En kan heller ikke se bort fra at enkelte planter som er avhengig av krysspollinering med andre individer, kan få problem med å få stort nok individantall i svake biotoper. For slike arter trengs kanskje større areal for å fange opp nok individer.

For dyr er det ut fra generelt kjennskap til de genetiske lover utledet et formelverk. Gjennom slike beregninger har FRANKLIN (1980) og SOULÉ (1980) funnet en nedre populasjonsgrense på 50 individer om en skal sikre mot innavl og genetisk utarming. Grensen er funnet ut fra at en vil ha mindre en 1% innavl, mens 2-3% er godtatt i husdyravl. De 50 individene må alle få mulighet til å forplante seg. I bestander med haremdannelse vil den aktuelle populasjonen ofte være 3-4 ganger så stor som den formeringseffektive del av populasjonen (SOULÉ 1980). FRANKLIN (1980) har ganget minste individantall med 10 med tanke på langsiktig overlevning under store miljøsvingninger. Med 500 individer er også tapet av genetisk diversitet grunnet genetisk drift (tilfeldig død av individ som ikke forplanter seg. m.m.) minimalt (Fig. 6). Tallet 500 kommer som nedre grense for pattedyr, og ligger iflg. MADER (1985) betydelig høyere for fugler og hvirvelløse dyr. Dette skyldes kortere levealder, betydelige bestandssvingninger og stor sårbarhet for miljøendringer. ARNOLD (1983) anser imidlertid at beregningene kan bli totalt annerledes for insekter som legger mange egg med stor genetisk variasjon, uten at han går inn på hvordan det vil påvirke tallene.

Det er påvist at små restbestander på under 100 individer av henholdsvis mellomspett i Sverige og lynchheihøne i Frankrike, døde ut. For lynchheihøna ble bestanden i sluttstadiet lite fertil og andel hanner økte. Bestanden sank raskt og døde ut i perioden 1920-1932. Innavlseffekter og skjev aldersfordeling ble foreslått som mulige årsaker til at mellomspetten døde ut i perioden 1975-83 (PETTERSON 1984).

På små øyer er det funnet at firfislere er mindre hetrozygote SOULÉ (1980). Dette kan sees som et tegn på innavl og inntrådte når øyene ble mindre enn 50 daa, hvilket skulle tilsvare 250-2000 individ av firfislere.



FIGUR 6.

Teoretisk beregning av sannsynlig tap av genetisk variasjon (målt som heterozygoti) grunnet innavl ved effektive populasjonsstørrelser ( $N_E$ ) på 50 og 500 dyr. På 100 generasjoner vil mesteparten av variasjonen kunne gå tapt med en populasjon på 50 formerings-dyktige individer. (Figur etter GYLLENSTEN & RYMAN 1985)

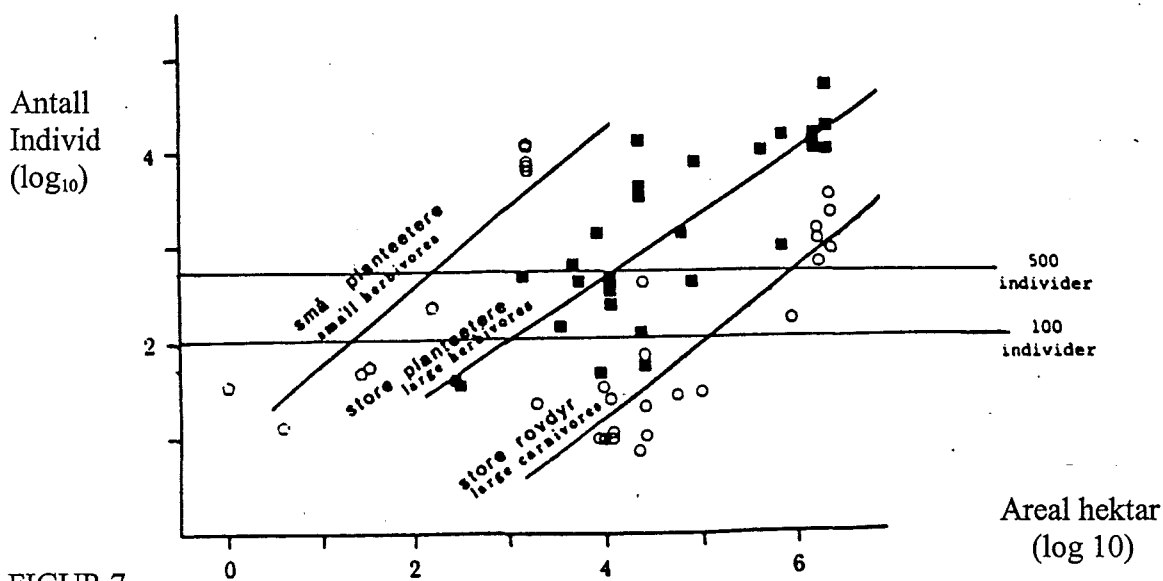
Det finnes eksempler på at færre individer enn 50 under gunstige forhold kan gi levedyktig stamme. Finlands mange tusen hjort skal visnok stamme fra ett eneste par. Utsetting av ialt 17 harer i 1973 - 75 på ei 28 km<sup>2</sup> nordnorsk øy gav grunnlag for årlig jakt med en avskytning i 1984/85 på 1200 dyr (HUSEBY og BØ 1985) Moskus i Norge og kaniner i Australia er andre eksempel på at små stammer kan bli levedyktige hvis forholdene ligger godt til rette for arten.

ARNOLD (1983) beregnet bestanden av fem truede sommerfuglarter i California til å være < 500 individ. Fordi den lengste registrerte flyveavstand for ett individ var 66-250 m for de fem artene, hadde de små muligheter til å få friske gentilskudd med immigrasjon. Han anbefalte derfor habitat-korridorer mellom nærliggende arealer med forekomster av artene for å sikre mot genetisk innavl.

For den mest utsatte arten med en populasjon på 180-540 individ de tre årene beregnet ARNOLD (1983) hele 44% sannsynlighet for utryddelse. En minstebestand for insekter på 500 individ er følgelig kanskje litt lavt anslått.

I tabell 5 framgår det hvor stort leveområde ("home range") et individ/familie av forskjellige pattedyr har. Leveområdet kan overlape hverandre en del slik at en ikke kan gange med 50 for å finne minstearealet for et enkelt bestand. Likevel vil ønsket areal for å bevare en art være 10-100 ganger større enn en families leveområde og fort gå opp mot 100 km<sup>2</sup>. I disse områdene kan også arealer som ikke underlegges vern inngå, - idet pattedyra ikke trenger kontinuerlig urskog for å overleve.

SCHONEWALD-COX (1983) har gjort regresjonsanalyse på data av estimerte populasjoner av pattedyr på arealer av kjent størrelse (bl.a. flere reservat). Mange av disse områdene er ikke isolert fra omverdenen, så dyrene kan benytte større areal enn angitt. Resultatet av hennes analyse er vist i Figur 7. Jeg har trukket linjer for 100 og 500 individ. Nå er ikke alle individ effektivt forplantningsdyktige, men 500 skulle likevel være en levedyktig populasjon på noe sikt.



FIGUR 7.

Regresjonslinjer for forholdet mellom log 10 av antall individer og log 10 av arealet i hektar for små planteetere (åpne femkanter) store planteetere (mørke firkanter) og stor rovdyr (åpne firkanter). Etter SCHONEWALD-COX 1983.

TABELL 6.

Forslag til klassifisering av områdestørrelse for å vurdere arealbehov for langsiktig bevaring av ulike dyregrupper. Arealene representerer fredete områder som nasjonalparker og naturreservater og ikke flerbruksområder. Etter MYSTERUD & KOLSTAD (1986).

Klasse	Størrelse <i>km</i> <sup>2</sup>	Egnet for levedyktig bjørnebestand ?	Kapasitet for fauna-ressurser
1	<1	nei	Områder for små til å bevare fauna-ressurser
2	1-10	nei	Områder som inneholder små areal med habitat. Enkelte bestander med gnagere, insekter og planter kan overleve effektivt. Tilbyr ingen sikring for de fleste virveldyr.
3	10-100	nei	De minste områdene som bør avsettes til å sikre fauna-ressurser. Kan inneholde sjeldne habitater som passer for virvelløse dyr, krypdyr og enkelte pattedyr. Denne størrelsen kan ikke opprettholde bestander av store fugle- og pattedyr-arter på lang sikt.
4	100-1000	nei	Mellomstore områder, hvor bestander av omnivore og herbivore småpattedyr kan overleve bra, i hvert fall midlertidig. Kan opprettholde små bestander av hjortedyr. Kapasiteten for bestander av store virveldyr og små rovdyr er begrenset.
5	1000-10.000 ?	?	Relativt store områder som sikrer bestander av små, mellomstore og store arter uten behov for aktiv forvaltning. Ikke store nok til å opprettholde utstrakte trekk av hjortedyr. Antagelig har de ikke kapasitet til å bevare bestander av store rovdyr på lang sikt.
6	10.000-100.000	ja	Områder som er store nok til å opprettholde hele det faunakompleks som karakteriserer vedkommende økosystem. Velegnet for langsiktig overlevning selv for arealkrevende bestander av store rovpattedyr som bjørn.

En slik populasjon trenger oppimot 1 km<sup>2</sup> for små planteetere, 10 - 100 km<sup>2</sup> for store planteetere og 1000-10000 km<sup>2</sup> for store rovdyr. SCHONEWALD-COX mener at nasjonalparker og reservater som er mindre enn 10000 km<sup>2</sup> (90 %) må drive intensiv skjøtsel for å forebygge at store virveldyr forsvinner. MYSTERUD og KOLSTAD (1986) har studert hennes materiale samt IUCN's (1975) oversikt over nasjonalparker og reservater. På grunnlag av erfaringer omkring hvor stor del av en bestand som er forplantningsaktiv foreslår de tabell 6 med arealkrav for langsiktig overlevelse av ulike dyregrupper med plass til 500 formeringsaktive individer.

## 7.2 GENETISK VARIASJON BLANT SKOGSTRÆR

Liten genetisk variasjon innen en populasjon kan gi uønskede effekter. Moderne skogbruk innebærer ofte et utvalg av treslag, provenienser og enkelttrær som er annerledes enn det valg naturen ville ha gjort. Det finnes eksempler på at manglende hensyn har gitt skadelige effekter. For det østlige USA bli det antatt at selektiv hogst av de beste trærne kan ha medvirket til dårligere trær av to furuarter. Dårlig form på mange meksikanske furuer henføres også til selektiv hogst. Det hevdes også at mahogny er blitt redusert til en buskvekst mange steder i Mellom-Amerika grunnet selektiv hogst, slik at arveanlegg for buskvekster nå er mest utbredt.

Med få unntak har studier vist at 88-97% av den genetiske variasjonen innen en art er å finne mellom trær i samme bestand. Ved en fornuftig gjennsetting av frøtrær og foredling, samt bruk av generativt formerte planter anser en derfor som lite sannsynlig at det genetiske mangfold blant skogstrær skulle bli skadelidende.

Bruk av vegetativt formerte kloner vil gi mindre variasjon. Det blir gjort forsøk med kloner fra bare 18 - 20 genetisk forskjellige individer pr. ha i Ungarn, mot 2000-2500 genetisk forskjellige frøplanter tidligere. Dette kan gi en økt sårbarhet for sykdom og insektangrep. Skogens skadeorganismer har mange generasjoner for hver generasjon trær, så deres slagkraft kan utvikle seg fra år til år ved naturlig utvalg uten at skogens resistens kan forandres. Slike tilpasninger hvor 2. generasjon har økt angrepsevne for et bestemt vertsindivid er påvist bl.a. for Nuculaspis californica (en skjoldlus) på Pinus ponderosaa (gullfuru). En slik utvikling vil være særlig farlig i store områder med liten genetisk variasjon mellom trærne. Kostnadene ved klonplanter gjør imidlertid klonskogbuket lite aktuelt for norske forhold.

Arvelighetsmønstret for trærns motstandskraft mot insektangrep og miljø-belastninger kjenner en lite til, men det er store fenotypiske forskjeller i resistens både innen og mellom populasjoner. Diskontinuerlig variasjon, som ofte skyldes at variasjonen er knyttet til ett locus, er mer vanlig for urter enn for trearter.

## 8. ØYBIOGEOGRAFI

Det er også andre sider enn artens krav til home-range og fare for innavl som setter grenser for artens arealkrav. Det har vist seg at en stor øy huser flere arter enn en liten øy. Det finnes flere alternative forklaringsmodeller til dette fenomenet:

1. Økt habitatdiversitet ved økt størrelse, gir flere nisjer av rett størrelse for arten-. Større øyer har flere biotoper enn små. (WILLIAMS 1964)
2. Antallet arter på en øy utgjør balansen mellom utdøing og innvandring. Utdøing avhenger av tilfeldigheter og av populasjonstørrelsen, som igjen avhenger av øyas størrelse. Innvandring beror på avstanden til fastlandet, eller omkringliggende areal av samme type. (MACARTHUR & WILSON 1967)
3. Det kan også tildels være et utslag av en samplings-effekt. Små øyer kan sees som stikkprøver ut av en større øy, og en vil finne flere arter på hele øya enn på den enkelte mindre stikk-prøve. (CONNOR & MCCOY 1979). Når øyene blir veldig små vil imidlertid arter med store revir alltid mangle, vanlig arter kan imidlertid opptre i større tettheter enn på fastlandet (NILSSON 1986).

Av disse forklaringsmodellene har øybiogeografisk teori (MACARTHUR og WILSON 1967) vært mest brukt, men også mest omdiskutert. Ifølge denne er antallet arter på en øy avhengig av øyas størrelse og avstand til nabosamfunn. Desto større øya er og jo nærmere den ligger andre øyer og fastlandet, jo flere arter finnes der. Tilfeldig utdøing og innvadring av arter blir like store over tid og artsantallet blir i balanse. På grunn av denne omsetningen av arter (turnover) forandrer artsammensetningen seg stadig. Hvilke arter som slåes ut blir ofte sett på som en tilfeldig prosess. Naturlige og tilfeldige svingninger i artsantallet vil lettere bli kritisk for en liten populasjon enn for en stor. Enhver art med liten bestand står derfor i fare for å dø ut p.g.a. populasjonssvingninger. Dersom arten er sjelden i området rundt øya er det liten sjans for at den kan etablere seg på nytt.

Nå er ikke studier fra øyer i vatn uten videre overførbare til biotopøyer omgitt av en annen type biotop, men et gammelskog-område som ligger i et "hav" av kulturskog vil delvis kunne sammenlignes med et vanlig øysamfunn. Det omkringliggende områdets kvaliteter og artenes mulighetene for å krysse og eller utnytte dette, evt. sjansen for å få inntrengende konkurrenter eller predatorer fra omgivelsene, vil spille inn. Den omkringliggende biotopen kan ha både en positiv og negativ effekt på biotopøya. Påvirkningen fra omgivelsene blir større nærmere kanten enn lengre fra.

Om avstanden til andre brukbare små biotoper blir for stor, vil immigrasjon for flere arter bli umulig. Dette kunne påvirke artenes overlevelsesmuligheter. Fenomenet er tydelig for snegler og en del insekter, men opptre også for større arter. Avstand mellom fragmenter er sjelden viktig for fugl i skog, men PETERSON (1985) påviste at mellomspetten i Sverige fikk problem med å kolonisere ekeskoger en mil unna sin egen biotop. Mellomspetten er avhengig av rene eikebestand og har en maksimal spredningsevne på 14 km. I Sverige fantes den ikke i områder som lå mer enn 9 km fra andre eikebestand. Under slike forhold trengte arten relativt store områder, 125 hektar, selv om et revir bare var på 10 hektar. Grunnet små bestander, isolasjon og derved innavl døde mellomspetten ut i Sverige på 1980-tallet, selv om det fantes brukbare habitater.



Jerpe finnes ikke på skogsøyer som ligger mer enn 200 m fra et større skogområde.

