

# **Rødlister som redskap i forvaltningen av biologisk mangfold i skog**

**– utfordringer og forbedringsmuligheter**

**Hans H. Blom, Egil Bendiksen, Tor Erik Brandrud, Torstein Kvamme,  
Frode Ødegaard og Erik Framstad**



## Forord

Rødlisten er blitt et viktig redskap i forvaltningen av det biologiske mangfoldet. Men gir rødlistene virkelig et godt grunnlag for å kunne gjøre riktige prioriteringer mellom arter og arealene artenes levesteder utgjør? Er rødlistene til å stole på, og hvordan kan en eventuelt forbedre dem innenfor realistiske tids- og kostnadsrammer?

St.meld. 42 om biologisk mangfold peker på at «rødlisten har betydelige begrensninger knyttet til innsamlingsmetodikk, størrelsen på datamaterialet, og tolkning av datamaterialet» og at det er «et behov for å foreta en kvalitetssikring av rødlistas innhold, slik at kunnskapsgrunnlaget for trusselvurderinger og tiltaksbehov kan forbedres.»

NINA og Skogforsk har lenge vært opptatt av rødlistene og engasjert i rødlistearbeidet. Flere av forskerne her har som eksperter på ulike organismegrupper deltatt i rødlistearbeidet og vært medforfattere på artsfaktarapportene som ligger til grunn for den offisielle rødlisten. Det var derfor spennende å komme sammen og lage et felles prosjekt om selve rødlistearbeidet – i fortid og framtid. Foreliggende rapport kan godt sees som en naturlig oppfølging av de tidligere rapportene om «Truete arter i skog» og «Grunnlag for standardisert klassifisering av habitatyper og trusselfaktorer i den nasjonale rødlisten».

Vi håper at rapporten vil gi et innblikk i hva rødlistearbeidet egentlig består i og belyser det datagrunnlaget dette arbeidet har bygget på i Norge, også for andre enn biologer.

Stor takk til Ivar Gjerde som har lest manuskriptet i sin helhet og kommet med mange forslag til forbedringer og til Bjørn Åge Tømmerås for konstruktive kommentarer. Takk til Wibecke Nordstrøm som har redigert manuskriptet og til Jan-Erik Nilsen som har bidratt med opplysninger og ideer om muligheter for overvåkning av rødlistearter og deres livsmiljøer gjennom Landskogstakseringenes flatenett. Til sist takkes alle kollegaer som har bidratt med innspill og opplysninger under dette arbeidet.

NINA og Skogforsk har i felleskap skissert prosjektet som er finansiert av Landbruksdepartementet.

Bergen, 21. januar 2004

*Hans Haavardsholm Blom*

## Sammendrag

BLOM, H.H., BENDIKSEN, E., BRANDRUD, T.E., KVAMME, T., ØDEGAARD, F. OG FRAMSTAD, E. 2004. Rødlister som redskap i forvaltningen av biologisk mangfold i skog – utfordringer og forbedringsmuligheter. Aktuelt fra skogforskningen; 1-04.

Formålet med rapporten er å foreslå forbedringer i rødlistearbeidet og datainnsamling basert på en gjennomgang av datagrunnlaget for utvalgte skoglevende rødlistearter og måten rødlistearbeidet har vært gjennomført på. Vi ville prøve ut i hvilken grad det er mulig å anvende de nye IUCN kriteriene på et utvalg av norske rødlistede skogsarter.

Problemstillingene er belyst ved vurderinger av skoglevende rødlistede biller, makrolav, moser og sopp. Rapporten starter med en evaluering av rødlistearbeidet som ledet fram til gjeldende rødliste for hver av disse organismegruppene.

En gjennomgang og systematisering av bakgrunnskunnskapen som er relevant for rødlistevurderinger er foretatt. Grunnlagsdataene er delt opp i en rekke parametre som er definert med begrunnelse om hvorfor de er relevante i rødlistevurderingene. Problemer knyttet til tolkning og avgrensning av de enkelte parametrene er diskutert. For et utvalg av rødlistede skogsarter ble alle tilgjengelige data samlet under de ulike parametrene i en matrise. Matrisen gir grunnlag for å sammenligne grunnlagsdataene for ulike arter og grupper, og å gjøre vurderinger på tvers av organismegruppene. Matrisen omfatter moser, makrolav, trebukker og et utvalg sopparter, særlig slørsopp (mykorrhiza-arter) og trelevende sopp. På bakgrunn av matrisedataene ble de enkelte artene rødlistekategorisert etter de nye IUCN kriteriene. Dette gir på en skjematisk måte en dokumentasjon som gjør det mulig å samholde datagrunnlaget med rødlistekategoriseringen. For å belyse problemer knyttet til tolkninger og vurderinger av datagrunnlaget i forhold til de ulike IUCN kriteriene, ble rødlistevurderingene for eksempelarter fra de ulike organismegruppene beskrevet i detalj. Dette gir et innsyn i selve rødlisteprosessen.

Anvendelse av rødlistene i Norge er gjennomgått i et historisk perspektiv, og det er pekt på viktige begrensninger i bruk av rødlistene, både med hensyn til prioriteringer av tiltak for enkeltarter og i prioriteringer mellom arealer.

På bakgrunn av rapportens evaluering av rødlistearbeidet og datagrunnlaget, er det skissert muligheter for å forbedre rødlistene gjennom en bedre organisering av tilgjengelige data og rødlistearbeidet, og for å fremskaffe nye, relevante data. Her er det særlig diskutert ulike tilnærminger for å kunne gi mål for arters populasjonsutvikling.

Prosjektets resultater kan oppsummeres i følgende hovedkonklusjoner:

- Rødlistearbeidet har lidd under mangel på sentral organisering – gjeldende rødliste er ikke harmonisert mellom ulike organismegrupper.
- Kunnskapen om artenes levesteder, levesett og trusler er relativt god, mens datagrunnlaget om populasjonsutvikling og populasjonsstørrelser er svak for de organismegruppene (biller, sopp, moser, makrolav) rapporten omhandler
- De fleste rødlisteartene i gruppene rapporten omhandler er sjeldne (få funn og/eller små utbredelsesområder) og det er en sterk sammenheng mellom rødlistekategoriseringen og sjeldenhet - dess sjeldnere dess høyere kategori.
- En kan ikke dokumentere en tilsvarende sammenheng mellom rødlistekategori og populasjonsutvikling; vurderinger av tilbakegang bygger i stor grad på ekspertgruppenes faglige skjønn
- Et resultat av disse momentene er at det vil være stor usikkerhet knyttet til å gjøre prioriteringer mellom arter i forhold til deres utdøelsesrisiko i Norge – særlig mellom arter fra ulike organismegrupper

- De nye IUCN kriteriene er et vitenskapelig godt redskap for rødlistearbeidet i framtida med sine klart definerte kategorier og kriterier og krav til dokumentasjon
- Det er, med dagens kunnskapsnivå, mulig å gjøre rødlistevurderinger ut fra de nye IUCN kriteriene, men ikke mulig å utnytte IUCN's vurderingssystem fullt ut for flere store organisme-grupper – rødlistevurderingene blir preget av stor grad av fortolkning, både i forhold til om datagrunnlaget holder for å kunne anvende de ulike kriteriene overhodet, og i forhold til plasseringen av artene i kategorier.
- For å få en bedre rødliste må rødlistearbeidet styres og datagrunnlaget systematiseres på tvers av organismegruppene så langt dette er mulig. En database med skjematisk fremstilling av alle nøkkeldata om rødlisteartene er et ledd i en slik systematisering av kunnskapen og et forslag til slik systematisering er skissert i rapporten.
- Den største utfordringen i rødlistearbeidet er å forbedre vurderingsgrunnlaget for arters populasjonsutvikling. Dette må skje gradvis over tid på bakgrunn av begrensede ressurser til et slikt arbeid og det svake datagrunnlaget en har for mange arter i Norge. Realistiske muligheter for å nå denne målsettingen for skogsarter kan skisseres som følger:
  1. *Arealrepresentativ overvåkning av arters livsmiljøer.* Vurderinger av utvikling av arters levesteder som indirekte mål for populasjonsutvikling ligger inne i de nye IUCN kriteriene, og er kanskje den metoden som lettest kan bedre mulighetene for riktigere og mer ens vurderinger i rødlistearbeidet. Overvåkingen må bygge på registreringer med en detaljeringsgrad som dekker opp de viktigste punkthabitater/livsmiljøer for rødlistearter i skog, som MiS- metodikken, og kan med fordel koples til Landskogstakseringens rutenett og overvåkningsprogram. Utvalgte, hyppigere forekommende rødlistearter knyttet til ulike livsmiljøer kan registreres simultant med selve livsmiljøet slik at sammenhenger mellom habitat- og populasjonsutvikling kan studeres.
  2. *Overvåkning av kjente forekomster for rødlistearter og potensielle rødlistearter.* Denne metodikken egner seg særlig for arter med dokumentert dårlig spredningsevne, og vil kanskje være eneste anvendbare metode for direkte observasjon av de sjeldneste rødlisteartene. Slik overvåkning vil særlig kunne belyse graden av inngrep på lokalitetene og artenes respons på inngrepene. Dessuten vil kunnskap om den generelle populasjonsutviklingen av rødlistearter på lokalitetene gi kunnskap om hvor dynamiske disse artene er.

Hans H. Blom, Norsk institutt for skogforskning, Fanaflaten 4, 5244 Fana  
(Hans.Blom@skogforsk.no)

Egil Bendiksen, Norsk institutt for naturforskning, Dronningens gt. 13, Postboks 736 Sentrum,  
0105 Oslo (Egil.Bendiksen@nina.no)

Tor Erik Brandrud, Norsk institutt for naturforskning, Dronningens gt. 13, Postboks 736 Sentrum,  
0105 Oslo (Tor.Brandrud@nina.no)

Torstein Kvamme, Høgskoleveien 12, 1432 Ås  
(Torstein.Kvamme@skogforsk.no)

Frode Ødegaard, Norsk institutt for naturforskning, Tungesletta 2, 7485 Trondheim  
(Frode.Odegaard@nina.no)

Erik Framstad, Norsk institutt for naturforskning, Dronningens gt. 13, Postboks 736 Sentrum,  
0105 Oslo (Erik.Framstad@nina.no)

## Innhold

Forord .....	2
Sammendrag .....	3
1. Innledning – rødlister som redskap for forvaltning av biologisk mangfold .....	7
1.1 Biologisk mangfold og rødlister .....	7
1.2 Noen utfordringer ved bruk av rødlister .....	9
2. Evaluering av dagens rødliste .....	10
2.1 Biller .....	10
2.1.1 Kunnskapsstatus .....	10
2.1.2 Bakgrunnsdata for rødlisten .....	10
2.1.3 Rødlistearbeidet for biller .....	11
2.1.4 Evaluering .....	16
2.2 Sopp .....	17
2.2.1 Kunnskapsstatus .....	17
2.2.2 Bakgrunnsdata for rødlisten .....	18
2.2.3 Rødlistearbeidet .....	18
2.2.4 Vurdering av populasjonsutvikling og valg av rødlistekategori .....	19
2.2.5 Trusselfaktorer .....	20
2.2.6 Mykorrhizasopp som eksempel – hvor stort er kunnskapshullet? .....	20
2.3 Blad- og busklav .....	27
2.3.1 Kunnskapsstatus .....	27
2.3.2 Bakgrunnsdata for rødlisten .....	27
2.3.3 Rødlistearbeidet for makrolav .....	28
2.4 Moser .....	31
2.4.1 Kunnskapsstatus .....	31
2.4.2 Bakgrunnsdata for rødlisten .....	31
2.4.3 Rødlistearbeidet for moser .....	32
2.5 Fellestrekk og konklusjoner fra evalueringen av rødlisten (DN. 1999a) for våre organismegrupper .....	35
3. Rødlistevurderinger .....	45
3.1 Forslag til standardkriterier og matrise for vurdering av rødlistearter i skog .....	45
3.2 Kommentarer og forklaringer til matriseoverskrifter .....	45
3.2.1 Endringer i status .....	45
3.2.2 Antall lokaliteter (forekomster) .....	45
3.2.3 Funn (record) .....	46
3.2.4 Tidsangivelse for funn .....	46
3.2.5 Antall individer .....	47
3.2.6 Vurdering av trend i reell forekomstfrekvens .....	47
3.2.7 Siste funn .....	48
3.2.8 Direkte gjensøk .....	48
3.2.9 Habitatgjensøk .....	49
3.2.10 Aktivitetsnivå .....	49
3.2.11 Kunnskap .....	50

3.2.12 Bestandsestimater .....	51
3.2.13 Status i naboland .....	51
3.2.14 Isolert bestand .....	51
3.2.15 Marginalarter i Norge .....	52
3.2.16 Ansvarsart .....	53
3.2.17 Kulturelementer .....	53
3.2.18 Type sjeldenhet .....	54
3.2.19 Geografisk utbredelse .....	55
3.2.20 Vegetasjonssone .....	55
3.2.21 MiS-region .....	55
3.2.22 Habitattype .....	55
3.2.23 Punkthabitater .....	55
3.2.24 Nøkkelfaktorer .....	56
3.2.25 Trusselfaktorer .....	56
3.2.26 Foreløpige IUCN-vurderinger .....	56
3.3 Eksempler på rødlistevurderinger etter de nye IUCN-kategoriene .....	57
3.3.1 Biller .....	57
3.3.2 Lav .....	58
3.3.3 Moser .....	61
3.3.4 Sopp .....	63
3.4 Sammendrag av matrisedata .....	66
3.5 Overgang til nye IUCN-kategorier og -kriterier .....	67
3.6 Kunnskapsbehov .....	68
4. Hvordan er rødlistene brukt? .....	71
4.1 Karplanter og virveldyr .....	71
4.2 Sopp, lavere planter og virvelløse dyr .....	72
4.3 Begrensninger i bruk av rødlisten .....	73
4.3.1 Forvaltningstiltak for enkeltarter .....	74
4.3.2 Forvaltning av arealer mht. biologisk mangfold .....	75
5. Elementer til forbedring av rødlistene .....	77
5.1 Utfordringer ved bruk av rødlistene i lys av IUCN-kriteriene .....	77
5.2 Forbedring av kunnskapsgrunnlaget .....	78
5.3 Forbedring av prosessene for utvikling av rødlistene .....	79
6. Referanser .....	82
Vedlegg 1 .....	88
Vedlegg 2 .....	92

# 1. Innledning

## – rødlister som redskap for forvaltning av biologisk mangfold

### 1.1 Biologisk mangfold og rødlister

I løpet av de siste 10 årene har bevaring av biologisk mangfold utviklet seg til å bli et viktig mål for en bærekraftig utvikling. Den politiske betydningen av biologisk mangfold ble fastslått gjennom Konvensjonen om biologisk mangfold i Rio i 1992. Konvensjo-

nen hadde som hovedmål å sikre bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold (se egen rammetekst). Siden den gang har ulike samfunnssektorer i større eller mindre grad forsøkt å inkorporere hensynet til biologisk mangfold i sektorpolitikk og forvaltning.

#### **Konvensjonen om biologisk mangfold**

*Konvensjonen om biologisk mangfold ble vedtatt i Rio de Janeiro i 1992. Den har i 2003 fått tilslutning fra 187 land og er ratifisert av 168 av dem. Konvensjonen er en rammekonvensjon som uttrykker overordnede politiske mål snarere enn spesifikke forpliktelser for medlemslandene. Likevel ses konvensjonen som et svært viktig instrument for å sikre bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold på verdensbasis.*

*I artikkel 1 spesifiseres konvensjonens mål som bevaring av biologisk mangfold, bærekraftig bruk av dets komponenter og rettferdig og likeverdig deling av godene som kommer fra bruk av genetiske ressurser. Ved det 6. møte blant konvensjonens parter i 2002 ble målet om bevaring av biologisk mangfold konkretisert: Innen 2010 skal partene oppnå en betydelig reduksjon av det nåværende tapet av biologisk mangfold globalt, regionalt og nasjonalt, som et bidrag til å redusere fattigdommen og bedre forholdene for alt liv på jorden.*

*Konvensjonen definerer biologisk mangfold som mangfoldet av levende organismer av alt opphav, fra terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer, og de økologiske kompleksene som de er del av; dette omfatter mangfold inn arter, mellom arter og av økosystemer. Det foregår et arbeid i regi av Konvensjonen for å komme fram til måter å beskrive ulike deler av det biologiske mangfoldet, bl.a. i form av ulike indikatorer. Slike indikatorer er tenkt brukt i overvåking av mangfoldet, så vel som i rapportering om tilstanden for biologisk mangfold.*

*Det er også flere andre konvensjoner og internasjonale prosesser som forplikter partene til å ta vare på det biologiske mangfoldet, bl.a.:*

- *Bern-konvensjonen for bevaring av Europas ville flora, fauna og deres naturlige habitater*
- *Bonn-konvensjonen for bevaring av trekkende arter og deres habitater*
- *Ramsar-konvensjonen for bevaring av viktige våtmarker, deres økologiske forhold og tilhørende arter*
- *Den europeiske ministerkonferansen for bevaring av Europas skoger, utvikler bl.a. kriterier for bærekraftig skogforvaltning der hensynet til biologisk mangfold er et viktig punkt*

*Se <http://www.ecnc.nl/doc/europe/organiza/index.html> for en oversikt over aktuelle konvensjoner, avtaler og organisasjoner for bevaring av biologisk mangfold.*

Biologisk mangfold er et komplekst og mangesidig begrep. Det kan inndeles etter ulike dimensjoner som innhold (f.eks. hvilke arter finnes?), struktur (f.eks. hvor store er bestandene av disse artene?) eller funksjon (f.eks. hva slags interaksjoner er det mellom de ulike artene?). Mangfoldet kan også betraktes på ulike organisasjonsnivåer, fra gener og arter til

biosamfunn og økosystemer (se Noss 1990). I mange praktiske sammenhenger er det imidlertid vanlig å fokusere på artene og deres livsmiljø (habitater). Dels kan det være aktuelt å forvalte artene som bestander eller biosamfunn av mange arter, eller det kan være viktig å sikre artenes livsmiljø.

I forhold til artene og deres miljø kan vi stille spørsmål om hva det vil si å etterleve Konvensjonens mål om å sikre bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold. En generell tolkning av et slikt mål kan være at vi må innrette oss slik at naturlig forekommende arter innen et geografisk område ikke skal ha en vesentlig forhøyet sannsynlighet for å dø ut lokalt på grunn av menneskers ulike aktiviteter. Et tilsvarende mål (med noen ulike nyanser) er nedfelt både i Norges mål for biologisk mangfold, i EUs 6. handlingsplan for biologisk mangfold og i vedtak fra FN-konferansen om bærekraftig utvikling i Johannesburg i 2002. Her fastslås det at man innen 2010 skal sørge for en vesentlig reduksjon i tapet av biologisk mangfold (eller stanse slikt tap, i EUs handlingsplan).

Dersom vi skal sikre at ingen arter har forhøyet sannsynlighet for å dø ut på grunn av menneskers aktiviteter, må vi identifisere hvilke arter som er mest utsatt for risiko for å dø ut og hva som eventuelt fører til økning i en slik risiko. Dette har vært et viktig forskningstema innen bevaringsbiologien i flere tiår. På grunnlag av vurdering av artenes populasjonsøkologi og habitattilknytning, deres geografiske utbredelse og miljø, samt utviklingen av trusselfaktorer mot artene har man forsøkt å formulere generelle regler for arters risiko for å dø ut. Generelt vil arter med små populasjoner, tilknytning til spesielle habitater med liten utstrekning, eller som har begrenset geografisk utbredelse, ha større sannsynlighet for å dø ut enn arter med motsatte egenskaper. I en forvaltningsmessig sammenheng er slike vurderinger av enkeltarters risiko for å dø ut forsøkt uttrykt i ulike risikoklasser. De såkalte rødlistene sammenfatter slik informasjon for en rekke arter innen vurderte artsgrupper.

Arbeidet med å utvikle rødlistene som en sammenfatning av arters risiko for å dø ut på global basis har foregått i regi av Verdens naturvernunion (IUCN) siden begynnelsen på 1970-tallet. Fram til 1994 var disse vurderingene basert på subjektive ekspertvurderinger for de ulike gruppene. Men siden den gang har man forsøkt å basere vurderingene på mer objektive kriterier knyttet til artenes populasjoner, habitat og utbredelse (IUCN 2001).

IUCNs nåværende system for kategorisering av arters risiko for å dø ut (se rammetekst og Vedlegg 1) omfatter slike som alt har dødd ut (EX, EW), arter som er mer eller mindre akutt truet (CR, EN, VU) og slike som ennå ikke kan sies å være truet (NT, LC) eller som vi mangler data for (DD) (se egen rammetekst). Arter som ikke er vurdert, markeres også (NE). Kriteriene for å vurdere arter som truet (kategoriene CR, EN, VU) baseres på vurderinger av reduksjoner

i populasjonsstørrelse eller utbredelsesområde, faktisk populasjonsstørrelse under en viss grense, eller kvantitative beregninger av artens sannsynlighet for å overleve en viss tid inn i framtiden (grensene varierer med truetethetskategori og knyttes også til en del andre betingelser). Kriteriene kan formuleres som et hierarki av betingelser, der ulike bokstaver angir plassering i hierarkiet (se Vedlegg 1). Selv om disse IUCN-kriteriene i hovedsak er utviklet for å vurdere arters truetethet på global basis, kan de med visse tilpasninger også anvendes regionalt, det vil si for enkelte land eller andre geografiske områder. Det er da viktig å ta hensyn til artenes populasjonsstatus også i omkringliggende områder.

Dagens IUCN-kriterier for å vurdere truetethet gir bedre grunnlag for en objektiv vurdering og gjør det også lettere å gi en konsistent vurdering på tvers av artsgrupper. Men samtidig krever bruk av disse kriteriene mer eksplisitt vurdering av ulike sider ved artenes økologi, med krav til mer konkret og detaljert kunnskap om hver art. De aller fleste artene i verden er små og har et levevis som gjør det vanskelig for oss å få kunnskap om dem. De fleste av de artene som er utsatt for trusler om å dø ut, er også fåtallige og har begrenset utbredelse. Det er derfor sjelden vi har tilstrekkelig kunnskap til å foreta kvantitative vurderinger av artenes truetethet etter de nye IUCN-kriteriene. Vi må oftest legge inn skjønnsmessige vurderinger om artenes populasjonsutvikling eller endring i utbredelse.

Også i Norge er det de siste 10 årene utviklet rødlistene for truede og sårbare arter. Den første av disse kom i 1992 (DN 1992) med en omfattende revisjon i 1998. Begge disse rødlistene var basert på kriterier etablert før 1994, det vil si kriterier basert på en betydelig skjønnsmessig vurdering av eksperter på de ulike artsgruppene. Se en nærmere redegjørelse for utviklingen av de norske rødlistene i Kap. 2.

Både i fagmiljøer og forvaltningen i Norge har det lenge vært kjent at de eksisterende rødlistene har hatt betydelige mangler i forhold til dekning av ulike artsgrupper, konsistens i bruk av kriterier mellom artsgrupper og det faktiske kunnskapsgrunnlaget som har vært tilgjengelig. Likevel har rødlistene fått stor betydning i praktisk forvaltning av biologisk mangfold i ulike naturtyper. Dels har artene på rødlistene blitt direkte gjenstand for forskningsinteresse og artsrettet forvaltning, dels har slike arter blitt brukt som indikatorer for truede arter generelt, og dels har man forsøkt å basere forvaltningen av områder av verdi for biologisk mangfold på forekomst av miljøegenskaper av betydning for rødlistearter. Spesielt i forvaltningen av skog og integrering av hensynet til biologisk mangfold i skogsektoren har rødlistene hatt



## **Dagens IUCN-kategorier og summarisk oversikt over kriteriene som benyttes**

(se også Vedlegg 1)

<i>extinct EX</i>	<i>utdødd: det er ingen tvil om at det siste individet av arten har dødd ut, så langt gjentatte undersøkelser innen artens utbredelsesområde og levesteder har kunnet bringe på det rene</i>
<i>critically endangered CR</i>	<i>akutt truet: arten står i meget stor fare for å dø ut i vill tilstand i henhold til kriteriene A-E</i>
<i>endangered EN</i>	<i>truet: arten står i stor fare for å dø ut i vill tilstand i henhold til kriteriene A-E</i>
<i>vulnerable VU</i>	<i>sårbar: arten står i fare for å dø ut i vill tilstand i henhold til kriteriene A-E</i>
<i>near threatened NT</i>	<i>nær truet: arten er nær ved å falle inn under kategorier for truethet i henhold til kriteriene A-E, men har foreløpig ikke nådd spesifiserte terskelverdier</i>
<i>least concern LC</i>	<i>ikke truet: arten er vurdert mot kriteriene A-E, men er ikke nær noen av de aktuelle terskelverdiene; omfatter oftest vidt utbredte og tallrike arter</i>
<i>data deficient DD</i>	<i>manglende data: det er ikke tilstrekkelig kunnskap eller datagrunnlag for å kunne vurdere arten i henhold til kriteriene A-E</i>
<i>not evaluated NE</i>	<i>ikke vurdert: arten er ikke vurdert mot kriteriene A-E</i>

stor betydning for debatten om hvordan innsatsen for bevaring av biologisk mangfold bør innrettes.

### **1.2 Noen utfordringer ved bruk av rødlistelister**

For at rødlistene skal kunne bli et mer hensiktsmessig og troverdig redskap for forvaltning av biologisk mangfold, er det et stort behov for å forbedre kunnskapsgrunnlaget om de aktuelle artene og for å sikre at konsistente og mest mulig etterprøvbare kriterier blir lagt til grunn. Utfordringene ved bruk av rødlistene kan knyttes til følgende hovedpunkter:

- **Harmonisering av kriterier for ulike organismegrupper, knyttet opp mot dagens IUCN-kriterier:** Et problem ved arbeidet med rødlistelister i Norge har hittil vært at ekspertgrupper for de ulike organismegruppene ikke har hatt noen felles retningslinjer om hvordan man skal tolke de ulike rødlistekategoriene ut fra til dels svært forskjellig kunnskapsgrunnlag. Dessuten kan ulike oppfatninger om rødlistenes funksjon og strategiske valg knyttet til selve omfanget av rødlisten ha ført til at ulike grupper på listen er vanskelige å sammenligne. Det er derfor viktig å få belyst hvilke faktiske vurderinger som er lagt til grunn for utvalgte organismegrupper. Med utgangspunkt i dagens IUCN-kriterier bør det så utvikles enhetlige retningslinjer som også sikrer nødvendig dokumentasjon av de vurderingene som gjøres. I denne sammenhengen må det også vurderes
- **Kjerne av forvaltningsrelevante rødlistearter:** For rødlistearter der vi har god kunnskap om økologi og utbredelse og trusselbildet er klart definert, kan overvåking danne basis for vurdering av endringer i utbredelse og eventuelt bestandsnivå. For slike arter kan det utvikles et datagrunnlag som kan underbygge de mer kvantitative IUCN-kriteriene, i motsetning til de mer kvalitative vurderingene som vi oftest må bruke for arter flest. I hvilken grad arter med et tilfredsstillende datagrunnlag kan fungere som modeller for forvaltningen av rødlistearter generelt er et åpent spørsmål.
- **Forbedring av dagens kunnskapsgrunnlag:** Det er åpenbare mangler i dagens kunnskapsgrunnlag for rødlistearter generelt og spesielt i forhold til å anvende IUCN-kriteriene. Innsats for

å bedre kunnskapsgrunnlaget bør innrettes slik at vi raskt og kostnadseffektivt får en forbedring av rødlistene som redskap for forvaltningen av biologisk mangfold. Dette vil kanskje særlig knytte seg til bedre kunnskap om artenes utbredelse og habitattilknytning, siden slik kunnskap nokså umiddelbart kan knyttes til forvaltningen av arealer som er viktige for biologisk mangfold. En mer systematisk gjennomgang av kunnskapsbehovene for å forbedre rødlistene er imidlertid nødvendig.

I denne rapporten har vi tatt utgangspunkt i utfordringene som er skissert ovenfor. Vi har tatt utgangspunkt i grunnlaget for utviklingen av dagens rød-

lister og erfaringene med disse. Ut fra disse erfaringene diskuterer vi så hvordan framtidige rødlistene kan utvikles med basis i bedre kunnskap og mer systematisk gjennomgang av kunnskapen i forhold til dagens IUCN-kriterier. Dessuten gir vi en oversikt over hvordan rødlistene er brukt i forvaltningen og hva dette innebærer av krav til kunnskapsgrunnlag og dokumentasjon. Endelig kommer vi med forslag til en prosess for å forbedre både kunnskapsgrunnlaget og vurderingene i framtidig utvikling av rødlistene som redskap for forvaltningen av biologisk mangfold. Våre eksempler er tatt fra viktige artsgrupper i skog, men diskusjonen og poengene bør kunne være av generell nytte for alle naturtyper og artsgrupper.

## 2. Evaluering av dagens rødliste

### 2.1 Biller

#### 2.1.1 Kunnskapsstatus

Det er påvist ca. 3470 billearter i Norge. Kunnskapen om norske biller er relativt god sammenlignet med andre invertebratgrupper. Artenes økologi og habitatkrav, kjenner vi spesielt godt gjennom studier fra andre land. Kunnskapen om artenes utbredelse i Norge er mangelfull. De siste 40 år har i gjennomsnitt nesten 10 arter blitt funnet nye for landet hvert år (Ødegaard og Ligaard 2000). Dette er stort sett arter som har vært oversett av tidligere samlere, og som har hatt faste populasjoner i landet i lang tid. Noen arter har selvfølgelig også tilkommet som følge av ekspansjoner eller ny taksonomisk kunnskap (Ødegaard og Ligaard 2000). Utbredelsen til norske billearter har gjennomgående store huller, og presisjonen på stedfestingen har tradisjonelt vært svært grov (f.eks. kommunenivå).