Som følge av at en nøkkelressurs (f.eks. tre i bestemt nedbrytingsfase) blir borte en kortere periode, kan en art forsvinne for godt, når mulighetene for rekolonisering er liten. Om området blir for lite til at alle stadier i skogen kan finnes side om side kan dette få store konsekvenser spesielt for spesialister og arter med liten spredningsevne (PETTERSON 1986).

Når området omkring endres, kan dette også gi indirekte virkninger på restbiotopen. F.eks. kan hogstflater med mye smånagere gi økt rovdyr tetthet i den resterende skogen. ANGELSTAM et al. (1984) mener at dette kan ramme visse følsomme arter. Også luftforurensninger, gjødsling, sprøyting, endret avrenning, konkurranse, klimaeffekter m.m. kan gi endrete leveforhold i kanten av et område som ligger inntil en hogstflate. Hvor bred denne kantsonen er, vil jeg komme tilbake til i avsnittet om kanteffekter.

For naturreservater har det vært debatt om hvordan en gitt arealkvotest best kan utnyttes. Generelt er det blitt anbefalt at ett stort reservat er bedre enn mange små med samme totalareal. Ett stort reservat ansees bedre fordi de er flere individ av en svak art på et stort enn på flere små areal, noe som gjør populasjonen mindre sårbar for tilfeldige svingninger. Total lengde av reservatgrensa med mulige kanteffekter vil være større for flere små reservat enn for ett stort. Det blir dog påpekt at en del arter er knyttet til spesielle biotoper som bare finnes i spredte småområder, og at det i slike tilfeller kan være bedre med små reservat. For mange arter er det funnet større tetthet på større arealer. Denne effekten flater ut over en viss grense. For *Drosophila affinis* (bananflue) ble denne grensa bestemt til 100-1000 daa.

For fugler kan en se at antall arter omtrent fordobles når arealet blir 10 ganger så stort. Økningen i antall fuglearter i nordiske barskoger flater ut når bestandene blir 25-50 hektar, og artsantallet er tilnærmet komplett i skogområder på 100-200 hektar. Orrelek forekommer om lemplig areal er over 100 hektar, mens en tiurleik krever minst 300 hektar. For åkerholmer i Skåne fant en at ca. 500 hektar skog var nødvendig for at de fleste artene skulle finnes (SVENSSON 1978).

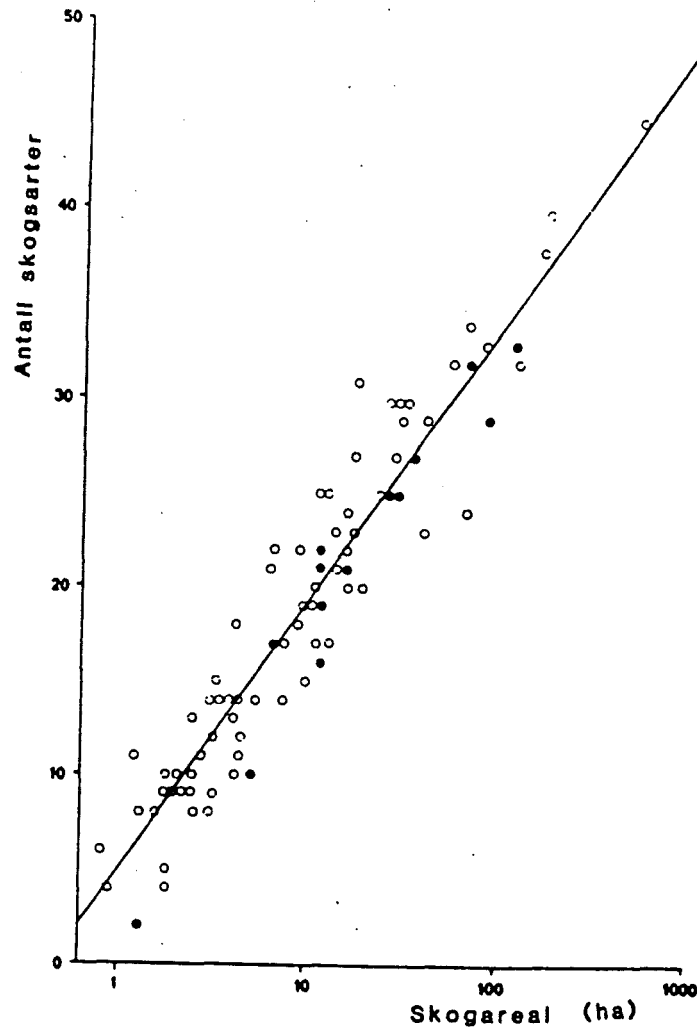
Mye tyder på at artsrikdommen bestemmes mere av habitat-diversitet enn av areal. Det er ofte en streng sammenheng mellom areal og habitatdiversitet. Men det finnes trolig en tilleggs effekt av arealet, slik at når habitatdiversiteten er like stor, vil et stort areal ha flere fuglearter enn et lite.

En del arter er avhengige av forskjellige habitater til forskjellig tid på året. For slike er det viktig med stor habitatdiversitet innen reservatet eller med forskjelligartede reservater innen en overkommelig avstand.

For insektsfaunaen på et bestemt treslag i et område er øybiogeografien lite anvendelig. I England øker fortsatt antallet arter som går på eik, og systemet er ikke i balanse. Øyteorien er også lite anvendelig for parker i urbane omgivelser og områder sterkt påvirket av menneskelig aktivitet. Faunaen i små områder vil i høy grad avspeile faunaen i området rundt, selv om biotopen er annerledes (NILSSON 1986).

Det teoretiske grunnlaget for øybiogeografien med artenes turnover har vært vanskelig å bevise i praksis. Det er også vanskelig å fastslå om et system er i balanse for fugl. En stor del av de fugleartene som utgjør turnover er tilfeldige gjester på grensen av sitt utbredelsesområde og invasjonarter. Sammenhengen mellom areal og antall arter (f.eks. Fig. 8) er dog vist i mange undersøkelser også under nordiske forhold. Dette gjelder både for fugler (oppsummert i NILSSON 1986), karplanter på øyer, biller og fisker (sammenstilt i BENGTON et al. 1982), samt karplanter

i og rundt dammer (MØLLER & RØRDAM 1985). Vanninsekter i danske dammer passer ikke helt inn i likevekt-teorien, idet en fant flere arter i områder der dammene lå lengre fra hverandre. Dette forklares med at det var stort innslag av nye dammer i dette området. Disse kan være lettere å oppdage og har større ledige ressurser å tilby emigrerende arter.



FIGUR 8

Antall skoglevende fuglearter i forhold til skogarealet på øyene i Hjälmaren og Mälaren. Øyer som ligger minst 750 m fra naboøy og 1 km fra land er markert med fylte sirkler. Fra AHLEN & NILSSON 1982.

Selv om de fleste bevaringsbiologer er enige om at flere små reservater kan inneholde flere arter enn et stort reservat ved opprettelsen (SOULÉ & SIMBERLOFF 1986) er de mer usikker på utviklingen etter oppretting. Ved stor menneskelig påvirkning i nabo-områder er store arealer viktig. SOULÉ & SIMBERLOFF oppsummerer status av dagens viten med at mange og store reservater trenges, og at små reservater i mange tilfeller må følges opp med skjøtsel og innføring av genressurser til truede arter fra nærliggende områder eller zoologiske hager hvor arten finnes. De mener også at det er viktig å satse på å bevare nøkkelarter som predatorer og herbivorer fordi disse bidrar til å hindre at arter utkonkurrerer hverandre. Det er ofte enklere å bevare hele plante- og dyre-samfunn enn bare en enkelt art, men da kreves det større arealer.

Ved hogst blir skogarealene mindre, mens antall arter i kanten kan øke (HELLE 1986). Dette kan avspeile økt ressurstilgang på flata, slik at området ikke lenger er i balanse. Når artsantallet går tilbake til det normale, kan det bli de svake/sjeldne organismene som dør ut.

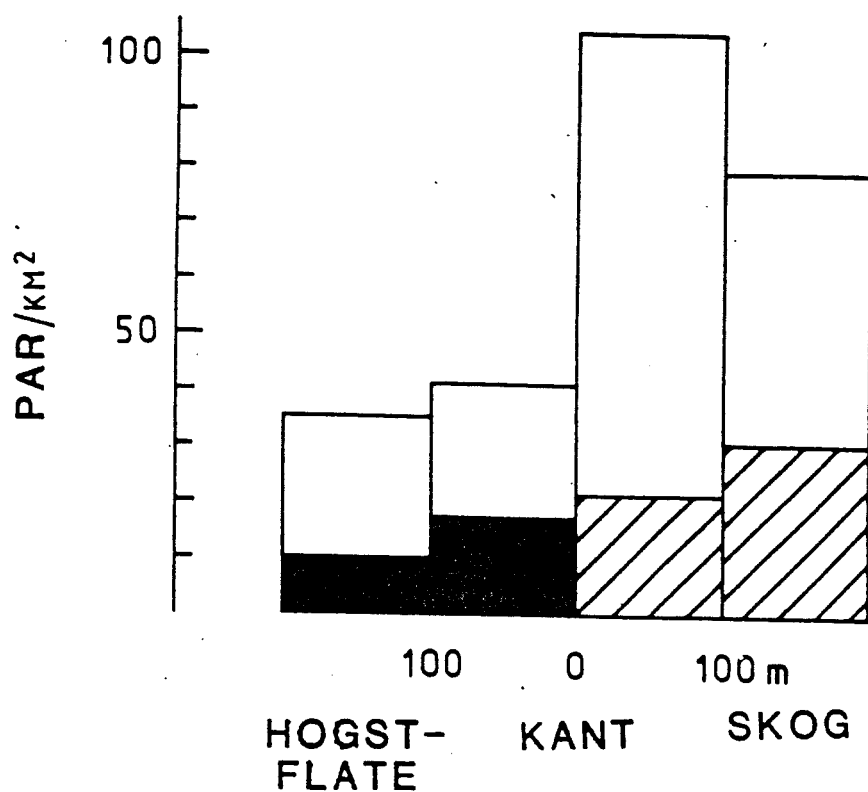
## 9. KANTEFFEKTER.

Biotoptap og fragmentering fører til at hvert bestand blir mindre, at avstanden mellom dem øker og at mengden med nye biotoper i området øker. Nye arter knyttet til de nye biotopene kan påvirke de opprinnelige biotopene. Denne påvirkningen blir størst nær kanten, og således større på en liten enn på en stor biotopøy omkranset av nye biotoper, pga. at kantsona vil utgjøre en større andel av arealet i et lite bestand enn i et stort.

Det er en allmen oppfatning at kantsoner kan utgjøre økotoner som har en større diversitet enn områder på begge sider av kantsona. En flatehogst gir imidlertid en meget brå overgang uten busksjikt, noe som reduserer økotoneeffekten.

Mange arter har fordeler av kantsoner, og antallet arter vil oftest være høyere i kantsona enn på begge sider av denne. Fugletettheten kan f.eks. være 20-40% høyere enn lengre inn i skogen. (HELLE 1983 m.fl.). Men kanten har også negative effekter.

Flere undersøkelser med kunstige reir viser således at predasjonen er større nære åkerkanter enn lengre inn i skogen, og at denne effekten viser seg 200-500 m inn i skogen. Det ser også ut til at vadefugler unngår å hekke nær inntil skogkanter. Det er således flere par på runde myrer over 1km<sup>2</sup> enn på like store avlange myrer.



FIGUR 9.

Par-tetthet av fuglearter på begge sider av en kant mellom hogstflate og gammelskog i Nord-Finland. Arter som ble funnet bare i åpne habitat (svarte kolonnen), skogararter (skravert) og arter funnet i begge miljøer (hvite kolonner) fra HELLE (1986)

HELLE og MOUNA (1985) fant at mange insektgrupper var mer tallrike i skogkanten enn ute på flatene eller inne i skogen. For noen grupper ser denne kantvirkningen ut til å strekke seg mer enn 100 m inn i skogen. Fangster av flygende insekter med vindusfeller viste færre insekter de 25 første år etter avvirkning for fire av fem insektgrupper, mens resultatene for insekter som gikk på bakken ("pit-fall"-feller) var mindre klare.

Det er også funnet flere par fugler i de første 50 m inn fra skogkanten (HANSSON 1983) til tross for at den vanlige økotoneeffekten bør være liten ved flatehogst. Dette settes i sammenheng med den økte insektsbestanden. HELLE (1986) fant også større fugletetthet og diversitet i kanten, men bare der det var et godt utviklet busksjikt. Ved å ta med undersøkelser i tidligere suksesjons-

stadier enn gammelskog fant han at kantsonen var opptil 100 m bred (Fig. 9). HANSSON (1982) har også sett på spor av pattedyr i skogkanten. For rådyr og vånd er det funnet flere spor de første 50-100 metrene inn i skogen. Elg synes å foretrekke flater, mens hare oppholder seg i skogkanten (HANSSON 1982) og beiter på flatene (LINDLØF et al. 1974).

Dersom områdene rundt en restbiotop inneholder mange av de samme artene som restbiotopen, men i helt andre relative antall, kan påvirkning fra innvandring av frø, predatorer og herbivorer utenfra forandre artssammensetningen i restbiotopen på sikt. I noen tilfeller kan derfor en liten rest bevare sin opprinnelige struktur bedre om områdene rundt har helt andre arter som ikke får særlig fotfeste i skogen (f.eks. kornåker), enn om det er dekket av store mengder pionerarter og lettsprede arter eller provenienser som tåler mer skygge. Særlig gjør dette seg gjeldende i tropiske strøk, men det kan også være aktuelt for noen bar-urskoger.

I forsøk med kunstige reir med vaktel-egg fant WILCOVE (1985) sterkere predasjon i små enn i store skogområder, og sterkere predasjon i bynære enn i landlige områder. I det største området, (en nasjonalpark på 2090 km<sup>2</sup>) var predasjonen bare 2%, mens den i områder <150 daa lå mellom 25 og 90%. Dette setter WILCOVE i sammenheng med at det største området har store rovdyr som regulerer bestanden av mindre rovdyr, og at menneskelig aktivitet fører til mer kråkefugl som tar egg. Kanteffekter ved at noen av rovdyrartene var mer vanlig langs kanten av skogen enn inne i den, spiller også inn. ANGELSTAM (1986) fant samme grad av predasjon på brune hønseegg i kunstige reir på bakken i kanten av og inne i skogen i Sverige. Derimot ble ferske hogstflater hardere besøkt enn områder med trær. Han mener det er viktig for predasjons-omfanget hva slags områder som grenser til skogen. Større andel landbruksområder gir flere predatorer og større predasjon i skog (ANDRÉN et al. 1985). I bynære strøk og distrikt med høy produktivitet i området nær skogen kan en vente større kanteffekt m.h.p. predasjon enn nær en hogstflate i skogen (ANGELSTAM 1986). En mulig feilkilde i Angelstam's undersøkelser kan være at alle hans reir lå 20-40 m fra skogsbilvei uten at dette ble regnet som kant og at han brukte to slags reir som ikke ble predatert like mye.

Studier av lav og høgre planter viser at øket luftgjennom-strømning kan påvirke plantene opptil 300m inn i skogen.

Tabell 7 viser forskjeller mellom hogstflater og skog for noen klimaparametre og hvor langt innover skogkanten de virker. Særlig når virkningen av vind langt inn fra kanten. NÄGELI (1954) fant avtagende vind helt inn til ca 230-350 m fra kanten av skogen. For norske forhold fant OLSEN (1988) at vinden ble redusert 100-200m innover gammelskog beliggende nær hogstflater.

Endrede klimaforhold i bestandskanten får også virkninger for trærne. Det viser seg tydelig i økt nålefall, idet nåler tilpasset lav lysintensitet dør ved økt lystilgang, og ved vindfall, rotrykking og tørkeskader i kanten. PREUHSLER (1987) viser at trær langs 15-80 m brede trasèer i furuskog får redusert høgdetilvekst med opptil 50-60%. På den minst ekponerte siden i trasèen gikk reaksjonen over 8-10 år, mens det fortsatt var mindre høgdetilvekst etter 20 år på den mest eksponerte kanten. Virkningene strakk seg 20-30 m innover i skogen. Derimot økte tilveksten i diameter 35-50%. Etter 10 år var tykkelse-tilveksten fortsatt 10-25% større i kanten enn inne i skogen. Denne virkningen viste seg opptil 10-20 m fra kanten.