Dataene på norske biller er stort sett et resultat av amatørers feltinnsats gjennom mer enn 100 år. Innsamlinger fra museer og andre forskningsinstitusjoner utgjør også en betydelig del av bakgrunns materialet. På slutten av 1800-tallet og begynnelsen av 1900-tallet ble det gjort flere innsamlinger i regi av de museene som hadde konservatorer med billekompetanse. De to siste tiårene har det også tilkommet betydelige bidrag fra innsamlingsprosjekter ved forskningsinstitusjoner. Dette er data som primært blir samlet inn for FoU-formål, men som også har betydelig faunistisk verdi. Tilfanget av nye data har hele tiden vært tilfeldig og helt avhengig av et fåtall enkeltpersoner.

I nyere tid har feltinnsatsen vært preget av forholdsvis høy aktivitet på 1980-tallet og begynnelsen av 1990-tallet. I denne perioden ble det gjort svært mange interessante funn, noe som nok skyldes en kombinasjon av høy innsamlingsintensitet og bruken av nye felletyper. Dagens status er noe mer ustabil og tilfeldig. En del samlere finnes, men få av disse er svært aktive for tiden.

#### 2.1.2 Bakgrunnsdata for rødlisten

##### Funndata

Datagrunnlaget for funn av norske biller finnes i flere databaser, i museumssamlinger og private samlinger som ikke er digitalisert. Funn fra før 1960 finnes i en database over historiske billedata. Denne basen danner grunnlaget for COLARBs billebase som er tenkt for å samle all informasjon om Norges biller. Kun den historiske basen var tilgjengelig når rødlistearbeidet startet. I tillegg til denne ble det i forkant av rødlistearbeidet gjort litteraturstudier om arters utbredelse i Norge (f.eks. Lindroth 1960, Kvamme og Hågvar 1985, Zachariassen 1990, Aagaard og Dolmen 1996). Datainformasjon fra private og museale samlinger samt feltefaringer fra nålevende samlere, var også viktige kilder til informasjon om utbredelsesstatus i dag, utbredelse over tid og funnmønster for norske biller.

##### Økologiske data

Vurderingene omkring artenes levesteder og økologiske krav er gjort på bakgrunn av litteraturstudier om arters økologi (f.eks. Saalas 1917, 1923, Lindroth 1933, 1985-86, Strand 1946, T. Palm 1948-72, 1951,

1959, V. Hansen 1964, Bílý 1982, Lundberg 1984, M. Hansen 1987, Holmen 1987, Bílý og Mehl 1989, Koch 1989-92, Audisio 1993, Nilsson og Holmen 1995, E. Palm 1996).

#### Data fra andre land

Rødlistene fra andre land var også viktig bakgrunnsinformasjon. De svenske rødlistearbeidene (Ehnström og Waldén 1986, Ehnström m.fl. 1993) var de mest relevante i denne sammenheng, men den danske (Miljøministeriet 1991), den finske (Ympäristöministeriö 1992) og den britiske rødlisten (UK Nature Conservation 1992) har også gitt nyttig informasjon. Rødlistene fra ulike nasjoner er ikke umiddelbart sammenlignbare med norske forhold pga. forskjellig kunnskapsgrunnlag og innhold i definisjonene av kategoriene. En rekke forhold i de ulike land, som f.eks. driftsformer og økonomisk utnyttelse av arealer, er også forskjellige. Artene kan også ha lokale tilpasninger som kan være basis for ulik trusselvurdering. Slik informasjon er derfor brukt med varsomhet ved at hver art er kritisk vurdert i forhold til overførbarehet i kunnskap.

#### Er bakgrunnsdataene gode nok?

Rødlistevurderingene kan aldri bli bedre enn det bakgrunnsdataene tillater. Et vesentlig spørsmål vil derfor være om kunnskapsstatus er god nok for å gjøre forsvarlige rødlistevurderinger, og om dataene er utnyttet til fulle. Nedenfor følger en detaljert gjennomgang av hvordan rødlistearbeidet på biller ble utført.

### 2.1.3 Rødlistearbeidet for biller

#### Utvelgelse av arter for rødlisten 1999

Rødlisteprojektet startet med en gjennomgang av alle norske billearter med hensyn til sjeldenhet. Sjeldenhet var således det viktigste kriteriet for om en art ble vurdert for å komme på rødlisten. En sjelden art oppfattes gjerne som en art der det foreligger få funn/lokaliteter. For å koble sjeldenhet mot truethet må en vite noe om årsaken til at en art er sjelden, jf. Kap. 3 (Boks 1).

Av 987 billearter knyttet til skog, ble 534 arter vurdert som sjeldne mens 453 ble vurdert som vanlige. De vanlige artene ble ikke vurdert videre. Neste fase var å vurdere hvilke av de sjeldne artene som er naturlig sjeldne (biologisk og geografisk sjeldne, jf. Boks 1), samt arter med få funn som er sjeldne av metodiske eller historiske årsaker. Etter artsvis vurderinger ble den siste gruppen av arter eliminert i neste runde. Vi sto da igjen med arter som var begrenset utbredt geografisk eller begrenset av biologiske årsaker. Arter som var begrenset utbredt uten at habitatene var truet ble eliminert fra lista i andre

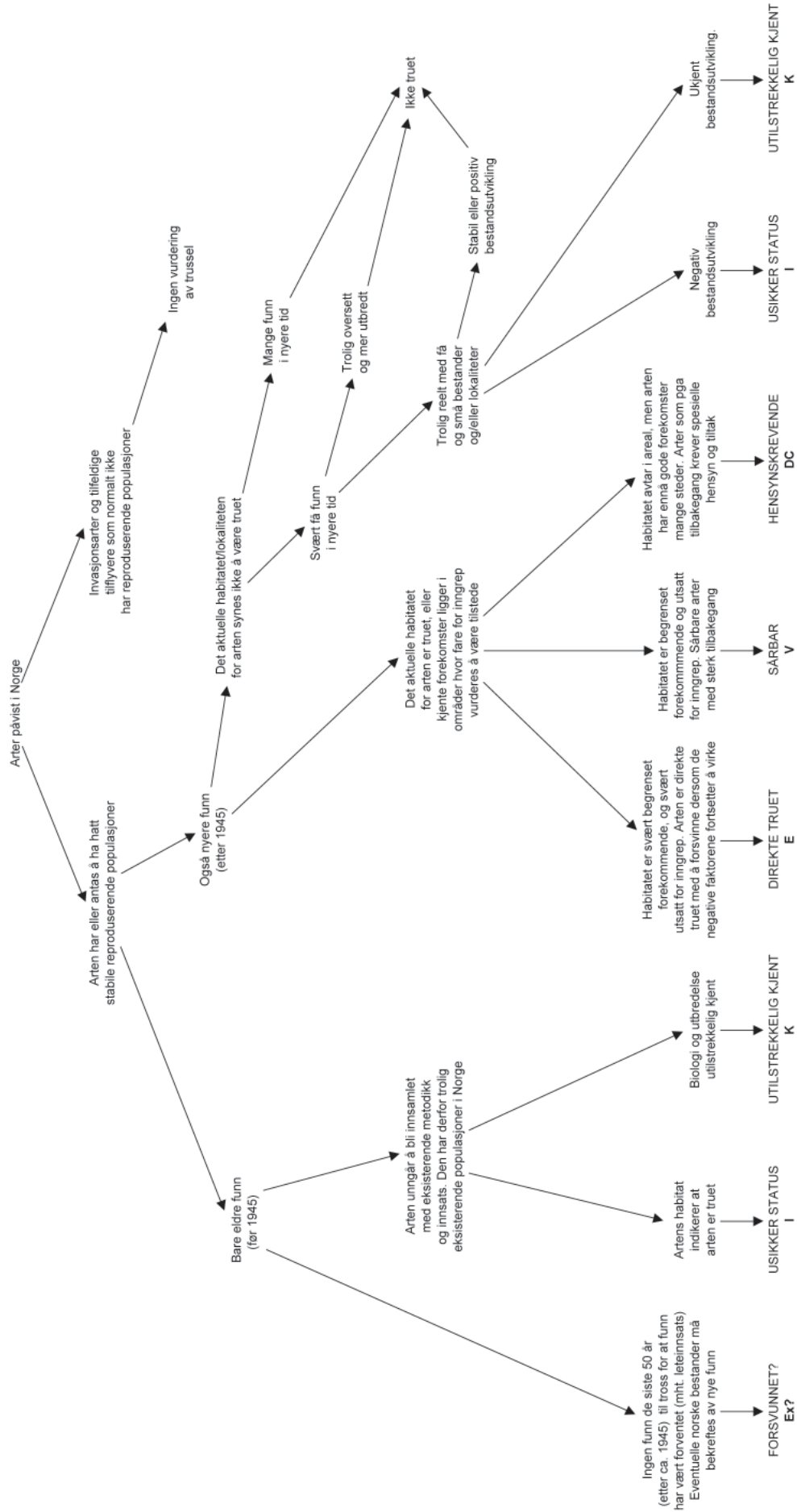
omgang. Totalt endte 379 (71 %) av de 534 sjeldne skogsartene på rødlisten. Alle vurderingene ble gjort etter et vurderingskart (Figur 1). Habitatenes utvikling var således det viktigste kriterium for at en art skulle bli rødlistet.

Det kan imidlertid være vanskelig å peke på hva som er de begrensende faktorene for arter i et habitat. Eksempelvis er mange fytofage billearter, som er knyttet til svært utbredte og vanlige vertsplanter, bare kjent fra et fåtall lokaliteter. I slike tilfeller ble arten oppført på rødlisten kun hvis man antok at lokalitetene hadde spesielle kvaliteter. Ofte endte slike arter med «I» (usikker status) der det er vanskelig å vurdere trusler kontra sjeldenhet. At mange arter med få norske funn ikke er tatt med i rødlisten, skyldes at habitatene eller lokalitetene de er kjent fra ikke synes å være truet, eller at artene antas å være oversett. Bakgrunnen for denne vurderingen kan være at arten har vist seg å være oversett i Sverige eller at den opptrer i en habitattype som vi har store arealer av i Norge. Forslaget til rødliste for norske biller ble publisert av Hanssen m.fl. (1997).

#### Tolkning av trusselkategoriene

Definisjonene av rødlistekategoriene i forslaget til rødliste for biller (Hanssen m.fl. 1997) er en litt omarbeidet versjon av de som ble brukt i den forrige rødlisten (DN 1992). De viktigste forskjellene mellom de rødlistekategoriene som er brukt her, og de som ble brukt i DN (1992), består i at kategorien R (sjelden) ble utelatt pga. problemer med tolkning av kategorien. Definisjonen sier at R skal brukes om arter som har «små bestander som for tiden ikke er direkte truet eller sårbare». Årsakene til en slik tilstand kan være mange (Boks 1), og trusselbildet kan lett feiltolkes. Ved begrenset geografisk utbredelse ble det vurdert hvorvidt det var knyttet inngreps-trusler til de kjente lokalitetene, og ved sparsomt forekommende habitater ble generelle trusler mot habitatene vurdert. Ved fravær av slike trusler er artene derfor konsekvent utelatt fra rødlisten uavhengig av sjeldenhet. Slik ble det derfor vurdert at kategorien sjelden (R) dekkes på en tilfredsstillende måte gjennom de andre kategoriene.

Kategoriene slik de ble brukt på biller, innebærer generelt en større fokusering på utviklingen av habitatene og trusler mot bestemte arealer (kjente lokaliteter for enkeltarter), og en mindre fokusering på bestandsutvikling da slike data stort sett mangler. En slik betraktning er tilpasset kunnskapsgrunnlaget og gir et indirekte bilde av artenes bestandsendringer. Definisjoner av trusselkategorier slik de er brukt for biller i rødlisten (Hanssen m.fl. 1997, DN 1999a) er angitt i Boks 1.



Figur 1. Vurderingskart som viser hvordan bakgrunnskunnskapen er utnyttet for å fastsette rødlistekategorier for de enkelte billeartene (etter Hanssen m.fl. 1997).

### **Boks 1. Definisjoner av rødlistekategorier slik de er brukt for biller i rødlisten (DN 1999a)**

**Ex?** – Antatt forsvunnet.

*Omfatter arter som ikke er påvist i Norge de siste 50 år. Eventuelle norske populasjoner må bekreftes av nye funn. Det er metodisk svært vanskelig å påvise at en art har forsvunnet fra et område. Bruken av Ex? bør knyttes til både habitatvurdering og leteaktivitet. Hvis det er grunn til å tro at artene er oversett pga. mangelfulle data, er de isteden gitt kategoriene usikker (I) eller utilstrekkelig kjent (K).*

**E** – Direkte truet.

*Kategorien inkluderer arter som står i fare for å dø ut fra den norske fauna. Deres muligheter til å overleve er små dersom de negative faktorene fortsetter å virke. Til denne gruppen regnes arter som har sterkt reduserte bestander og/eller leveområder, og særlig de som har spesielle krav til et habitat som det finnes lite av.*

**V** – Sårbar.

*Arter som kan gå over i kategorien «direkte truet» dersom de negative faktorene fortsetter å virke. Her inkluderes arter som er i tilbakegang pga. direkte eller indirekte menneskelige aktiviteter. Artene har fått mange av sine leveområder/lokaliteter ødelagt slik at bestandene har blitt mindre. Artene kan fremdeles være lokalt vanlige.*

**DC** – Hensynskrevende.

*Kategorien omfatter arter som i dag vurderes å være i tilbakegang, fordi deres habitater påvirkes negativt av ulike faktorer. Artene kan være vidt utbredte og/eller ha lokalt store populasjoner. Opprettholdelse av de eksisterende bestandsnivåer krever artsspesifikke hensyn. Slike hensyn bør forhindre at de aktuelle artene senere må plasseres i en strengere trusselkategori. Kategorien er tidligere angitt som «V+», men kategoriens innhold er uforandret.*

**I** – Usikker.

*Denne kategorien omfatter arter som er truet, men kunnskapen om deres bestandsutvikling er ikke god nok til å kunne avgjøre om de er direkte truet (E), sårbare (V) eller hensynskrevende (DC). Kategorien er også gitt arter som ut fra funntidspunktene ser ut til å ha en negativ bestandsutvikling på grunn av ukjente årsaker, eller der hvor habitattype og forhold i andre land gir grunn til årvåkenhet. Kategorien DC (V+) var ikke inkludert i denne kategorien under definisjonen i DN (1992).*

**K** – Utilstrekkelig kjent.

*Til denne kategorien regnes arter som kan tilhøre en av de ovennevnte kategorier. På grunn av manglende kunnskaper eller taksonomiske uklarheter er det ikke mulig å avgjøre om arten er truet eller ei. Denne rødlistekategorien er derfor ikke nødvendigvis en trusselkategori.*

### Vurdering av populasjonsutvikling og valg av rødlistekategori (jf. Kap. 3)

Vi har få data om bestandsutvikling og spredningsevne hos enkeltarter av biller. Vurderingene som ligger bak valgene av rødlistekategorier for billene er derfor i hovedsak basert på å knytte opplysninger om norsk utbredelse og levevis sammen med habitatenes utvikling, tilstand og utbredelse. Antall funn registrert over tid har også vært viktig. Dette må karakteriseres som en indirekte vurdering av bestandsutviklingen. Ved slike vurderinger var det nødvendig å skille mellom en del ulike typer forekomster (viktige egenskaper omkring arter og funn) for å komme fram til en rødlistekategori:

#### *Få og isolerte forekomster*

Arter som bare er kjent fra et fåtall lokaliteter ble i mange tilfeller plassert på rødlisten selv om det generelle habitatet artene lever i ikke syntes å være truet. Grunnlaget for trussel i slike tilfeller vil være at lokalitetene ligger i såkalte pressområder og dermed er potensielt truet av ulike inngrep, eller at små og begrensede populasjoner kan trues av stokastiske hendelser (jf. Kap. 3).

#### *Kulturelementer*

Forvaltning av arter som etablerer seg i menneskeskapte habitater kan være konfliktfylt (for eksempel insekter som gjør skade på bygninger), og det er ofte en definisjonssak om de skal vurderes i rødlistesammenheng (jf. Kap. 3.2.16 om kulturelementer). Blant billene ble kun de artene som tilhører det gamle kulturlandskapet, og som enten har avtatt i antall eller kan være forsvunnet som en følge av endringer i jordbruket og generelt bedre hygiene i boliger/bygninger, vurdert.

#### *Gamle versus nye funn*

Dersom det foreligger mange gamle og ingen eller få nyere funn, ble dette ofte tolket som en indikasjon på tilbakegang hos arten. Slike opplysninger ble brukt med forsiktighet, fordi det har vært liten kontinuitet i innsamling av biller, både geografisk og tidsmessig. Derimot er det god kunnskap om mange arters levevis (habitatvalg, fenologi, etc.), og om hvordan en rekke ulike habitater påvirkes negativt av menneskelig aktivitet. Disse kunnskapene utgjorde basis for vurderingene av status i rødlisten.

Mange arter er kun representert ved eldre funn. Av disse ble det skilt mellom arter som synes å være forsvunnet og arter som sannsynligvis var oversett. Den første gruppen består av arter som man skulle forvente hadde blitt funnet med den innsatsen coleopterologer har lagt ned i løpet av de siste tiår-

ene. Dette gir ingen garanti for at arten ikke lenger finnes hos oss, men i slike tilfeller ble det valgt å bruke Ex? (antatt forsvunnet). Den andre gruppen består av arter som ut fra en rekke ulike faktorer gjør at de trolig ikke blir innsamlet med eksisterende metodikk og innsats. Da disse med stor sannsynlighet fremdeles har populasjoner hos oss, ble det inntil videre valgt å betrakte dem som forekommende i vårt land. Disse ble vanligvis gitt kategoriene I (usikker) og/eller K (utilstrekkelig kjent).

Flere av artene i rødlisten er kun kjent fra nyere tid. Mange av disse representerer trolig gamle populasjoner som først nå nylig er oppdaget ved hjelp av nye metoder (f.eks. vindusfeller). Her var igjen en vurdering av endringer i habitatenes kvalitet avgjørende for eventuell rødlisting. Hvorvidt arten har ekspandert i nyere tid eller om den er en invasjonsart var i tillegg helt avgjørende. Invasjonsarter, tilfeldige tilflyvere og innførte arter som normalt ikke har reproduserende bestander hos oss, ble ikke vurdert med hensyn til rødlistestatus. Eksempler på slike er løpebillene *Agonum gracilipes*, *Harpalus calceatus* og *Acupalpus brunnipes*. Ekspanderende arter er som regel heller ikke rødlistearter, siden de karakteriseres av bestandsøkning.

#### *Bestandsnedgang i naboland*

Dersom en art viser tegn til bestandsnedgang i Norge eller i våre naboland, ble det vurdert som viktig å ta med denne på rødlisten selv om artens habitat ikke virker truet. Forurensninger, konkurranse, parasittisme eller ulike sykdomsforhold (epidemier) kan ligge bak som trusler i slike tilfeller. Det er imidlertid vanskelig å knytte årsakssammenhenger til disse typene av trusler (jf. Kap. 3).

#### *Konvensjonsarter*

Bern-konvensjonens appendiks II omfatter fire norske billearter; *Dytiscus latissimus*, *Graphoderus bilineatus*, *Cucujus cinnaberinus* og *Osmoderma eremita* (eremitten). Hvorvidt en art er konvensjonsart har ikke påvirket valg av rødlistekategori. For eksempel når det gjelder *D. latissimus*, mener vi at både habitat, levevis og utbredelse indikerer at arten ikke er truet i Norge.

### Objektivitet i vurderinger

Erfaringer fra arbeidet viste nødvendigheten av å sette klare kriterier for bruken av rødlistekategoriene. Etter å ha diskutert lange artslister og vurdert trusler og trusselkategorier, merket man at tolkningen av kriteriene endret seg noe etter en viss modning. Dette kunne gi seg utslag i at arter ble vurdert annerledes når man startet på toppen av artslisten igjen. Årsaken til dette var at kriteriene i utgangspunktet

var for løse og ikke klart nok definert i grensetilfeller og for ulike typer forekomster. De viktigste kriteriene ble derfor satt inn i et *vurderingskart* (Figur 1). Pragmatisk bruk av dette sikret dermed en større grad av objektivitet i vurderingene.

### Grenseverdier og vektlegging av ulike parametere

Når det gjelder grenseverdier, går det delvis fram av Figur 1 hvilke forhold som har vært avgjørende for grensesetting mellom trusselkategorier. Siden vi ikke har tallmateriale til grunn for bestandsutvikling og utvikling av habitatkvalitet/kvantitet, vil det nødvendigvis ligge en stor grad av skjønn under disse vurderingene.

Det er heller ikke definert hva som er få funn og mange funn. Dette skyldes at innsamlingene har vært så tilfeldige over tid at konkrete grenser på antall funn lett kunne mistolkes. Bruk av ulike fangstmetoder i ulike tidsperioder er en typisk kilde til slike feiltolkninger av sjeldenhet over tid. Dette har vært forsøkt kompensert for gjennom skjønnsvurderinger.

Tolkninger omkring bakgrunnen for sjeldenhet hos rødlisteartene kan også være en grunn til usikkerhet i valg av trusselkategorier. «R»-kategorien har jo ikke blitt brukt, men begrepet sjelden, ligger tungt under alle kategoriene, jf. Kap. 3.1 om sjeldenhet.

### Trusselfaktorer

Trusler mot billefaunaen ble gruppert i generelle trusler mot habitater og spesifikke trusler mot konkrete lokaliteter eller sparsomt forekommende arter.

Skogbruk ble angitt som trussel for arter som lever i skogshabitater som åpenbart har blitt redusert i mengde og kvalitet som følge av skogsdrift over lang tid. For biller vil dette i første rekke være arter som er knyttet til sene suksesjonsstadier og grove dimensjoner av trær, og som har forsvunnet eller fortsatt finnes begrenset utbredt i områder der det drives intensivt skogbruk. Sammenhengen mellom skog-

bruk og reduksjon av populasjoner av mange billearter ligger i at en avkorting av trærnes livsløp medfører en mangel på levesteder knyttet til eldre levende og døde trær.

En del arter som har hatt tydelig eller antatt bestandsnedgang er knyttet til dødved-habitater som ikke åpenbart har avtatt i mengde og kvalitet som følge av skogbruket. I slike tilfeller ble det vurdert som sannsynlig at skogbruk var den viktigste trusselfaktoren når vi ikke fant andre sannsynlige årsaker til bestandsnedgang. Bakgrunnen for denne vurderingen var at med de omfattende påvirkningene som skjer gjennom bestandsskogbruket er det stor sannsynlighet for at man påvirker essensielle nøkkelfaktorer for artene uten at man har direkte kunnskap om dette. I mangel på kunnskap om slike komplekse økologiske sammenhenger, fant vi det derfor riktig å bruke føre-var-prinsippet for slike arter. De fleste skogsarter på rødlisten fikk derfor «Skogbr» (se Tabell 1) som angitt trusselfaktor, mens arter som er knyttet til sumpskog fikk «Dren» som trusselfaktor i tillegg. Gjengroing har vært en lite aktuell trusselfaktor for skogsarter.

Lokalitetstrusler er gjerne begrenset til naturområder i lavlandet med tett bosetting, som f.eks. i områdene omkring Oslofjorden. Den høye befolkningstettheten fører til at presset på arealer fra utbyggingsinteresser er stort. Habitater som vi i Norge bare finner i begrensede arealer, regnes som særlig truede. Det kan være bestemte habitater i de skogtyper som forekommer i området, f.eks. gamle og hule trær, særlig av eik. Svært mange billearter har hule eiker som sitt viktigste levested. Da det normalt tar flere hundre år å utvikle dette habitatet, utgjør utbygging og båndlegging av arealer i tillegg til skogbruk en stor trussel overfor dette faunaelementet. De artene som er knyttet til ulike habitater i disse områdene fikk derfor «Bygg» som trusselfaktor.

Tabell 1. Generelle habitattrusler slik de ble definert som trusselfaktorer i rødlisten (DN 1999a)

Bygg	Byggevirkosomhet, f.eks. bygg, anlegg og veger. Nedbygging av levesteder/habitater som det finnes lite av.
Jordbr	Jordbruk. Bruk av pesticider, endret husdyrhold, oppdyrking, bedre hygiene i bygninger.
Dren	Drenering av myr og sumpskog, tørrlegging eller gjenfylling av våtmark og strender, vassdragsregulering og utsetting av fisk i fisketomme dammer.
Gjengr	Gjengroing av åpne områder, som f.eks. opphør av slått og beite, samt treplanting.
Skogbr	Skogbruk, vedhogst, skogskjøtsel, treslagskifte og effektiv slokking av skogbrann. Generell reduksjon av dødved-habitater, inkludert brannskadde trær.
Forur	Ulike typer forurensning, f.eks. forsuring eller eutrofiering av vassdrag, oljeutslipp, bruk av pesticider, etc.
Ukjent	Ukjente trusler, inkluderer her klimaendringer, konkurranse (bl.a. fra introduserte arter), sykdomsforhold, etc.

Truslene mot skogsarter, og rødlistearter generelt, er i liten grad dokumentert. Av den grunn ble kun arter som vi vurderte som åpenbart truet av skogbruk med på rødlisten, mens en stor del arter havnet som «I» (usikker status) pga. at trusselbildet var usikkert. I mangel på data om habitatenes utvikling over tid, mener vi også i dag at rødlisten ble utført etter beste skjønn tatt i betraktning datidens kunnskapsstatus. Det må imidlertid påpekes et sterkt behov for lokalitetsgjensøk og overvåkingsbaserte registreringer av viktige habitater for rødlistearter for å oppnå en sikrere rødliste. Det er også et stort behov for en videreutvikling av arbeidet med å angi trusselfaktorene i rødlisten. De er for lite detaljerte og ikke godt nok harmonisert med andre taksonomiske grupper, og de identifiserer i for liten grad de menneskelige påvirkningsfaktorene som ligger bak truslene, noe som gjør rødlisten lite egnet som forvaltningsredskap.

#### Levesteder

Rødlisten for biller består av 379 av totalt 987 arter som er knyttet til skog. Dette er mange arter, men det er viktig å være klar over at de fleste av dem er sjeldne og knyttet til forekomster av spesielle habitatkvaliteter. Det er store geografiske forskjeller på hvor vi finner rødlistearter (jf. Kap. 3). Svært mange billearter er klimatisk begrenset, og avhengig av høye sommertemperaturer. Høybonitetsområder i lavlandet på Sør-Østlandet har derfor konsentrert store mengder rødlistearter.

Billeartene på rødlisten (DN 1999a) er inndelt etter naturtyper på grunnlag av vegetasjonsenheter i Fremstad (1997), men med noe endret og tilpasset tekst. Hver art er kun gitt en vegetasjonsenhet, selv om habitatet til noen av dem strengt tatt forekommer i flere.

Det har vist seg å være vanskelig å fordele alle artene på konkrete vegetasjonstyper. Plantesosiologiske forhold er bare en av mange biotiske faktorer som bestemmer i hvilke naturtyper de ulike billeartene opptrer. I tillegg kommer alle de abiotiske forholdene. Mange arter lever på helt vegetasjonsløse flater, f.eks. på strender ved hav, sjøer og elver. Vegetasjonsenhetene (nivået over vegetasjonstyper) er imidlertid såpass grove at det har latt seg gjøre å plassere de fleste artene under disse, dog med en viss modifikasjon. Et fåtall arter har ikke vært mulig å plassere i noen av de brukte naturtypene, disse er i Tabell 1 angitt med «ukjent».

Majoriteten av skogsarter av biller er knyttet til habitater som følger treslag og suksesjoner, og som erstatning for de tre første vegetasjonsenhetene (A,

B og C) i Fremstad (1997) ble det valgt å bruke «Bar-/blandingsskog» og «Lauvskog».

Vegetasjonsenheter / typer og naturtyper:

A,B,C	Bar-/blandingsskog
A,B,C	Lauvskog
D	Edellausvskog
E	Sumpskog

Levestedene til skogsartene på rødlisten reflekteres svært generelt gjennom vegetasjonstypene (Tabell 2). Den forvaltningsmessige relevansen blir nesten uten verdi, og det er derfor stort behov for videreutvikling av levestedsangivelsene i rødlisten. Levestedene til rødlisteartene av biller i skog beskrives på en bedre måte gjennom punkthabitater og nøkkelfaktorer. Disse momentene bør inn i levestedsangivelsene (jf. Kap. 3). Et slikt system bør også være harmonisert mellom ulike taksonomiske grupper for å gjøre rødlisten sterkere som forvaltningsredskap.

#### 2.1.4 Evaluering

Kunnskapsgrunnlaget om biller er i varierende grad egnet for å gjøre sikre vurderinger i forhold til rødlisten. Noen vurderinger kan gjøres med stor sikkerhet mens andre krever et bredere kunnskapsgrunnlag. Arter som kan føres på rødlisten med stor sikkerhet er ofte knyttet til konkrete habitater som påvisbart er i tilbakegang, det kan være arter som er sjeldne, men lette å påvise. Mange slike arter har forsvunnet fra store deler av deres tidligere utbredelsesområde. Flere arter viser liknende trender i flere land. Hvis disse artene utsettes for trusselfaktorer av samme slag og styrke, vil det samlede datagrunnlaget ofte bli stort nok for å trekke slutninger. Generelt kjenner vi økologien til billene godt slik at det ofte er mulig å gjøre rødlistevurderinger på bakgrunn av arealendringer av artenes habitater over tid som indirekte mål for populasjonsutvikling i de tilfeller hvor vi har god kunnskap om dette.

På den annen side er det vanskelig å dokumentere direkte habitattilbakegang. Dagens tilgjengelige arealstatistikker er ofte for grove og for lite rettet mot livsmiljøer for rødlistearter til at de kan brukes. Mange gamle lokaliteter/habitater i nærheten av Oslo er typisk dokumentert forsvunnet, men vurdering av habitattilbakegang er ellers i stor grad gjort etter beste skjønn. Slik subjektiv vurdering er imidlertid kombinert med annen evidens som letefrekvens i forhold til funnfrekvens.