TABELL 7. Eksempler på forskjeller mellom skog og hogstflate for noen klimafaktorer. Bredden på sonen hvor en finner forskjeller er gitt for enkelte faktorer.

Klimafaktor	Forskjell fra flate	Bredde på sone	Referanser
Vindhastighet	5-60% *	240-350m <180m	NÄGELI 1954 ODIN 1976
Global stråling	5-100% *	10-50 m	BAUMGARTNER 1952 PERTTU 1970, 1982 FLEMMING 1964
Netto stråling om natta	2-50%		PERTTU 1981
Temperatur maks 0 m.o.b.	-25°C		BJOR 1971
Temperatur min 0 m.o.b.	+5°C	50 m	BJOR 1971, ODIN
Gjennomsnitt maks.- temp. 2 m.o.b.	-0,3- -0,9°C		ODIN 1976 LINDROTH 1985
Snitt min-temp. 2 m.o.b.	1,2-3,4°C		LINDROTH 1985
Gjennomsnitt temp. døgn	-0,1-+0,4°C		FLEMMING 1964 ODIN 1976
Jord temperatur 50cm sommer	-3- -4°C		LUNDMARK et al 1978 BJOR & HUSE 1987
Første dag med frost 25 cm over bakken	1 måned senere		FLEMMING 1964
Snødekkets varighet	0-+14 dager	50 m	FLEMMING 1964
Potensiell evapotranspir.	200-300%*		ROSENBERG 1974
luftfuktighet 50cm over bakken (mmHq)	± 0 mm Hq		BJOR 1971
luftfuktig 0cm (mmHq)	-1 night +1 day		BJOR 1971
Relativ fuktighet	I hht. temp.- forskjell	varierer med temp.	BJOR 1971
Dogg	20% *		FLEMMING 1964 GEIGER 1965
Nedbør	65-75% *	10-15m	FLEMMING 1964 GEIGER 1965
Avrenning	40-95% *		GEIGER 1965 ROSEN 1984

\* =Mengden på flate er satt til 100%.

Økt tilgang på lys og varme aktiverer også hvilende frø, den såkalte frøbanken, særlig om mineraljord blottlegges (GRANSTRØM 1985). Flere arter kan ha ligget som frø opptil 100 år før de spirer på hogstflater, og noen av disse sprer seg også innover skogkanten.

For bredere drøftinger omkring problemene ved habitatfragmentering vises til litteraturstudier av ERICSSON et al. (1983) og ANDRÉN (1986).

Vi kan oppsummere med at kanteffektene kan føre til økt konkurranse, predasjon, beitepress, slitasje og uttørking. Ettersom så mange av de truede planteartene trenger høy fuktighet, kan uttørking føre til at arter dør ut.

## 10. FRAGMENTERING.

Etter ANGELSTAM & ANDRÉN (1993)

Selv om granskogen i Norge ikke er mer enn 2500 år, så må en anta at barskogens plante- og dyrearter er tilpasset den dynamikk som opprinnelig preget boreale barskoger. En del arter har kommet inn sammen med barskogen og andre har trolig videreutviklet de egenskaper de hadde i tidligere skogtyper.

I tillegg finnes det en del generalister som finner seg til rette overalt.

Et skogbruk som vesentlig endrer på den naturlige dynamikk og grunnleggende økologiske prosesser i naturskogen, vil skape problemer for en rekke arter. For å ta hensyn til de ulike artenes krav til livsmiljø og arealer, bør skogbruks-planleggingen etterligne de naturlige mønstre og prosesser. Det gjelder å velge hogstformer som skaper en variasjon i aldersfordeling, romlig fordeling og bestandsstørrelse som ligner den variasjonen en kan finne i naturskogen. I områder med lite gammel kontinuitetsskog er det viktig å unngå en videre oppsplitting av denne.

### 10.1 ENDRET ALDERSFORDELING.

I det moderne skogbruket er det mengden gammelskog som minsker. Like viktig er det at mengden av andre biotoper som hogstflater og ungskog øker. For arter som har et snevert biotopvalg kommer tettheten til å følge mengden av preferert biotop i landskapet. Mye tyder på at når andelen av en viss biotop (gammelskog) synker under et visst nivå så skjer endringene i artsantallet ikke lenger proporsjonalt med biotopmengden, men raser raskt nedover. I et branndominert landskap vil ca. 36% av arealet bli påvirket av brann sjeldnere enn hvert 100. år. Og han mente at dette var en kritisk grenseverdi for hvor mye gammelskog det bør være igjen i et skogsområde.

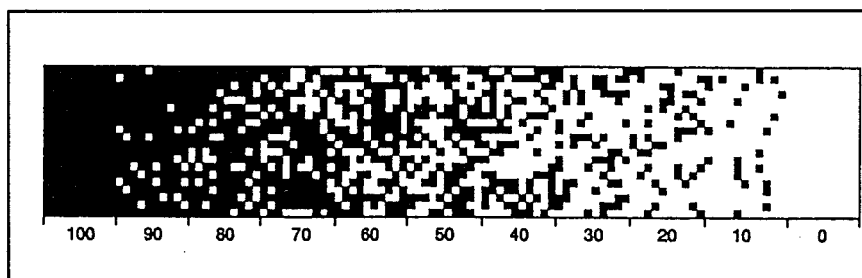
FRANKLIN & FORMAN (1987) fant ut at når det var ca. 70% igjen av den opprinnelige biotopen ville denne begynne å danne fragmenter. Når bare 30% av den opprinnelige biotopen var igjen vil stort sett alt av biotopen være mer eller mindre isolert fra hverandre, slik at den opprinnelige biotopen finnes som øyer i den nye biotopen. For arter som trenger forbindelse mellom biotoper vil altså et landskap med mindre enn 30% av ønsket biotop, bestå av isolerte populasjoner, med liten mulighet for nykolonisering dersom arten av en eller annen grunn skulle dø ut i ett bestand. En annen datasimulering fant ut at ingen arter forsvant før 50% av den opprinnelige biotopen var

borte, mens det store tapet av arter skjedde når det fanns mindre enn 30% gammelskog. For tiur er disse mekanismene vist i naturen, ved at det sosiale systemet brytes opp og dødligheten øker betraktelig når det finnes mindre enn 30% gammelskog i området.

I Finland finnes det et 2000 hektar stort reservat som ligger som en øy i et område sterkt påvirket av skogsdrift. Her hadde arter som er typiske for gammel granskog gått sterkt tilbake eller forsvunnet i tiden 1915-1983, mens arter som er typiske for kulturskogen hadde gått sterkt fram. Reservatet er altså sterkt påvirket av området rundt.

De vanligste fugleartene trives godt i kantområder, antall individer vil derfor kunne være stort i en sterkt fragmentert skog, mens antall arter vil være flere med behandlingsenheter på 200 dekar enn ved 50 dekar. Gammelskogsarter trivdes best med enheter på over 500 dekar, men også i slike enheter gikk de tilbake. Det beste alternativet er å ha en blanding av store og små behandlingsenheter i landskapet, slik at både kantarter og arter som trenger større sammenhengende områder kan finne seg egnede plasser. Når det gjelder områder som helt skal unntas fra skogbruk er det bedre å samle disse i enheter over 500 dekar.

I Sverige har en sett på hvordan andelen hogstflater i en gammelskog påvirker skogstrukturen. Dersom småflater er tilfeldig plassert i landskapet, vil de i begynnelsen utgjøre små øyer i et hav av gammelskog. Etterhver som det avvirknes mer og mer gammelskog, vil det oppstå øyer av gammel skog i et hav av ungskog. En modell av en slik prosess er framstilt i figur 10, og viser at fram til en har avvirket ca. 30% av gammelskogen så er landskapet fortsatt kontinuerlig uten øyer av gammelskog.



FIGUR 10.

Modell av en tilfeldig fordelt "avvirkning" i skogen. Når 30% av den gamle skogen er avvirket begynner enkelte bestand å bli isolert fra omgivelsene. Når 50-60% er avvirket brytes den gamle skogen helt opp i mindre og isolerte bestand. Fra ANGELSTAM & ANDRÉN 1993.

Når det finnes 50-60% gammelskog igjen går den gamle sammenhengende skogen i full oppløsning, slik at nesten all gammelskog ligger som øyer i ungskog. Arter som har vanskelig for å flytte på seg mellom slike gammelskog-øyer og som er helt avhengig av store sammenhengende gammelskogområder, kommer til å bestå av isolerte populasjoner. Dersom slike arter dør ut i et bestand er det liten mulighet for at bestanden skal bli rekolonisert igjen. En del lav og mosearter,



og noen insekter og snegl kan være eksempler på slike arter. For en del slike arter kan reservater eller andre permanente ikke-hogst-områder være den eneste måten de kan overleve på lang sikt.

I to områder med samme totalareal gammelskog, viser det seg at en sterkt fragmentert skog vil ha flere tomme nisjer, mens om gammelskogdelen er samlet, vil de fleste nisjene være fylt opp når gammelskogarealet er stort nok (300-3000 dekar). På den andre side kan små arealer med gammelskog spredt ut over landskapet tjene som hvileplasser og en slags spredningskorridor mellom større arealer gammelskog.

Mange arter kan flytte seg mellom gammelskogsfragmenter, når mellomliggende areal bare består av ungskog. Men når andelen gammelskog dekker 20% eller mindre av landskapet øker avstanden mellom de enkelte gammelskogsøyer eksponensielt, og andelen gammelskog avtar under den grensen som fører til at også gammelskogarter som kan flytte seg gjennom ungskogen, får raskt økende problemer. Ut fra dette ser en at artene ikke påvirkes lineært med minsket andel av ønsket biotop. I begynnelsen hender det ikke noe særlig, men når en når en viss terskelverdi vil det skje stor endringer i artenes forekomst.

Størrelsen på flatene og hvordan de er spredd i landskapet vil ha stor betydning for hvor fragmentert landskapsbildet blir (Fig. 11). Små flater er gunstige når en liten andel av skogen hogges, men når over 50% av skogen blir ungskog kan det for en del arter være gunstig/nødvendig at hogsten samles i få områder med større hogstflater.

Ekornet som er en velkjent art i norske skoger, påtreffes mye sjeldnere i Nederland. En antar at det der har nådd terskelverdien for fragmentering. Ekornet foretrekker skogsområder som er eldre enn 40 år og med mer enn 25% gran. Hogstflater og myrer unngår det totalt. Andre arealer (f.eks. parker) utnyttes også av ekorn, men de har lavere tetthet i slike områder. De bruker i naturen områder på 100 mål om vinteren, og har lett for å flytte seg fra ett sted til et annet. En vil finne ekorn i de fleste eldre bestand større enn 100 daa. I Nederland består landskapet bare av 8-10% skog, med jordbruksmark og/eller veier rundt. Avstanden mellom de ulike skogområder og typen biotop der, gjør det vanskelig for ekornet å forflytte seg.

#### 10.1.1 STORFUGL OG MEISER.

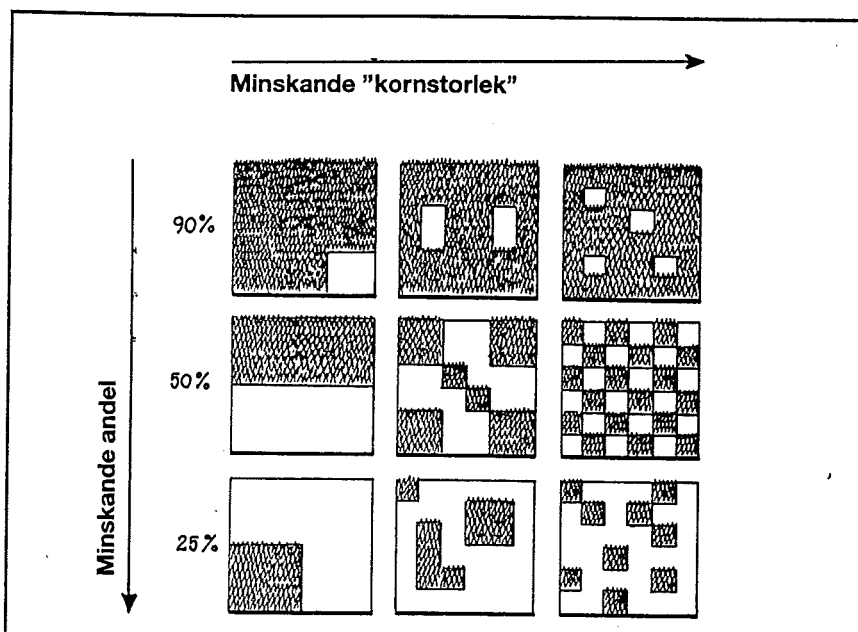
Gruppen meiser omfatter i denne sammenheng insekts-etende stamfugl i de boreale barskoger bl.a. granmeis, toppmeis, svartmeis, fuglekonge, trekryper og lavskrike. Disse artene er avhengig av eldre barskog og de har minsket i takt med at mengden gammelskog har minsket. Minskingen har dog vært større enn hva man forventer seg bare ut fra minsket biotopareal. Dette kan bero på isolasjon og endring i den beståendes vegetasjonens struktur.

Disse artene er avhengige av en ressurs som ikke fornyes i løpet av vinteren, dvs. invertebrater og dels også frø. Overlevelse, hekkesuksess og hekketetthet påvirkes av mattilgang på vinteren. Vinteren er derfor en flaskehals som bestemmer populasjonens størrelse for meiser.

Arealkravene for disse artene varierer med årstid og geografisk region. For skogsøyer på den skånske kultursteppe ser det ut til at de trenger 4000 dekar for at barskogsartene skal finnes, mens løvskogsmeiser som løvmeis, blåmeis og spettmeis fantes på øyer helt ned mot drygt 100 dekar (SVENSSON 1978). For øyer i Mälaren fant en 30-50 dekar for svartmeis og 150-250 dekar for toppmeis. (AHLÉN & NILSSON 1982). Små øyer i Skåne var i stor grad løvtredominert, og større

predasjon kan også være en faktor. Vinterrevir for toppmeis og granmeis er anslått til 200-240 dekar. Den totale tetthet av meiser i sydsverige var 7 ganger større enn i Nord-Finland, men antall trær pr. arealenhet var 5 ganger større (NILSSON & ALERSTAM 1976)

Stjertmeis er en sjelden fugl i områder der løvskogandelen er under 2-4% innen en sirkel på 4 km<sup>2</sup>, mens bestanden i områder med mer enn 10% løv er like stor som i landskap med meget store løvandeler.



FIGUR 11.

Fragmentering påvirkes både av minsket andel av opprinnelig biotop (nedover) og av hvor mange og små biotopøyer den opprinnelige biotopen blir oppdelt i ("kornstorlek" til høyre). Ved landskaps-planlegging og samarbeid mellom grunneiere kan en til en viss grad velge den "kornstørrelse" som skal finnes i landskapet. For plasskrevende arter som kan rekolonisere nærliggende områder vil det være verdifullt å spare større sammenhengende områder til lignende områder har vokst fram i andre deler av landskapet. (Fra ANGELSTAM & ANDRÉN 1993.)

En trekryper i Nord-Finland trenger 240 dekar for å hekke i et skogsfragment, i Sør-Finland og Midt-Sverige 15-20 dekar, mens den i England klarer seg med 7 dekar. Tettheten av hulerugere var positivt relatert til mengden med døde og døende trær når arealet var større enn 60 dekar. Tettheten av lappmeis var således større i urskog (3-4 par pr km<sup>2</sup>) enn i kulturskog (0.5 par pr km<sup>2</sup>). Hekkesuksessen for lappmeis var større i lett påvirket skog (82% og 6.6 unger pr. reir) enn i kraftig påvirket skog (58% og 5,0 unger pr. reir.) Sult ble ansett som en viktig faktor for forskjellene.

Fugle-tettheten og artsantallet var større i tosjikta bestand enn i ensjikta bestand når disse var større enn 150 dekar.