Det største problemet ved rødlistevurderinger av biller i Norge er simpelthen at det er for få entomo-



Tabell 2. De rødlistede artenes fordeling på trusselkategorier og naturtyper i skog (Hanssen m.fl. 1997)

NATURTYPE	Veg. type	Ex?	E	V	DC	I	K	SUM
Bar-/blandingsskog	A,B,C	5	7	31	63	5	11	122
Lauvskog	A,B,C	7	5	24	68	6	21	131
Edellauvskog	D	4	12	27	61	5	8	117
Sumpskog	E	-	-	-	8	-	1	9

loger som driver aktiv innsamling av data i forhold til landets areal. Dette er en vesentlig forskjell fra de fleste andre europeiske land. Følgene av dette er at stabiliteten i datatilfanget blir for liten til at vurdering av trender i forekomstfrekvens over tid kan gjøres tilfredsstillende for sjeldne arter. Slik blir det vanskelig å påvise populasjonsnedgang hos arter som reelt går tilbake.

Hvor stor andel av de reelle forekomstene som ikke er påvist, de såkalte mørketallene, har vi lite kunnskap om. Vi har indikasjoner på at mørketallene er betydelige for mange arter, men for andre arter (som er enklere å påvise) kan de være små. Vi har eksempler på arter, som tidligere var ansett som sjeldne, som har blitt påvist en rekke nye steder etter at detaljer ved levesettet har gjort det mulig å drive svært direkte søk. Siden mørketallene ofte er betydelige og svært varierende mellom arter, er dette en av de største utfordringene i rødlistearbeidet i Norge. Det har imidlertid vært svært viktig i rødlistearbeidet for biller å gjøre en grundig vurdering av dette for hver art, selv om det dessverre alltid vil være stor usikkerhet knyttet til slike vurderinger.

Selv om vi har et relativt svakt datagrunnlag for mange av de enkelte nøkkelparametere i rødlisten, består rødlistevurderingene av relativt mange slike nøkkelementer. Disse er ofte komplementære i forhold til både direkte og indirekte evidens, slik at det samlede datagrunnlaget likevel vil skape en plattform for rødlistevurderinger. Rødlistekomiteen for biller mener at bakgrunnskunnskapen er utnyttet opp imot optimalt, og at dagens rødliste derfor gir et så riktig bilde av status til norske billearter som mulig. Usikkerheten i statusvurderinger vil kunne reduseres ved økt kartleggingsinnsats som er rettet mot rødlistearter, kombinert med gjensøk og statusvurdering av gamle lokaliteter for disse artene. Det er også behov for en bedre og mer detaljert arealstatistikk om utvikling av habitattyper. En overgang til nye IUCN-kategorier der slik ny kunnskap brukes aktivt, vil gi en sikrere statusvurdering av rødlistede billearter.

## 2.2 Sopp

### 2.2.1 Kunnskapsstatus

Det er påvist ca. 7200 sopparter i Norge, lav ekskludert. Kunnskapen om store deler av Norges makrosopper er god, men vi har iallfall for visse landsdeler stadig manglende kunnskap om geografisk utbredelse, for eksempel Vestlandet. Det blir fortsatt stort sett årlig funnet noen nye arter for Norge. Delvis er dette som følge av at «blanke områder på kartet» blir undersøkt – da finner man av og til som nykommere selv store og lett kjennelige arter, som trolig har stått der hele tida. Sørlandet har i stor grad blitt utforsket det siste tiåret, takket være ivrige og dyktige amatører. Her har det dukket opp mange varmekrevende og typisk nemorale arter, som i Norge har sine nordligste utposter. Manglende områdekjennskap fra tidligere fjerner i stor grad muligheten for å kunne si noe om disse artene kan ha kommet inn i seinere tid, eller fruktifiserer hyppigere, som følge av varmere klima. Økt antall sopparter tilkommer også som følge av ny taksonomisk kunnskap.

Mykologiens historie i Norge, med kunnskap-søking og aktivitet i ulike tidsperioder, er beskrevet av Eckblad (1996). For storsoppene har det vært jevnt økende aktivitet fra ca. 1950. Særlig fra 1970-tallet har kunnskap om Norges soppflora og artenes utbredelse økt enormt, takket være både et aktivt fagmiljø og flere miljøer med svært dyktige amatører. De siste årene har også et landsomfattende kartleggingsprosjekt for utvalgte storsopper, basert på amatørers arbeid (jf. Timmermann 1995a, 1995b) vært et viktig bidrag til økt geografisk kunnskap.

Med noen unntak har aktiviteten naturlig nok vært svært fokusert omkring storsoppene (makromyceter), en gruppe som ikke utgjør noen skarp geografisk avgrensning, men stort sett kan sies å omfatte alle skive- og rørsopper (Agaricales, Russulales and Boletales), alle Aphyllophorales (kjuker, bark-sopper, piggsopp, kantareller, korallsopper m.fl.), buksopper (gasteromycetes), større heterobasidiomycetes (gelesopper m.fl.) og sekksporesopper

(ascomycetes). I all hovedsak er det dermed også disse gruppene som er vurdert for rødlisten. Det samme gjenspeiles også for øvrige lands sopp-rødlister. For den norske rødlisten har også rust- og sotsopp vært vurdert. Spesielt rustsoppene har vi god kunnskap om her i landet (jf. Gjørsum 1974).

Når det gjelder for eksempel sekksporesopp-gruppene inoperkulate discomyceter og pyrenomyceter, som for en stor del ikke er studert i Norge, vil man trolig kunne finne et stort antall nye taksa. Arter i ascomycet-ordenen Laboulbeniales har sitt voksested på spesielle kroppsdeler av bestemte insektsarter, oftest strengt vertsspesifikt både for insekt og soppart. Gruppen er fortsatt ikke studert her i landet.

Også innenfor storsoppgrupper av atskillig mer iøynefallende arter er det store kunnskapshull. Dette gjelder store og viktige slekter som rødskevessopp (*Entoloma*), sprøsopp (*Psathyrella*), trevlesopp (*Inocybe*) og kremle (*Russula*). Moderne monografiske arbeider finnes etter hvert, men slektene er vanskelige, og tilgjengelig litteratur er ennå bare i begrenset grad tatt i bruk for nevnte grupper i Norge. I liknende kategori kommer flere slekter kjennetegnet ved små fruktlegemer og behov for mikroskopering, f.eks. kjeglesopp (*Conocybe*) og blekksopp (*Coprinus*).

Alle slike grupper er svært fåtallig representert på rødlisten, som representerer et minimum, og det er all grunn til å anta at et større antall arter som burde vært oppført, er fraværende som følge av kunnskapsmangel.

## 2.2.2 Bakgrunnsdata for rødlisten

### Funndata

Sopphebariet ved Botanisk museum på Tøyen, som omfatter en stor andel av innsamlet materiale i Norge, er i sin helhet innlagt på data og oppdateres jevnlig (se <http://www.nhm.uio.no/botanisk/botmus/soppdb.htm>). Denne databasen omfatter også alle data fra sopphebariet ved universitetet i Bergen. Opplysningene er allment tilgjengelige fra museumsdatabasen som er utlagt på internett. Her inngår i tillegg data for de 314 artene som er med i kartleggingsprosjektet av storsopper i Norge (<http://www.nhm.uio.no/botanisk/sopp/kartlegging>). I tillegg finnes sopphebarier ved universitetene i Trondheim og Tromsø. Under arbeidet med siste versjon av rødlisten måtte også Oslo-herbariet ennå undersøkes manuelt.

Mye viktig dokumentasjon er samlet i tidsskrifter som *Agarica*, *Blekksoppen* og *Blyttia*, dessuten i rapporter fra områdeinventeringer, bl.a. i regi av institusjonene NINA, Siste sjanse og Miljøfaglig Utredning. Videre er det nylig utgitt en katalog med mål

om å gi en samlet oversikt over mykologiske litteraturdata i Norge (Aarnæs 2002).

### Økologiske data

Eksisterende data er vekslende, avhengig av de ulike observatørens økologiske kunnskap. Særlig for eldre funn er det fundamentale mangler også om en del rødlistearter. Dette har ofte gjort klassifisering til kategori vanskelig fordi man mangler kunnskap om hvorvidt arten har vært knyttet til en sjelden eller utsatt naturtype. Kunnskap fra våre naboland har i slike tilfeller ofte vært til god hjelp. Generelt mangler fortsatt mye viten om arters økologi, for eksempel mykorrhiza-artenes tilknytning til bestemte treslag.

### Data fra andre land

Her har spesielt de svenske og finske rødlistene vært svært viktige som sammenlikningsgrunnlag, spesielt for boreale arter hvor de to land har mye til felles med oss når det gjelder naturgrunnlag og arters truet-hetsnivå. I de tilfeller hvor det har vært ulik fokus på forskjellige taksonomiske grupper i de ulike land, har bedre kunnskap om en slekt i f.eks. Sverige også bidratt til å styrke kunnskapsgrunnlaget hos oss med hensyn til å vurdere rødlistestatus. For eksempel har man i Sverige bedre kunnskap enn i Norge når det gjelder barksopper, mens det for poresopper er omvendt.

## 2.2.3 Rødlisterarbeidet

### Utvalgelse av arter for rødlisten 1999

Rødliste for norske sopparter ble publisert av Bendiksen m.fl. (1998). Den er ikke endret/justert i den samlede norske rødlisten (DN 1999a). Rødlisterprosjektet startet i utgangspunktet med en gjennomgang av alle norske storsopparter med hensyn til sjeldenhet. Sjeldenhet var således det viktigste kriteriet for om en art ble vurdert for å komme på rødlisten. En sjelden art oppfattes gjerne som en art der det foreligger få funn/lokaliteter. For å koble sjeldenhet mot truet-het må en vite noe om årsaken til at en art er sjelden, se kapittel om biller – Boks 1. Kunnskapsgrunnlaget og basis for hvilke arter det var grunnlag for å vurdere er omtalt i Kap. 2.1. På grunn av mange grensetilfeller er det ikke mulig å gi noe tall for hvor mange arter som fra begynnelsen av ble vurdert for rødlisten. Til sammen inneholder den 763 sopparter. 81 % av disse er knyttet til ulike typer av skog.

I tillegg til kunnskapsmangel som begrensende faktor vil et arbeid alltid formes også i forhold til tilgjengelige ressurser av tid/økonomi. Selv om basisdelen av prosjektet var DN-finansiert, ble langt det meste av arbeidet utført på fritid av de fire forfat-

terne, med solid støtte fra et stort antall frivillige med helt vesentlig artsfunnskap. Kontroll av herbariums-materiale ved hjelp av mikroskopering var ønskelig, men ville krevd mye større ressurser. For å minimalisere at rødlisten skulle være influert av feilbestemmelser ble usannsynlige artsbestemmelser/funn forkastet (for eksempel herbariebelegg av den sjeldne løvefluesopp (*Amanita gemmata*), til da bare kjent fra litteraturen nord til det sørøstlige Sverige, men som ved en slektsrevisjon for kort tid siden likevel viste seg å være samlet fra Norge).

### Tolkning av trusselkategoriene

Kategoriinndelingen i rødlisten bygger i hovedsak på IUCNs (den internasjonale naturvernunionens) red data book (1988), jf. DN (1992):

**Ex «Extinct» (antatt) utryddet:** Arter som har forsvunnet eller må betraktes som forsvunnet på sine kjente voksesteder. Siste funn gjort for svært lang tid siden eller eneste funnsted(er) fulgt opp jevnlig med negativt resultat. I kategorien inngår også tilfeller hvor nyere lokalitet bevislig er ødelagt eller forandret.

**E «Endangered» direkte truet:** Arter som står i fare for å dø ut i løpet av nær framtid om ikke trusselfaktorene opphører.

**V «Vulnerable» sårbar:** Arter med usikker overlevelsesmulighet på lengre sikt og som kan gå over i gruppen direkte truet i nær framtid om ikke trusselfaktorene opphører.

**V+ «Care demanding» hensynskrevende:** Arter som oftest har flere voksesteder enn de andre kategoriene, men som påvirkes negativt av ulike miljøfaktorer og derfor krever spesielle hensyn. Uten slike vil arten stå i fare for å komme i en av de høyere truet-kategoriene.

**R «Rare» sjelden:** Arter med små bestander som for tiden ikke er direkte truet eller sårbare, men som likevel tilhører risikogruppen fordi de er knyttet til begrensede, geografiske områder eller har en spredt og sparsom utbredelse i et større område.

For sopplisten fungerer sistnevnte kategori samtidig som en venteboks for en del arter med foreløpig usikker status, men som med stor sannsynlighet tilhører en av de andre gruppene. Arter gruppert under R utgjør dermed ikke unaturlig den klart største gruppen. Bruk av kategorien innebærer uansett en mistanke om at arten er utsatt, enten ut fra at den er svært sjelden og kan gå ut ved tilfeldigheter eller

at den er knyttet til et utsatt habitat. Naturlig sjeldne arter som vokser i ikke-utsatte habitater, f.eks. i høyfjellet, er imidlertid ikke med i gruppen (for eksempel polargrynhatt (*Cystoderma arcticum*)).

Som for f.eks. biller, jf. Kap. 2.1, ble det ved kategorisering fokusert på habitatvurderinger, dvs. truet/het/tilbakegang av habitater og bestemte arealer. Sjeldne arter med usikker tilknytning, eller tilknytning til ikke-truete habitater (f.eks. ungskog, veikanter) ble derfor ikke inkludert.

### 2.2.4 Vurdering av populasjonsutvikling og valg av rødlistekategori

Bestandsnedgang er helt sentralt i de nye IUCN-kriteriene. Bestandsutvikling er problematisk å anvende for sopp ut fra flere forhold; det ene er mangelfullt datagrunnlag, det andre er soppenes spesielle biologi.

For sopparter er direkte påvist nedgang sjelden mulig å dokumentere i motsetning til karplantearter, der man har et stort datamateriale langt bakover i tid. For storsopp har man svært sparsomt materiale tidligere enn 1950-tallet; for vedboende sopp svært lite før ca. 1970. Det lille antall publikasjoner fra gammel tid, i praksis Blytt (1905) og Egeland (1911, 1913, 1914), gir noen interessante, men sparsomme (og ofte usikre) indikasjoner, mens det i de neste 35 år finnes minimalt av innsamlinger og i enda mindre grad publiserte data av relevante arter. Selv innenfor de siste ca. 25 år med betydelig mykologisk aktivitet er det imidlertid få forekomster av sjeldne sopparter som er fulgt systematisk opp, og vi mangler så langt noen form for løpende overvåking eller statuskartlegging. Noen ganske få eksempler på tidsseriemateriale finnes imidlertid (se Kap. 2.2.6).

I motsetning til de fleste karplantearter kan vi ikke regne med uten videre å kunne oppsøke den aktuelle lokaliteten på riktig tid i sesongen for å skaffe oss en statusoversikt. Soppens mycel lever skjult i substratet, og selv med dagens metoder, som molekylær sekvensering eller avansert morfologisk analyse, finnes det ingen enkel metode for å artsbestemme en hvilken som helst art og enda mindre kvantifisere mycelet. Vi er fortsatt prisgitt de ustabile fruktlegemene, hvor noen arter kjennetegnes ved sjelden fruktifisering og tydeligvis helt spesielle krav til at klimatiske kombinasjoner skal inntreffe. Fagerbrunpig (Hydnellum geogenium) unngikk så vidt å havne som hensynskrevende på den første rødlisten, da den som mange andre harde piggsopper og fåresopp tydeligvis oppnådde optimale klimaforhold på Østlandet i 1991. Arten fruktifiserte lokalt en rekke steder hvor den aldri før hadde vist seg, inkludert i yngre og mer påvirket skog. Slike faktorer kan også

ligge til grunn for at vi har flere arter som synes påfallende sjeldne til tross for at de primært ser ut til å være knyttet til sure og trivielle barskogstyper med stor geografisk utbredelse, for eksempel huldreslørsopp (*Cortinarius ionophyllus*) og broket musserong (*Tricholoma guldenii*)(ingen av dem rødlistet). Alternativt kan slike arter være knyttet til mikronisjer vi ikke klarer å observere ut fra vegetasjonen, eller de kan være avhengige av lang skoglig kontinuitet.

#### Få lokaliteter

Arter som bare er kjent fra et fåtall lokaliteter kan føres opp på rødlisten selv om habitatet de lever i ikke synes å være umiddelbart truet, men der man med tiden kan forvente inngrep i form av for eksempel flatehogst. Årsak til begrenset utbredelse og trusselfaktorer kan være uklare. Uansett kan slike arter bli utryddet ved rene tilfeldigheter og må tas vare på der de er. Viktigheten av økologisk kunnskap kan beskrives ut fra følgende: For en sjelden mykorrhizasopp kan en flatehogst være like drastisk som en utbygging av lokaliteten. Når vertstrærne dør vil soppindividet også dø i løpet av høyst et par år (Harvey m.fl.1980, Persson 1982, Ferrier og Alexander 1985, se Kap. 2.2.6).

#### Gamle versus nye funn

Det finnes knapt noe mykologisk tilfelle hvor antall funn i ulike tidsperioder i en region er mange nok til å kunne identifisere en tilbakegang. Overvekt av eldre funn gjorde at vi var nær ved å klassifisere rute-skorpe (*Xylobolus frustulatus*) som sårbar (havnet som hensynskrevende). Årsaken var nok heller enn tilbakegang at ingen hadde vært interessert i denne type vedboende sopp på eik i en lang periode. Kraftig økt mykologisk aktivitet på Sørlandet de siste 10 årene har avdekket at arten var mye vanligere enn antatt. For denne arten kan populasjonsutvikling bare vurderes ut fra habitatendring (tilbakegang av grove eikelæger og -gadd).

Mange arter på rødlisten er bare funnet i nyere tid. Er de iøynefallende nok, kan veien være kort fra førstefunn i Norge til høy kategori på rødlisten. Dette betinger at man ut fra geografisk og økologisk kunnskap kan slutte at sannsynligheten er liten for at arten vil få mange flere funn. Omvendt skal man være svært varsom med å erklære en art for utryddet. Det finnes flere eksempler på at en art med ett gammelt funn har blitt supplert med funn nr. 2 i løpet av de siste 10-15 år, for eksempel ankerkjuke (*Inonotus cuticularis*), henholdsvis midt på 1800-tallet og 1990. Storsporet flammekjuka (*Pycnoporellus alboluteus*) ble funnet av Axel Blytt på Evenstad, Storelvdal, i 1886. Den ble klassifisert som utryddet av Bendiksen m.fl.

(1998). Høsten 2001 ble arten funnet i et lite, gjenværende gammelskogsfragment på Romeriksåsen (Nannestad/Gran) (Hombly og Blindheim 2001).

#### 2.2.5 Trusselfaktorer

Følgende trusselfaktorer for storsopper i skog ble vurdert:

- Skogbruk
  - (flate)hogst
  - rydding av dødved
  - treslagsskifte
  - grøfting
- Utbygging
- Forurensning (forsuring, nitrogenforurensning, tungmetaller)
- Slitasje/tråkk
- Oppdyrking
- Vassdragsregulering
- Annen arealendring

En mer detaljert utredning om dette er gitt hos Bendiksen m.fl. (1998).

#### 2.2.6 Mykorrhizasopp som eksempel – hvor stort er kunnskapshullet?

Mange jordboende sopper, og spesielt mykorrhizasoppene (arter som lever i symbiose med trerøtter), er sterkt spesialiserte både når det gjelder treslag og jordsmonn. Mange er kalkkrevende. En rekke av disse er rødlistede og forekommer ofte i ansamlinger på de rikeste kalkskogslokalitetene (opp til 30 rødlistearter pr. lokalitet). Under arbeidet med Miljøregistrering i Skog (MiS) og naturtypekartlegging i kalkområder de siste årene har det derfor blitt et sterkt fokus på registrering og ivaretagelse av slike forekomster, og det har vært stilt spørsmål om hvor godt fundert (i) rødlisting og (ii) trusselbildet er for disse artene. Vi skal derfor her se litt nærmere på hva vi vet om utbredelse og «mørketall» (jf. Kap. 3.1) for disse artene, samt en vurdering av grad av tilbakegang.

De rødlistede mykorrhizasoppene kan plasseres i to hovedkategorier; de som er knyttet mer eller mindre strengt til barskog (gran, furu) og de som er knyttet til edellauvskog (eik, lind, hassel, noen også til bøk). Innenfor begge grupper er de fleste artene mer eller mindre kalkkrevende. En mindre gruppe er helt eller delvis knyttet til boreale lauvtrær (mest gråor, dernest osp).

I alt ca. 230 arter på rødlisten er mykorrhizasopp (trolig flere; et antall arter har usikker økologisk status), dvs. snaut en tredjedel av de rødlistede sopp-

artene. Denne gruppen består i hovedsak av arter med store, iøynefallende fruktlegemer, og er med unntak av enkelte slekter som trevlesopper og reddiksopper (*Inocybe*, *Hebeloma*) godt undersøkt i Norge.

### Barskogsarter

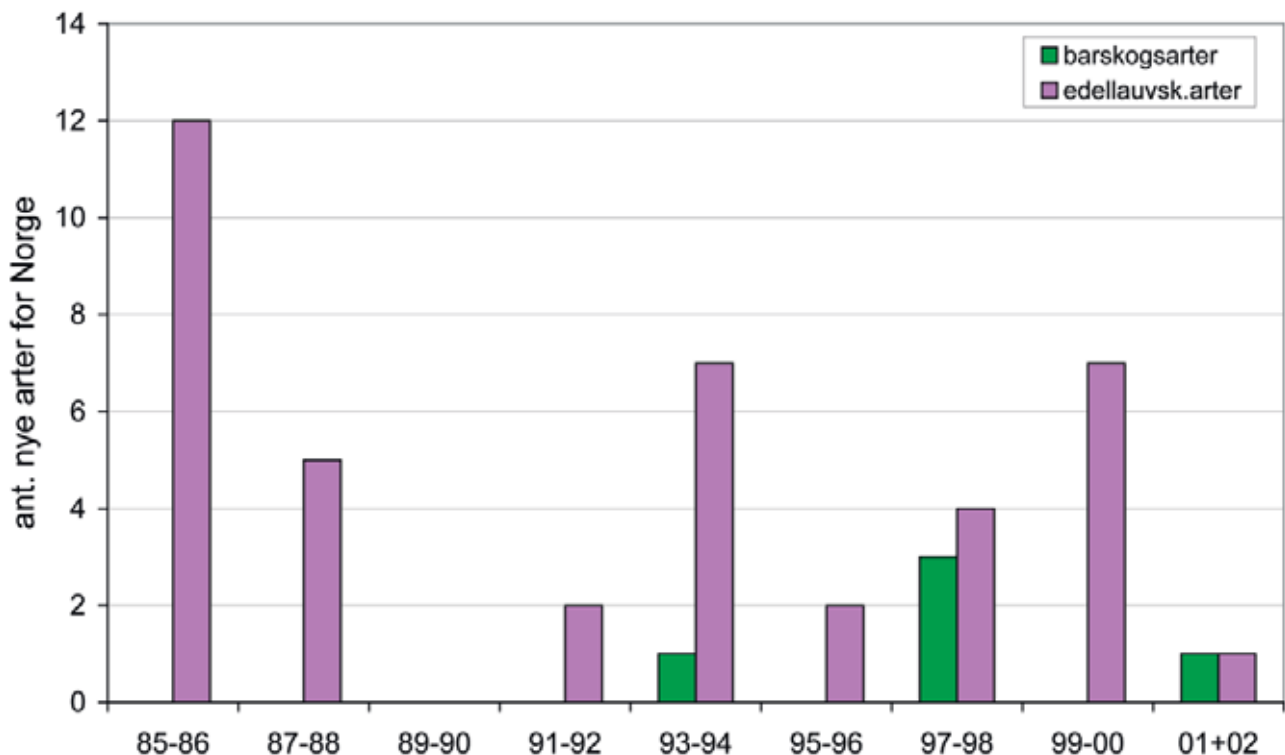
#### Status antall forekomster

Barskogsartene er best undersøkt av de overnevnte hovedgruppene. Her ble det foretatt betydelig data-innsamling av sjeldne og rødlistede arter allerede på 1970-tallet i rike kalkområder. Fra 1985 er det kun registrert 8 nye arter for Norge innenfor denne gruppen, dvs omtrent 0,4 nye arter pr. år (se Figur 2). Dette indikerer at vi begynner å få en oversikt over artsinventaret i denne artsrike gruppen i Norge. Etter den siste rødlisten ble laget (Bendiksen m.fl. 1998) er det bare registrert tre nye arter i Norge innenfor dette elementet (*Hydnellum auratile*, *Tricholoma joachimii*, *Cortinarius pinophilus*).

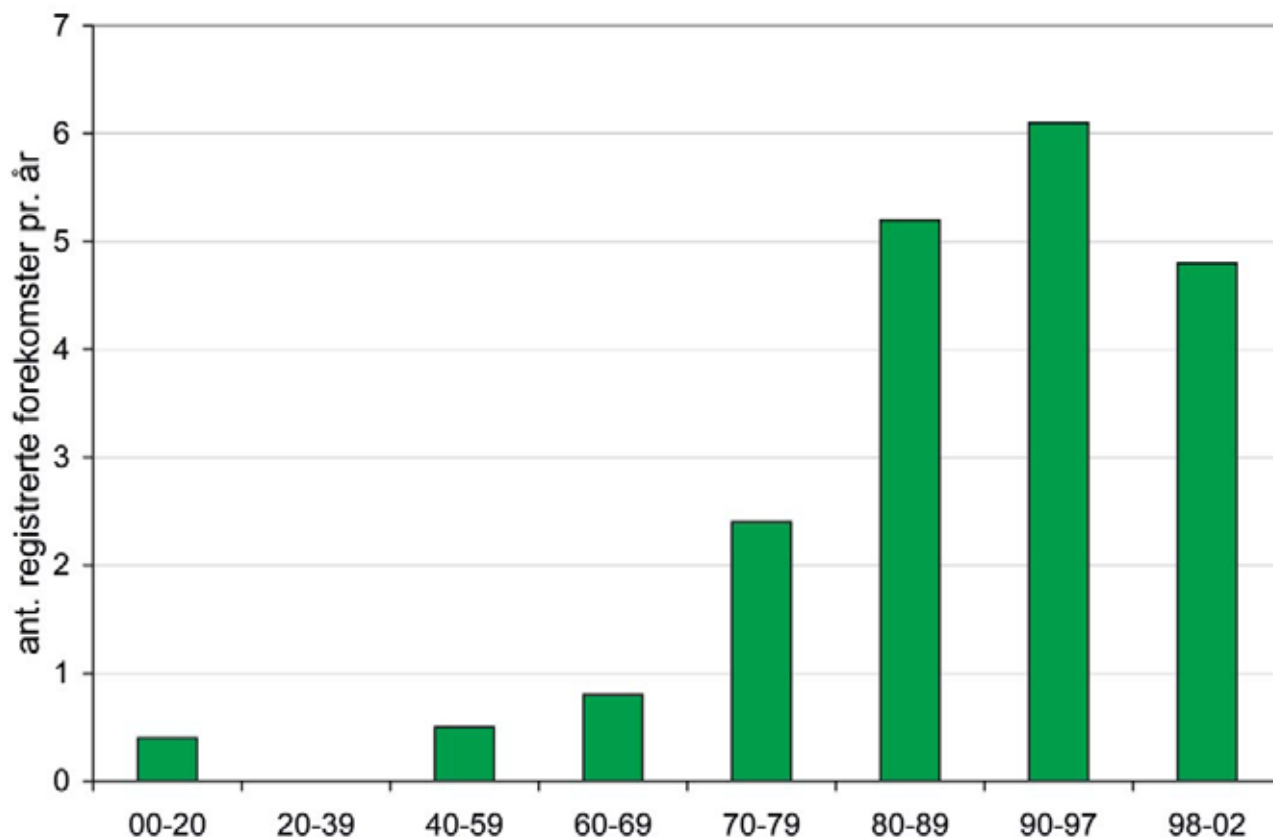
Når det gjelder utbredelse og hyppighet av rødlisteartene er det derimot ennå et stykke igjen til kunnskapen er uttømmende. Det er pr. 2002 registrert 176 forekomster av rødlistede E- og V-arter knyttet til barskog. Det har skjedd en økning i funnfrekvensen de siste tiårene, med klart flest registrerte forekomster på 1980- og 1990-tallet (hele 129 fore-

komster registrert etter 1980). Det har imidlertid vært en svak nedgang i frekvensen etter at den siste rødlisten ble laget i 1997-98 (Figur 3). Etter 1998 er det registrert nye forekomster av E- og V-arter nesten utelukkende i enkelte tidligere lite undersøkte, svært rike kalkbarskogsområder (Kaupanger i Sogndal kommune i Sogn, og i Modum sør for Tyrifjorden i Buskerud; Brandrud m.fl. 2001, Hanssen og Nilssen 2002). Det må tas forbehold for at trenden kan være noe annerledes for de lavere rødlistekategoriene. Pr. i dag er det fortsatt enkelte rike kalkområder som er dårlig undersøkt med hensyn til sopp i Norge (jf. bl.a. data fra pågående MiS-undersøkelser i Ringsaker kommune, Hedmark; R. Haugan, pers. medd.).

Ut fra tidsutvikling i funnfrekvens kombinert med vurderinger av habitattilfang, virker det rimelig å anta at det kan finnes 50-100 ytterligere forekomster av E- og V-arter knyttet til barskog. Dette indikerer en størrelsesorden av 2-3 nye forekomster pr. art, og indikerer at det sannsynligvis kun er grunnlag for små endringer i rødlistekategori for disse artene ut i fra sjeldenheitskriteriet. To arter har vist seg klart vanligere enn tidligere antatt og bør sannsynligvis endre kategori (*Cortinarius serarius* og *C. violaceocinereus*), mens de tre artene som er registrert nye for Norge siden 1997/98 (se ovenfor) bør tas inn i på rødlisten som E- eller V-arter.



Figur 2. Frekvens av funn av nye arter 1985-2002 av mykorrhizasopp knyttet til barskog og edellauvskog. (Basert på data fra soppdatabasen ved Universitetet i Oslo, samt publiserte funn.)



Figur 3. Registreringshyppighet 1920-2002 for rødlistede barskogsarter (E- + V-arter) 1900-2002. De to siste tidsintervallene er tilpasset før og etter den siste rødlisten ble laget.