#### FØLGENDE KONKLUSJONER TREKKES AV MEISEUNDERSØKELSEN:

- For at ett bestand gammelskog skal kunne huse meiser over lengre tid må det være på minst 250 dekar i midt-Sverige og minst 1000 dekar i nord-Sverige.
- Om våre ambisjoner er å bevare den gjensidige påvirkningen mellom ulike arter må størrelsen på gammelskogbestandet øke. Om alle meisene skal være tilstede må kanskje arealet dobles til 500 dekar i midt-Sverige og 2000 dekar i Nord-Sverige.
- Selv om bestandet er stort nok må det i tillegg inneholde viktige vegetasjonsstrukturer, som et velutviklet busksjikt, blanding mellom gran og furu og inneholde hulltrær, løvtrær og døde trær.

#### Storfugl.

Tiuren er en annen art knyttet til eldre skog. Tiurleiker finnes i skoger som er 50-60 år og eldre, og den kan utnytte 40-årig skog til fødesøk. Med 100 års omløpstid og jevn avvirkning skulle 40-50% gammelskog i skogslandskapet være akseptabelt for arten. Om andelen gammelskog synker under 30% så rammes tiurens sosiale system og dødligheten øker.

En lokal tiurleik trenger et areal på 2-3 km<sup>2</sup> for å opprett-holdes. På mindre arealer øker dødligheten, og tilslutt vil stammen kunne dø ut. Leikene ligger i furu og barblandingsskog der feltsjiktet med bærlyng er godt utviklet. Tretettheten er 40-100 trær dekar, og horisontal siktbarhet er 30-90 meter. Dagområdene strekker seg opp til 1 km ut fra leiksentrum. Dessto mer gammelskog det er innen 1 km radius, jo flere tiurer er det på leiken.

Hannens dagområder er 100-500 dekar store, etter hvor mye gammelskog som finnes.

Hogstflater på 50-200 dekar har vist seg å ha en sterk negativ påvirkning. Skogen blir splittet opp i bestand som er for små til at en hanne klarer seg med et enkelt bestand, samtidig som avstanden mellom de enkelte bestand blir for stor til at han skal klare å inkludere flere bestand i sitt leveområde. Løsningen blir å gjøre flatene mye mindre, slik at tiuren opplever hele landskapet som et skogsområde, eller at flatene blir mye større, slik at hele tiurstammen kan flytte fra spillplass til spillplass i skogens omløpstid.

Små flater betyr i denne sammenheng flater som er mindre enn 100 m i tverrsnitt, dvs maks 70-80 dekar som sirkelflate. På denne måten kan tiuren bruke flere bestand med gammelskog som dagområder. Alternativet er flater på mer enn 500 dekar, slik at funksjonelle enheter på 2-3 km<sup>2</sup>

oppstår. Derved kan leiken flyttes rundt med omløpet i skogen. En minstestørrelse for en redusert leik er 500 dekar. (ROLSTAD 1989).

Store grasbevokst hogstflater er også gode smågnager-biotoper, særlig for vånd. Dette øker bæreevnen for f.eks. rev, som på sin side også har egg og kyllinger på menyen. De store flatene er altså heller ikke noe fullgodt alternativ.

Konklusjoner:

1. Tettheten av storfugl i landskapet følger til en viss grad mengden av gammelskog i landskapet.
2. Med en fast mengde gammelskog påvirkes storfugltettheten av skogens fordeling. Med mer enn 50% gammelskog i landskapet blir tettheten større om flatene er små (30-50 daa). Om landskapet derimot består av mindre enn 50% gammel skog i landskapet bør gammelskogbestandene være samlet i arealer som er større enn 3000 dekar om man skal ha fungerende tiurleiker. Når mindre enn 30% av den gamle skogen er igjen, så bryter den sosiale strukturen sammen, og leiken forsvinner etterhvert.
3. I tillegg må en ta hensyn til at høns med kyllinger foretrekker eldre blåbærrik granskog og at kyllingenes næringsopptak er størst i gransumpskog.


## 10.2 TRESLAG.

Suksesjoner med pionerarter av løv er ofte borte i kulturskogen. Og følgelig er også andelen store løvtrær i den eldre granskogen mindre enn i naturskogen. Dette skyldes både skogbrukets bevisste satsing på å legge til rette for gran, og store planteeteres som elg, rådyr og husdyrs beskatning av lauv. For at fuglefaunaen skal være komplet blir det anbefalt en løvtreandel helt opp i 20% i sluttavvirknings-skogen. En høgre løvandel er også ønskelig ut fra behovet for å motvirke forsuring av jordsmonnet, og av hensyn til vannmiljøet.

Antall fuglearter som finnes i et bestand øker med trearts-mangfoldet (fig. 12), og for stamfugl og hule-rugere var andel løvskog og trearts-mangfold viktigere enn størrelsen på bestandet for å forklare variasjonene i fuglefaunaens artsantall og sammensetning. Effekten var størst ved økning fra 0-10% løv og flatet deretter ut opp til 20% løvinnblanding. Det var tre over 4 m som var den viktige faktoren, mens busksjiktet (0-4 m) hadde mindre betydning. Osp og bjørk er de viktigste løvtre-slagene for hakkespetter og hulerugere. Det viktigste naturvern hensyn i sluttavvirkningen blir for hulerugerne gjensetting av osp på hogstflater. I Bergslagen fant en at selv om osp utgjorde bare vel 1% av alle trær så var over 28% av trærne med redehull osper.

Grov osp er også et viktig tre for mange insekter som i mer sydlige strøk bruker eik, bøk og lind. Og ospeløv bidrar også til en bedre humustilstand og kan på den måten være gunstig for f.eks. snegler. ANGELSTAM et al. (1990) kaller derfor osp for barskogens "edelløvtre". Uheldigvis er også elg og rådyr glade i osp. Rogn, osp og selje har stedvis store problemer med å kunne utvikle seg til voksne trær pga. stort beitetrykk, og det kan være vanskelig å finne uskadde individer av disse artene i områder med stor elgtetthet. For å redusere beitetrykket kan det være aktuelt å øke avskytningen av elg. Fra enkelte hold i svensk debatt har det også vært foreslått å få opp en livskraftig stamme av ulv.

	Treslagsren skog	Blandet gran og furu	Lite brukt skog med noe lauv	Skog fritt utviklet i 60-80 år etter brann
Gråspett				-----
Tretåspett *				-----
Jerpe				-----
Dvergspett				-----
Lauvmeis			-----	
Blåmeis			-----	
Spettmeis			-----	
Tiur		-----		
Dompapp		-----		
Flaggspett		-----		
Nøtteskrike		-----		
Svartmeis		-----		
Granmeis		-----		
Svartspett	-----	-----	-----	-----
Trekryper	-----	-----	-----	-----
Fuglekonge	-----	-----	-----	-----
Toppmeis	-----	-----	-----	-----
Kjøttmeis	-----	-----	-----	-----


  
 Økende andel løvtrær i bestandet

FIGUR 12.

Forekomst av ulike fuglearter i relation til løvandel. Fra venstre mot høyre representerer kolonnene : Treslagsren barskog, blandingskog mellom gran og furu, ekstensivt brukt skog med noe løvinnslag, skog som har utviklet seg fritt i 60-80 år etter skogbrann. I skogen med lite lauvtrær mangler en tredel av stamfuglene. Heltrukken linje når arten forekommer i alle de undersøkte bestand. Etter ANGELSTAM et al 1990. (I ANGELSTAM et al. 1993 har tretåspetten blitt til hvitryggspett)

Det er for en stor del substratet som styrer lavfloraens sammensetning. Barkens pH og barkens utseende/porøsitet er avgjørende for om lav kan vokse, og disse forhold er bedre for laven jo eldre treet blir. Det vokser mer lav på løvtrær enn på bartrær. (MOBERG OG HOLMÅSEN 1984).

Dette innebærer at en del unge levende løvtrær bør settes igjen i ungskogspleien og gamle trær spares ved sluttavvirkning. Fortsatt blir det fra skogskjøtselen ofte anbefalt å ta bort alle løvtre i siste tynning for å maksimere tilveksten i tømmervirket, men fra flerbrukssynspunkt er dette et dårlig råd.

### 10.3 SKOGENS SJIKTNING OG VIRKETS ALDER.

Det er gjort en del undersøkelser i Canada og USA som viser at det er flere fuglearter i flersjiktet skog. Også under våre forhold er det vist at overlevelsen for en del arter som jerpe og nøtteskrike er bedre i sjiktet skog, og dette settes i en viss grad i sammenheng med større jakt suksess for hønsehauk i åpen skog. Endringer i skogbildet kan altså endre forholdene mellom rovdyr og byttedyr, til rovdyrenes fordel.

Tettheten av hulerugende fugler var korrelert til tettheten av død og døende trær i skogteiger større enn 6 hektar i Finland (HAILA et al. 1987). En rekke nordamerikanske studier viser at 5-10 døde tre pr hektar er nødvendig for å bevare denne del av skogens naturlige funksjoner. Invertebrater og lav, sopp og moser trenger også dødt trevirke i alle nedbrytningsstadier.

Flere arter er avhengige av store overårige trær, som det er få av i kulturskogen. Kongeørn bygger reir i store gamle furuer, som gjerne er eldre enn 225-250 år. (TJERNBERG 1983). Den jevne fordelingen av rovfugl i en del områder, tyder på at det stort sett er sosiale mekanismer som regulerer hekketettheten, og ikke mangel på eldre skog (WIDÉN 1990). Hvis det bare finnes gode reirtrær som ørnen kan veksle imellom så kan ørn utnytte relativt små skogområder på under 50 dekar.

For svartspett har en lurt på om skogbruket hogger trærne før de kommer opp i en diameter som brukes til reirhull. Ved å sette igjen ett reitre pr. 100 m, helst i løv så skulle behovet være dekket.

### 10.4 INDIREKTE EFFEKTER.

Flere studier tyder på at rovdyr kan begrense produksjonen av byttedyr som smågnagere og hønsefugl (ANGELSTAM ET AL 1984, 1985, LINDSTRØM ET AL. 1988, MARCSTRØM ET AL, 1988, 1989, 1990.). Tilnærmet fravær av store rovdyr, endret beitebruk av husdyr, endret skogbruk og selektiv jakt har alle bidratt til dagens høye populasjoner av elg og rådyr. Dette har ført til et økt beite-trykk på arter som osp, rogn og selje, - og dette kan på sikt ramme hulerugere. I Ontario felles 0.01 elg pr. km<sup>2</sup> mot 0.27 elger pr. km<sup>2</sup> i Sverige. Riktignok er det to forskjellige arter det er snakk om, og avskytningspolitikken kan være forskjellig, men en stor ulvestamme i Canada har nok også sitt å si. Stort predasjonstrykk og stor fangst bidro til at elgen var en sjelden art i Skandinavia for ca 200 år siden, og derfor ble fredet en periode.

I Sverige ble det antydnet at elgtettheten burde ned på 0,5-1,0 elger pr. km<sup>2</sup> fra nivå omkring 1985 på 1-3 elger pr km<sup>2</sup>, for å unngå skadelig overbeiting på furu.

Når store rovdyr blir fåtallige og det blir mer slakteavfall og død elg i skogen kan dette bevirke at stammene av mindre rovdyr som ravn og rev øker. Flere hogstflater med mer gras gir også bedre vilkår for smågnagere slik at disse stammene kan øke og føre til mer rev o.l. rovdyr. Økt rovdyrpress kan føre til mindre hekkesuksess, særlig hos arter som har reir på bakken (f.eks. tiur). STORAAS & WEGGE (1985) har vist at predasjonen for bakkehekkende arter har økt de siste tiårene. Forsøk med kunstige reir bestyrker at predasjonen er tettere i fragmenterte landskap.

## 10.5 NATURLANDSKAPET VAR OGSÅ FRAGMENTERT.

Barskogslandskapet har alltid vært fragmentert til en viss grad. Brannflater delte opp store områder med gammel skog i mindre deler av varierende størrelse. De fleste branner var små, mens størst brent areal kom fra et fåtall større branner. Svenske undersøkelser har kommet til at ca en fjerdedel av landskapet brant svært sjelden eller aldri. Særlig litt fuktigere vegetasjons-typer ble stående igjen. Der naturskogen kom opp var aldersfordelingen stor, og innslaget av dødt og døende trevirke var betydelig.

For skogbruket er det fra biologisk synspunkt ønskelig med relativt jamn aldersfordeling, slik at samme areal f.eks. kan plantes, tynnes og sluttavvirkes i hver planperiode.

Når lav, sopp og virvelløse dyr reduseres så betydelig i moderne skogbruk, skyldes dette at andelen av deres favorittbiotoper ligger langt under den terskelverdi som trenges for deres eksistens.

Problemet med fragmentering kan dels løses ved å redusere uttaket av virke, dels ved å planlegge aktiviteten bedre. Om avvirkningen planlegges slik at de skogen som ikke hogges til en viss grad konsentreres i landskapet, kan en bremse fragmenteringen og dermed hjelpe en del arter samtidig som totalt kvantum opprett-holdes. Dette fører til økt avvirkning i andre områder, og at den gjenværende skogen stort sett hogges fra en kant og ikke som mange mellomstore lapper. I regioner med spesielt skjev aldersfordeling må man spesielt passe på at enkelte landskapsavsnitt får beholde en tilstrekkelig høg andel gammelskog.

For å kunne planlegge på denne måten må en skille den skog-produktive bestandsenheten fra den økologisk funksjonelle bestandsenheten. Eiendomsgrenser og framdriftsmuligheter er av betydning for skogeierens plan, men ikke for hva som er økologisk funksjonelt. Det kan derfor være ønskelig å innføre funksjonelle bestandsenheter som utgangspunkt ved planlegging omkring landskapets mosaikkstruktur. En enkel måte å se på funksjonelle enheter på er å slå sammen områder av samme hogstklasse, for så å redusere fragmenteringen og sikre vandringsveier mellom store enheter av samme klasse.

## 11. ASIO-MODELLEN

(Etter ANGELSTAM OG ROSENBERG 1993 og RÜLCKER et al. 1994)

Naturens dynamikk kan være et bra forbilde når man planlegger et naturtilpasset skogbruk for et helt landskap. En mulig natur-etterligning er å bygge planleggingen på hvor ofte skogen har brent. En deler hele området inn i arealer etter hvor hyppig de har brent gjennom historien: aldri, sjelden, iblant eller ofte (ASIO) og bedriver forskjellig skogskjøtsel på disse områdene. Denne planmodellen er utviklet for nord-svenske forhold. Disse områdene ble relativt sent bosatt og var lenge lite kultur-påvirket. For sydsvenske områder jobber en nå med en modell AIK (Antagelig ikke, iblant, kulturpåvirket skogsmark). Innlands-Norge er preget av større kulturpåvirkning (beite, kullbrenning, vedsanking osv) enn nord-Sverige, og noe mer nedbør. ASIO-modellen har likevel interesse som et utgangspunkt for mer lokale tilpasninger:

For å bevare mangfoldet trenger skogen både urørte områder og områder som har kraftige endringer. I en del områder er det ikke nok bare å ta vare på det som er, i en del tilfeller kan det også være ønskelig med en restaurering. En må produsere mer av de egenskaper som planter og dyr trenger ("Naturvernssortiment").

En modell for å ta vare på naturverdier bør kunne fylle følgende krav: Den må

- kunne brukes i ulike skalaer fra bestandsnivå og opp på landskapsnivå.
- Ta vare på ulike arters nivå på en oversiktelig, men korrekt måte.
- Fungere uansett skogtilstand.
- Fungere uansett eiendomsstruktur/ eierforhold.
- Peke ut hva vi skal gjøre hvor i landskapet.
- Fungere sammen med planlegging for økonomisk skogproduksjon.

Det enkleste er å etterligne de forhold som artene er tilpasset til.

I områder med lang kulturpåvirkning har det oppstått spesielle skjøtselsbehov i enkelte kulturbetinge naturtyper. I mindre kulturpåvirket skog er vår skjøtsel en mulig trussel mot det biologiske mangfoldet. ASIO-modellen er tilpasset fjellnære områder og for de typiske barskogsbygdene i Sverige.

Ulike naturlige forstyrrelser førte til mange forskjellige biotoper som artene har tilpasset seg. Brann og vind er de viktigste faktorene bak barskogens dynamikk.

På arealer som brenner ofte finnes det arter som kan flytte inn raskt etter en brann og nyttig-gjøre seg ressursene. Dette er arter som kan utnytte dødt trevirke, åpne arealer, eller rikt løvoppslag i primærsuksesjonen.

Avgjørende for brannintensiteten er humiditeten (forholdet mellom regn og temperatur), jordtype (fuktighetsforhold) og topografien.



ASIO-modellen har følgende inndelinger:

A-mark er skogsmark som praktisk talt aldri brenner. Dette utgjør alle bløte områder, og noen fuktige marker med kraftig utviklet urtevegetasjon. Områdene kan velges ut fra beliggenhet i terrenget. A-områder er raviner, små øyer, noen myrholmer, nordøsthellinger omgitt av vann eller våtmark m.m. Også humiditeten påvirker utvalget. Noe fjellnær skog vil således være A-mark. En del sumpmark vil likevel brenne i tørrår, slik at bare nærmere undersøkelser kan fastslå om dette er områder som nesten aldri brenner.

S-mark er skogsmark som sjelden påvirkes av brann. Det er fuktige områder, utenom de mest urte- og grsrike områdene. Større øyer og nordhelling er typisk. Høgtliggende skog nær fjellnære skoger har ofte så fuktig lokalklima at brann-frekvensen synker. Etter skogbrann eller stormfelling får vi ofte rikt løvoppslag, med en suksessivt overtagelse av gran.

I-mark er alle friske marker som har hatt forutsetninger for å brenne iblant. Unntak er de områder som på grunn av beliggenhet ikke kunne nåes av ilden. Marka får ofte et rikt løvoppslag ved hogst eller skogbrann, og løvbrenner er typiske.

O-mark er de tørre markene der vi har hatt den største brannfrekvensen. Naturlig oppslag etter hogst er først og fremst furuforyngelse, men også noe løv.

Forenklet kan ASIO-områdene sammenfattes slik:

BRENNER ALDRI A: Bløt mark, raviner, småøyer m.m.  
Grunnvatnet lager smådammer i markoverflaten.

BRENNER SJELDEN S:(hvert 200 år) Fuktig mark, skog i høgden  
(Grunnvatn mindre enn 1 m under overflata)

BRENNER IBLANT I: (hvert 100 år) Frisk mark (grunnvatn 1-2 m)

BRENNER OFTE O: (hvert 50år) Tørr mark (grunnvatn over 2m)

Under svenske forhold er 0,3% bløt mark, 21,5% fuktig mark, 68,6% frisk mark og 9,7% tørr mark. Noe må omplasseres og en gjetter på at 5, 15, 70, 10 som et rimelig anslag.

Artene krever et mangfold av strukturer i alle skalaer fra tregrupper med ulik treslags sammensetning og sjiktning til landskap med ulike bestandsstørrelser og aldersfordeling. ASIO-modellen bør således brukes på alle nivåer. Hver bestandsenhet bør klassifiseres etter sin ASIO-tilhørighet.

Det er ikke nok å tilpasse skogskjøtselen, en må også gripe til mer aktive tiltak som f.eks. å innføre brann som et forstyrrende element. I produksjons-skogen har vi tatt bort mye av det tørre virket, og dette betyr at sjansen for antenning med lynnedslag og derved brannfrekvensen er noe redusert. Det kan derfor være behov for "naturvern-brenning" for å tilgodese arter som er brann-avhengige. Det holder ikke å brenne hogstflatene, noe skog bør også få brenne. Til dette kan en evt. sette igjen noen områder ute på en flate og la dem brenne sammen med flata. Brenning er imidlertid et tiltak som krever kunnskap og store mannskaper, og derved kostnader, om en skal unngå uønsket spredning av brann.

I enkelte strategisk beliggende områder kan det også være aktuelt å tette igjen grøfter for å få mer fuktskog. Overskuddsmark fra jordbrukets omstilling gir også mulighet til å forsterke det framtidige nettverket av kontinuitetsskog langs vassdrag og våte deler av terrenget.

Det går ikke å starte opp på bred front med ASIO-forvaltning over hele Skandinavia. En må vinne mer erfaringer med modellen og i en del områder er det sikkert behov for en finere modell som tar hensyn til andre naturlige forstyrrelsesfaktorer enn brann.

Økt løvtreandel er også en viktig faktor i kampen mot markforsuring, og bør derfor være et aktuelt tiltak også i sydligere områder.

Det kommer selvsagt til å ta lang tid før ASIO-modellen fører til at skogen ligner på naturskog, i enkelte tilfeller er det snakk om flere hundre år. Derfor er det viktig også å ta vare på naturverdier i dagens produksjonsskog. I dagens situasjon rekker det ikke med å ta vare på de naturskogsområder som finnes innenfor A-områdene, men en bør ta vare på det som finnes også innenfor S- I og O-områdene, til vi har fått et skogbruk som i større grad drives med naturskogen som forbilde.

Det er viktig å ha klart for seg at ASIO-modellen er en modell. I en virkelig skog vil en kunne finne sumpskog som har brent med 100 års mellomrom, og en vil kunne finne tørrere områder som har brent sjelden. Variasjonen i brannfrekvens kan være stor på 100-200 m i et småkupert terreng. Men modellen gir et utgangspunkt for nære vurderinger.

### 11.1 SKOGAREAL I INNLANDSNORGE SOM "ALDRI" BRENNER.

Av et totalareal under barskogsgrensa på 19 500 km<sup>2</sup> er 67,7% eller 13 200 km<sup>2</sup> produktiv skog i Hedmark. I Oppland er 61,6% eller 7235 km<sup>2</sup> produktiv skog av et totalareal på 11 740 km<sup>2</sup> under barskogsgrensa. I tillegg finnes det hhv. 6,2% (H) og 3,2% (Oppl.) med trebevokst myr og 5,0% og 8,3% med skrapskogmark, som også kan ha en viss interesse som områder for bevaring av biologisk mangfold.

Sett i forhold til ASIO-modellen er arealene med sumpskog interessante fordi det kan være arealer som aldri brenner, og som i henhold til modellen heller ikke bør underlegges noen skoglige tiltak hvis de idag er noenlunde urørt. I Hedmark er vel 2% av den produktive skogen sumpskog, mens 6,1% (804 km<sup>2</sup>) står på vannsyk mark. Tilsvarende tall for Oppland er 2% sumpskog og 3,2% vannsyk mark. En del av dette er trolig så sterkt kulturpåvirket at det har mindre verdi for bevaring av biologisk mangfold, på den andre siden tilkommer nok en del arealer som også kan klassifiseres som A-mark uten å være vannsyk. Så for en 5-6% av produktive skogarealet bør trolig vurderes om de bør underlegges ikkehogst ihht. ASIO-modellen.

Andelen varmekjær løvskog ligger på 0,1% i Hedmark og 0,3% i Oppland. Dette er også arealer hvor det neppe bør drives flatehogst, men hvor en viss plukkhogst kan drives. I slike områder er det vel også tidligere drevet slik hogst ved uthenting av ved eller spesial-sortimenter.

## 11.2 TILTAK I ASIO-OMRÅDER

### A-områder:

Generelt bør ingen skoglige tiltak utføres på A-områder. En del av artene som finnes, eller har vært der om skogen fikk stå urørt, krever urørthet og naturlig dynamikk. Hvilken alder eller hvilke arter som bestanden har pr. idag er av mindre betydning. Noen sump-skoger har tidligere vært utsatt for svedjebruk. Tross dette kan disse områdene idag inneholde slike arter som krever kontinuitet bare de har fått stå lenge nok.

De artene som har vanskelig for å spre seg, var før mye vanligere i omliggende skog, og hadde da større mulighet for å innvandre i aktuelle biotoper som fikk stå urørt. I alle tilfeller kan likevel mange truede arter med relativt god spredningsevne kolonisere nyskapt miljøer.

A-områder finnes ofte inntil vassdrag og danner derved et stabilt nettverk med viktige mikromiljøer. Mange tidligere A-områder er omdannet til åkermark. Dette bør en ta spesielt hensyn til ved evt. tilbakeføring av jordbruksmark til skogsmark.

### S-områder.

Disse viser et mer sammensatt mønster etter som de i utgangspunktet er utsatt for to ulike forstyrrelses-elementer: brannodynamikk og mer småskalig intern vindfalldynamikk.

For å etterligne dette kan en bruke ulike former for bledning eller en skjermtrehogst etter forlenget omløpstid. Sistnevnte kan etterligne en brent granskog, og danner grunnlag for løvrrike suksesjoner med senere innvandring av gran.

Skjøtselmessig kan bledning være problematisk, så de deler som ikke kan forynges under skjerm bør kanskje dels stå urørt, mens andre blir hogget på vanlig måte. Gamle urørte S-bestand bør få stå inntil videre.

### I-områder.

Den største delen av skogen er I-områder. Der stemmer den gjennomsnittelige brannfrekvensen bra med de omløpstider vi har i skogen idag. Den store forskjellen, er at det mangler grove trær i produksjonsskogen, liksom død ved i ulike former, eldre løvtre i bardominerte bestand, rene løvområder og sene suksesjons-stadier. Derfor bør disse egenskapene gjenskapes. Dessuten kreves det at områder med store naturverdier (midlertidig) avsettes som naturreservat. De kan evt. frigis når skogen som helhet er blitt mer lik upåviket skog, eller byttes med andre nærliggende I-områder i forlenget omløp.

### O-områdene.

Den dominerende metoden ligner flathogst. Ettersom de brant ofte består O-områdene mest av flersjiktet furuskog. I naturlig furuskog på tørre marker finnes ofte følgende innslag:

- Noen grove trær som har overlevd flere branner.
- Normalt grove middelaldrige tre.
- Unge tre
- Døde stående trær
- Døde liggende trær

Ved sluttavvirkning bør man alltid bruke skjerm eller frøtre- stilling. På samme måte som man i S- og I-områdene låner ut arealer til fri utvikling, så låner man i O-områdene ut mark for produksjon av spesielle typer trær. Brann bør gjenninnføres som forstyrrelseselement. I arealer som har naturskogskvaliteter bør disse kvaliteter bevares.

## 12. NORSKE INDIKATORER PÅ KONTINUITET

Enkelte arter finnes bare på helt spesielle steder i naturen. De kan være knyttet til spesielle substrater (jordbunn, gammelt trevirke , spesielle fuktighetsforhold eller spesielle aldersfaser, eller til områder uten nevneverdig forurensning. Slike arter kan brukes som et tegn (indikasjon) på at de nevnte forhold er til stede, og at man vil finne andre arter med liknende krav i nærheten. Slike arter kalles indikatorarter.

Indikator-arter brukes til vegetasjons- og jord-kartlegging, og en er også iferd med å finne fram til gode indikatorarter for urørt skog. Sistnevnte kalles også for indikatorarter på kontinuitet. Disse er gitt fra en til tre stjerner ettersom hvor gode de er.

I Sverige har en begynt å kalle indikator-arter som er lett å kjenne igjen uten å være spesialist for signalarter. Disse artene er ikke nødvendigvis helt sikre indikatorer, men er et tegn på at det kan lønne seg å se nærmere på området. Dette er også tatt opp av prosjektet siste sjanse som har utarbeidet ei liste med ca 350 signalarter for ulike nøkkelbiotoper (se kap. 13). (HAUGSET et al. 1996)

Et tredje begrep er nøkkelarter. Dette er arter som er av stor betydning for økosystemet, ved at mange andre arter er avhengig av at nøkkelartene finnes. Blåbær er betegnet som en nøkkelart fordi svært mange arter har blåbær på spise-seddelen. Hakkespetter er en annen gruppe nøkkelarter fordi de lager redehull til andre hullrugere som ikke kan hakke hull selv. En del insekter som bier, humler og sommerfuglarter, kan også være nøkkelarter for planter som trenger dem som bestøvere. Begrepet nøkkelarter har ingen sammenheng med begrepene signalart eller indikatorart. Det vil være av særlig stor betydning å ta vare på nøkkelarter i et økosystem, da reduksjon av slike arter vil ramme hele økosystemet hardt.

I Sverige har en i flere områder arbeidet med å kartlegge hirarkier for indikatorer på lite påvirkede naturskoger (f.eks. OLSON OG GRANSBERG (red) 1993). Prosjektet siste sjanse (NOA 1994) har bearbeidet slike undersøkelser og har kommet fram til følgende indikatorarter på kontinuitet i Øst-Norge:

Topp (\*\*\*) Arter med preferanse for miljøer med høy kontinuitet: Lappkjuke, (Taigaskinn i fjellskog)

Midt (\*\*): Arter med preferanse for miljøer med middels og høy kontinuitet.

Sopp: Rynkeskinn, svartsonekjuke,

Lav: Skrukkelav, huldrestry, kort trollskjegg (på trær)

Bunn (\*) Arter med preferanse for miljøer med kontinuitet, men kan også forekomme i miljøer uten kontinuitet:

Sopp: Rosenkjuke, Kjøttkjuke, piggbroddsopp, duftskinn, granrustkjuke, granstokk-kjuke

Lav: lungenever, spikeskjegg, randkvistlav, mye gubbeskjegg

Premissene for å bli med i en slik pyramide er relativt strenge:

1. I de aller fleste urørte lokaliteter av toppnivå, skal alle arter i pyramiden forekomme.
2. På bare en del av lokalitetene med arter av bunnivå, skal arter på midt-nivå forekomme. Og bare en del av disse igjen skal ha arter av toppnivå.
3. Arter på samme nivå i pyramiden skal ha samme indikatorverdi for kontinuitet.

I tillegg finnes en rekke arter som også anbefales i registreringssammenheng, men som opptrer sjelden eller mer tilfeldig. En del arter er også vanskelig å kjenne igjen. Flere av de uvanlig forekommende artene vil trolig vise seg å ha en videre utbredelse etterhvert som man undersøker større arealer skog i de delene av øst-Norge som har lavest dekningsgrad. (Telemark, Vestfold, østlige og sydlige Hedmark og Østfold.)

Ved en sammenligning mot den svenske skogstyrelsens signalarter (se kap. 13), har de funnet ut at den norske vurderingen nok er strengere enn den svenske. Den svenske listen inkluderer flere arter som ikke er strengt knyttet til kontinuitetsområder, men som likevel opptrer i skogsmiljøer som er særlig verdifulle.

Forekomst av død ved i ulike stadier av nedbrytning vil kunne fortelle om et område har kontinuitet i død ved. Likeledes vil forekomst av hogstspor kunne fortelle om svekkelse i dødved-kontinuitet som følge av hogstingrep.

Det er imidlertid tre problemer i forbindelse med vurdering av mengden død ved:

1. I enkelte skogtyper kan det være lite død ved synlig i sterkt nedbrutte stadier, på tross av kontinuitet i død ved. Dette kan ha sammenheng med hurtig omsetning (f.eks. i solvendte, lavtliggende lågurtskoger) eller med små lægedimensjoner. I tillegg kommer at død ved gjerne er klumpvis fordelt i tid og rom i forbindelse med stormfall.
2. Det kan være hardt hogget for 200 år siden uten at det nødvendigvis kan sees merker av det idag. Likevel vil det ha stor påvirkning på kontinuiteten. Dette gjelder særlig i høgproduktive områder med rask forråtnelse.
3. Om det finnes godt om døde læger i 40-100 år mens de mer fullstendige stadier mangler, kan det bli en definisjonsak om området er "uten kontinuitet i død ved" eller med "lav kontinuitet i død ved".

#### Spredning og fordeling

En del har spesialisert seg på et substrat som det naturlig ofte er over 100 m avstand mellom i skog. Det er rimelig å anta at slike arter har evne til å spre seg et stykke. Dette gjelder særlig en del lavararter knyttet til løvtrær (skrubbenever, lungenever, blæreglye). Tilsvarende må de vedlevende soppartene ha mulighet til å spre seg 10-100 meter, til nærmeste læge av egnet type. Arter som kan finne egnet miljø på et flertall av de nærliggende/nærstående trær (de fleste skjegg og strylaver) kan derimot tillate seg å ha lite effektiv spredning. Dette vil kunne vise seg ved klumpvis fordeling, slik at de ofte er relativt tallrike når de først opptrer i en gunstig biotop. Blant lavene antas følgende å ha sein spredning: Huldrestry, mjuktjafs, trådragg, kort trollskjegg, randkvistlav, skrukkelav, spikeskjegg, gubbeskjegg.