#### Status habitatkrav og trusselbilde

De økologiske kravene til barskogsartene er relativt godt kjent. Mye data om E- og V-artene er sammenstilt i faktaark i den kommenterte rødlisten (Bendiksen m.fl. 1998). Det er foretatt omfattende studier av soppfloraen i kalkområder (som disse artene i stor grad er knyttet til) både i Norge (f.eks. Hadeland, Bendiksen 1981, Bendiksen *in prep.*), Ringerike, (Brandrud 1998) og i Sverige. Det foreligger også omfattende økologiske studier for flere av nøkkelgruppene på rødlisten (slørsopper *Cortinarius*, Bendiksen 1980, Brandrud 2003; piggsopper *Hydnellum*, *Phellodon*, *Sarcodon* m.fl., Gulden og Hanssen 1992). I Sverige er det også laget en økologisk katalog over storsopper som godt dekker barskogsmykorrhizasoppene (Hallingbäck 1994).

Artene i kategori E og V oppviser sterk grad av spesialisering mht. treslag; mange er mer eller mindre strengt knyttet til hhv. gran (11 arter) og furu (14 arter) (Bendiksen m.fl. 1998). I alt 8 arter kan betraktes som helt knyttet til gran, 5 arter helt knyttet til furu. Disse artene vil være sårbare overfor endring i

treslagssammensetning i bestandene. Artene er også sterkt spesialisert med hensyn til næringskrav. I alt 24 av 32 arter er knyttet til kalkskog/rik lågurtskog, med noen flere arter knyttet til furudominerte enn til grandominerte utforminger (Bendiksen m.fl. 1998).

Svært mange av E- og V-artene mangler i regioner der egnet habitat er til stede, dvs. der både skogtyper/vegetasjonstyper og vegetasjonssoner/serier forekommer som artene ellers trives i. Særlig indre fjordstrøk på Vestlandet mangler mange arter som økologisk burde kunne finnes der. Men det er svært vanskelig å vurdere om årsaken til dette er en eller flere klimafaktorer eller et resultat av at artene har dårlig spredningsevne og kanskje aldri har nådd de indre fjordstrøkene på Vestlandet. Gruppen omfatter minst 22 E- og V-arter.

Blant E- og V-artene er det en meget sterk overvekt av funn i gammelskog, bare 10 av totalt 163 funn (med tolkbare data om habitat) er fra ungskog (data fra Bendiksen m.fl. 1998, UiO's soppdatabase; jf. også eksempler i Kap. 3.2.4). Tilknytning til gammelskog

har her (ved siden av sjeldenhet) vært et viktig kriterium for plassering i E- og V-kategoriene (jf. Bendiksen m.fl. 1998).

Ut fra det en kjenner til, er minst 19 lokaliteter av barskogsarter i kategori E eller V gått tapt pga. flatehogst (ca. 10 %; jf. Bendiksen m.fl. 1998, samt egne, upubliserte data). Sannsynligvis er det reelle tallet noe høyere, da status kun er kjent for en del lokaliteter. I alt 4 lokaliteter er dokumentert gått tapt pga. utbygging (boligfelter, veibygging, alpinanlegg, m.v.).

Både mangelen på forekomster i ungskog, samt fravær i større, tilsynelatende egnede regioner, kan indikere at disse artene har så små populasjoner i Norge i dag at de har liten evne til langdistansespredning, og generelt liten evne til nyetablering. Hvis dette er riktig vil disse artene kunne ha problemer med re-etablering etter flatehogst.

Et av meget få tidsseriedatasett som foreligger for mykorrhizasopp er i tilknytning til en undersøkelse av slørsopper (*Cortinarius* underslekt *Phlegmacium*) i

Lunner, Oppland på slutten av 1970-tallet (upubl.). Her ble et område på drøyt 1 km detaljregistrert (1975-1978-1980, og området har vært mer eller mindre nøye inventert årlig siden. Data fra denne tidsserien presenteres i Tabell 3 under. Området er dominert av lågurtgranskog, og nesten alle lokalitetene er rik lågurtgranskog, overveiende av litt fuktig, grunnvannspåvirket type. De aller fleste rike lokalitetene opptrer som små flekker i fattigere lågurtgranskog (som ikke huser disse rødlistartene). Alle artene bortsett fra *C. acidophilus* (som ble funnet i blåbærgranskog) regnes som kalkkrevende.

Av tabellen framgår at det har skjedd en markert tilbakegang av disse rødlistede kalkartene på 1980- og 1990-tallet. Alle lokaliteter fra 1970-tallet er nå utgått pga. flatehogst, bortsett fra én lokalitet i ungskog (med *C. caesiostramineus*). For gruppen som helhet er tilbakegangen av kjente lokaliteter på 50 %, mens det er seks arter som ikke er gjenfunnet.

Tabell 3. Tidsutvikling av rødlistede slørsopper (*Cortinarius* subgen. *Phlegmacium*) i Søndre Oppdalen i Lunner kommune 1975-2002. Arter som antas å ha gått ut står i fete typer. ant. lok. = antall lokaliteter (avstand >100 m mellom lokaliteter), ind. = individer, ant. nye = nyetableringer i plantefelt/ungskog

Lunner; S.Oppdalen slørsopp ( <i>Cortinarius</i> )	1975-80		1990-2002		% tilbake (ant.lok.)	ant.utgått (fl.hogst)	ant.nye (plantef.)
	ant.lok.	ant.ind.	ant.lok.	ant.ind.			
<b>C. acidophilus</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>1</b>	<b>0</b>
C. aureofulvus	1	2	1	1	0	1	1
C. aureopulverulentus	2	2	4	4	0	2	4
C. caesiostramineus	2	2	3	3	0	1	2
<b>C. calochrous v.barbaricus</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>1</b>	<b>0</b>
C. calochr. v.coniferarum	5	8*	3	5	60	5	3
<b>C. corrosus</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>1</b>	<b>0</b>
C. cupreorufus (=C.orchalceus)	5	8	2	2	60	4	1
C. meinhardii	5	5*	1	2	60	5	1
<b>C. mussivus</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>0[1?]</b>	<b>0[1?]</b>	<b>100</b>	<b>2</b>	<b>0[1?]</b>
<b>C. pseudoglaucopus</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>2</b>	<b>0</b>
<b>C. sulfurinus</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>1</b>	<b>0</b>
SUM	28	37	14	17	50	26	12

\*Enkelte vitale individer (hekseringer) med mange fruktlegemer

Som forventet har det gått hardest ut over de aller mest sjeldne artene. Av de fem artene som bare ble registrert med én, svært liten forekomst på 1970-tallet, er kun *C. aureofulvous* reetablert i plantet ungskog, mens de andre ikke er gjenfunnet.

Det er drøyt dobbelt så mange forekomster som har forsvunnet pga. flatehogst som det er nyetablert (26 versus 12), og halvparten av artene er ikke registrert med nyetableringer. Nyetableringer har for øvrig skjedd mest der det er kortvokst, rik mose- og urtevegetasjon preget av kraftig sauebeite. Uten beitetrykk ville det sannsynligvis vært en tettere, mer høyvokst gras-urte-vegetasjon her i ungsogsfasen, og muligens mindre reetablering.

Det er vanskelig å vurdere den videre utviklingen av populasjonene av rødlistede mykorrhizasopp i dette området, og det er likeledes vanskelig å vurdere i hvilken grad Søndre Oppdalen er representativt for andre skogsområder, eventuelt med et annet artsinventar av rødlistede mykorrhizasopp. Det kan tenkes at det vil kunne dukke opp flere nyetableringer i ungsoggen etter hvert, og at de nyetablerte populasjonene her øker og kan fungere som spredningskilder etter hvert som plantefeltene blir eldre. Det er derfor av stor betydning å kunne fortsette registreringene i området. En konklusjon fra denne undersøkelsen er at responsen på hogst-inngrepene er artsspesifikk, hvor fire arter ser ut til å ha gode muligheter for å overleve i området ved fortsatt flatehogst; derav tre som ikke har hatt tilbakegang (*C. aureofulvous*, *C. aureopulverulentus* og *C. caesiostamineus*), og én som er registrert med flere nye, vitale forekomster i ungsog (*C. calochrous* var. *coniferarum*). Det registrerte materialet reflekterer første generasjon flatehogst i området (selv om noen nok kan ha vært mer eller mindre snaut også tidligere). Hvis en antar at utgangspunktet for reetablering ved neste generasjon hogster faktisk er en halvert populasjonsstørrelse i tråd med de dataene vi har, gir dette et redusert spredningstrykk (reetableringspotensial), og det er derfor grunn til å anta at nedgangen vil fortsette og kanskje akselerere hvis neste omløp også blir flatehogd. Men hvis lokalitetene blir ivaretatt gjennom skogbruket (MiS) eller på annen måte ved lukket hogst eller ikke-hogst, burde mulighetene for overlevelse, og kanskje også en økning i dette sopppelementet være tilstede.

Det må understrekes at i dette eksempelet var de opprinnelige forekomstene før flatehogst meget små for de fleste rødlisteartene. I tilfeller der det finnes større kildepopulasjoner av rødlistearter i gammel-skog kan det også finnes ganske store, nye forekomster i tiliggende ungskog. I to slike tilfeller ble det

funnet reetablering av hhv. 9 av 15 og 7 av 13 rødlistede slørsopparter på en ungsogslokalitet (naturtypekartlegging/MiS, upubl. data fra hhv. Gran og Jevnaker kommuner).

#### Konklusjoner barskogsarter

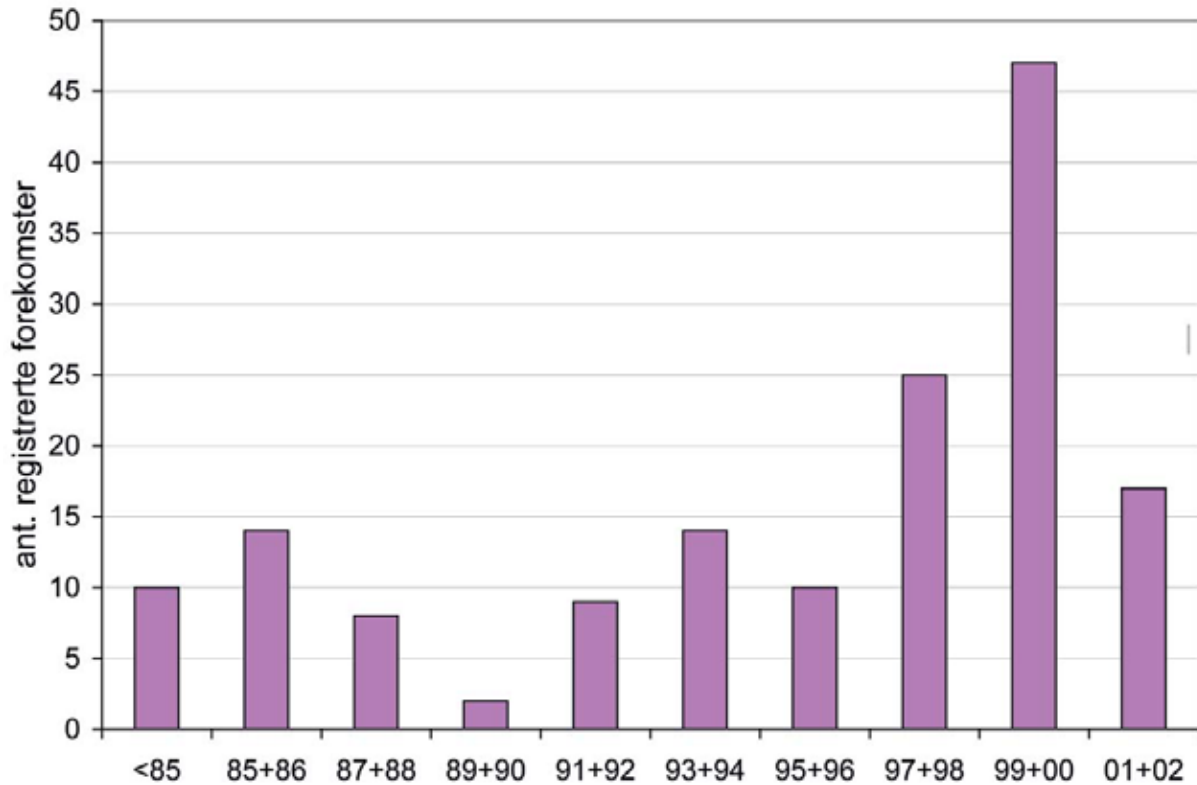
- Økologiske krav godt kjent.
- Forekomst og populasjonsstørrelse relativt godt kjent. De fleste kalkrike områdene er godt undersøkt.
- Av E- og V-arter er det kjent ca. 175 forekomster, og det anslås at det bør kunne finnes ytterligere 50-100 forekomster, dvs. mørketallene er anslagsvis 30-40 %.
- Bestandsskogbruk med flatehogst anses som en av de viktigste trusselsfaktorene, sannsynligvis den viktigste trusselsfaktoren for E- og V-arter. Disse artene har få og ofte meget små populasjoner. Når en forekomst forsvinner ved flatehogst, anses sjansene for reetablering for å være liten pga. mangel på gjenværende forekomster i nærheten.
- I områder med små populasjoner, kan omfattende flatehogst gi et tap av rødlisteforekomster som er dobbelt så stort som nyetableringen i ungskog.
- Det synes å være et begrenset behov for justeringer mht. rødlistekategorier. Enkelte arter knyttet til oseanisk furuskog har vist seg vanligere og mindre truet enn tidligere antatt, og bør tas ut av rødlisten.
- Kunnskapshull: Det bør undersøkes nærmere i hvilken grad/under hvilke betingelser artene reetableres i ungsog etter flatehogst, samt hvilke former for lukkede hogster artene kan tåle uten å gå ut fra lokaliteten. Lokalteter med flere forekomster av E- og V-arter/ansamling av rødlistearter bør velges ut for overvåking. En nærmere kartlegging og påvisning i felt av E- og V-forekomster bør prioriteres.

#### Edellauvskogsarter

##### Status antall forekomster

Intensive undersøkelser av edellauvskogssoppfloraen ble satt i gang først omkring 1985, og siden den tid er det registrert 40 nye arter for Norge innenfor dette elementet. Nyfunnene knytter seg i stor grad til særlig gode soppesonger. Således ble det registrert 12 nye arter for Norge i 1985, og 4 nye i 2000. Artene er overveiende registrert i nye områder. Disse nyfunnene er sannsynligvis gamle forekomster som vi ikke har vært klar over. Artene kan ha vært her like lenge som skogstypene de tilhører (dvs. 6-8000 år, jf. Brandrud m.fl. 2000).





Figur 4. Registreringshyppighet 1985-2002 for rødlistede sørlandssopper (mykorrhizasopper mer eller mindre knyttet til kyststripen Kragerø-Kristiansand).

Spesielt etter at DNs soppkartleggingsprogram (se <http://www.toyen.uio.no/botanisk/sopp/kartlegging>) kom i gang for alvor i 1997 er det utført omfattende registreringer i nye områder, og etter rødlisten gikk i trykken er det (f.o.m. 1998) registrert 10 nye arter for Norge i dette elementet (Brandrud m.fl. 2000, 2001). Bortsett fra to arter med usikker status taksonomisk, bør nok disse inkluderes ved revisjon av rødlisten. En del arter har på den annen side vist seg å være vanligere enn antatt, og bør ut av rødlisten. Til sammen kan det være riktig å redusere rødlisten med 10-15 % for denne soppgruppen (Brandrud m.fl. 2000).

For å kunne gi en nærmere indikasjon på om det bare er «toppen av isfjellet» som er avdekket av kunnskap om edellauvskogsartene, har vi sett nærmere på de såkalte «sørlandssoppene», en velavgrenset gruppe arter med en veldefinert økologi. Disse er knyttet til rike eik-lindeskoger i kyststrøk på Sørlandet, og har få forekomster ellers i Norden (norske ansvarsarter, jf. Brandrud m.fl. 2000). Nesten alle er plassert i de to øverste truethetskategoriene. Disse opptrer ofte sammen på samme lokaliteter, på rike «hot-spots» som kan huse opp til nærmere 50 rødlistearter.

Hyppigheten av registrerte forekomster av sørlandssoppene nådde en markert topp i 1999 og 2000 som var svært gode sopplesonger på Sørlandet (Figur 4). Funnhyppigheten har vært betydelig lavere

de siste to årene, noe som har å gjøre med to dårligere sopplesonger, men som også kan indikere at de fleste egnede habitatene er undersøkt for disse artene.

Pågående miljøkartlegging (MiS – Miljøregistrering i Skog, samt naturtypekartlegging) gjør det nå mulig å begynne å foreta et anslag over potensielle lokaliteter for dette elementet i ulike Sørlandskommuner (Tabell 2.2.1). God kunnskap om «hot-spots» (rike amfibolitt eik-lindeskoger), kombinert med kartleggingsdata om hyppighet av dette elementet i de ulike kommunene gir grunnlag for å estimere sannsynlig størrelse på populasjonene/forekomstene i Norge. Av tabellen framgår at det er registrert 31 rike eik-lindeskoger som er godt undersøkt og med funn av flere enn 2 sørlandssopper på lokalitetene. Videre er det registrert omtrent 40 rike lokaliteter med «riktige» habitatkvaliteter som er dårlig eller ikke undersøkt for sopp. Disse er vurdert å ha et betydelig potensial for sørlandssopper. Til sammen er det anslått et potensial i størrelsesorden 180 uregistrerte forekomster, i tillegg til de 155 forekomstene som er registrert i dag (Tabell 4). Kunnskapsmanglene (mørketallene, se Kap. 3.1) ser altså her ut til å være en del større enn for kalkbarkskogen, størrelsesorden 60 % av «hot-spot»-lokalitetene er ikke undersøkt.

Tabell 4. Kunnskapsstatus sørlandssopper. Kjente forekomster og anslag over ikke-kjente forekomster. Antall registrerte forekomster pr. nov. 2002 fordelt på kommuner, antall rike lokaliteter mht. dette elementet (rike amfibolitt-eik-lindeskoger), samt anslag over potensielt rike lokaliteter (ikke/lite soppundersøkt; basert på MiS/naturtypekartlegging) og anslag over omfang av ikke-registrerte forekomster. Basert på data fra soppdata-basen ved Universitetet i Oslo, med enkelte suppleringer. \*andre kommuner = Porsgrunn, Drangedal, Lillesand, Birkenes, Søgne, Songdalen

Sørlandssopper:	Kragerø	Risør	Tvedestrand	Arendal	Grimstad	Froland	Kristiansand	andre*	Sum
<i>Albatrellus cristatus</i>	2	4	3	5	7	2	5	1	30
<i>Cantharellus cinereus</i>	0	0	1	3	0	0	1	2	7
<i>Cantharellus friesii</i>	0	0	0	1	2	1	0	0	4
<i>Cortinarius humicola</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Cortinarius orellanus</i>	2	3	5	6	15	1	3	5	40
<i>Hydnellum compactum</i>	0	5	0	5	11	2	4	2	29
<i>Tricholoma acerbum</i>	1	0	1	4	2	0	1	3	12
<i>Tricholoma pardinum</i>	4	1	0	3	3	0	0	3	14
<i>Tricholoma ustaloides</i>	2	2	2	3	4	1	2	2	18
Sum antall forekomster	12	15	12	30	45	7	16	18	155
Anslag ikke-registr. forekom.	20	20	30	30	10	10	20	40	180
Ant. rike lokaliteter godt undersøkt (> 2 arter)	2	3	2	7	10	2	3	2	31
Anslag ikke undersøkte rike lokaliteter	5	5	5	10	2	2	5	5	40

For enkelte andre grupper av edellauvskogs-sopper kan kunnskapsgrunnlaget mht. forekomst være bedre. Dette gjelder arter med tyngdepunkt i Oslofjordområdet, for eksempel i kalklindeskog. I denne gruppen er de fleste lokalitetene godt undersøkt, og det er nesten ikke registrert nye forekomster etter 1997/98 (se f.eks. lindeslørsopp i matrise i Vedlegg 2). På den annen side er kunnskapsgrunnlaget dårligere for arter med tyngdepunkt på Vestlandet, selv om registreringsfrekvensen har vært sterkt økende her de aller siste årene (Brandrud m.fl. 2001).



© FOTO: T. E. BRANDRUD

#### Konklusjoner edellauvskogsarter (sørlandssopper)

- Økologiske krav godt kjent.
- Forekomst og populasjonsstørrelse er middels godt kjent, mørketallene når det gjelder lokaliteter (ikke undersøkte, sannsynlige «hot-spots») er anslagsvis 60 %.
- Det synes å være et relativt begrenset behov for justeringer mht. rødlistekategorier. Til sammen antas å være et behov for å redusere rødlisten med 10-15 %.
- Kunnskapshull: Det bør undersøkes nærmere hvilken skogtilstand disse artene prefererer, og i hvilken grad de tåler ulike former for (lukkede) hogster. Lokaliteter med flere forekomster av rødlistede sørlandssopper bør velges ut for overvåking. En nærmere kartlegging og påvisning i felt av E- og V-forekomster bør prioriteres.

Mykorrhiza-soppen sleip kastanjemusserong *Tricholoma ustaloides*.

## 2.3 Blad- og busklav

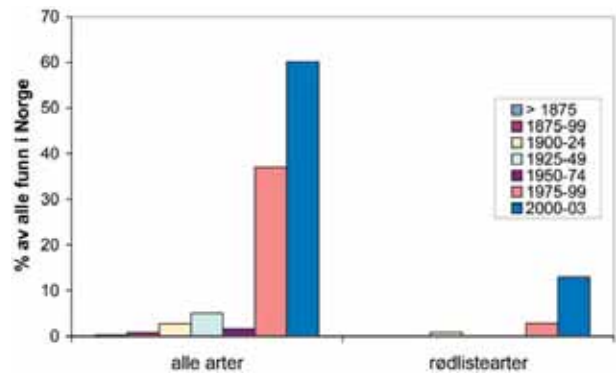
### 2.3.1 Kunnskapsstatus

1784 lavarter er registrert i Norsk lavdatabase (NLD, <http://www.toyen.uio.no/lichens>), hvorav 458 er blad- og busklav som vi med et samlebegrep kaller makrolav. Kunnskapsnivået er generelt høyere for makrolav enn mikrolav og dette er en av årsakene til at bare makrolav er vurdert for rødlisten så langt i Norge. Sammenlignet med de andre gruppene vi har studert, er kunnskapen om makrolavens utbredelse og økologi relativt god. Allikevel er hele 28 nye arter påvist i Norge etter at den siste utgaven av den norske busk- og bladlavfloraen (Krogh m.fl. 1994) ble utgitt, og den kumulative kurven over antall kjente makrolav i Norge langs tidsaksen fra år 1900 til i dag har på ingen måte flatet ut (se Tønsberg m.fl. 1996: Figur 1).

Kunnskapen om norske lav bygger på amatørers og lavforskeres feltinnsats og innsamlingsarbeid fra 1700-tallet og fram til i dag. Datatilfanget er i stor grad en tilfeldig akkumulasjon av data beroende på enkeltpersoners vekslende aktivitet til ulike tider, og ikke et resultat av systematiske undersøkelser (se Figur 10). Viktige unntak fra dette er rødlisteprojektet initiert og delfinansiert av Direktoratet for naturforvaltning (se Tønsberg m.fl. 1996), hvor et stort antall kjente lokaliteter for rødlistede lav og kandidater for en revidert rødliste ble undersøkt, MiS-prosjektets systematiske registreringer av 2,5 daa store ruter i 6 skogsområder (se Gjerde m.fl. 2002) og Bjørn-Petter Løvfalls registreringer av makrolav av hele Østfold i 5 x 5 km ruter. Dessuten må stiftelsen Siste Sjanses registreringer, dels som oppdrag i forbindelse med nøkkelbiotopregistreringer, nevnes som viktige og mer systematiske bidrag til kunnskapen om norsk makrolavflora.

Antallet amatører og profesjonelle lichenologer har gjennomgående vært lavt, men har øket siden 1970-tallet og særlig etter 1990. Denne økende interessen for lav generelt, og for sjeldne og rødlistede lav spesielt (etter at 1992-rødlisten ble publisert), gjenspeiles i antall innsamlinger i museumsherbariene, hvor mer enn 70 % av det samlede antall funn av rødlistearter er gjort i perioden 1975-1999 (Figur 9).

Kunnskap om de enkelte innsamleres aktivitet er ofte helt sentral for å kunne tolke data om artenes utbredelse og sjeldenhet: Ingen rødlisteart var kjent fra kystgranskogen i Midt-Norge før Ahlners undersøkelser på slutten av 1930-tallet (se Figur 10) og Løvfalls registreringer har gjort Østfold til landets best kjente fylke for makrolav fra å være ett av de dårligst kjente (Figur 5). Løvfall startet sitt prosjekt i 1995, og var altså bare aktiv i de 5 siste årene av 25-års-perioden 1975-1999 vist på figuren.



Figur 5. Funn av makrolav og rødlistede makrolav i Østfold i ulike tidsepoker som andel av totalt antall registrerte funn i Norge

### 2.3.2 Bakgrunnsdata for rødlisten

#### Funndata

De viktigste funndata for norske lav finnes i de naturhistoriske muesumssamlingene i Norge, men også i utenlandske herbarier (særlig Uppsala i Sverige og Durham, USA) og i noen private herbarier. De fleste innsamlingsdata (både herbariemateriale og feltnotater) er nå digitalisert og samlet i den Web-baserte Norsk Lavdatabase ved Botanisk Museum, Tøyen. Dette nettstedet ble startet i 1997, altså kort tid etter at rødlistearbeidet for gjeldende rødliste var avsluttet, og bygger delvis på den databasen som ble bygget opp gjennom rødlisteprojektet (Tønsberg m.fl. 1996).

#### Økologiske data

For makrolavene bygger vurderinger om artenes levested først og fremst på rødlistekomiteens medlemmers felterfaring med artene i Norge, men også litteraturstudier (for skogsartene f.eks. Degelius 1935, 1954, Ahlner 1948, Almborn 1948, Rose 1976, James m.fl. 1977, 1988, Krog og James 1977, Jørgensen 1978, Ingelög m.fl. 1987, Bredesen m.fl. 1993, Karström 1992, Olsson 1993, Santesson 1993).

#### Data fra andre land

Rødlistene fra de andre nordiske land (Sverige: Aronsson m.fl. 1995, Danmark: Alstrup og Søchting 1989, Finland: Rassi m.fl. 1992) ga viktig informasjon om trusselfaktorer, populasjonutvikling og forekomst av artene i våre naboland. Særlig viktig var denne litteraturen samt opplysninger fra større geografiske områder som EU (Serusiaux 1989) i vurderingen av norske ansvarsarter i fennoskandisk, europeisk og globalt perspektiv (se Tønsberg m.fl. 1996: Tabell 2).

### 2.3.3 Røddlistearbeidet for makrolav

#### Utvelgelse av arter for rødlisten 1999

Basis for artsutvalget var de artene som sto på den forrige rødlisten (DN 1992) og et tillegg av arter framlagt for vurdering av rødlisteutvalgets medlemmer. Dette nye tilfanget omfatter arter funnet som nye for Norge siden siste rødliste og arter som i kraft av ny kunnskap om status (trusselfaktorer, tilbakegang, mangel på nye observasjoner) var potensielle kandidater for rødlisten. Ingen arter funnet som nye for landet etter 1994 ble vurdert. I alt fire arter ble vurdert for rødlisten under rødlisteprojektet, men ikke tatt med i det endelige forslaget til ny rødliste (Tønberg m.fl. 1996).

Det er ikke mulig å angi noen terskelverdi (nedre grenseverdi) i forhold til ulike mål for sjeldenhet eller antatt status for at en art overhodet skulle kunne inkluderes på rødlisten. Generelt gjelder at rødlistearbeidet for makrolav bygger på skjønnsmessige vurderinger for de enkelte artene i forhold til tilgjengelige data.

Røddlistekategoriene er de samme som benyttet på den forrige offisielle rødlisten (DN 1992):

- Extinct (Ex)
- Endangered (E)
- Vulnerable (V)
- In need of monitoring (V+)
- Rare (R)
- Indeterminate (I)
- Insufficiently known (K)

I tillegg ble den norske endemiske arten *Parmeliopsis esorediata* plassert i en egen kategori (Special responsibility A) som tolkes som en ansvarsart for Norge i globalt perspektiv. Arten er relativt vanlig innen deler av sitt utbredelsesområde, og status for arten ble tolket som god (og den kvalifiserte dermed ikke for de andre kategoriene), men en mente at pga. artens svært begrensede utbredelsesområde i verden (deler av sentrale Syd-Norge) og den åpenbare status som ansvarsart, burde den inngå også på den norske rødlisten. Dette er imidlertid en sammenblanding av intensjonene med en global vs. en nasjonal (regional) rødliste, og særlig mellom rødlistekategorier og ansvarsarter. På den offisielle rødlisten står arten som sjelden (R), og denne oversettelsen er den beste en kan gjøre, men vil kanskje bryte med definisjon anvendt av rødlistekomiteen slik at arten avviker fra andre lav plassert her.

Artfaktaboken gir ingen tolkning av de ulike kategoriene, og en må slutte at forfatterne har fulgt DNS definisjoner og beskrivelse av kategoriene (DN 1992).

#### Trusselfaktorer

På bakgrunn både av rødlisteprojektets feltarbeid, erfaringer og litteraturstudier ble det satt opp 7 hovedkategorier av trusselfaktorer for makrolav (Tønberg m.fl. 1996):

- skogbruk
- forandringer i arealbruk
- luftforurensning
- utbygging
- tråkk
- innsamling
- tilfeldig utdøing og naturlige prosesser (særlig beitetrykk)

Forfatterne av artfaktaboken skriver ganske utførlig om de viktigste trusselfaktorene og angir arts-eksempler. De tre første trusslene anses som de viktigste, også for skogsarter. Mange rødlistede makrolav er skogsarter med krav både til tilstrekkelig gode lysforhold og høy luftfuktighet. Gjengroingen av tidligere kulturmark med styvete trær og fortettingen av tidligere plukkhøgskog representerer en flaskehals for disse artene i dagens situasjon. Denne fortettingen av arealer både i kulturlandskapet og i skogene skjedde nokså samtidig over store arealer som følge av omlegging i landbruket (reduert beitebruk) og overgangen til bestandsskogbruket med flatehogster.

#### Levesteder

I et eget avsnitt i artfaktaboken ble de viktigste levestedene for rødlisteartene i Norge gjennomgått, med artseksempler også for viktige undertyper. Dette er grove grupper av biotyper, i alt 8 hovedtyper. I skala korresponderer denne inndelingen for skogsartene ganske godt med hovedinndelingen i habitat-typer i skog vi har fulgt (se Kap. 3):

- Edellauvskog
- Nordlig lauvskog
- Granskog i sydøst-Norge
- Granskog i Midt-Norge (boreal regnskog, kyst granskog)
- Styvete trær

Mer detaljerte opplysninger om voksested ble gitt under gjennomgangen av hver art. Som for trusselfaktorer ble det skilt mellom en gjennomgang med kvantifisering av forekomster i kjente habitater på lokalitetene hvor resultatet fra rødlisteprojektets feltarbeid også inngikk, og en generell diskusjon av artenes økologi og økologiske krav, altså en tolkning av aktuelle funndata og data fra litteraturen.

## Gjensøk

En helt sentral del av rødlistearbeidet var gjensøk i felt av kjente lokaliteter for tidligere rødlistede arter og andre kandidater for den kommende rødlisten. Lokaliteter for i alt 60 av de 69 makrolavartene på gjeldende rødliste ble undersøkt. Bare et utvalg av de kjente lokalitetene ble oppsøkt (Tønsberg m.fl. 1996: Tabell 1). Dette skyldes dels ressursbegrensninger og dels at flere lokaliteter (særlig gamle) var for unøyaktig angitt for effektivt å kunne ettersøkes. Under feltreisene ble en del nye, potensielle lokaliteter for rødlistearter undersøkt, og et stort antall nyfunn av rødlistearter, men også arter nye for Norge, ble gjort. Antall eller andel nye lokaliteter fra dette feltarbeidet kan gi en pekepinn om mørketallenes størrelse for de ulike artene. Til sammen ble 1046 lokaliteter (1 km<sup>2</sup> oppløsning) undersøkt.

Abundansen for hver art på hver lokalitet ble angitt ved en relativ skala: 1 = svært sparsom, 2 = relativt sparsom, 3 = relativt rik forekomst og 4 = svært rik forekomst. Det ble også skilt klart mellom lokaliteter der en art med stor sannsynlighet var utgått, og lokaliteter der arten ikke ble gjenfunnet, men hvor det rådde usikkerhet om arten var utgått (usikkerhet om lokalitetens lokalisering og avgrensning - store uoversiktlige lokaliteter osv.). Størrelsen på det undersøkte arealet på hver lokalitet ble ikke angitt, men lokalitetene ble stedfestet med 6-sifrete UTM-koordinater.

Typisk for en gjensøksundersøkelse som denne er en begrenset eller manglende tilgang på en del viktige data for å kunne tolke resultatet:

- Lokalitetene er ofte upresist geografisk angitt. UTM-referanser ble først vanlig oppgitt etter ca. 1975, og lokaliteter oppgitt med presisjon 4-sifrete koordinater (1 km<sup>2</sup> ruter) kan være vanskelige/tidkrevende å finne.
- En vet oftest hvilke år og siste gang arten ble observert på en lokalitet, men en har normalt ikke data fra regelmessige besøk (tidsserier) på lokalitetene. Antall observasjoner på en lokalitet er oftest bare én, og kan variere sterkt mellom lokaliteter (tilgjengelighet, avstand til universitetsbyene eller bosted for registrantene) og arter (popularitet, sjeldenhet, *locus classicus* osv.).
- En har normalt intet mål om hvor stort areal som ble undersøkt på lokalitetene ved en tidligere registrering.
- En vet normalt ikke noe om artens utbredelse på lokalitetene ved tidligere registreringer
- En har ingen eller kun grove angivelser av hvor store artenes populasjoner var på lokalitetene ved tidligere registreringer.

Gjensøk som metode har sterke begrensninger ved tolkning av resultatene i forhold til det primære målet i rødlistearbeidet, nemlig å kunne gi et mål for eventuell tilbakegang av den nasjonale populasjonen:

Metoden er ikke arealrepresentativ, og kan bare angi graden av tilbakegang på tidligere kjente lokaliteter. Resultatet for en gitt art på en lokalitet er enten status quo (arten ble gjenfunnet) eller negativt (ikke gjenfunn). Samlet for alle gjensøkte lokaliteter må resultatet for en gitt art bli negativt (% gjenfunn) eller status quo. Metoden tar ikke omsyn til artenes populasjonsdynamikk; en kan ikke påvise at en arts populasjon faktisk øker, eller at fordelingen av delpopulasjoner i landskapet forandres over tid. God kjennskap nettopp til artenes populasjonsdynamikk på «lokalitetsskalaen» vil være en viktig forutsetning for å kunne tolke resultatet av et gjensøk: i hvilken grad beror resultatet på artsspesifikk populasjonsdynamikk (hvor dynamisk er arten?) og i hvilken grad skyldes det tilbakegang forårsaket av en eller flere trusselfaktorer? Dessverre mangler vi fortsatt god kunnskap om populasjonsdynamikk for de aller fleste artene vi har omhandlet i denne rapporten.

Under feltarbeidet ble foretatte inngrep eller åpenbare trusselfaktorer på hver lokalitet registrert, og dette vil selvsagt i mange tilfeller kunne forklare at en art ikke ble gjenfunnet (for eksempel ved at lokaliteten var flatehogd), men det samlede resultatet av alle undersøkte lokaliteter for en art blir allikevel vanskelig å tolke.

Vi ville teste om det faktisk er en korrelasjon mellom resultatet av gjensøksprosjektet og den endelige rødlistekategoriseringen av blad- og busklavene. I hvilken grad var resultatet anvendbart i rødlisteprosessen? I tillegg til de målte parametrene fra rødlisteprosjektets feltarbeid tok vi med to mål for sjeldenhet: antall lokaliteter og utbredelsesareal målt som antall skogregioner (en art er angitt fra) som definert under prosjektet Miljøregistrering i Skog (MiS) (Blom m.fl. 2002a).

Tabell 5 viser korrelasjonen mellom disse parametrene og rødlistekategoriseringen basert på alle tilgjengelige data i rødlistefaktaboken (Tønsberg m.fl. 1996: Tabell 1) for i alt 38 skoglevende makrolav. Bare to parametere var signifikant korrelert med kategoriseringen: antall lokaliteter og andel (% av totalt antall angitte observerte inngrep og aktuelle trusler for hver art) lokaliteter uten observerte trusler eller inngrep: Det var altså en klar tendens i materialet at dess flere kjente lokaliteter en art hadde, dess lavere rødlistekategori var den plassert i, og dess større andel lokaliteter uten registrerte inngrep/aktuelle trusler dess lavere rødlistekategori. Vi merker oss at

Tabell 5. Korrelasjoner (Spearman Rank, p-verdier) mellom mål for sjeldenhet, populasjonsstørrelse, observerte inngrep og aktuelle trusler, og rødlistekategoriseringen ( $E = 4$ ,  $V = 3$ ,  $R = 2$ ,  $DC = 1$ ) hos makrolav

<b>Sjeldenhet</b>		
Antall lokaliteter	(-) 0,0017	**
Antall Mis-regioner (N=8)	(-) 0,173	n.s.
<b>Populasjonsstørrelse</b>		
Gj.snitt abundans pr. lokalitet	0,7225	n.s.
<b>Gjensøk</b>		
Andel (%) lokaliteter uten gjenfunn	0,4434	n.s.
Andel (%) nyoppdagete lokaliteter	(-) 0,2068	n.s.
<b>Observerte inngrep/aktuelle trusler på lokalitetene</b>		
Skogbruk	0,397	n.s.
Utbygging	0,9348	n.s.
Innsamling og slitasje	(-) 0,2552	n.s.
Luftforurensning	(-) 0,3849	n.s.
Naturlig dynamikk	(-) 0,1851	n.s.
Ingen observerte trusler eller inngrep	(-) 0,0131	*

verken andel lokaliteter uten gjenfunn eller skogbruk (den hyppigst oppgitte inngrepsfaktoren), var signifikant korrelert med klassifiseringen av artene i rødlistekategorier.

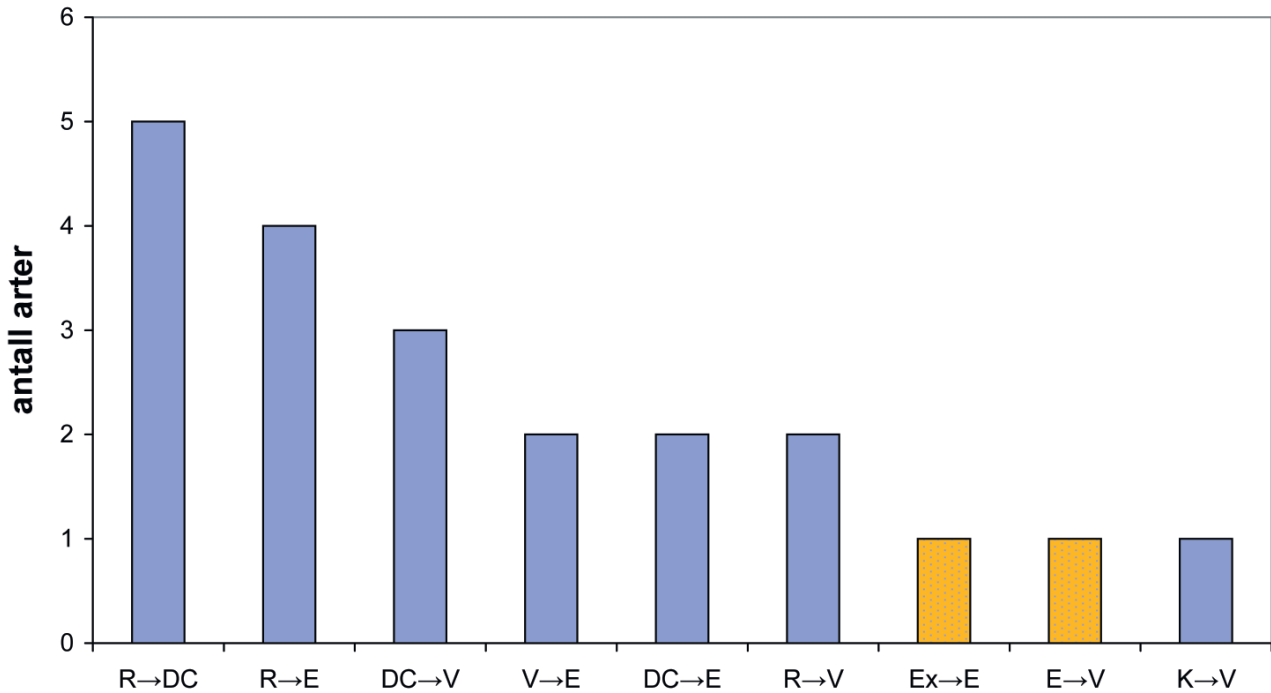
Som konklusjon kan vi slutte at resultatene fra gjensøksprosjektet bare i relativt liten grad var utslagsgivende for den endelige klassifikasjonen av lavartene i ulike rødlistekategorier. Dette virker fornuftig i forhold til de åpenbare begrensninger denne metoden har som vi har sett tidligere. Også for denne organismegruppen får en bekreftet den tette koplingen på dagens rødliste mellom rødlistekategorier og sjeldenhet (Figur 13).

#### Forandringer i artsutvalg og kategorisering mellom rødlisten av 1992 og 1999

Den forrige rødlisten (DN 1992) må anses som sterkt foreløpig eller provisorisk for makrolavene (Tønberg m.fl. 1996). Resultatet av rødlisteprojektet var en relativt stor utskiftning av arter på rødlisten, og mange arter ble vurdert forskjellig mht. rødlistekategori (Figur 6). 14 arter fra 1992-listen ble ekskludert fra rødlisten, mens 21 nye arter ble foreslått rødlistet. De

fleste av de ekskluderte lavene var alpine arter som ble tatt ut av listen fordi habitatet deres ikke ble ansett som truet, mens de andre var taksonomisk uklare arter som har vært oversett og trolig er atskillig vanligere enn før antatt.

Blant artene som har forandret rødlistestatus mellom 1992 og 1999 (derav mange skogsarter), ser vi at de aller fleste er rødlistet i en høyere kategori enn tidligere. Dette tolkes først og fremst som et resultat av at nye og bedre data, som ga grunnlag for nye vurderinger, var tilgjengelige, og ikke som et resultat av at artenes biologiske status faktisk var forverret siden vurderingen før 1992-listen ble publisert (se Kap. 4). Vi merker oss at mange arter klassifisert i kategori sjelden i 1992 har forandret rødlistestatus. Dette tolkes nettopp som et resultat av nye vurderinger basert på bedre data, og er i tråd med den internasjonale utviklingen av selve rødlisteverktøyet, der kategorien sjelden nå er falt bort (IUCN 2001). Kategorien sjelden har vært lett å ty til som en samlesekk for arter med få funn og med svært usikre eller manglende data om eventuell tilbakegang av deres populasjoner og levesteder.



Figur 6. Forandringer i rødlistekategoriseringen av makrolav mellom 1992-utgaven og 1999-utgaven av rødlisten.

## 2.4 Moser

### 2.4.1 Kunnskapsstatus

Den siste norske sjekklisen for moser som ble publisert omtrent samtidig med arbeidet med en ny norsk rødliste (Frisvoll m.fl. 1995) angir 1066 mosearter i Norge. Siden den tid er det oppdaget ca. 10 nye mosearter for landet vårt. Kunnskapsnivået om artenes taksonomi og økologi er relativt god, mens detaljkunnskap om utbredelse og hyppighet er mangelfull, særlig for mange skogsarter (se DN 1999a, Blom m.fl. 2001).

Innsamlingsaktiviteten har variert svært meget gjennom tidene (se Frisvoll og Blom 1993, Frisvoll m.fl. 1995), men antall aktive feltbryologer har alltid vært lavt. Vi kan skille ut en gullalder fra ca. 1880 til ca. 1920 som sammenfaller med en svært aktiv periode for moseforskning i Europa generelt, og en periode med nesten ingen aktivitet (1930-1950). Dette gjenspeiles i antall innsamlinger av rødlistearter (se Figur 9), og gjør det svært vanskelig å bruke antall funn av gitte arter fra ulike perioder som mål for populasjonssvingninger og mulig tilbakegang. Det er interessant å merke seg at gullalderen falt sammen med en periode der norske skoger til dels var sterkt uthogd.

Få systematiske undersøkelser av mosefloraen har vært foretatt, de viktigste slike undersøkelsene i skog er undersøkelsen av Urvatnet-området i Sør-

Trøndelag (Frisvoll 1997, Frisvoll og Prestø 1997) og MiS-prosjektets undersøkelser av 6 skogsområder fordelt på ulike skogsregioner i Norge (se Blom m.fl. 2002b).

I dag er det ca. 4-5 aktive bryologer med god nok kunnskap til å gjenkjenne de norske rødlisteartene i felt generelt, og kunne oppdage nye arter for landet. Siden siste norske sjekklise for moser ble publisert (Frisvoll m.fl. 1995) er det oppdaget ca. 10 nye norske mosearter. Under MiS-prosjektets systematiske, men i arealstørrelse sterkt begrensede feltarbeid, ble 3 nye skogsarter registrert for første gang i landet.

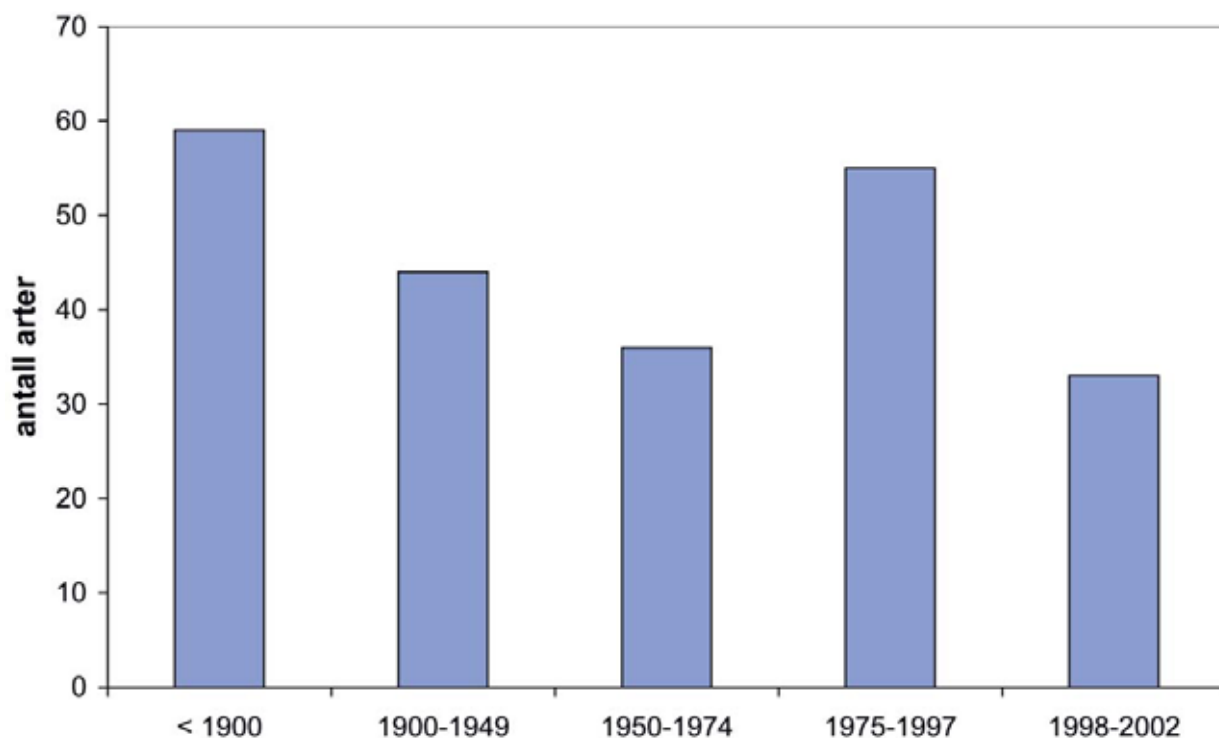
### 2.4.2 Bakgrunnsdata for rødlisten

#### Funndata

Kunnskapsnivået om artenes forekomst og utbredelse i Norge bygger hovedsakelig på herbariemateriale akkumulert gjennom tidene i de offentlige museumsherbariene.

Det forelå ingen søkbar database over norske moser og deres funnsteder da forslaget til rødlisten ble skrevet, og gjør det heller ikke i dag.

Herbariematerialet var ikke kontrollbestemt før artfaktaboken ble utgitt med unntak av noen innsamlinger av noen arter (angitt i Frisvoll og Blom 1997). Under et seinere prosjekt ble materialet av ca. 1/3 av de rødlistede artene kontrollbestemt (bladmoser alfabetisk fra a til e), med hovedresultat at ca. 25 % av innsamlingene var feilbestemt (se DN 1999a).



Figur 7. Antall rødlistede skogsmosearter (av i alt 78 arter) registrert i ulike tidsepoker.

Dette er en alvorlig svakhet ved selve datagrunnlaget for rødlistearbeidet, og av denne grunn ble faktarkene med opplysninger om enkeltarter frarådet brukt i forvaltningen før alt materiale var kontrollbestemt (Frisvoll og Blom 1997).

#### Økologiske data

Først og fremst bygger vurderinger om artenes levested på opplysninger på herbarieetikettene sitert i sin helhet i artfaktaboken (Frisvoll og Blom 1997), og nålevende norske bryologers felterfaring med artene. Dessuten ble de viktigste arbeider med økologiske opplysninger om norsk moseflora konsultert (Hagen 1908, 1909a, 1909b, 1910, 1914, 1915, 1929, Jørgensen 1934, Størmer 1969) og en rekke arbeider om enkelte rødlistearter (se Frisvoll og Blom 1997). Året før artfaktaboken kom ut ble det publisert en habitatoversikt for norske mosearter (Frisvoll 1996). Her ble mosene fordelt på 12 hovedgrupper av vegetasjonstyper som stort sett samsvarer med enheter i Fremstads «Norske vegetasjonstyper» (Fremstad 1997).

Landskogstakseringens databaser ble ikke anvendt ved rødlistearbeidet, og vurderinger av tilbakegang av habitater og livsmiljøer for skogsartene ble gjort skjønsmessig av forfatterne. Tidsperspektivet for slike vurderinger er perioden etter omleggingen til bestandsskogbruket og fram til i dag. Rødlisteforfatternes geografiske erfaringsgrunnlag for slike vurderinger var først og fremst Midt-Norge og Vestlandet.

#### Data fra andre land

Mosefloraen i Norge, Sverige og Finland er meget lik, med unntak av det hyperoseaniske elementet vi bare finner på Vestlandet i Norge. Den svenske (Aronsson m.fl. 1995) og finske (Rassi og Väisänen 1987) rødlisten ga viktig informasjon om mange norske rødlistearter, selv om dataene herfra ikke kan overføres til norske forhold pga. forskjeller i datagrunnlag, anvendte rødlistekategorier og, ikke minst, i arealbruk og dermed populasjonsutvikling og status for artene.

Den europeiske rødlisten for moser (European Committee for Conservation of Bryophytes 1995) ga også nyttig informasjon både om enkeltarter og om tolkninger av datagrunnlaget i rødlisteprosessen.

#### 2.4.3 Rødlistearbeidet for moser

##### Utvelgelse av arter for rødlisten 1999

Utgangspunktet for rødlistearbeidet som førte fram til forslaget for ny rødliste (Frisvoll og Blom 1997) var den forrige artfaktapublikasjonen (Frisvoll og Blom 1993), og arbeidet startet med en gjennomgang av nye data for disse artene, og en ny vurdering i forhold til det helt nye settet av kategorier og kriterier som skulle anvendes (se nedenfor).

I et følgebrev fra 1985 til mosekyndige i forbindelse med arbeidet med første utkast til en norsk rødliste (se Frisvoll og Blom 1993) heter det: «Vi var enige om at dette arbeidet måtte bli en flertrinnsrakett med utgangspunkt i en liste over våre sjeldneste arter



basert på litteraturhengivelser og egne erfaringer». Dette prinsippet gjelder både for den første artfakta-rapporten med forslag til en moserødliste (Frisvoll og Blom 1993) og forslaget til gjeldende liste (Frisvoll og Blom 1997). Terskelen for en art å bli vurdert for rødlisten er sjeldenhet, og for moser generelt ble alle arter med mindre enn 20-30 kjente lokaliteter vurdert.

De anvendte rødlistekategoriene følger den globale manualen for rødlisting (IUCN 1994) som er forløperen for kategoriene slik de gjelder i dag (IUCN 2001). Rødlistekategoriene for moser skiller seg dermed vesentlig fra kategoriene anvendt i artfakta-rapportene for de andre organismegruppene vi behandler her, ved at kategoriene er definert med klare terskelverdier mht. tilbakegang og størrelse av populasjoner og mål for forekomst. I tolkningen av de ulike kriteriene og definisjonene i den nye manualen (f.eks. problemer ved definisjon av ett mose-individ) hadde vi stor hjelp av en nylig publisert artikkel om anvendelsen av de nye kriteriene spesifikt for moser (Hallingbäck m.fl. 1995).

Følgende kategorier ble anvendt:

- EV – Vanished (regionalt utgåtte arter)
- CR – Critically Endangered
- EN – Endangered
- VU – Vulnerable
- DD – Data deficient (kunnskapsbrist)
- LR-nt – Lower risk, near threatened

Vurdering av populasjonsutvikling og valg av rødlistekategori:

Hovedkonklusjonen i anvendelsen av rødlistekategoriene er gitt av forfatterne (Frisvoll og Blom 1997, s.7): «Vi har heller ikke hatt feltarbeid for å finne dagens status for artane, og har derfor ikke kunna bruke dei viktige IUCN-reglane om registrert tilbakegang. For fastlandet er det stort sett dei sjeldne artane (med fire eller færre lokalitetar og/eller med antatt små populasjonar) som er plasserte i eksakte kategoriar, medan fleirtalet står i kategorien DD. ...»

Dette innebar at det var D-kriteriet (som bare stiller krav til kunnskap om populasjonsstørrelse/antall lokaliteter) som vi anså var det eneste kriteriet vi kunne bruke med vår manglende eller høyst usikre informasjon om populasjonsutvikling.

D-kriteriet ble brukt til å fordele artene i kategoriene VU, EN og CR:

VU: Færre enn 5 lokaliteter (oftest anvendt) og/eller den totale (= nasjonale) populasjonen mindre enn 2500 reproduerbare enheter

EN: Totalpopulasjonen < 250 reproduerbare enheter  
CR: Totalpopulasjonen < 50 reproduerbare enheter

I vurderingen av antall kjente lokaliteter ble lokaliteter vi visste var ødelagt selvsagt ekskludert. I vurderingen ble det brukt en stor grad av skjønn, og for flere arter fant vi det meget vanskelig å klassifisere dem i enten VU-, EN- eller CR-kategorien. Åpenbart ville disse valgene vært lettere hvis en hadde kunnet oppsøke de kjente lokalitetene og målt populasjonsstørrelsen.

Vi anvendte her et ekstremt føre-var-prinsipp og antok at *antall kjente lokaliteter faktisk er reelt*, og videre at vi kunne bruke terskelverdiene for antall reproduerbare enheter ut fra vår kjennskap til artenes opptreden i felt (i praksis gjennomsnittlig eller «typisk» antall tuer/matter pr. lokalitet). Vi var bevisst at dette prinsippet i grunnen er feilaktig (det er ingen grunn til å tro at de sjeldneste artene ikke har mørketall), men det ga muligheten for en konsekvent anvendelse av kategoriene i forhold til kjente data.

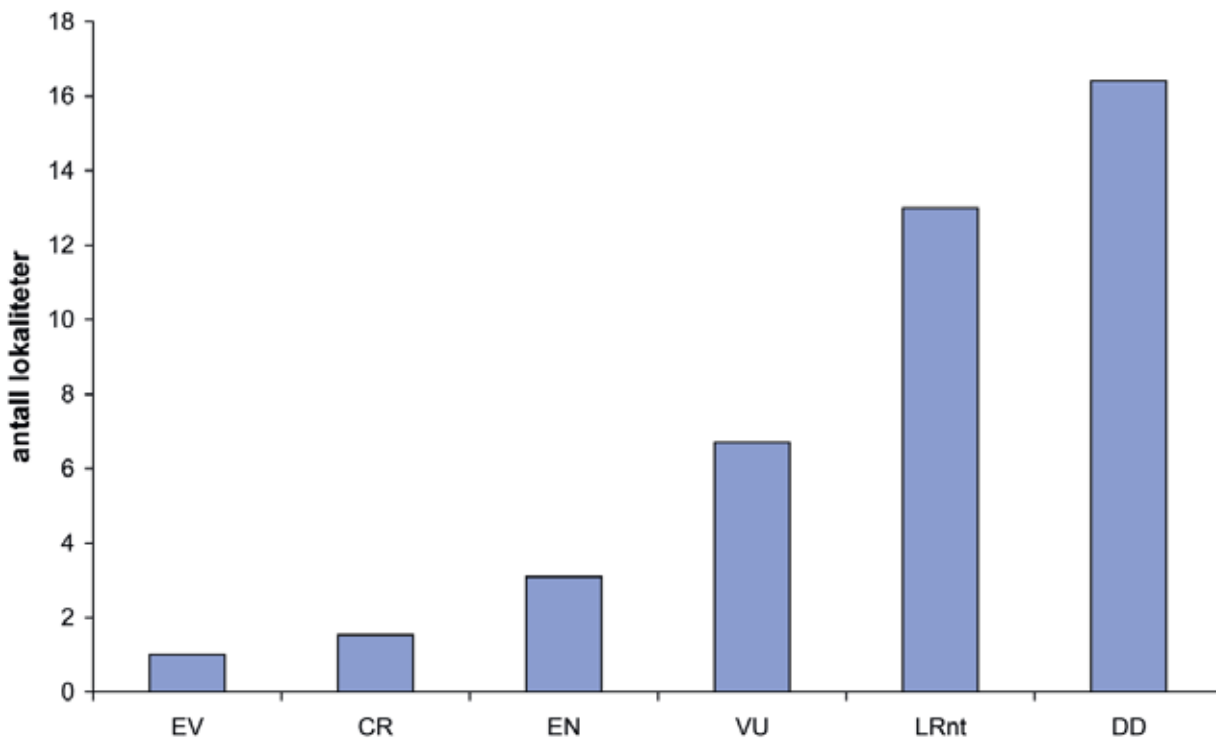
Noen ganske få arter med flere enn 4 kjente lokaliteter ble likevel kategorisert i kategorien VU (Figur 8), og dette bygde på vurderinger av trusselfaktorer og antatt tilbakegang av artenes habitater, eller observert ødeleggelse av lokaliteter. Motsatt ble flere arter med 4 eller færre lokaliteter, men med svært usikker kunnskap om trusselfaktorer og status rødlistet i kategorien DD (kunnskapsbrist).