Man skal imidlertid være oppmerksom på at en arts forekomst i et område med lav eller manglende kontinuitet kan komme av et restbestand som har overlevde trange tider. Fruktlegemer av enkelte arter opptrer på læger med stor spennvidde av ned-brytningsstadier. Slike arter har trolig større evne til å overleve i restbestander og større muligheter til å spre seg til miljøer som mangler enkelte nedbrytningstadier, enn hva spesialister har. Følgende arter er bare funnet der det er påvist bra kontinuitet av død ved, og antas ha dårlig spredningsevne:

Lappkjuke, rynkeskinn, rosenkjuke, svartsonekjuke, sprekkkjuke, granrustkjuke. BENDIKSEN (1994) foreslår også duftskinn og barksoppen Columnocystis abientina som mulige indikatorer på kontinuitet i kontinentale strøk.

Bendiksen drar også fram olavsstake, småtveblad, bjønnekam og skrubbær som aktuelle karplanter som indikerer kontinuitet i marksjiktet. Ellers er karplanter i stor grad indikatorer på lokalitetens fuktighet, næringsforhold og klima. For Oslo-marka har han utarbeidet et registrerings skjema med 71 punkter, men dette må nok endres en del om det skal tilpasses innlands-Norge.

## 12.1 BEGRENSNINGER

Fravær av indikatorarter betyr ikke nødvendigvis at et skogområde har lav kontinuitet. Artene kan være oversett, eller sopper kan finnes som mycel uten at fruktlegemet synes. Enkelte indikatorarter fruktifiserer ikke hvert år. Det kan finnes andre arter som er hensynkrevende pga. jordbunnsmessige eller klimatiske faktorer, uten at de trenger å være avhengig av kontinuitet. Skogbruket må også ta hensyn til slike arter.

En del lavarter forsvinner eller blir svært fåtallige nær forurensningskilder, og er lite anvendlig som indikatorer i slike områder. Når de først finnes i forurensede områder er det desto viktigere å ta vare på slike områder.

Indikatorarter opptrer av og til i sterkt påvirket skog, eller i andre miljøer hvis substrat og miljøkrav tilfredsstilles. Rosenkjuke er f.eks. funnet på gamle tømmervegger.

Disse begrensninger viser at det kan være fordelaktig å benytte en del tilleggs-kriterier ved vurderingen. Slike kriterier er særlig forekomst av hogstspor og død ved i ulike nedbrytnings-faser, samt skogens sjiktning og alderssammensetningen av trær.

## 12.2 TILRÅDINGER VED FOREKOMST AV INDIKATORER PÅ KONTINUITET.

Hogst i kontinuitetsskog vil kunne utgjøre en trussel mot artene der. Mer påvirkede skoger med forekomster av kravstore arter, kan derimot tåle bledningshogst uten at arter forsvinner.

Forekomster av enstjerners arter vil kunne vise om det er nødvendig med alternative, lukkede hogstformer. Ved store forekomster i antall enstjerners arter eller individer bør en vurdere å bruke bledningshogst med redusert virkesuttak. Med økt påvirkning og færre indikatororganismer vil bledning uten redusert virkesuttak og gruppehogst være hogstformer som kan anvendes.

Følgende tabell er hentet fra siste sjanse (NOA 1994):

TABELL 8:

Skjematisk og veiledende oversikt over tiltak (begrunnet ut fra undersøkelse av indikatorarters toleranse og antall av de undersøkte indikatorarter ved ulik kontinuitet)

Kontinuitet:	Høy	Middels	Lav	Ingen
Funn av indikator-arter:				
Indikatorverdi:	** til ***	**	*	(*)
Tetthet	Liten *** stor * og **	liten ** stor *	liten *	svært liten *
I-arter sopp:	>7	4-6	2-3	1
I-arter lav :	>6	4-5	2-3	1
TILTAK:	ikkehogst	bledning, gjennomhogst	småflater, gjennomhogst, gruppehogst	(ingen) flerbruk

Forekomster av 2 eller 3 stjerners arter bør normalt settes av urørt. Om artene i tillegg trues av forurensning bør heller ikke hogst gjennomføres. Naturskogmiljøer i bekkeløfter, bratte lisider og glissen fjellskog bør ofte forbli urørt, selv om det bare finnes spredte forekomster av indikatorarter. I slike områder er det ofte vanskelig med alternative hogstformer uten at det fører til store biologiske konsekvenser.

**Ved all hogst** i naturskoger bør det tas generelle flerbrukshensyn, dvs:

- spare døde og døende trær, la døde stammer og stubber stå urørt.
- Spare enkelte store trær, særlig lauvtrær ved hogst.
- Vurder muligheter for alternative hogstformer
- spare treslag uten økonomisk interesse. Tilstreb større lauvinnslag i barskog.
- bevare skyggefulle kløfter, fuktige drag, dammer, bekkedrag og myrer.
- Fuktskog, ras-skrenter, bekkeløfter, øyer i myrer og vatn bør bevares.
- kantsoner mot våtmark og vassdrag, fuktige bergskrenter og innmark bør få utvikle seg uten større inngrep.
- ta hensyn til tiurleiker, spar beitetrær og trær med rovfuglreir.

Andre kriterier enn kontinuitet:

Parametre som vegetasjonstype, næringstilgang, høyt løvtreinnslag og h.o.h. ser ut til å være av mindre betydning for mange av indikatorartene som siste sjanse har jobbet med. For blomsterplanter og insekter er imidlertid de nevnte parameterene av stor betydning. Ved vurdering av områdets innhold av hensynskrevende arter må derfor andre parametre enn kontinuitet taes i betraktning. I skoger som strengt tatt ikke har kontinuitet, men som har nøkkelementer for arter som er følsomme for påvirkning, bør det også taes spesielle hensyn. Likeså bør det taes hensyn til evt. rødliste-arter i skog selv om disse ikke benyttes som indikatorarter.

Økologiske parametre som ser ut til å øke mangfoldet av følsomme arter:

- Næringsrike vegetasjonstyper.

Storbregne- og høgstaudegranskog inneholder flere urter enn næringsfattige vegetasjonstyper. Mange virvelløse dyr er knyttet til slike urter. Næringsrike gammelskoger uten kontinuitet, men med spesiell flora og fauna, vil kunne miste mye av sitt mangfold ved flatehogst. Kontinuitetsskoger med næringsrike vegetasjonstyper bør det tas særlig hensyn til.

- Gamle løvtrær.

Mange insekts- og fuglearter er knyttet til løvtrær, særlig gamle løvtrær. Mange insektsarter er knyttet til gamle edelløvtrær, men også bjørk, or, osp, selje og rogn kan være tilholdsted for sjeldne biller. Det bør vises spesielle hensyn ved hogst av skog med stort innslag av gamle løvtrær og løvtrær i eldre suksesjonsstadier.

- Hule løvtrær.

- Store mengder død ved.

- brent trevirke. En del lav- og insektsarter har spesialisert seg på brent trevirke.

- Eksposisjon, h.o.h.:

Varme områder huser flere og andre arter enn kjøligere områder. Visse grupper av planter og virvelløse dyr kan ha en begrenset utbredelse som er begrenset av klimaet, eller av sine nærings- veksters utbredelse. Lavtliggende og sydvendte gammelsskoger med kontinuitet i død ved kan huse hensynskrevende arter.

Det bør tas forholdsvis sterkere hensyn i et område som er omgitt av mindre verneverdige miljøer, enn et område som er omgitt av mer verneverdige miljøer. M.A.O. det bør tas størst hensyn til de beste områdene i regionen, kanskje mer hensyn enn hva funn av indikatororganismer alene skulle tilsi.

### 13. BEVARING AV BIOLOGISK MANGFOLD VED HJELP AV NØKKELBIOTOPER.

Begrepet nøkkelbiotoper er innhentet fra Sverige hvor det er en betegnelse på områder hvor en finner eller forventer å finne rødlistede arter.

I Norge har en utvidet begrepet litt, og det har vært presentert flere definisjoner. Dels ble nøkkelbiotop definert som større eller mindre lokaliteter hvor "det forekommer en spesiell naturtilstand eller - type, som kan forventes å være av stor betydning for artsmangfoldet" (LD 1994, NORSKOG 1995). Departementet mente forøvrig at de fleste nøkkelbiotoper normalt vil være mindre en 3-4 dekar. De snakker også om Nøkkelområder som et areal avgrenset av skog og miljøfaglige kriterier, der det forekommer en eller flere nøkkelbiotoper.

En annen definisjon på nøkkelbiotop er "områder som er særlig viktige for bevaring av det biologiske mangfoldet fordi de inneholder naturtyper, nøkkelementer eller arter som er sjeldne i landskapet."(HAUGSET et al. 1996). Denne definisjonen, som inkluderer alt som er sjeldent lokalt, synes å vinne økende oppslutning, men det er fortsatt ikke full enighet.



Man kan dele nøkkelbiotoper inn i kontinuitetsbetingede nøkkelbiotoper, forstyrrelsesbetingede nøkkelbiotoper, skjøtselbetingede nøkkelbiotoper og steds-betingete nøkkelbiotoper (bl.a. ut fra næringsforhold, fuktighet og topografi)

Nøkkelbiotoper kan være områder som f.eks. rasmarker, bekkedrag, bekkekløfter, bergskrenter, sumpskog, brannfelt med løvskog, kalkpåvirket skog, skog med lang kontinuitet (urskog) og edelløvskogsområder. Det kan også være skjøtelsbetingede områder som utmarks-slåtter og beitede områder, områder med styvede trær o.l.

De fleste nøkkelbiotoper inneholder nøkkelementer eller signalarter. Tiltak for mange av dem er beskrevet foran i andre kapitel.

Norsk Institutt for skogforskning vil i 1997 med støtte fra Landbruksdepartementet sette igang et treårig forskningsprogram for bl.a. å se på hvordan en best kan identifisere nøkkelbiotoper og på forholdet mellom nøkkelbiotoper, rødlista arter og biologisk mangfold i Norge.

### 13.1 INVENTERING AV NØKKELBIOTOPER. (Etter SKOGSTYRELSEN 1994)

Skogstyrelsen i Sverige har siden 1993 drevet inventering av nøkkelbiotoper på småskogsbrukets marker. Ved utgangen av 1996 er ca en tredel av områdene undersøkt og en har funnet ca. 20 000 nøkkelbiotoper, og dette dekker ca. 0,8% av det undersøkte arealet. I tillegg foretar storskogbruket inventering på sine eiendommer, med manskaper som har fått spesiell opplæring av skogstyrelsen. Det ser ut til å være noe større tetthet av nøkkelbiotoper på storskogbrukets marker (1-3% av arealet), noe som muligens kan skyldes mindre intensiv vedhogst og den geografiske plassering av disse områdene. Over halvparten av de registrerte nøkkelbiotopene er mellom 10-50 dekar. Det er mindre enn 5% av de registrerte nøkkelbiotopene som er over 50 dekar, men det er funnet en del nøkkelbiotoper opp mot 700-800 dekar, og den største registrerte er ca. 2 km<sup>2</sup>.

Inventeringen har samme grunnmetode for hele landet. En deler arbeidet i 3 hovedeler: Forberedelser, feltarbeid og etterarbeid, der mesteparten av arbeidsinnsatsen går med til feltarbeidet. Gjennom grundige forberedelser kan store arealer kuttes ut som lite interessante, og i Sverige regner de med at de klarer å kutte ut ca. 95% av arealet, slik at bare 5% av undersøkelsesområdene får besøk i felt. Selvsagt vil en miste noen nøkkelbiotoper på denne måten, men en håper å finne minst 75% av det reelle antall nøkkelbiotoper, og arealmessing forventes det at en finner mer (minst 90%?). Budsjettet for kartlegginga er i gjennomsnitt vel 900 kr pr. km<sup>2</sup>.

#### FORBEREDELSE

Målet med forberedelsene er å finne fram aktuelle områder som bør undersøkes. Her samles informasjonen fra ulike kilder, og interesserte grupper bør møtes for utveksling av informasjon.

En lager et maksimumskart (bruttokart) som grunnlag for feltbesøk, hvor områdene er merket med vannfaste pinner.

Som kilder anbefaler svenskene materialet fra sin "Översiktlig skogsinventering" (ØSI) hvor skogsvårdstyrelsene kartla alder, bonitet, virkesforråd, behov for tiltak m.m. Denne ble avsluttet i 1993 og lagt på data. Slik at en kan søke på alder og div. naturvern-koder. ØSI har også laget fotokart hvor informasjonen er inntegnet, og disse ansees være et godt grunnlag for utarbeiding av bruttokart. Ellers anbefales økonomisk kartverk som i Sverige er i størrelse 1:10000, evt. 1:20000.

Berggrunnskart vil gi informasjon om interessante geologiske forhold, som hvor en kan regne med å finne næringsrik jord. Vegetasjonskart er nyttige der de finnes. Og til og med orienteringskart kan være nyttige for å finne fram til oppkommer og bratte skrenter.

Det foregår også en sumpskoginventering i Sverige hvor det finnes en del materiale. Det arbeid som gjøres i Sverige med å utarbeide egne flora-oversikter for de ulike "landskap" (landsregioner) forventes også å kunne gi noen opplysninger. Videre vil skogsvård-organisasjonen, grunneiere, fylkesmannens etater, kommunen, ideelle naturvernorganisasjoner være gode kilder. Spørreundersøkelser blant alle som har noe med skog å gjøre er tidkrevende, men iblant verdifullt.

Svenskene har også en databank over truede arter. Slike vil også komme i Norge. Ekspertene på ulike artsgrupper vil kunne gi gode tips om indikatorarter i ulike områder.

For å unngå unødige feltbesøk bør en også sjekke flybilder, og da anbefales infrarøde bilder som finnes på fylkesnivå, selv om disse ofte er 7-10 år gamle.

#### FELTARBEID.

Alle besøkte objekt må tegnes inn på feltkart i 1:10000. Det samles inn data på tre nivåer: Objektnivå, delobjekt-nivå og enkeltelelementer.

Objektnivå: Beliggenhet (kommune, prestegjeld og skogsvårds-område), kartrute, løpenummer, naturgeografisk region, eiendoms-navn, markslag (skog, myr, fjell, vatn, innmark..), areal og koordinater beregnes når det hele digitaliseres til slutt. Når og hvem som har inventert og hvor lenge skal også registreres, og hvilken kilde som har foreslått inventeringen.

#### Delobjektnivå;

Mer eller mindre tydelig forskjellige objekter innen hoved-objektet avmerkes. Her inngår vegetasjonstype, fuktighetsforhold, skogdata (bonitet, virkesforråd, alder, hogstklasse, sluttethet, sjiktning, treslag), påvirkninger/tidligere bruk, grove tre, busker, samt mer almenne beskrivelser. Kontinuitet vurderes også her, og evt. skjøtselsbehov og aktuelle trusseler.

Elementnivå: Her angies ulike nøkkelelementer og frekvens. Her kan også kobles til forekomst av ulike arter.

Her beskrives ulike strukturer, substrat og livsmiljø som kan være aktuelle for truede arter. Maks 8 pr. delobjekt. Det kan være reirtrær, gamle trær, styvningstrær, høgstubber, brannstubber, læger, bergvegger, blokker, store maurtuer, kilder, bekker, m.m. som alle kan beskrives nærmere med inntil 3 nøkkelord utvalgt fra en liste av slike.

På eller utenom nøkkelelementer registreres også signalarter, og rødlistearter med frekvens i delobjektet. Her har systemet mulighet for 2500 ulike navnekoder.

Besøkte objekter som ikke bedømmes som nøkkelbiotoper, kan likevel ha naturverdier som er verd å nevne. Det kan være lokaliteter som kan utvikle seg til å bli nøkkelbiotoper. Enkelte objekter kan også huse rødlistearter uten at de bedømmes som nøkkelbiotoper og slike blir også registrert.