### Trusselfaktorer

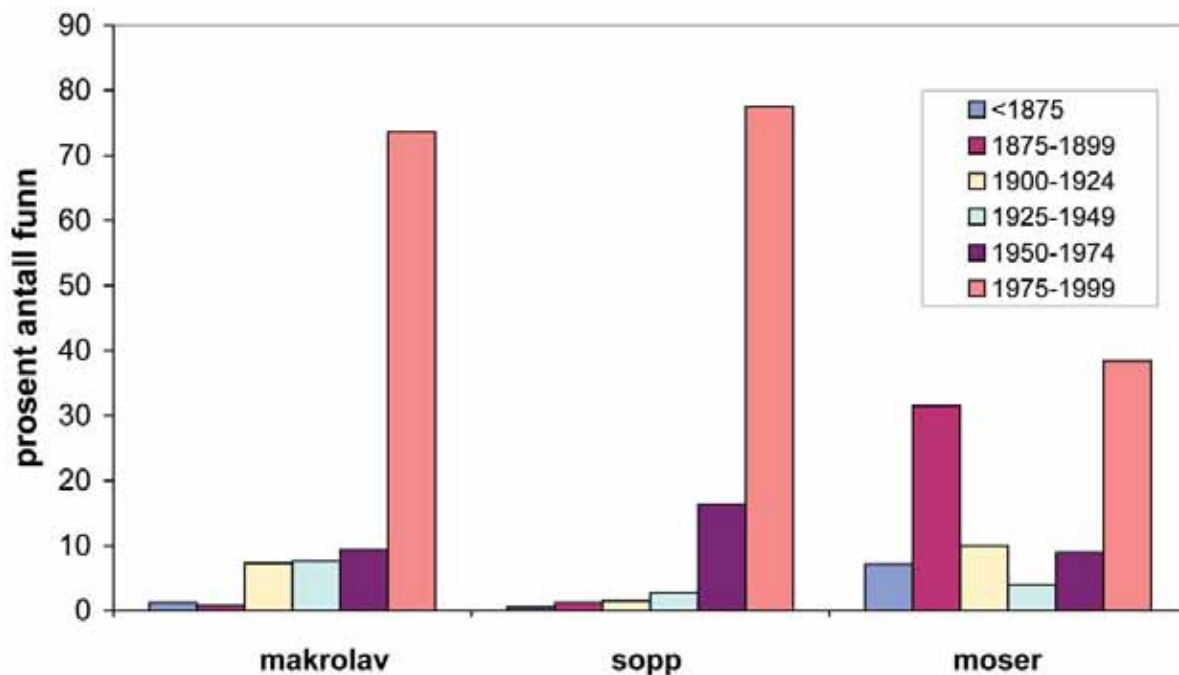
Generelle og antatte («tenkte») trusler ble ført opp under hver art på faktaarkene, men det ble ikke gjort noen generell klassifikasjon av trusselfaktorene. Vurderingene bygger allikevel på habitatoversikten for moser (Frisvoll 1996) hvor trusselfaktorene for rødlistede moser er inndelt i 10 hovedgrupper:

- gjengroing
- drenering
- forurensning i vann
- hogst
- inngrep og utbygging
- jordbruk (særlig endrete driftsformer, inkludert gjødsling og bruk av insektsbekjempende midler)
- mangel på råteved
- vassdragsregulering
- mangel på dyresubstrat (møkk og kadaver)
- ukjente trusler

Endringer i hydrologi (både substratfuktighet og luftfuktighet), og særlig uttørking som følge av en rekke ulike former for inngrep, er den vanligste angitte trusselen for moser på dagens rødliste.



Figur 8. Gjennomsnittlig antall kjente lokaliteter for mosearter i ulike rødlistekategorier.



Figur 9. Andel funn av rødlistearter for fire organismegrupper i ulike (25 års) tidsintervaller (For trebukker foreligger data i 50 års intervaller fram til 1950, < 1850, 1850-1899 og 1900-1949. Antall funn i 50-års-intervallene er her delt på to for å tilpasse figurens 25-års-intervaller for de andre gruppene, og dette antas å gi et ganske godt bilde av fordelingen av trebukkefunn i 25-års-intervallene).

### Levesteder

Levestedene ble som for trusselfaktorene angitt individuelt for hver art på faktaarkene. Artenes hovedhabitat ble først angitt i grove kategorier (berg, skog, hei, fjell, jordbruksmark, våtmark), og dernest følger en detaljert beskrivelse av punkthabitatet(-ene), f.eks. «Fuktige, rotne stubbar og neddotne trestammer, ved basis av stående tre, og sjeldan på mineraljord (t.d. fuktig glimmerskifer)» for skogsarten borksigd (*Dicranum tauricum*).

### Forandringer i artsutvalget og kategorisering mellom rødlisteforslagene fra 1993 og 1997

20 nye arter ble rødlistet, og hele 26 arter ble tatt ut av rødlisten (Frisvoll og Blom 1997). Dette er en prosentvis stor utskiftning av arter og skyldes dels ny kunnskap, men særlig anvendelsen av helt nye rødlistekategorier. Blant de nye artene på rødlisten finner en 6 nye arter for Norge, og en rekke arter i taksonomisk vanskelige slekter og med svært mangelfull (og ofte gammel) kunnskap om status. Disse ble kategorisert som DD (manglende data). Blant de uttatte artene dominerer logisk arter som ble klassifisert i kategori R (sjelden) i 1992, en kategori som ikke ble anvendt i 1997, men også noen arter hvor en med ny kunnskap kunne konstatere at status for artene er god.

## 2.5 Fellestrekk og konklusjoner fra evalueringen av rødlisten (DN 1999a) for våre organismegrupper

Gjennomgangen av rødlistevurderingene for de ulike organismegruppene tidligere i kapittelet viser klart at datagrunnlaget for vurderingene varierer fra gruppe til gruppe, og at tilgjengelige data er blitt tolket ulikt. En åpenbar svakhet med prosessen som ligger bak gjeldende rødliste er mangelen på sentral organisering av arbeidet. Hvilke kategorier som skulle anvendes, hvilke data som skulle vurderes og hvordan tilgjengelige data skulle tolkes ble ikke harmonisert mellom organismegruppene, men var spørsmål som ekspertgruppene for de ulike organismegruppene måtte besvare under sitt arbeid helt uavhengig av hverandre. Her vil vi summere opp noen viktige felles karaktertrekk ved den gjeldende rødlisten og rødlistearbeidet fram til i dag vist ved sammenligninger mellom ulike organismegrupper hvor også noen andre grupper enn de vi har behandlet ellers i rapporten blir trukket inn for å belyse problemstillinger.

### 1) Datagrunnlaget for rødlisten er primært (tilfeldig) akkumulert kunnskap gjennom historien og ikke resultater av systematiske undersøkelser med henblikk på å framskaffe relevante data for rødlistearbeidet mht. populasjonsstørrelse og populasjonsutvikling

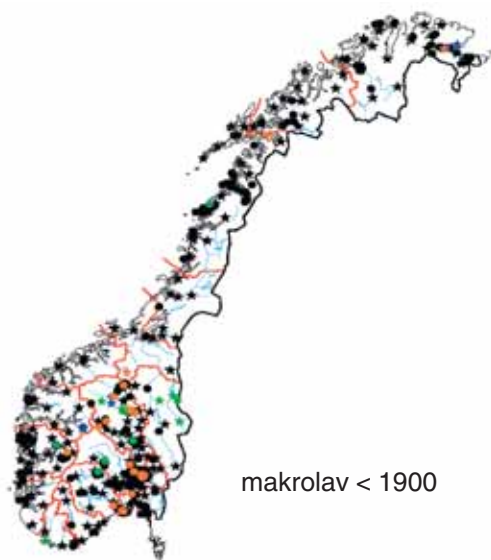
Tolkning av trender i antall funn i ulike tidsepoker som uttrykk for populasjonsendringer over tid er svært vanskelig eller umulig fordi antall funn er et produkt av leteinnsats og sannsynligheten for å finne en art (som avhenger av populasjonsstørrelsen). Å skille disse to faktorene er i de fleste tilfeller strengt tatt ikke mulig. Innsamlingsaktiviteten (antall funn) har variert betydelig. Felles for de fire gruppene vi har studert er at aktiviteten har økt sterkt i 25-årsperioden fra 1975 i forhold til tidligere perioder (Figur 9). Dette henger klart sammen med økt fokus på det biologiske mangfoldet generelt og med rødlistearter spesielt i og med utgivelsen av den første norske rødlisten som omhandler disse organismegruppene, og forarbeidet til gjeldende rødliste på 1990-tallet. Vi merker oss at utforskningen av mosefloraen i Norge hadde en gullalder i perioden fra 1875 til 1899, en aktivitetstopp som vi ikke finner synkront hos noen av de andre gruppene.

Ved hjelp av søkbare databaser er det mulig å visualisere den geografiske fordelingen av funn av rødlistearter akkumulert gjennom tidsepokene sett i relasjon til funn av andre arter for organismegruppene sopp og makrolav (Figur 10).

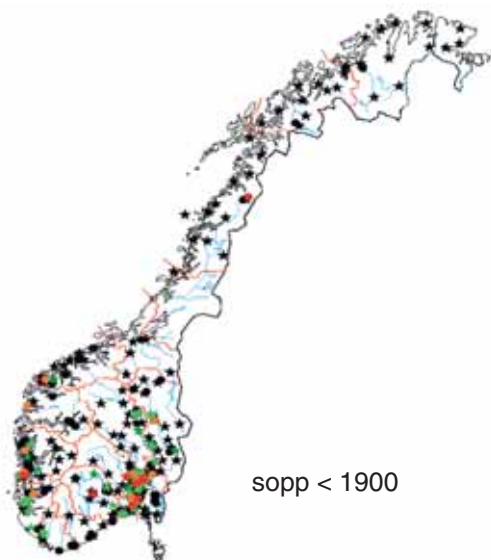
En skal her være klar over at prikkene bare forteller at en art var tilstede på lokaliteten da registrering ble gjort, og ikke sier noe om lokalitetene var intakte ved slutten på tidsperioden kartene viser, eller i dag. Vi vet heller ikke hvor stor leteaktiviteten var på lokalitetene registreringene stammer fra. Ved sammenligninger av kartene for sopp og makrolav er det likeledes viktig å ha klart for seg at antallet arter totalt (som databasen omfatter) og antallet rødlistearter er svært forskjellig for de to gruppene: 430 makrolav (derav 74 rødlistearter) og ca. 3700 sopp (derav 763 rødlistearter). Dette påvirker selvsagt tettheten av forekomstene (og antallet forekomster) totalt og for rødlistearter for de to gruppene.

Ut fra figuren kan vi trekke fram noen klare trekk ved dette historiske datagrunnlaget:

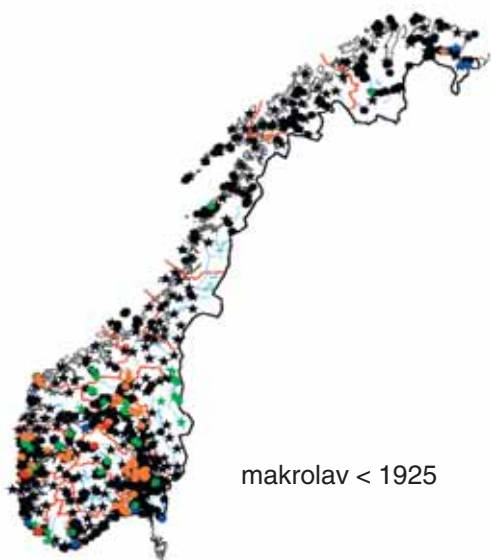
- Andelen lokaliteter med usikker stedsangivelse (stjerner) avtar gjennom historien
- Andelen lokaliteter med rødlistearter øker gjennom historien



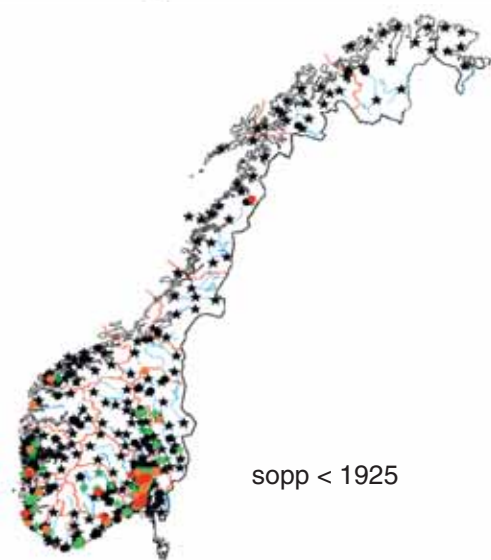
makrolav < 1900



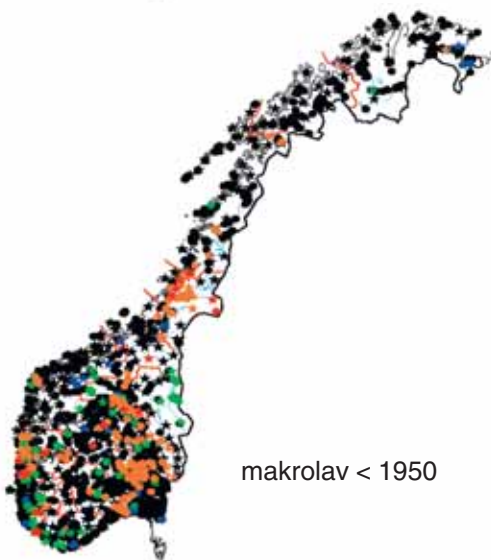
sopp < 1900



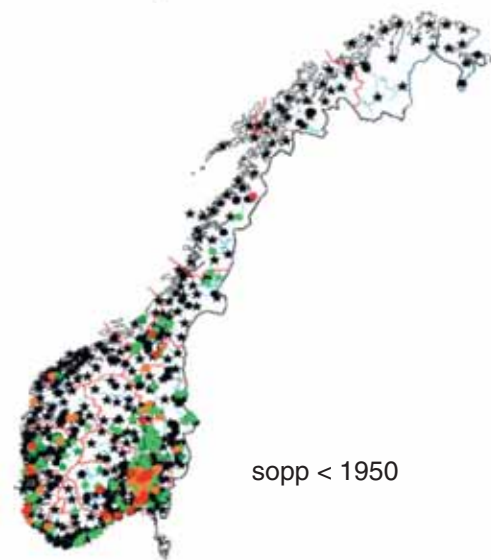
makrolav < 1925



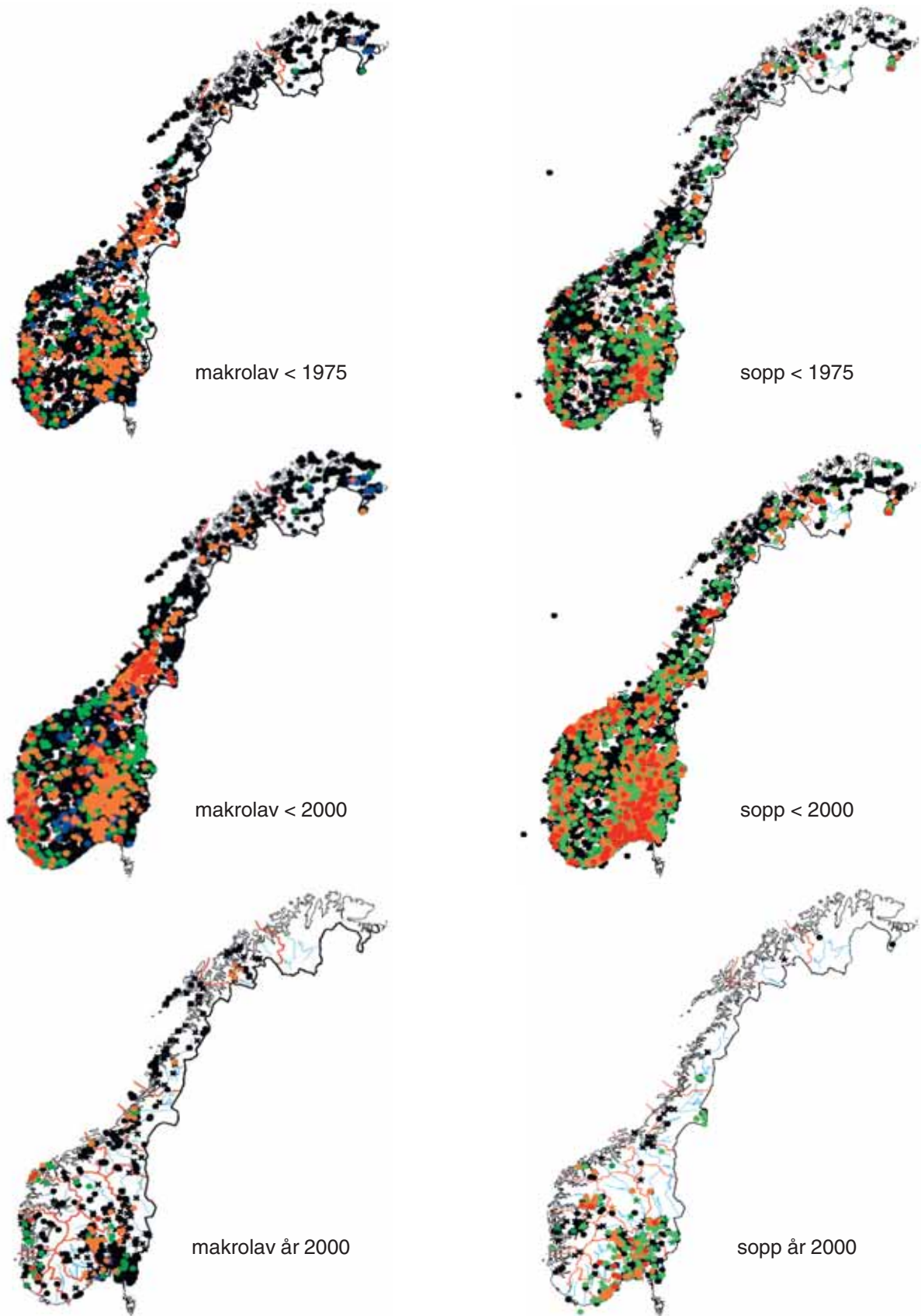
sopp < 1925



makrolav < 1950



sopp < 1950



Figur 10. Akkumulerte funndata for makrolav og sopp kjent ved ulike tidspunkt. Farget prikk = rødlisteart (Rød= Ex,E; Orange= V; Lys grønn = DC(lav), V+(sopp), Mørk grønn = DM(lav), R(sopp), blå = R(lav)), Svart prikk = andre arter, X = unøyaktig stedsangivelse.

Dette er relatert til at de fleste rødlistearter er sjeldne; det krever større feltinnsats å finne en sjelden art enn en vanlig art innen et gitt område eller på en lokalitet. En viktig drivkraft hos feltbiologene har alltid vært gleden ved å få registrert *nye* arter for et område eller en region, og dette reflekteres i det innsamlete materiale gjennom historien. Etter hvert som de vanlige artene var rikelig innsamlet, ble leteinnsatsen dreiet mot de sjeldne artene. Dessuten henger selvsagt denne trenden sammen med det økede fokus rødlisteartene fikk etter at rødlistene ble publisert i 1992 og 1999.

- Rødlisteforekomstene er spredd over en meget stor del av Norge.

De akkumulerte funndataene pr. år 2002 (Figur 10) viser, på stor skala, det samme fordelingsmønster som resultatene fra forskningsprosjektet Miljøregistrering i Skog viste på en mye mindre skala i skog (Gjerde m.fl. 2003). Legger vi til tilsvarende data for de andre gruppene rapporten omhandler, eller for alle organismegrupper som er vurdert for rødlisten, – vil tettheten og utbredelsen av funn av rødlistearter øke ytterligere.

- Tettheten av rødlisteforekomster er markant lavere i Nord-Norge enn i Sør-Norge

Hovedårsaken til dette er sannsynligvis at feltaktiviteten har vært lavere i Nord-Norge enn i Syd-Norge. Vurderinger av at den menneskelige påvirkning på naturen i de nordlige landsdeler har vært mindre intens enn i syd (trusselbildet), kan dessuten ha påvirket artsutvalget på rødlisten: Arter med nordlig utbredelse i Norge kan være underrepresentert på rødlisten.

Kartene viser også en del interessante forskjeller mellom sopp og makrolav:

- a) Den tidlige utforskningen av lav-og soppfloraen var konsentrert til ulike deler av landet

De indre dalstrøkene på Østlandet, og særlig Gudbrandsdalen, ble tidlig undersøkt av lavforskere, mens innsamlingsaktiviteten av sopp var større i kyststrøkene. Vi merker oss at den rike lavfloraen med flere høyt kategorisert rødlistearter i kystgranskogsområdet i Midt-Norge var omtrent ukjent fram til Ahlner gjorde sine undersøkelser her på slutten av 1930-tallet.

- b) For makrolav skiller tre områder seg ut med særlig stor tetthet av rødlistearter og forekomst av

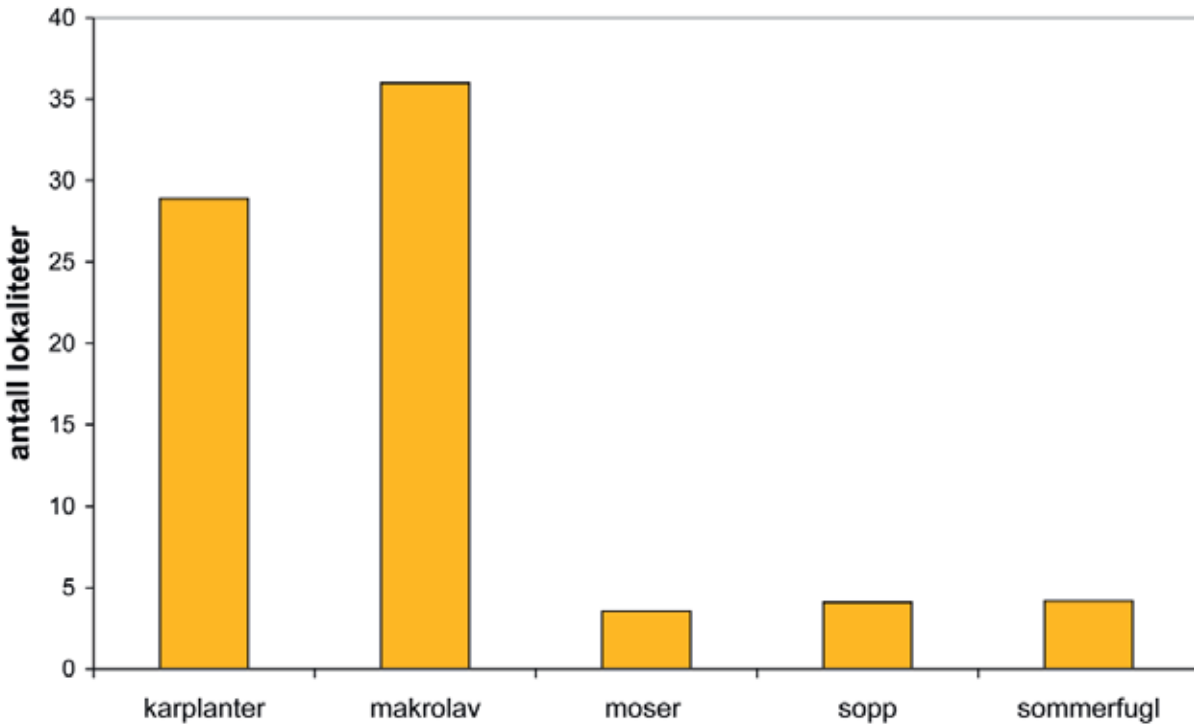
rødlistearter i de høyeste rødlistekategorier: Gudbrandsdalen, kystgranskogsområdet i Midt-Norge og ytre Vestlandet, mens det ikke kan skilles ut tilsvarende klart avgrensede «hot-spot»-områder for sopp.

De tre viktige områdene for rødlistelav er trolig biologisk reelle og kan forklares som et resultat av fordelingen av ulike biogeografiske elementer knyttet til naturtyper med begrenset utbredelse i Norge. Men det kan delvis, iallfall teoretisk, også ligge en historisk forklaring bak dette mønsteret: At noen områder tidlig ble kjent for å være interessante for lav, førte til fortsatt stor feltinnsats i disse og tilgrensende områder, mens leteinnsatsen i andre deler av landet forble lavere.

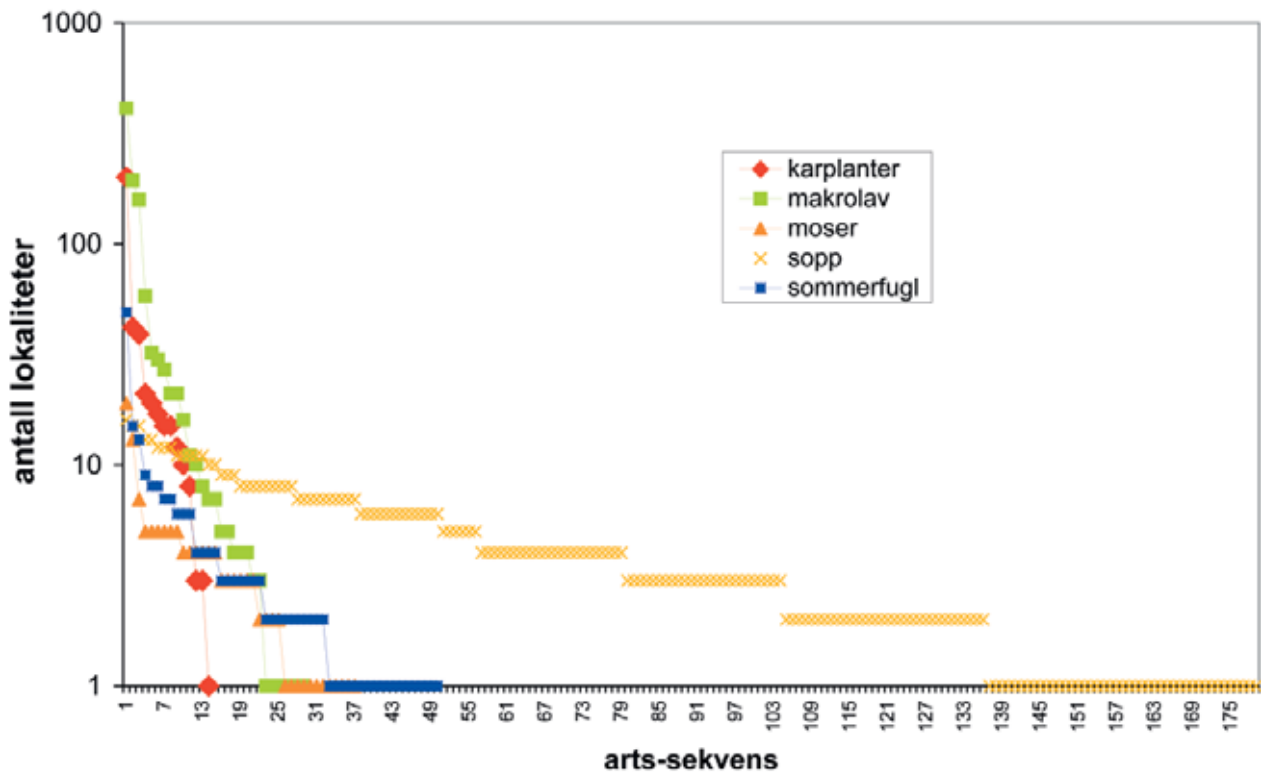
For å belyse «dagens» aktivitetsnivå, vises kart over innsamlinger og registreringer i løpet av *ett år*, nemlig året etter at gjeldende rødliste utkom (Figur 10). Feltaktiviteten både for sopp og makrolav må sies å være svært stor dette året, men en merker seg at det er svært få registreringer i den nordligste delen av landet for begge grupper. Tyngdepunktet av registreringene ligger helt klart i sydøst Norge hvor de fleste registrantene av sopp og lav holder til. Andelen rødlisteforekomster er stor for begge grupper, men klart størst for sopp. Makrolav er generelt en bedre undersøkt gruppe enn sopp, og for denne gruppen kan en etter hvert forvente at antall registreringer av *nye* lokaliteter for rødlisteartene avtar hvis det store aktivitetsnivået opprettholdes. For å kunne forbedre rødlisten, vil det for fremtida være viktig å få registrert *alle* intakte forekomster av rødlistearter (også på kjente lokaliteter), og dette bør bli en del av rutinen for feltbiologer.

## 2) Rødlisten er primært et utvalg av sjeldne arter

I mangel av gode data om artenes populasjonsutvikling, har sjeldenhet helt åpenbart vært det primære utvelgelseskriteriet for arter som skulle vurderes for rødlisten. Kategorien sjelden (R) som er anvendt for to av våre organismegrupper, er jo nettopp ment å omfatte sjeldne arter med antatt stabile populasjoner. Fokus har alltid vært på sjeldne arter, særlig etter at innsamlingsaktiviteten økte sterkt fra ca. 1975 (se Figur 9), og det er for denne gruppen arter vi har noen observasjoner som kan gi indikasjon om tilbakegang av populasjonene. For vanlige arter har vi med få unntak overhodet ingen data om direkte populasjonsforandringer for de gruppene vi har tatt opp i rapporten, men slike vurderinger kunne i prinsippet vært gjort ved hjelp av indirekte mål som tilbakegang av artenes habitater og biotoper



Figur 11. Antall kjente lokaliteter i gjennomsnitt pr. art for skoglevende rødlistearter i 5 organismegrupper, for kategoriene utgått (Ex), truet (E) og sårbare (V) samlet.



Figur 12. Antall kjente lokaliteter for ulike skoglevende rødlistearter i kategori Ex, E og V fra 5 organismegrupper rangert fra arter med flest lokaliteter til arter med færrest lokaliteter.

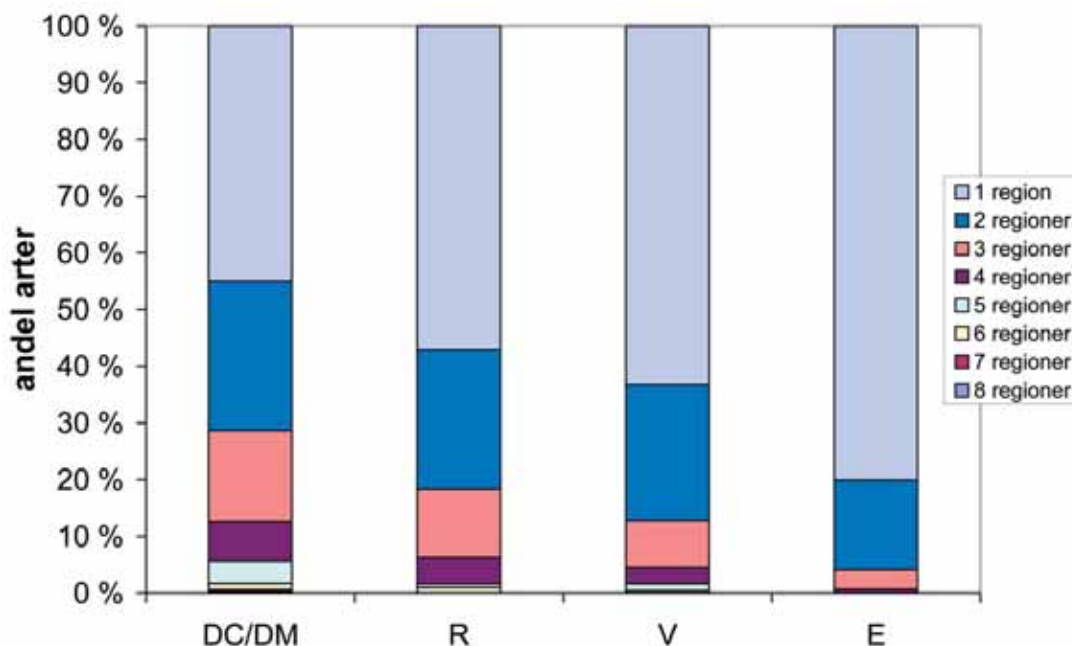
i mengde og kvalitet, på samme måte som for sjeldne arter.

Et viktig resultat av rødlistearbeidet og datagrunnlaget rødlisten bygger på, er at rødlisten faktisk domineres sterkt av arter med få kjente lokaliteter (antatt nasjonalt små populasjoner) og/eller små utbredelsesområder; de to viktige målene for sjeldenhet. Det overveiende flertallet av artene er sjeldne, og dette gjelder også arter i de høyeste rødlistekategoriene (Figurene 11 og 12). Det gjennomsnittlige antallet kjente lokaliteter er mindre enn 5 for moser, sopp og sommerfugler, men betydelig høyere for karplanter og makrolav (Figur 11). Vi finner ingen biologisk forklaring på dette, og tolker det som typiske forskjeller mellom relativt godt kjente grupper (karplanter, makrolav) og dårligere kjente grupper – altså forskjeller som gjenspeiler ulikt kunnskapsnivå. For karplanter og makrolav er en større andel av artene kjent fra flere enn 10 lokaliteter enn for de andre gruppene og noen få arter har betydelig flere kjente lokaliteter (Figur 12). Det generelt bedre kunnskapsnivået for disse gruppene gir nettopp grunnlag for også å kunne rødliste arter pga. dokumentert tilbakegang (men som kan være relativt vanlige og utbredte).

### 3) Sterk sammenheng mellom rødlistekategori og sjeldenhet – jo sjeldnere dess høyere kategori (Figur 13)

Rødlistekategoriene skal primært være et mål for en arts utdøelsesrisiko, og dermed gi forvaltningen en

prioritert liste om hvilke arter det haster mest å sette i gang forvaltningstiltak for etter en nasjonal målsetting om å ivareta alle arter i levedyktige populasjoner. I mangel av data om populasjonsutvikling for de fleste arter vi har behandlet, er den gjeldende norske rødlisten i stor grad en gradert liste mht. arters sjeldenhet målt som antall kjente lokaliteter eller antall funn gjennom tidene. Små populasjoner løper en utdøelsesrisiko ved at tilfeldige hendelser reduserer populasjonen under en kritisk terskelverdi for levedyktig bestand, og ulike mål for sjeldenhet kan i prinsippet være et godt mål for å gradere arter for forvaltningen, så framtidig tilgjengelige data faktisk er et brukbart mål for de nasjonale populasjonsstørrelsene (vi kjenner en stor andel av de norske forekomstene) og at forskjeller i målene for sjeldenhet (antall lokaliteter, utbredelsesområdets størrelse, utbredelsesarea) mellom artene faktisk gjenspeiler reelle forskjeller i nasjonal populasjonsstørrelse. Systematiske undersøkelser av rødlistearter, for eksempel gjennom prosjektet «Miljøregistrering i Skog» har vist at mørketallene for en rekke rødlistearter er svært høye (tidligere kjente data om forekomst representerer bare en liten prosent av den nasjonale populasjonen), og det er stor grunn til å anta at forskjeller i antall kjente funn/lokaliteter mellom rødlistearter i mange tilfeller ikke gjenspeiler faktiske forskjeller i nasjonale populasjonsstørrelser. En rødlistekategorisering basert på ulike mål for kjent forekomst gir derfor et meget svakt grunnlag for å gjøre prioriteringer mellom arter for forvaltningen for mange av artene i de gruppene som er undersøkt i rapporten. Her må det nevnes at



Figur 13. Andel skogsarter (1466 arter karplanter, moser, sopp, sommerfugler, biller) kjent fra 1 til 8 skogsregioner (MiS) innen ulike rødlistekategorier.



forekomstdata alene neppe har vært utslagsgivende for hvilken kategori en gitt art er plassert i; slike data har vært kombinert med vurderinger av trusselfaktorer og endringer av habitatmengder og biotopkvaliteter - allikevel er det nettopp sjeldenhetsmål som er sterkest korrelert med rødlistekategoriseringen hvis en analyserer gjeldende rødliste.

**4) Ulike kategorier og ulikt antall kategorier er anvendt for de forskjellige organismegruppene. Dette gjør sammenligninger mellom rødlistearter fra ulike organismegrupper og resultater av sammenlignende analyser basert på hele rødlisten vanskelig tolkbare**

Den siste rødlisten bygger på artsfaktarapporter for de ulike organismegruppene, og for våre grupper er det ikke gjort justeringer mht. artsinnholdet på den offisielle listen (DN 1999a) i forhold til hva som ble de foreslått i artfaktapublikasjonene, artsutvalget er det samme.

Selv om arbeidet med utkast til forslag for den nye rødlisten ble initiert av Direktoratet for naturforvaltning (DN), og arbeidet med artfaktapublikasjoner for de ulike organismegruppene delvis ble finansiert av DN, ble arbeidet ikke styrt sentralt – ingen felles retningslinjer ble gitt ekspertkomiteene for de ulike organismegruppene om hvilke rødlistekategorier som skulle anvendes, hvordan disse skulle tolkes (bl.a. ut fra norsk datagrunnlag), og hvilke typer av data som skulle inngå i vurderingene.

Et resultat av dette er at ulike rødlistekategorier og også et ulikt *antall* kategorier, ble benyttet i artsfaktarapportene for organismegruppene (Tabell 6).

I den offisielle rødlisten (DN 1999a) ble disse så «oversatt» til et mer felles system av 6 kategorier (Tabell 6), riktignok med angitte noter som i de fleste tilfeller gjør det mulig å identifisere kategorien gitt for de enkelte artene i artfaktapublikasjonene. Denne oversettelsen av de enkelte kategoriene virker stort sett fornuftig, men innebærer en tolkning som fjerner konklusjonen (= kategoriseringen) fra den opprinnelige vurderingen av ekspertene for en gitt art. Direkte galt i forhold til intensjonene blir det når arter i kategorien I – usikker – (som omhandler arter som er truet, men hvor kunnskapsmangel gjør det umulig å plassere arten i enten E, V eller DC kategorien) i artfaktarapportene, kollektivt blir kategorisert som V-sårbar på den offisielle rødlisten. «Oversettelsen» bøter heller ikke på mangelen av harmonisering mellom gruppene; for våre organismegrupper er enten 5 eller 6 ulike kategorier anvendt på den offisielle listen (Figur 14).

For biller, makrolav og sopp bygger rødlistekategoriseringen på rødlistekategoriene i IUCN (1988) med DN's definisjoner og tolkninger av disse i den forrige rødlisten (DN 1992a). Artfaktaboken for moser avviker imidlertid fra dette ved å bygge på IUCN-kriteriene 1994 (IUCN 1994) som er en direkte forløper for dagens IUCN-kriterier (IUCN 2001) med kvantitative terskelverdier for de ulike kriteriene. Artsfaktapublikasjonene gir generelt svært sparsomme opplysninger om hvordan de ulike kategoriene er blitt tolket i forhold til det foreliggende datagrunnlaget. For biller er dette noe mer utdypet, og her finner en også et vurderingskart (se Figur 1) som viser gangen i vurderingen for hver enkelt art. Dette kan gi et inntrykk av at anvendelsen av kriteriene er

*Tabell 6. Rødlistekategorier med norske betegnelser anvendt i artfaktapublikasjonene som dannet grunnlaget for siste rødliste, og kategorier anvendt på den offisielle rødlisten 1999*

makrolav		sopp		moser		biller		DN 99
IUCN 1988		IUCN 1988		IUCN 1994		IUCN 1988		
forsvunnet	Ex	ant. utryddet	Ex	regionalt utgått	EV	ant. forsvunnet	Ex?	Ex
			kritisk truet	CR			E	
direkte truet	E	direkte truet	E	truet	EN	direkte truet	E	E
sårbar	V	sårbar	V	sårbar	V	sårbar	V	V
hensynskr.	V+	hensynskr.	V+	nær truet	Lr-nt	hensynskr.	DC	DC
usikker	I					usikker	I	V
utilstr. kjent	K			usikre data	DD	utilstr. kjent	K	DM
sjelden	R	sjelden	R					R
<b>ant.kateg.</b>	<b>7</b>		<b>5</b>		<b>6</b>		<b>6</b>	<b>6</b>

problemfri, mens de i virkeligheten er en rekke fortolkninger og avveininger som må gjøres, både i forhold til definisjonene av kategoriene og i forhold til datagrunnlaget.

Det er vesentlig å være klar over hvordan bruken av ulike kategorier har betydning for innholdet på rødlisten og setter begrensninger i bruken av informasjonen rødlisten gir. Dette gjelder det vi kan kalle «inngangsverdien» for at en art overhodet skal kunne rødlistes og som derved styrer omfanget (antall arter) av listen, og det er særlig viktig ved analyser av fordelingen av arter i de ulike kategoriene innen og mellom ulike organismegrupper. Akkurat som for tolkninger og analyser av rødlisten mht. datagrunnlaget, gjelder det her å alltid ha spørsmålet om i hvilken grad resultatet viser reelle biologiske/økologiske mønstre eller gjenspeiler selve rødlistearbeidet, f.eks. rødlistekategoriseringen og tolkninger av definisjoner for de enkelte kategorier, klart for seg. Dette vil særlig gjelde ved sammenligninger mellom ulike organismegrupper (hvor ulike kategorier og ulike tolkninger er anvendt).

#### a) Omfang av rødlisten.

Den kanskje største forskjellen i kategoriseringen er om kategorien sjelden er benyttet eller ikke. I motsetning til de andre kategoriene er her ingen krav om dokumentert eller antatt tilbakegang av artene, men mange arter her (hvis dataene om sjeldenhet målt f.eks. som antall lokaliteter eller populasjonsstørrelse er nær det reelle tall) er selvsagt truet av tilfeldige inngrep som prosentvis kan desimere totalbestanden vesentlig. Grenseverdien (f.eks. som antall kjente lokaliteter i Norge totalt) for å ta med arter på rødlisten i kategori sjelden (R) vil sterkt kunne påvirke antallet arter på rødlisten totalt.

En oversettelse til et felles kategorisystem som gjort av DN kan på ingen måte avhjelpe denne åpenbare svakheten i gjeldene rødliste.

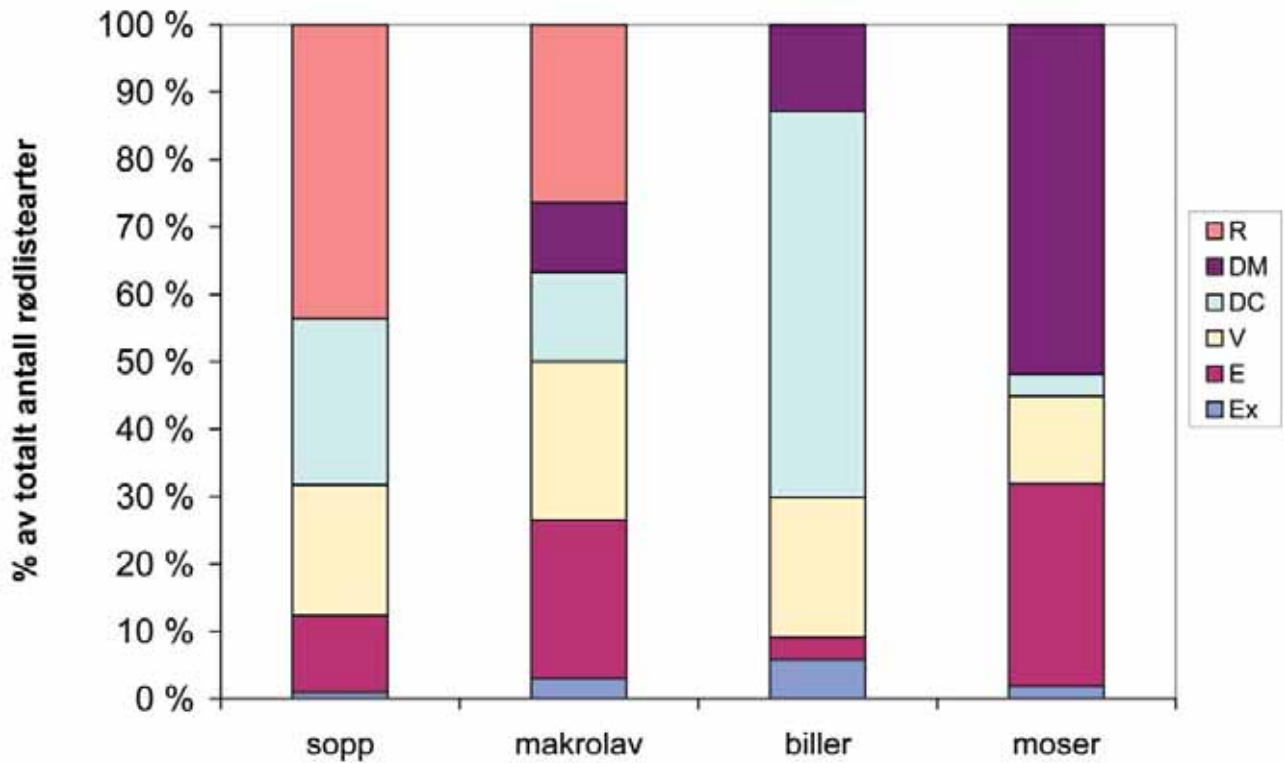
b) Fordeling av arter i ulike kategorier. Utgangspunktet for rødlisteprosessen fram mot rødlisten av 1999 kan generelt beskrives som et mangelfullt datagrunnlag og et sett av relativt vagt definerte rødlistekategorier. Dette gir rom for mange subjektive fortolkninger og veivalg i rødlisteprosessen. Antallet (og hvilke) rødlistekategorier en opererer med vil i stor grad kunne påvirke resultatet, bl.a. etter loven om begrenset valg. For å illustrere dette kan en tenke seg at en for en organismegruppe først gjør en kate-

gorisering med et gitt sett av rødlistekategorier, f.eks. E, V og DC, og deretter gjentar prosessen, men øker antallet anvendbare kategorier til 4 ved å tilføre kategorien R (sjelden). Dette vil kunne påvirke innholdet (antallet arter) og fordelingen av arter mellom de tidligere anvendte kategoriene E, V og DC. Mange arter med et tynt vurderingsgrunnlag, for eksempel om populasjonsutvikling, vil da alternativt kunne kategoriseres som sjeldne. Tilsvarende (og faglig sett bedre) muligheter for å unngå svært vanskelige valg på bakgrunn av tynt datagrunnlag, hadde en i rødlisteprosessen for moser, der kategorien DD (kunnskapsmangel) var tilgjengelig. Kategoriene R og DD inneholder klart flest arter for de gruppene (sopp, makrolav, moser) som anvendte dem, mens kategorien hensynskrevende er den desidert største hos biller (Figur 15). Plassering i denne vagt definerte kategorien, ga for biller en alternativ mulighet til å unngå vanskelige valg om plassering i noen av de andre kategoriene.

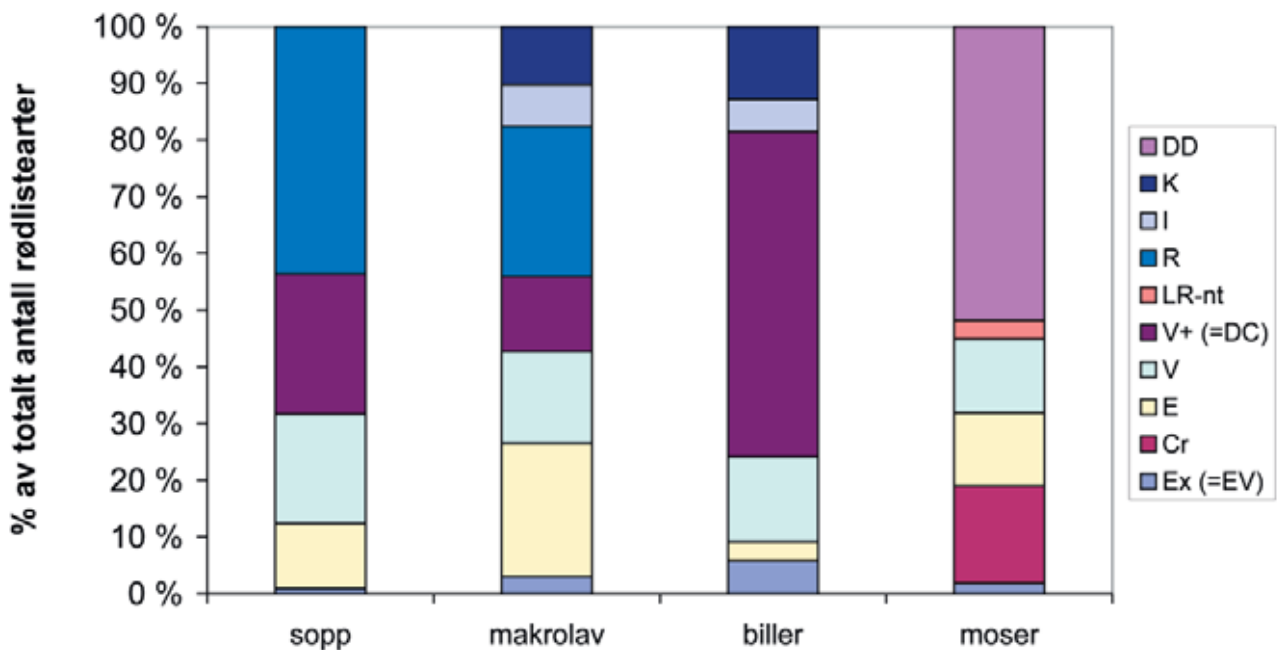
Det er særlig vanskelig å sammenligne rødlisten for grupper der en har benyttet kategoriene R eller DD med grupper der disse kategoriene ikke er anvendt. Sammenligner vi for eksempel andelen arter i ulike kategorier for gruppene rapporten omhandler, er det påfallende at andelen truede arter (E) er mindre for biller enn for de andre gruppene (Figur 14 og 15). Det er imidlertid svært vanskelig å vurdere om denne fordelingen faktisk er biologisk reell (at andelen biller som er direkte truet er mindre enn for andre organismegrupper) eller kun er et resultat av rødlistearbeidet.

#### 5) *Utgivelsen av rødlistearter og selve rødlistearbeidet har øket fokuset på rødlistearter og ført til mye ny kunnskap om disse artene*

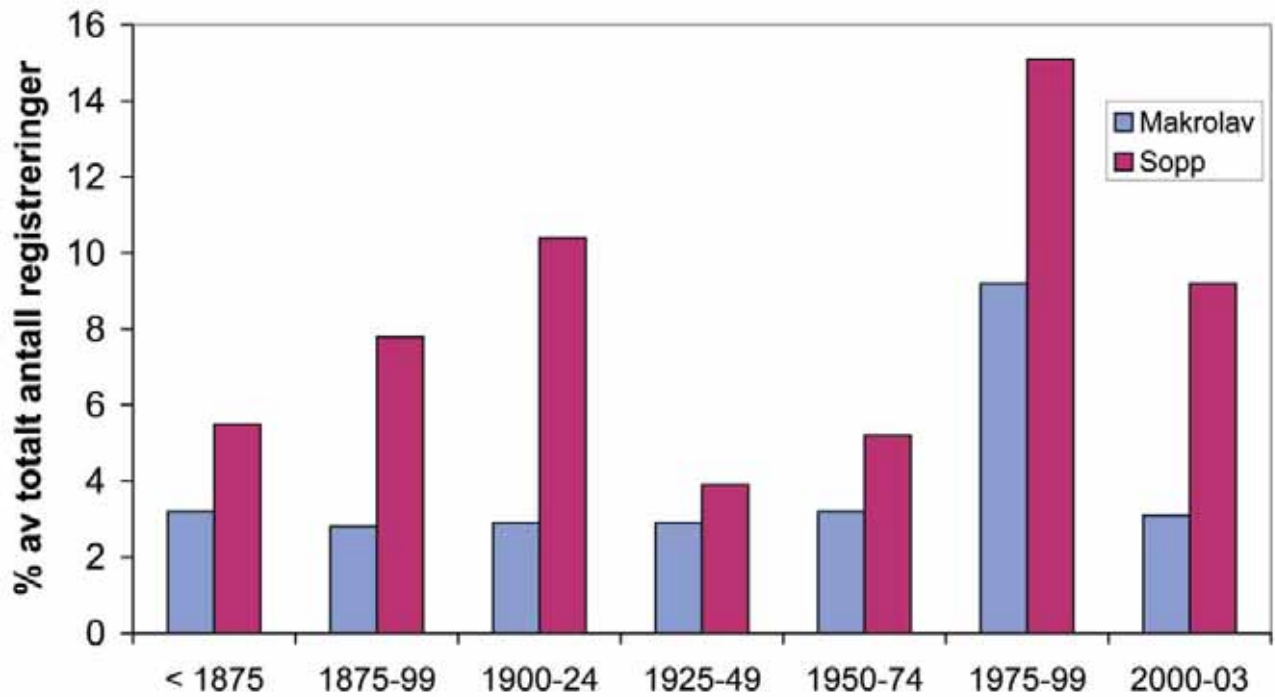
Andelen av registrerte rødlistearter av sopp og makrolav i forhold til det totale antallet registreringer av arter i disse organismegruppene, er klart høyest i perioden 1975-1999 som omfatter utgivelsen av de to generasjonene av rødlistearter (DN 1992 og 1999a) som omhandler disse organismegruppene (Figur 16). Særlig markert er dette for makrolav. Selv om denne perioden var en gullalder med økt oppmerksomhet om det biologiske mangfoldet generelt, og kanskje særlig for kryptogamer, tolker vi resultatet primært som et utslag av den nye status disse artene fikk gjennom rødlistene. All ny kunnskap om rødlistearternes forekomst ble viktig å få dokumentert.



Figur 14. Andel rødlistearter i ulike kategorier på den offisielle rødlisten (DN 1999a).



Figur 15. Andel rødlistearter i ulike kategorier anvendt i artfaktapublikasjonene for de ulike organismegruppene.



Figur 16. Registrerte funn av rødlistearter som andel av totalt antall registrerte funn av makrolav- og sopparter i ulike tidsepoker.

## 3. Rødlistevurderinger

### 3.1 Forslag til standardkriterier og matrise for vurdering av rødlistearter i skog

Det er foretatt en gjennomgang av den bakgrunnskunnskap som anses som nødvendig for rødlistevurdering. Dette er samlet i en matrise (Vedlegg 2) som inkluderer de parametrene (elementer/kriterier) vi mener er viktige for å kunne vurdere artenes rødlistekategori, spesielt i forhold til IUCN-kriteriene. Bakgrunnskunnskapen har vi oppsummert med en del eksempler for hver gruppe (biller, sopp, moser, lav) (Vedlegg 2). Dette er et forsøk på et omforent forslag til parametre/kriterier for rødlistevurdering av de ulike organismegruppene. Med en slik matrise vil det være mulig å foreta relativt enhetlige rødlistevurderinger på tvers av organismegruppene.

Det er viktig å presisere at matrisen primært er basert på det datagrunnlaget som var tilgjengelig da rødlisten (DN 1999a) ble laget, men matrisen viser også data som er kommet til etter dette, og den forsøksvise kategoriseringen av artene etter de nye IUCN-kriteriene (IUCN 2001) bygger på alle data i matrisen. Innen moser og lav er alle rødlistearter i skog behandlet, mens det for biller kun er familien trebukker (Cerambycidae) som er behandlet, og for storsopp er det i tabellen tatt med et utvalg av arter fra de ulike økologiske hovedgruppene.

### 3.2 Kommentarer og forklaringer til matriseoverskrifter

Hvert enkelt element er definert og karakterisert nedenfor med fokus på motivering, terskler og problematisering. Det legges vekt på å identifisere hvordan disse elementene er tolket på tvers av taksonomiske grupper og hvordan de kan brukes i forhold til de nye IUCN-kriteriene.

#### 3.2.1 Endringer i status

De tre første kolonnene i matrisen gir faktainformasjon om henholdsvis artsnavn og rødlistestatus i 1992 og 1999. Det er interessant at en stor andel av artene har endret status i løpet av disse få årene. Årsak til endringer i rødlistevurderinger kan skyldes flere forhold, men for mange grupper var nok den første rødlisten et relativt preliminært arbeid. Rødlistearbeidet har vært gjennom en lang modningsprosess internasjonalt, og som fortsatt pågår bl.a. gjennom IUCN

sine arbeider. Dette har ført til endringer i hvilke kriterier som brukes og hvordan kategoriene er definert og tolket i forhold til datagrunnlaget. I Norge ble det for mange taksonomiske grupper utført kun foreløpige vurderinger i forkant av 1992-utgaven av rødlisten, og en grundigere gjennomgang av datagrunnlaget, samt større erfaring med bruk av rødlistekategoriene, har klart ført til endrede rødlistekategoriseringer i 1999-utgaven for en rekke arter.

Mange av endringene i status skyldes også ny kunnskap om artene gjennom nye funn og lokaliteter slik at artens forekomstareal/utbredelsesområde måtte revurderes. Ny kunnskap eller endret vurdering av artens økologi i forhold til det gjeldende trusselbildet for arten har også vært en viktig årsak til at rødlistestatus er forskjellig i 1999-utgaven av rødlisten. Enkelte arter endret også status som følge av ny taksonomisk kunnskap. Innenfor enkelte taksonomiske grupper var vurderingene i forkant av 1999-utgaven mer sammenlignbare gjennom bruk av for eksempel *vurderingskart* (Hanssen m.fl. 1997). Man må være klar over at den offisielle rødlisten (DN 1999a) avviker noe fra noen av artsfaktarapportene (Frisvoll og Blom 1997, Hanssen m.fl. 1997) som ligger til grunn for rødlisten. De viktigste endringene her er at kategorien K er direkte oversatt til DM og I er oversatt til V\*. Sopp rødlisten utarbeidet av Bendiksen m.fl. (1998) og listen hos DN (1999a) er identiske (V+ har endret symbol til DC).

#### 3.2.2 Antall lokaliteter (forekomster)

En lokalitet er i prinsippet et stedfestet geografisk punkt hvor en art er registrert (funnsted). Det er imidlertid vanskelig å spesifisere egne, generelle kriterier for lokaliteter siden dette avhenger av presisjon i stedfesting. I eksisterende data vil derfor de fleste lokaliteter omfatte et mer eller mindre spesifisert geografisk område (areal), som oftest uten angitt størrelse. Artsspesifikke faktorer som artens levevis/habitat, spredningsøkologi, utnyttelse av romlig skala og utbredelse medvirker til ulike behov for presisjon på stedfesting hos ulike taksonomiske grupper. For å kunne vurdere populasjonsstørrelser og arters overlevelsessevne vil mengde av artenes habitat og lokalitetenes totale areal generelt være vesentlige parametre.

Antall lokaliteter er viktig for å vurdere artens utbredelse og sårbarhet. Det bør derfor defineres pragmatiske kriterier for avgrensning av en lokalitet. Fineste praktiske oppløsning for å angi funnsted

er 6-sifrete UTM-koordinater (dvs. angivelse på 100 x 100 m-nivå; i tillegg kan gis mer lokale, deskriptive angivelser), og dette er innført som standard de seineste tiårene når det gjelder herbariebelegg og art-databaser for karplanter, moser, lav og sopp. Ofte gir avgrensningen av en lokalitet seg selv, f.eks. er en edellauvskog på noen dekar i et barskogsområde en velavgrenset lokalitet. Ofte kan definerte forvaltningsenheter, som nøkkelbiotoper, MiS-områder eller naturtypelokaliteter, være egnet som «lokaliteter», men f.eks. for rødlistearter knyttet til et større, sammenhengende gammelskogsområde kan det være vanskelig å avgrense lokaliteter.

I matrisen er antall lokaliteter subjektivt vurdert fra gruppe til gruppe, med utgangspunkt i hva som i samlinger og artdatabaser er angitt som en lokalitet med egen stedsangivelse og en egen, seksifret UTM-koordinatangivelse (ofte kan det imidlertid være behov for å slå sammen lokaliteter i artdatabasene).

### 3.2.3 Funn (record)

Et funn er en observasjon eller innsamling begrenset i tid og rom og defineres her som en innsamling eller registrering av ett eller flere individer av samme takson (art, underart etc.) som er funnet på et bestemt tidspunkt på én lokalitet.

Det kan være problemer med å definere hva som er et funn og hva som er flere. Hvis tidspunkt eller sted er upresist definert, kan innsamlinger av ulike personer representere samme forekomst og bør derfor behandles som et funn. Det er ikke uvanlig at personer oppsøker kjente lokaliteter for å fylle hull i sine samlinger. Dette vil være en vurderingssak i de enkelte tilfellene.