På de svenske listene over arter som undersøkes finnes det på høyde med innlands-Norge en rekke signalarter:

#### UNDER MARIN GRENSE:

	meget bra signalverdi	bra signalverdi
Karplanter	41 arter	19 arter
Moser	25 arter	16 arter
Lav	44 arter	14 arter
Sopp	43 arter	34 arter
-----		
SUM	153 arter	83 arter

#### I FJELLNÆRE OMRÅDER

Karplanter	21 arter	10 arter
Moser	9 arter	11 arter
Lav	34 arter	7 arter
Sopp	26 arter	21 arter
-----		
SUM	90 arter	49 arter

#### I MELLOMLIGGENDE OMRÅDER

Karplanter	31 arter	16 arter
Moser	17 arter	14 arter
Lav	38 arter	11 arter
Sopp	38 arter	28 arter
-----		
SUM	124 arter	69 arter

En rekke av de foreslåtte artene i Sverige er neppe aktuell for norske områder, pga. forskjeller på østlig og vestlig utbredelse. Opp mot fjellnære strøk vil likhetene trolig likevel bli relativt store. Men som det framgår vil det kreves rimelig gode botaniske kunnskaper for å kunne foreta en god inventering.

#### ETTERARBEID:

Innsamla data registreres i en database på PC med FoxPro, suksessivt ettersom feltinventeringen skrider fram. På sikt skal alle nøkkelbiotoper være digitalisert og utgjøre et sjikt i GIS.

Kartene digitaliseres med ARC/INFO-GAIA-systemet eller TOPOS-systemet.

### 13.2 LEVENDE SKOG

I Norge har skogbruket tatt initiativ til å se nærmere på krav til et bærekraftig skogbruk i Norge, gjennom prosjektet levende skog. Prosjektet har et styringsutvalg med representanter for skogeierorganisasjoner, treforedlings- og trelastindustrien, Fellesforbundet, statskog, Landbruksdepartement og Miljøverndepartementet. Gjennom et rådgivende utvalg får ca. 200 representanter fra alle interessegrupper innen skogbruk og miljø innblikk i prosessen og mulighet til å komme med innspill.

Begrepet bærekraftig skogbruk blir konkretisert gjennom 6 grupper av kriterier (mål) og det arbeides med å finne fram til kvantifiserbare indikatorer som kan måle utviklingen innen hver enkelt målgruppe. (LEVENDE SKOG 1996)

De 6 kriteriene som skal beskrives er:

1. Verdiskapning (tømmer, annen produksjon og ulike gruppers rettigheter). 42 indikatorer.
2. Biologisk mangfold . 42 indikatorer.
3. Miljøpåvirkning og toleranse (Forurensning, skogens helse m.m.). 36 indikatorer.
4. Skogens beskyttende funksjoner .10 indikatorer.
5. Sosiale og kulturelle forhold (Rekreasjon, friluftsliv, kulturverdier). 10 indikatorer.
6. Forvaltning og medvirkning (Forskning, Utdanning, planlegging) 19 Indikatorer.

Ulike dokumentasjons-løsninger for norsk skogbruk vil bli vurdert i 1997. Endelige kriterier, indikatorer og standarder tilknyttet et dokumentasjonssystem vil være klare i løpet av 1997.

De 42 indikatorene på om biologisk mangfold ivaretaes går på

- skogdekt areal og dets treslagsfordeling
- produktivt skogareal fordelt på: vegetasjonstyper, treplantenes opprinnelse, treslag-sammensetning, sjiktning, økonomisk drivverdig areal og på aldersklasser.
- Areal med: femmede treslag, myr, naturskog, biologisk gammel skog (Hkl. V +30%), områder >10 km<sup>2</sup> med skog eldre enn Hkl. V + 50%.
- Areal i Hkl. I-III og IV-V fordelt på vegetasjonstyper, høydesoner med dimensjonsfordeling og treslagsblanding.
- Stående volum fordelt på: aldersklasser, diameterklasser og treslag.
- Volum død ved totalt og i Hkl. I-III og IV-V fordelt på vegetasjonstyper og høydesoner.
- Totalt artsantall i skog, omfang av viktige nøkkelarter
- Bestandsutvikling for Storfugl, spetter, spurvefugler, Mår, gaupe, bjørn
- Rødlistearter i skog fordelt på truethets-kategori.
- Fredede arealer, og areal med spesiell forvaltning.
- Areal kartlagt for nøkkelbiotoper og restaureringsbiotoper
- Areal og antall tilsidesatte nøkkelbiotoper av ulik type
- Omfang av genbevaring av treslag/provenienser i plantasjer og frøankingsbestand.

### 13.3 SIKRING AV BIOLOGISK MANGFOLD GJENNOM SERTIFISERING

Det har foregått en rivende utvikling når det gjelder å finne fram til ordninger som sikrer biologisk mangfold og en bærekraftig bruk av skogressursene de siste 10 årene. Saken har vært omtalt i svært mange fora. Sentralt i media står skogprinsippene som ble anbefalt samtidig som Rio-konvensjonen om biologisk mangfold ble vedtatt i 1992, og oppfølging gjennom "Helsinki-prosessen" og "Montral-prosessen". Iverksetting av hver enkelt sektors ansvar for å ta vare på det biologiske mangfold i henhold til Rio-konvensjonen, er også viktig. (I Norge kommer Landbruksdepartementet trolig med en egen miljøforskrift på høring i 1997, som en følge av sektorens ansvar for biologisk mangfold.)

Like viktig har frivillige organisasjoners arbeid hvert med miljøorganisasjonene som pådrivere. Verdens Naturfond (WWF) og Naturskyddsföreningen i Sverige har utarbeidet detaljerte forslag til hvordan biologisk mangfold kan bevares gjennom en miljøsertifisering av den enkelte skogeier. Internasjonalt er mye innsats kanalisert gjennom Forest Stewardship Council (FSC) og gjennom ulike grupper av kunder i papirmarkedet i Tyskland og England som vil ha dokumentasjon på at råstoffproduksjonen ikke går ut over det biologiske mangfoldet. Det arbeides også med en sertifisering innenfor ISO 14001-prosedyre. Det er utenom denne studiens mål å gå nærmere inn i detaljene i disse prosessene og kravene, så interesserte henvises bl.a. til HÅRSTAD (1994), FJÆRTOFT & BUNKHOLT (1994) og NORDISK SKOGSCERTIFISERING (1996).

De to svenske naturvernorganisasjonenes liste over forslag til kriterier for å bli miljøsertifisert inneholder en rekke krav:

- Alle tiltak i følgende områder skal fremme betingelsene for naturlig biologisk mangfold: nøkkelbiotoper, gammel blandingsskog med mye død ved, impediment, bløt fastmark, ugrøftet lavproduktiv torvmark, fjellnær skog som er del av eiendommer > 10 km<sup>2</sup> og andre hensynskrevende biotoper. På annen fjellnær skog skal det bare skje plukkhogst eller fjellskogbledning.
- I ikke fjellnær skog skal minst 5% av det produktive skog- arealet avsettes for områder med eksisterende eller framtidige spesielle naturverdier (bl.a. nøkkelbiotoper, beitepåvirka områder og gammelskogsområder).
- Følgende områder skal skjøttes for å fremme biologisk mangfold og får ikke beplantes: Igjenvoksende kulturmark med grove tidligere fristilte trær, fuktig skogsmark ved vassdrag, løvdominert skog med stor diametervariasjon og mye død ved.
- Løvdominerte områder skal på sikt utgjøre minst 5% av den produktive skogen og får ikke beplantes med bartrær.
- Kjemiske bekjempningsmidler får ikke brukes i skogen
- Den langsiktige næringsballansen får ikke endres ved gjødsling, og påtagelig utvasking til vassdrag må unngås.
- Veier kan bare anlegges etter at naturverdier er vurdert, og får ikke legges gjennom områder med spesielle naturverdier.

- Stående og liggende død ved får ikke fjernes ut over det nødvendige ut fra hensynet mot | skadedyr, og læger må ikke kjøres istykker.
- Minst 10% av grunnflata i bestandet skal være lauv ved minste tillatte sluttavvirkningsalder.
- Naturhensyn bør alltid vurderes før tynning og foryngelseshogst. Resultatene må dokumenteres og taes hensyn til i planlegging og utførelse av inngrep.
- Andel av egen gammelskog (Hkl. V) får ikke være mindre enn 20%
- Bardominert skog på fuktig mark bør forynges høgskjerm eller ved plukkhogst. I vindutsatte områder bør en istedet ha en lavskjerm av lauvtrær.
- Ved all foryngelseshogst skal det settes igjen kantsoner og taes spesielle hensyn langs vann, våtmarker og biotoper med spesielle naturverdier. Dessuten skal det iu snitt settes igjen minst 20 grove stormfaste trær pr. hektar enkeltvis eller i grupper av trær som skal vokse inn i det nye bestandet, samt stående og liggende døde trær. Nydød ved skapes ved å sette igjen minst 3 grove høgstubber pr. hektar. Der forholdene tillater det skal ialt minst 10% av grunnflata før hogst stå igjen som et forbindelsesledd mellom det gamle og det nye bestandet.
- Det må bli slutt på all nygrøfting, og grøfter på lavproduktiv torvmark får ikke vedlikeholdes.
- Markberedning begrenses til lokaliteter der påvirkning er nødvendig for å oppnå en god foryngelse.
- På eiendommer over 10 km<sup>2</sup> skal flatebrenning eller brenning ut fra naturhensyn utføres på minst 5% av foryngelsesarealet pr. 5-årsperiode.
- Alle avvirkningsområder skal beskoges med svenske (norske) treslag. Naturlig foryngelse skal tilstrebes. Ved annen foryngelse må herkomst av planter/frø dokumenteres.
- Det får ikke anlegges bardominerte bestand på nedlagt åkermark eller gjenveksende kulturjord.
- Ved all planlegging og alle tiltak skal det tas hensyn til skogens kulturhistoriske verdier og kjente kulturminner.
- I områder av særlig stor interesse for lokalbefolkningen skal planlegging og skogbrukstiltak gjennomføres med stor åpenhet og samarbeidsvilje.

## 14. LITTERATUR.

- Ahlén, I., Boström, U., Ehnström, B. & Petterson, B. 1979. Faunavård i skogsbruket. Skogsstyrelsen, Jönköping. 48 pp.
- Ahlén, I. & Nilsson, S.G. 1982. Samband mellan fågelfauna och biotopareal på öar med naturskog i Mälaren och Hjälmaren. *Vår Fågelvärld* 41: 161-184.
- Andrén, H., Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation. *Oikos* 45: 273-277.
- Andrén, H. 1986. Habitat heterogeneity and landscape fragmentation - consequences for the dynamics of populations. *Introductory Res. Essay No 37. Dept. of Zoology. Uppsala.* 31 pp.
- Angelstam, P. 1986. Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365-373.
- Angelstam, P. & Andrén, H. 1993. Hur mycket er nog? *Skog&Forskning* 1/93:14-19
- Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* 62: 199-208.
- Angelstam, P., Lindström, E. & Widén, P. 1985. Synchronus short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia - occurrence and distribution. *Holarctic Ecology* 8: 285-298.
- Angelstam, P. & Rosenberg P. 1993. Aldrig Sällan Ibland Ofta. *Skog&Forskning* 1/93:34-41
- Angelstam, P. & Rosenberg P., Mikusinski G. & Ihse M. 1993 (b) Lövträden och fåglarna. *Skog&Forskning* 1/93:20-27
- Angelstam, P., Welander J., Andrén H. & Rosenberg P. 1990. Ekologisk planlegging i skogbruket. Miljøprosjekt Sundsvall-Timrå. Delrapport 8. Pp. 106-123.
- Arnold, R.A. 1983. Ecological studies of six endangered butterflies (Lepidoptera, Lycaenidae): Island biogeography, patch dynamics, and the design of habitat preserves. *Univ. of California Publications Entomology. Volume 99.* 161 pp.
- Barskogsutvalget 1988. Landsplan for vern av barskog: Økologisk grunnlag, retningslinjer og konsekvenser. Utkast in prep. 116 pp. + vedlegg.
- Baumgartner A. 1952. Die Strahlungsbilanz in einer Fichtendickung. *Forstw. Cbl.* 71: 337-349
- Bekken, J. 1988 Moderne skogbruks påvirkning på artsrikdom hos fugl: Oppsummering av kunnskap basert på litteraturstudium. *NISK Rapport 7/88.* 37 pp.
- Bekken, J. 1990 Sjeldne og sårbare fugler i skog. Pp 42-43 i *Skogbukets kursinstitutt: Sjeldne og sårbare arter og økosystemer i skog.* Honne 17.-18. september 1990. Seminar-referat.
- Bendiksen, E. 1994 Registrering av biologiske verneverdier i Oslo kommunes skoger. *NINA oppdragsmelding 294:* 1-23.
- Bendiksen E., Høiland K., Brandrud T.E. & Jordal J.B. (in prep) Truete og sårbare sopparter i Norge; en kommentert rødliste. (manus på ca 600 s. fra mai 1996) - Endelig versjon utgies av NINA
- Bengtsson, G., Herrmann, J., Malmqvist, B., Nilsson, I.N. & Svensson, B.S. 1982. Öbiogeografisk teori och bildning av naturreservat. *Statens Naturvårdsverk. PM 1514.* 48 pp.
- Bjor, K. 1971. Forstmeteorologiske, jordbunnsklimatiske og spireøkologiske undersøkelser. *Medd. norske SkogforsVes.* 108: 430-526.
- Bjor, K. and Huse, M. 1987. Soil temperature variations at the field station Nordmoen. *Medd. Nor. inst. skogforsk.* 40(2):1-12.
- Braathe, P. 1980. Karlshaugen. Et fredet skogområde i Nittedal. *Medd. Nor. inst. skogforsk.* 36 (1): 1-69.
- Bråkenhielm, S. (red.) 1982. Urskogar. Inventering av urskogartade områden i Sverige. Del I. Allmän del. *Statens Naturvårdsverk. PM 1507.* 107 pp.
- Chen, J. Franklin, J. & Spies T. 1990. Edge phenomena in old-growth Douglas-fir forests, microclimatic pattern. *Abstr. a. Meet. ecol. Soc. Am:* 117-118.
- Connor, E.F. & McCoy, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *Amer. Nat.* 113: 791-833
- Ehnström, B. 1979. Vård av den lägre faunaen i skogsbruket. Pp. 31-39. in: Ahlén, I., Boström, U., Ehnström, B. & Petterson, B. 1979. Faunavård i skogsbruket. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Ehnström, B. & Waldén, H. 1986. Faunavård i skogsbruket. Del 2: Den lägre faunaen. Skogsstyrelsen, Jönköping. 351 pp.
- Engelmark, O. 1984. Forest fires in the Muddus National Park during the past 600 years. *Can. J. Bot.* 62: 893-898.

- Ericson, L., Hansson, L. & Ingelög, T. 1983. Remnant biotopes in production landscapes: How to preserve intact natural communities. Umeå. 85 pp.
- Esseen, P.A. 1985. Litter fall of epiphytic macrolichens in two old *Picea abies* forests in Sweden. *Can. J. Bot.* 63: 980-987
- Esseen, P.A., Ericson L., Lindström H. & Zackrisson O. 1981. Occurrence and ecology of *Usnea longissima* in central Sweden. *Lichenogist* 13: 177-190.
- Fjærtøft F. & Bunkholt A. Markedstilpassning - miljø. Delrapport 1: Rammebetingelser og markedskrav fra opinion og kunder. 23 s. Aktuelt fra NISK nr. 8 -94.
- Fjærtøft F. & Bunkholt A. Markedstilpassning - miljø. Delrapport II: Rammebetingelser i miljøsammenheng. Standarder, sertifisering og miljømerking. 19 s. Aktuelt fra NISK nr. 9 -94.
- Flemming G. 1964. Das Klima an Waldbestandsrändern. *Abhandlung des Meteorologischen und Hydrologischen Dienstes der DDR.* 71 (IX). 76 pp.
- Franklin, J.R. 1980. Evolutionary change in small populations. Pp. 135-149 in: Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. (eds.). *Conservation Biology*. Sinauer Ass. Mass.
- Franklin, J. & Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape ecology* 1:1-18.
- Framstad, E 1995 Moser, lav og sopp i barskog - effekter på skogbruk. NINA. Notat 16 s. (Solbraa 1996 s.83)
- Framstad, E. 1995 Spurvefugl og skogbruket. (NINA notat 12 s. ikke off.) Tatt inn i Solbraa (1996) s.51-58
- Framstad E., Bendiksen E., Flatberg K.I, Frisvoll A., Holien H., Høiland K. Prestø T. & Svalastog D. 1995 Planter i boreal skog - effekter av økologiske faktorer, skogsdrift og omgivelser på arts mangfoldet. Aktuelt fra skogforsk 16-95. 32s.
- Frisvoll A.A. & Blom H.H. 1992. Trua moser i Norge med Svalbard: raud liste. NINA utredning 42:1-55.
- Geiger, R. 1965. The climate near the ground. Harward University Press. (6th printing) London 611 pp. (Problems in forest meteorology. pp. 298-368.)
- Gjershaug J.O., Thingstad P.G., Eldøy S. & Byrkjeland S. (red) 1994: Norsk Fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu. 552 s.
- Granström, A. 1985. Fröbanken i svensk skogsmark. Skogsfakta. Flora, fauna, miljø nr 7. SLU, Uppsala. 6 s.
- Gyllensten U. & Ryman N. 1985. Bevarande av genetiska resurser. En kunnskapsöversikt med förslag til åtgärds- och forsknings-program. Statens Naturvårdsverk: SNV Rapport 3004. 55 s.
- Hansson, L. 1982. Däggdjurens vinterutnyttjande av kanter mellan hyggen och barskog. *Fauna och flora* 77: 301-308.
- Hansson, L. 1983. Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in Central Sweden. *Ornis Scandinavica* 14: 97-103.
- Hansson L. 1992 (ed) *Ecological principles of nature conservation. Applications in Temperate and Boreal Environments.* 436 s. Elsevier applied science, London & New York.
- Haugset T., Alfredsen G. & Lie M.H. 1996. Nøkkelbiotoper og arts mangfold i skog. Siste Sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus. 110 s.
- Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1984. Effects of modern forestry on northwestern European invertebrates: A synthesis. *Acta for. fenn.* 189. 32 pp.
- Helle, P. 1983. Bird communities in open ground climax forest edges in north-eastern Finland. *Oulanka Reports* 3: 47-49
- Helle, P. 1986. Effects of forest succession and fragmentation on bird communities and invertebrates in boreal forests. *Acta univ. Ouluensis. Ser. A* 178. Biol. 26.
- Helle, P. & Muona, J. 1985. Invertebrate numbers in edges between clear-fellings and mature forests in northern Finland. *Silva Fennica* 19(3): 281-294.
- Huseby, K. & Bø, T. 1985. Vellykka utsetting av hare. Pp. 132-137 in: Arnesen, A., Holthe, V., Kristiansen, B. & Thomassen, J. (eds.) *Praktisk viltstell - en statusrapport. Fra et seminar på Skogbrukets kursinstitutt, Honne.* 4.-5. sept. 1985.
- Hågvar, S. 1987. Sjeldne og sårbare fugler i norske skoger. Særtrykk av 5 artikler i *Norsk Skogbruk våren 1987.* 19 pp.
- Hågvar, S., Økland B., Bakke, A. & Kvamme T. 1995. Mangfold av biller og soppmygg i granskog på Østlandet - Artsbevarende hensyn. Aktuelt fra skogforsk 14-95. 23s.
- Hårstad, G. (red.) 1994. Kvalitetssikring av miljøarbeidet i skog. Referat Honneseminar 25.-26. oktober 1994. 113 s. Skogbrukets Kursinstitutt.



- Ingeløg, T., Thor G. and Gustafson, L. (eds.) 1984. Floravård i skogsbruket. Del 2- Art del. Skogsstyrelsen, Jönköping, 407 pp.
- IUCN 1975. United Nations List of National Parks and Equivalent Reserves. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. Morges, Sveits.
- Janzen, D.H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41: 402-410.
- Jonsson, S. 1986. Gaupa. Det norske Samlaget, Oslo. 134 pp.
- Kittredge, J. 1948. Forest influences. The effects of woody vegetation on climate, water and soil, with applications to the conservation of water and the control of floods and erosion. McGraw-Hill Book Co. New York, London. 394 pp.
- Korpel, S. 1982. Erkenntnisse über Entwicklung und Struktur dynamik der Naturwälder in der Slowakei mit Bezug auf Waldbautechnik. *Tidsskr. Skogbr.* 90(1): 86-94.
- Krohn, O. 1982. Skogbruk og naturvern. Gyldendal norsk forlag. 123 pp.
- LD 1994. Handlingsplan for bevaring av biologisk mangfold. Landbruksdepartementet. Høringsutkast mai 1994. 67 pp.
- Levende Skog 1996. Rapport 2: Status for kriterie- og dokumentasjonsarbeidet. 23s.
- Lindblad I. 1996. Skogområder i Øst-Norge registrert av Siste sjanse. NOA-rapport 1996-1. 202 s.
- Lindlöf, B., Lindström, E. & Pehrson, A. 1974. On activity, habitat, selection and diet of the mountain hare (*Lepus timidus*) in winter. *Viltrevy* 9: 27-43.
- Lindroth, A. 1985. Lokalklimat och vattenbalans i tallskog på sedimentmark i Jädraås. Pp. 7-53 in: Lindroth, A. (ed.): Klimat, fotosyntes och förfall i tallskog på sedimentmark. Ekologiska basmätningar i Jädraås. Inst. f. ekologi och miljövård. SLU. Uppsala.
- Lindström E., Angelstam P., Widen P. & Andrén, H. 1988. Do predators synchronize vole and grouse fluctuations? An experiment. *Oikos* 48: 121-124
- Lundmark, T., Odín H. and Söderström V. 1978. En orienterende studie av marktemperaturen på ett par lokaler inno Vindelns försöksparke. Skogshögskolan. Inst. f. skogsförnygring. Rapp. o. upps. nr 97. 41 + 7 pp.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203 pp.
- Marcström, V., Kenward, R.E. & Engren, E. 1988 The impact of predation on boreal tetranoids during vole cycles: an experimental study. *J. Anim. Ecol.* 57: 859-872.
- Marcström, V., Keith L.B., R.E. , Engren, E. & Cary J.R. 1989. Demographic responses of arctic hares (*Lepus timidus*) to experimental reductions of red foxes (*Vulpes vulpes*) and martens (*Martes martes*), *Can. J. Zool.* 67 : 658-668.
- Marcström, V., Kenward, R.E. & Karlbom M. 1990 . Duvhöken - och dess plats i naturen. 96 Pp. (eget forlag)
- Miljøverndepartementet 1994. Biologisk mangfold. Miljøverndepartementets delplan. Høringsutkast. 86s.
- Mitscherlich G. 1973. Wald und wind. *Allg. Forst- und Jagdztg.* 144: 76-81.
- Moberg R. & Holmåsén I. Lavar. En Fälthandbok. 2. reviderte opplag. Interpublishing, Stockholm. 240s.
- Mysterud, I. & Kolstad, M. 1986. Bjørnen i Norge. I. Bestand og bevaring. *Fauna* 39: 143-159.
- Møller, T.R. & Rørdam, C.P. 1985. Species numbers of vascular plants in relation to area isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45: 8-16.
- Nilsson, S.G. 1986. Are bird communities in small biotope patches random samples from communities in large patches? *Biol. Conserv.* 38: 179-204.
- NINA 1995 (Norsk Institutt for naturforskning). Fokus på Gaupa. Villmarksliv nr 12-1995. s.20-26.
- Nitare J. 1988. Changes in fungal flora - research and conservation. *Svensk Bot. Tidskr.* 82: 485-489
- NOA 1994. Bredesen B., Røsok Ø., Aanderaa R., Gaarder G. Økland B. & Haugan R. : Vurdering av indikatorarter for kontinuitet, granskog i Øst-Norge. NOA-rapport 1994-1. 123 Pp.
- Nordisk Skogscertifisering 1996. Rapport nr. 2. Oktober 1996. 36s. Stockholm.
- Nygård T. & Wiseth B. (red.) 1996. Hønsehauken i skogbrukslandskapet. Rapport fra et symposium 23-24 mars 1995 ved NINA Trondheim og Høgskolen i Nord-Trøndelag. NINA Temahefte 5:1-41.
- Nägeli, W. 1954. Die Windbremsung durch einen grossen Waldkomplex. (Ein Beitrag zum Problem der Schutzstreifenbreite.) *Berichte 11. IUFRO-Kongress 1953 Rom, Firenze*, pp. 240-246.
- Odin, H. 1976. Skogsmeteorologiska faktorerers förändring med kalhuggning. Del I. Vinden och avdunstning. Skogshögskolan, Inst. f. skogsförnygring. Rapp. o. upps. 73. 237 pp.
- Olsen, S.R. 1988. Arealkrav og behov for bufferzoner ved vern av urørt barskog. NISK, Ås, 213 pp.

- Olsson G.A. & Gransberg M. (red) 1993. Indikatorarter för identifiering av naturskogar i Norrbotten. 148s + bilag. Naturvårdsverket, Solna. Rapport 4276.
- Persson, P. 1975. Stormskador på skog - uppkomstbetingelser och innverkan av skogliga åtgärder. Skogshögskolan, inst. f. skogsprod. Rapp. o. upps. 36. 25 pp.
- Perttu, K. 1970. Radiation measurements above and in forest. Stud. For. Suec. 72. 49 pp.
- Perttu, K. 1981. Radiation cooling and frost risk. SLU, inst.f. skogsgenetik. Rapp. o. upps. 36. 25 pp.
- Perttu, K. 1982. Radiation climate of northern forest stands. SLU. Inst. f. skogsekol. skogl. marklära. Rapp. 38. 29 pp.
- Petterson, B. 1984. Ecology of an isolated population of the middle spotted woodpecker, *Dendrocopos medius* (L.), in the extinction phase. SLU, Inst. f. viltekologi. Rapp. 11. 139 pp.
- Petterson, B. 1985. Relative importance of habitat area, isolation and quality for the occurrence of middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden. Holarctic ecology 8: 53-58.
- Petterson, B. 1986. Varför hotas arter av biotopfragmentering? Pp. 76-80 in: Skogen som natur och resurs - mark - flora - fauna. Skogsfakta. Konferens nr 9. SLU, Uppsala.
- Preuhler, T. 1987. Wachstumsreaktionen nach Trassenauftrieb in Kiefernbeständen. Forstliche Forschungsberichte München 81. 200 pp.
- Rolstad, J. 1989. Habitat and range use of capercaillie *Tetrao urogallus* L. in southcentral Scandinavian boreal forests with special reference to the influence of modern forestry. Dr. thesis. Ås.
- Rolstad, J. & Rolstad E. 1995 Svartspettens sekundære hulltre-brukere. Aktuelt fra Skogforsk 12-95. 7s.
- Rolstad J., Rolstad E., Majewski P. & Wegge P. 1995 Svartspettens populasjonsøkologi- effekter av bestandsskogbruket. Aktuelt fra Skogforsk 11-95. 27s.
- Rolstad J., Wegge P. & Gjerde I. 1991. Kumulativ effekt av habitatfragmentering. Hva har 12 års storfuglforskning på Varaldskogen lært oss? Fauna 44:90-104
- Rosén, K. 1984. Effects of clearfelling on runoff in two small watersheds in central Sweden. For. Ecol. Manage. 9: 267-281
- Rosenberg, N.J. 1974. Microclimate: The biological environment. Wiley, New York. 315 pp.
- Rülcker, C., Angelstam P., Rosenberg P. 1994. Ekologi i skoglig planering - förslag på planeringsmodell i Särna-projektet med naturlandskapet som förebild. SkogForsk, Redogörelse nr 8, 1994.
- Rülcker, C., Angelstam P., Rosenberg P. 1994. Naturlig branddynamik kan styra naturvård och skogskötsel i boreal skog. SkogForsk Resultat nr 8, 1994. 4pp ( KORTVERSJON AV den over)
- Samsø I. 1996. Den urørte granskogen. Norsk skogbruk 7-8: s.10-12
- Schonewald-Cox, C.M. 1983. Conclusions: Guidelines to management. A beginning attempt. Pp. 414-445 in: Schonewald-Cox C.M., Chambers S.M., McBryde, B. & Thomas, L. Genetics and conservation. A reference for managing wild animal and plant populations. The Benjamin/Cummings publishing company, Menlo Park, California.
- Schmidt-Vogt, H. 1985. Struktur und Dynamik natürlicher Fichten-wälder in der borealen Nadelwaldzone. Schweiz. Z. Forstwes. 136: 977-994.
- Simon, N. & Géroudet, P. 1970. Last survivors. World Publishing Co., New York.
- Skogstyrelsen 1994. Instruktion för datainsamling vid inventering av Nyckelbiotoper. Maj 1994. (19+14+12+2 s)
- Skogstyrelsen 1994. Signalarter i projekt nyckelbiotoper. Maj 1994. 12 s.
- Solbraa, K. 1996 Veien til et bærekraftig skogbruk. Universitetsforlaget 183 s.
- Solheim, H. 1987. Barskogsøkologi og zoologiske verneinteresser - tilpasninger og habitatkrav hos insekter, fugler og pattedyr i et dynamisk økosystem. Økoforsk utredning 8. 120 pp.
- Soulé, M.E. 1980. Threshold for survival: Maintaining fitness and evolutionary potential. Pp. 151-169 in: Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. (eds.): Conservation Biology. Sinauer Ass., Sunderland, Massachusetts.
- Soulé, M.E. & Simberloff, D. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? Biol. Conserv. 35: 19-40.
- Stenberg I & Hogstad O. 1995 Populasjonstetthet og økologi hos hvitryggspett og andre hakkespetter i Vest-Norge. Aktuelt fra Skogforsk 10-95. 21s.
- Stokland J.N. 1994: Biological diversity and conservation strategies in Scandinavian boreal forests. Dr.Scient.thesis. Universty of Oslo. (22+19+18+22+23 pp.)
- Stokland J.N. 1995 Artsmangfold og virkesproduksjon i sydøst-norske naturskoger. Aktuelt fra skogforsk 13-95. 16s.
- Storaas T. & Wegge P. 1985. High nest losses in capercaillie and black grouse in Norway. Proc. Int. Grouse Symp. 3: 481- 498.

- Størkersen Ø.R. 1992. Truete arter i Norge. Norwegian red list. DN-rapport 1992-6:89 Pp.
- Svensson S. 1978. Storlek och isolering hos naturreservat: synspunkter på tillämpning av ekologisk teori. Anser Suppl. 3: 225-234. Lund.
- Tjernberg, M. 1983. Breeding ecology of the golden eagle, Aquila chrysaetos (L.) in Sweden. SLU, Inst. f. viltekologi. Rapp. 10. 88 pp.
- Tomter S.M. (red) 1993. Skog 93. Statistikk over skogforhold og -ressurser i Norge. NIJOS 96 pp.
- Tønsberg T., Gauslaa Y., Haugan R., Holien H. & Timdal E. 1996. The threatened macrolichens of Norway - 1995. Sommerfeltia 23: 258 pp.
- Widén, P. 1985. Population ecology of the goshawk (Accipiter gentilis L.) in boreal forest. Ph.D. thesis, Uppsala University.
- Widén, P. 1989. The hunting habitats of Goshawk (Accipiter gentilis L.) in boreal forests of central Sweden. Ibis 131:205-213
- Wilcove, D.S: 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. Ecology 66: 1211-1214.
- Williams C.B. 1964. Patterns in the Ballance of Nature and Related Problems in Quantitative Ecology. Academic Press, New York.
- Zachariassen K.E. 1990. Sjeldne insekter i Norge. 2. Biller 1. NINA Utredning 017:1-83
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the north Swedish boreal forests. Oikos 29: 22-32.