### 3.2.4 Tidsangivelse for funn

Hvor presist tidsangivelser oppgis har variert gjennom ulike perioder og mellom ulike disipliner. Generelt har man gått fra mindre til mer presis tidsangivelse. I rødlistearbeidet er nyere data viktigere som dokumentasjon av nå-situasjonen. Det kan derfor være hensiktsmessig å dele dataene inn i tidsgrupper, bl.a., for å avdekke eller få indikasjoner på endringer. Tidsperiodene bør være så lange at stedsgitt materiale kan benyttes selv om eksakt dato ikke er angitt, og like lange for å kunne anvendes til sammenlignende analyser av funnfrekvenser osv. Likeså bør inndelingen av tidsperiodene reflektere viktige endringer i bruk av naturgrunnlaget og eventuelle endringer i innsamlings- og kartleggingsinnsatsen. Praktisk sett er det derfor hensiktsmessig at de senere periodene med stor registreringsaktivitet

er kortere (men innbyrdes like lange) enn de tidligere historiske periodene (se beskrivelsene nedenfor) og bør for framtida tilpasses grunnleggende tidsintervaller anvendt i rødlistevurderinger etter IUCN-kriteriene (10-års-intervaller). Dataene våre er hovedsakelig gruppert i 25-års-intervaller omtrent fram til tidspunktet for siste rødliste. Hvorvidt det bør være kortere perioder etter 2000 avhenger av hvilke organismer som bearbeides, tilfanget av data og hvor raske og gjennomgripende endringene i naturgrunnlaget er.

- Før 1900  
Stedfesting og innsamlingstid er ofte angitt med liten presisjon i det tidlige historiske materialet. Innsamlingsinnsatsen før 1900 var ytterst variabel. Moseforskningen hadde imidlertid en gullalder i perioden 1875-1910, med mange aktive bryologer og stor innsamlingsaktivitet (jf. Kap. 2 Figur 9).
- 1900 til og med 1949  
Mange viktige innsamlinger og kartlegging ble gjort, selv om f.eks. den geografiske dekningsgraden var variabel. I entomologien ble det et generasjonsskifte. De entomologene som var aktive omkring århundreskiftet ble borte i denne perioden. Land- og skogbruket ble for det meste drevet på tradisjonell måte.
- 1950 til og med 1974  
Etter den andre verdenskrigen ble det en gjennomgripende endring i jord- og skogbruket. Pesticider ble vanligere, dyrkningsmetodene ble modernisert og flatehogst ble den dominerende hogstformen. I perioden var det relativt få aktive insektsamlere og svært få mosesamlere, mens aktiviteten innen sopp og lav var høyere. Til tross for en del aktivitet er det imidlertid innenfor mange grupper av sopp registrert bemerkelsesverdig få rødlistefunn før 1975, trolig fordi innsamlingsaktiviteten primært ble gjort innenfor «trivial-habitater» med få rødlistearter.
- 1975 til og med 2000  
Kartleggingen av det biologiske mangfoldet ble intensivert, og arbeidet med å utvikle rødlistearter ble etablert. Som et resultat ble det gjort mange innsamlinger innenfor ulike organismegrupper. Naturgrunnlaget var blitt vesentlig endret som en følge av arealbruksendringene som startet i forrige periode og ble intensivert i denne. En ny generasjon av artsinteresserte biologer dukket opp.

I matrisen er tidsangivelsene for funn begrenset til antall lokaliteter arten har vært registrert på innenfor hver tidsperiode. Det er hensiktsmessig å operere med antall lokaliteter i denne sammenheng pga. at spesielt i nyere tid eksisterer ofte svært mange funn på samme lokalitet.

### 3.2.5 Antall individer

Antallet individer man forholder seg til som grunnlag for rødlistevurderingene baseres på det antallet individer som finnes i samlinger, eller antallet individer som oppgis i publikasjoner eller fra direkte feltobservasjoner. Antall individer i samlingene kan indikere hvorvidt arter vanligvis observeres/samles som enkeltindivider, eller om mange individer vanligvis finnes sammen, og videre om artene er vanlige eller mer eller mindre sjeldne på lokalitetene.

Antallet individer som finnes i samlinger kan ikke regnes som kvantitativt representativt for det som finnes i naturen, pga. at antallet individer som er bevart i samlinger er sterkt avhengig av den enkelte samlers interesser. Innsamlet materiale representerer dermed bare en bekreftelse på at arten fantes på en lokalitet på et gitt tidspunkt. Sammen med generell erfaring kan slikt materiale imidlertid gi en indikasjon på hvor sjelden eller vanlig arten er. Følgende grupper av arter er alltid overrepresenterte i samlinger:

- Arter som er regnet som sjeldne
- Store, «karismatiske» arter
- Merkelige, særegne arter
- Arter/grupper som av andre årsaker er populære hos samlere

Til sammenligning er følgende arter/grupper underrepresentert i samlinger:

- Arter som er svært vanlige og svært utbredte
- Arter/grupper som er dårlig bearbeidet taksonomisk, og som derfor er vanskelig å bestemme
- Arter/grupper som er lite eller ikke studerte i Norge
- Arter/grupper som er upopulære hos samlerne, bl.a. fordi deres levesteder er lite populære å oppsøke
- Arter/grupper med dårlig kjent biologi
- Arter/grupper som er vanskelig å observere og samle

I matrisen er det kun angitt om arten forekommer enkeltvis (E), fåtallig (F) eller tallrik (T).

### 3.2.6 Vurdering av trend i reell forekomstfrekvens

Antall funn i de ulike tidsperiodene vil være bestemt av både reell forekomstfrekvens og av observasjonsinnsats. I rødlistearbeidet er vi imidlertid primært interessert i den reelle forekomstfrekvensen. Dette er et mål som kan indikere om arten går fram eller tilbake, men det fordrer at konsistente uttrykk for observasjonsinnsats kan kobles til antall funn (dvs. funnsuksess må kalibreres mot leteintensitet). Videre fordres bl.a. at det er et visst minimum av funn i ulike perioder, f.eks. har trolig E- og V-artene for få funn til at man med noen grad av statistisk sannsynlighet kan postulere trender i funnfrekvens. En rekke ytterligere problemer i tolkningen av eventuelle trender foreligger:

- Med få unntak er det ikke innsamlet lange tidsserier av insekter, sopp, moser og lav.
- Det er brukt ulike metoder for innsamling gjennom de siste 150 år. Innsamling er ikke standardisert, men personavhengig og situasjons- og erfaringsbasert.
- Innsamlings- og observasjonsintensiteten er ytterst variabel.
- For mange grupper er den økologiske kunnskapen langt bedre i dag, og rødlistefokus er langt større, slik at man i langt større grad enn tidligere retter leteinnsatsen mot miljøer der det er stor sannsynlighet for å finne rødlistearter.
- Årlige variasjoner i registrerbar populasjonsstørrelse på flere tierpotenser er naturlig for mange arter (særlig insekter og sopp). Variasjonene kan virke tilfeldige, være klimastyrt eller mer eller mindre sykliske, som f.eks. hos mange planteetende insekter. Noen insekter svermer bare hvert andre år, f.eks. nattflyet *Xestia rhaetica*. I tillegg må man være på rett sted til rett tid fordi de bare svermer i korte perioder. Mange sopparter fruktifiserer bare med års mellomrom, og det er kjent at flere kortlevete levermoser på råteved varierer sterkt i forekomst fra år til år i forhold til ulike nedbørsmengder i vekstsesongen.

For enkelte grupper (f.eks. karplanter) kan totalmengden av belegg fra en gitt region si noe om innsamlingsinnsatsen rettet mot gitte arter. Imidlertid kan svingninger i interesse for gitte regioner, naturtyper og artsgrupper gjøre tolkningen vanskelig. Selv en grov inndeling i trend (opp, ned, stabil) krever en viss tidsserie av observasjoner. I matrisen er det angitt hvorvidt vi vurderer bestandene som avtagende, stabile eller økende etter vurdering av

ovennevnte problemer knyttet til tolkning av funndata. For viktige grupper av sopp er tidsspennet i registreringer vurdert å være for lite til å kunne vurdere trender i funnfrekvens.

### 3.2.7 Siste funn

Tidspunktet for siste funn sier noe om hvor sannsynlig det er at arten fremdeles finnes hos oss, og nylige funn fra flere/mange lokaliteter kan si noe om vi har livskraftige bestander her i landet. Tolkningen er avhengig av når siste funn ble gjort. Mangel på nye funn må vurderes i forhold til om noen har ettersøkt arten(e), langtidssvingninger i populasjonen(e) og om eventuelle endringer i naturgrunnlaget (naturlige eller menneskeskapte) tilsier at arten(e) har blitt borte. «Nylige funn» bør knyttes til funn i siste tidsperiode, 1974-2000 eller senere. Eldre funn bør kategoriseres som *historiske data*. Merk: Ikke alle funndata er registrert i databaser. Av nyere funn gjelder dette i særlig grad funn gjort av private samlere.

### 3.2.8 Direkte gjensøk

Et direkte gjensøk er en feltregistrering av om en art fremdeles finnes på en tidligere kjent lokalitet eller ikke. En gjensøksmetodikk (grad av gjenfunn) er en registrering av alle eller et utvalg av tidligere kjente lokaliteter for en art for å kunne si noe om status for arten (bestandsutvikling) og dens livsmiljø (habitatutvikling, trusselbilde).

Det er knyttet flere problemer både til selve gjensøket og til tolkningen av resultatet av en gjensøksmetodikk, særlig som et mål for en arts populasjonsutvikling.

#### Gjensøk

Det kan være vanskelig å etablere god informasjon for tidligere registrerte lokaliteter (bl.a. pga. uklar stedsangivelse), men de fleste lokaliteter registrert i ny tid med UTM-referanser kan følges opp.

Mange rødlistearter er svært vanskelige å oppdage, fordi de er svært små eller har et skjult levested som krever spesiell registreringsmetodikk (for eksempel med fellefangst over tid) for å kunne bli oppdaget. For slike arter vil det være vanskelig å kunne slå fast at de faktisk ikke lenger finnes på lokaliteten. Mange sopp fruktifiserer ikke årvisst, og for å forsøke å undersøke om en slik art er utgått, må en undersøke lokaliteten gjennom flere sesonger.

Generelt gjelder at dess mindre en populasjon på en lokalitet er, dess vanskeligere vil det være å registrere arten, og hvis populasjonen avtar, minsker sannsynligheten for å gjenfinne arten.

Vi kan bevise tilstedeværelse på et gitt tidspunkt dersom arten blir påvist. I de fleste tilfellene kan vi

imidlertid ikke bevise at en art er forsvunnet fra et område. Vi må derfor basere oss på negative eller indirekte kriterier.

Dersom man ikke finner en art i områder hvor den tidligere har vært funnet, må det kunne vises at gjensøket er gjort på en faglig forsvarlig måte før arten klassifiseres som forsvunnet. Dette er ikke alltid mulig innenfor en sesong eller et år (jf. vurdering av trend i forekomstfrekvens). I tilfeller hvor miljøet er så endret at arten ikke, eller vanskelig, kan leve der vil dette være en indirekte måte å begrunne hvorfor man vurderer en art som forsvunnet. Dette forutsetter at man har kjennskap til artenes biologi og tar hensyn til at de praktiske dokumentasjonsproblemerne er ulike for forskjellige organismegrupper (se habitatgjensøk). Tradisjonelt er positive søk (funn) registrert, men ikke lokaliteter hvor en art har vært ettersøkt, men ikke gjenfunnet.

#### Gjenfunnsmetoden

Resultatet av gjensøksmetoden for en gitt art er enten *status quo* (arten gjenfunnet på alle undersøkte lokaliteter) eller en *prosentvis tilbakegang* (utgått på X antall lokaliteter). Hvis en art blir gjenfunnet på 10 av i alt 20 kjente lokaliteter (resultat = 50 % tilbakegang), mens den i det aktuelle tidsrommet har etablert seg på 15 nye lokaliteter, er det lett å forstå at resultatet av gjensøksmetodikken gir et helt feil bilde av artenes populasjonsutvikling. Som generell metode for å måle populasjonsendringer hos arter over tid, må gjenfunnsmetoden derfor forkastes. I tråd med dette gjelder at dess mer dynamisk (større spredningsevne) en art er, desto dårligere estimerer gir gjensøksmetoden for en arts populasjonsutvikling.

For to grupper av arter hvor evnen til å etablere seg på nye lokaliteter er sterkt redusert, vil imidlertid gjensøksmetoden gi gode mål for populasjonsutviklingen:

1. Arter med svært begrenset spredningsevne. Vi har f.eks. flere rødlistede levermoser hvor sporofyten og dannelse av spesielle vegetative formeringsorganer er ukjent. Hos noen av dem er selv seksuelle organer ikke kjent. Disse artene kan i dag bare spre seg ved fragmentering, altså ved hjelp av tunge diasporer som passivt og mer eller mindre tilfeldig dannes (for eksempel ved mekanisk erosjon på voksestedet) i lite antall. En kan ikke utelukke at sporofytter hos disse artene igjen vil kunne dannes, for eksempel som et resultat av klimaforandringer.
2. Arter hvor mulige levesteder for arten ligger i så stor avstand fra hverandre (enten som et resultat av fragmentering eller at ved at habitatet er svært



sjeldent i naturen) at det overskrider artens effektive spredningsevne. Vi mangler imidlertid data om effektiv spredningsdistanse for de aller fleste arter i de organismegruppene rapporten omhandler.

Den største verdien av gjensøksmetoden vil derfor ikke være for å måle arters populasjonsutvikling, men for å få informasjon om hvordan artene responderer på naturlige og menneskeskapte forandringer på lokalitetene gjennom en overvåkning med flere gjensøk. Dette vil også gi informasjon om hvor dynamiske ulike arter faktisk er på liten skala (innen lokalitetene), og om arealene lokalitetene utgjør kan opprettholde populasjoner av rødlistearter over tid.

Gjensøksmetodikken har bare i lite omfang blitt praktisert for rødlistearter for våre organismegrupper, men for karplanter er det foretatt opp til to runder med nøyaktig og systematisk gjensøk i forbindelse med fylkesvise forvaltningsplaner. Som en del av arbeidet med artfaktaboken for rødlistede makrolav (Tønsberg m.fl. 1996), ble det gjennomført et feltprosjekt med gjensøk av et utvalg av kjente lokaliteter for rødlistearter.

For sopp og insekter med sterkt fluktuerende populasjoner (eller registrerbare stadier) er derimot gjensøk vanskelig. For en del soppgrupper er gjensøk kanskje til og med av begrenset verdi, siden de fleste rødlisteforekomstene er registrert for kun få år siden (jf. tilsvarende vurdering av muligheten for å se trender i funnfrekvens; se ovenfor).

Gjensøk av insektarter på kjente lokaliteter har vært gjort lite systematisk. Det er heller ikke utarbeidet noen etablert eller standardisert rutine for hvordan dette bør gjøres. Grensene mellom søk og gjensøk er flytende fordi den geografiske presisjonen i stedsangivelsene varierer. Det er ofte ukjent hvor det eksakte punktet for tidligere funn er, og man er derfor henvist til å søke i et område uten at den eksakte lokaliteten er definert.

I matrisen er graden av gjensøk for hver enkelt art oppgitt i en skala fra 1-4; 1 angir systematisk gjensøk på alle kjente lokaliteter; 2 angir systematisk gjensøk på noen lokaliteter; 3 angir tilfeldig gjensøk i områder i nærheten av dårlig stedfestede lokaliteter, eller gjensøk med korte tidsintervall (0-5 år); 4 angir ikke bevisst gjensøk. (For sopp er det angitt antall lokaliteter med kjent status og antall lokaliteter som ikke er intakt.)

### 3.2.9 Habitatgjensøk

Et habitatgjensøk er gjentatte registreringer på lokaliteter av habitatmengde og habitatkvaliteter spesifikke for ulike rødlistearter eller grupper av rødliste-

arter. Slike undersøkelser kan og bør gjøres arealrepresentative. For mange arter av sopp og vedlevende insekter er direkte gjensøk så vanskelig og usikkert at det for disse gruppene har liten nytteverdi. For disse gruppene vil habitatgjensøk være en mer kostnadseffektiv metodikk for å kunne gi et mål for rødlisteartenes habitatutvikling over tid, som vil kunne være et indirekte mål for artenes status. En slik habitatgjensøksmetodikk kan nå igangsettes på arealer som er kartlagt med MiS-metodikken eller gjennom naturtypekartleggingen, og det er fullt mulig å koble registreringer av lett registrerbare rødlistearter knyttet til ulike livsmiljøer (punkthabitater) og naturtyper til et slikt opplegg.

For noen punkthabitater er en generell tilbakegang sammenlignet med en urskogstilstand ganske åpenbar: For eksempel er det betydelig mindre av grove, sterkt nedbrutte granlæger og grove, hule eikekjemper som følge av skogbruk, noe som antas å ha hatt en betydelig negativ effekt på en del vedboende bille- og sopparter. For andre arter behøver ikke habitattilfanget som sådan å være i tilbakegang, men hvis forstyrrelsesregimet i form av flatehogst avviker mye fra det naturlige forstyrrelsesregimet som artene er utviklet under, kan dette være et problem f.eks. for mykorrhizasopper knyttet til bartrær. Her er det rimelig godt dokumentert at forekomstene dør når vertstrærne dør ved hogst (jf. Kap. 2). For denne gruppen kan man ved habitatgjensøk få et mål på tilbakegang ved antall kjente lokaliteter som er flatehogde, kalibrert mot antall nyetableringer i ungskog i samme periode.

### 3.2.10 Aktivitetsnivå

Aktivitetsnivået er et generelt mål på hvor stor registreringsaktiviteten har vært for den aktuelle arten, og hvor stabil denne har vært over tid. Dette kan gi grunnlag for en vurdering av i hvilken grad funnfrekvensen representerer de reelle trendene i populasjonsutvikling. Aktiviteten på mange taksa vil være varierende over tid slik at perioder med annen aktivitetsfrekvens kan oppheve eller forsterke eventuelle reelle populasjonsendringer. Det er derfor viktig å kjenne til aktivitetsnivået over tid slik at dette kan tas hensyn til ved statusvurderinger. I matrisen brukes skalaen, *høyt* = 1, *middels* = 2 og *lavt* = 3 for det generelle aktivitetsnivået. Dette er relative angivelser som må sees i forhold til aktivitetsnivået generelt på høyere taksonomisk nivå (f.eks. for hele organismegruppen). For aktivitetsfrekvensen over tid brukes skalaen: *større aktivitet før* (før 1975) (F); *stabil aktivitet over tid* (S); *større aktivitet i nyere tid* (1975-2000) (N).

### 3.2.11 Kunnskap

#### Taksonomisk kunnskap

En del rødlistearter tilhører vanskelige artskomplekser som ikke er fullstendig utredet taksonomisk. Noen artspaar og grupper er i dag ansett som gode arter, men er svært vanskelige å skille fra hverandre. Det har vært ulike oppfatninger av dem, og forskjellige karakterer er blitt anvendt for å skille dem av ulike forskere til ulike tider. For slike arter er det vesentlig at materialet er revidert av eksperter i ny tid for å kunne tolke det entydig. Disse forholdene kan påvirke vår oppfatning av arten i forhold til bevaringsbiologiske vurderinger. Det er derfor viktig å ha kunnskap om dette i forkant av rødlistevurderinger. I matrisen brukes skalaen, *god*, *middels* og *dårlig* om den taksonomiske kunnskapen.

For de fleste gruppene er stort sett ikke-utredete, taksonomiske komplekser holdt utenfor rødlisten. For arter som er nylig utredet, kan det være sparsomt med sikre, eldre angivelser, og data om utbredelse (og populasjonsutvikling) kan dermed være begrenset.

Et problem knyttet til taksonomisk status kan være om varieteter/underarter skal håndteres hver for seg eller samlet som en art. Dette vil ofte ha følger for rødlistestatus. I de få tilfellene der varietetene/underartene er velavgrenset/veldokumentert, og har klart atskilte habitater (dvs. det er lite sannsynlig at de har genutveksling innen landets grenser), er det vår oppfatning at disse bør kunne behandles separat i rødlisten. Til nå er dette kun gjort for karplanter.

#### Kunnskap om utbredelse

Det er små og store huller i kunnskapen om mange arters utbredelse i Norge, særlig på finere skala (for eksempel 2 x 2 km rutenett). Der vi har nøyaktig kunnskap om artens habitat, kan det anslås hvor store mørketallene (se Gärdenfors 2000) for artene er, som er viktig i forhold til å kunne angi estimater for artenes totale populasjonsstørrelse i Norge (se bestandsestimater). For arter med liten registreringsaktivitet og lite presis kunnskap om habitatkrav, kan det være bortimot umulig å anslå mørketallene. Mørketallene er nærmere diskutert i forhold til kunnskapstatus i Kap. 2.

For insekter har det vært standard å angi utbredelse på fylkesvis- eller landsdelsbasis eller i 50 x 50 km-ruter. Kunnskapen om utbredelse av insekter på finere skala er derfor svært mangelfull. For moser, lav og sopp er gjerne eldre funn angitt i 1 x 1 km-ruter, mens nyere funn er punkt plassert etter seksifrete UTM-koordinater (dvs. med 100 meters presisjon).

For «flyktige arter» er ofte kunnskapen om artene fortsatt finnes på en lokalitet svært dårlig pga. liten grad av gjensøk. For arter med mer stedfaste og langlivete populasjoner antas gjerne at forekomsten er intakt hvis habitatet fortsatt er intakt, og funnet ikke er svært gammelt.

I matrisen brukes skalaen *god* = 1, *middels* = 2 og *dårlig* = 3 for å angi status for nåværende data om nasjonal utbredelse i forhold til det vi antar er den reelle utbredelsen til arten. Dette er relative angivelser som må sees i forhold til aktivitetsnivået generelt for de ulike taksonomiske gruppene.

#### Kunnskap om levesteder

I mangel på direkte data om bestandsutvikling, har kunnskap om artenes habitater vært svært viktig bakgrunnsdata for rødlistevurderingene i Norge. Dette er kunnskap som i store trekk knytter seg til autøkologiske studier og observasjoner fra Norge eller naboland. Slik kunnskap vil fortsatt være svært viktig for å vurdere i hvilken grad arter er truet av aktuelle trusselfaktorer. Denne kunnskapen har i mange tilfeller vært relativt god i Norge.

Et problem er imidlertid at vi ofte ikke kjenner de begrensende faktorene til artene. Svært mange arter av insekter, og en del fra de andre gruppene, lever i tilsynelatende trivielle habitater, men er svært sjeldne. I disse tilfellene er det sannsynligvis kritiske faktorer (økologiske nøkkelfaktorer) vi ikke kjenner til. Slike kan være avhengighet av andre nøkkelorganismer (sopp, vertsdyr, vertstrær, osv., eller kombinasjoner av slike) eller avhengighet av bestemte jordbunnsforhold, værforhold osv. En type arter vil være de som opptrer på utpostlokaliteter i Norge, f.eks. en del østlige arter. Slike artsvisse vurderinger er en viktig del av rødlistearbeidet. I matrisen brukes skalaen *god* = 1, *middels* = 2 og *dårlig* = 3 for å angi status for kunnskap om levesteder.

#### Kunnskap om populasjonsdynamikk

Kunnskap om populasjonsdynamikk inkludert spredningsevne er avgjørende for vurderinger av utryddelsesrisiko. Dette vil komme sterkere inn gjennom innføring av de nye IUCN-kriteriene for rødlistevurderinger. Parameteren «isolerte forekomster i Norge» er for øvrig også relevant her. Den kan si noe om hvorvidt arten har oppfylt sin potensielle nisje i Norge og om den opptrer som relikter (gamle restforekomster), noe som igjen kan indikere dårlig spredningsevne. I matrisen brukes skalaen: *god* = 1, *middels* = 2 og *dårlig* = 3 for å angi status.

### 3.2.12 Bestandsestimat

Kunnskap om forekomst/utbredelse og «mørketall» for dette er diskutert over, og denne kunnskapen danner grunnlaget for et bestandsestimat. Dette innebærer ideelt sett et anslag for antall individer i nasjonale bestander. Dette representerer essensiell informasjon i forhold til både A-, C-, D- og E-kriteriene til IUCN, men er bortimot umulig å anslå reelt for de fleste rødlistede taksa. Dersom bestandsestimat erstattes med antall potensielle forekomster/lokaliteter kan det kanskje gjøres operasjonelt, men dette blir ikke helt det samme biologisk sett. IUCN-kriteriene (A1c) tillater imidlertid at man bruker utbredelsesområde, forekomstareal eller mengde habitat som indirekte mål på bestandsstørrelse. Dette kan gjøres ved vurdering av mange arter, men krever systematiske registreringer av arter og miljøparametere for å oppnå tilfredsstillende dokumentasjon.

For moser, makrolav og de fleste sopper hvor avgrensning av individer er svært problematisk uten genetiske analyser og hvor mange spredningsenheter i form av ulike tuer, matter, flekker eller fruktlegemensamlinger faktisk utgjør ett og samme individ genetisk, er det uråd å bruke direkte individtall for å gjøre bestandsestimater. Her vil imidlertid indirekte mål som antall punkthabitatenheter (for eksempel antall læger eller antall stammer med arten) være operasjonelle indirekte mål for populasjonsstørrelse og funksjonelle i forhold til trusselfaktorer og i vurderinger av artenes overlevelsesmulighet på lokaliteten.

C- og D-kriteriene krever direkte bestandsestimater, bortsett fra VU (D2) som går på lite forekomstområde. E-kriteriet krever kvantitative analyser (PVA = Population Viability Analyses) basert på bestandsutvikling for å estimere sannsynlighet for utdøing i fremtiden (se Kindvall 1998). Data om populasjonsstørrelser og populasjonssvingninger har vi sannsynligvis kun for en håndfull av de artene som er best studert i Norge. Eksempler her for insekter er granbarkbillen (*Ips typographus*) (Økland og Christiansen 2001, 2002), rognebærmøll (*Argyresthia conjugella*) (Kobro m.fl. 2003) og rødlistearten mnemosynesommerfugl (*Parnassius mnemosyne*) (Aagaard m.fl. 1997).

For grupper med store mørketall vil det til dels være svært vanskelig å forbedre datagrunnlaget slik at vi kan oppnå gode bestandsestimater. Til det finnes for få biologer i forhold til landets areal til forskjell fra mange i andre europeiske land. Selv med ubegrensede midler ville dette være en svært tidkrevende prosess. Det er derfor urealistisk at vi skal kunne utnytte IUCN-kategoriene til fulle for mange av art-

ene. Dette reflekteres også ved at det ikke finnes bestandsestimater for flere av eksempelgruppene som er gjennomgått i matrisen.

### 3.2.13 Status i naboland

Biogeografisk vil artenes rødlistestatus i naboland være interessant for norsk vurdering, både ut fra kjennskap til utbredelsesmønstre i naboland og selve rødlistevurderingen her basert på bl.a. bestandsendringer. Bestandsnedgang i våre naboland er en viktig faktor i rødlistevurderingene selv om arten tilsynelatende ikke er truet i Norge. I slike tilfeller er det viktig å undersøke hvilke kriterier som ligger bak rødlistekategorien for å ta stilling til om disse er overførbare til norske forhold. For skogsarter vil det f.eks. være helt avgjørende å kunne vurdere om omfanget og intensiteten av skogbruksvirksomheten er sammenlignbar med norske forhold i det landet en innhenter opplysninger fra.

Sverige er spesielt interessant på bakgrunn av geografisk nærhet og likhet i naturelementer, særlig for arter med østlig utbredelse. Sverige har også et bedre datagrunnlag samt lengre og bedre tradisjon for rødlistearbeid enn Norge for mange av organismegruppene. I matrisen har vi derfor valgt å oppgi svensk status i 1993 og 2000 som hovedkilde for sammenligning av status i naboland. Det er viktig å merke seg at også den finske rødlisten (spesielt for nordøstlige arter), den danske og engelske rødlisten (spesielt for sørlige og vestlige arter) har vært viktig bakgrunnsmateriale under de norske rødlistevurderingene.

Det har ikke vært noen automatikk i at den norske vurderingen skal baseres på svensk/finsk status. I all hovedsak er det datagrunnlaget fra Norge som har vært avgjørende for hvilken status arten har fått, men i tilfeller der det er stor mangel på kunnskap i Norge har status i naboland vært med å avgjøre valg av status.

Norsk ansvar må også tillegges vesentlig vekt, ikke minst for «ansvarsarter» (se under). Om vi har bestander som er kontinuerlig utbredt gjennom flere land, gir dette grunnlag for nedgradering (eller i sjeldne tilfeller oppgradering) av rødlistekategori gjennom regional tilpasning av IUCN-kategoriene (Gärdenfors m.fl. 2001).

### 3.2.14 Isolert bestand

Vi har i Norge en rekke isolerte bestander av arter, som geografisk er sterkt atskilt fra artenes hoved- eller kjerneområde. De utgjør ekte utposter for artene. Slike arter kan være et resultat av innvandringshistorien eller fragmentering og historisk klimavariasjon. I mange tilfeller er dette varmetidsrelikter.

Isolerte bestander kan deles i grupper avhengig av skalanivå:

- Arter som har en sammenhengende utbredelse i Norge, men som er isolert fra andre forekomster i Norden eller andre deler av Europa (eks. sterkt oseaniske arter på Vestlandet).
- Arter som er en del av et felles nordisk utbredelsesområde, og som i tillegg har isolerte forekomster. En rekke eksempler finnes på Vestlandet.
- Arter som bare finnes som en eller spredte små isolerte forekomster. Slike arter er ofte blitt antatt å være varmetidsrelikter, som under en varmere klimatype tidligere har hatt en større utbredelse. Noen av disse artene finnes heller ikke i våre naboland. Eksempler på dette kan være snutebillene *Cionus alauda* og *Rhopalomesites tardyi* på Vestlandet, og osloslørsopp (*Cortinarius osloensis*) og lindeslørsopp (*Cortinarius tiliae*; endemisk) i Oslofjordsområdet (se matrisen i Vedlegg 2).

Fragmentering av habitat er en viktig del av mange arters trusselbilde. Isolerte forekomster (f.eks. reliktpopulasjoner) representerer teoretisk sett unike genotyper. Arter med små og isolerte forekomster vil kunne ha store vanskeligheter med rekolonisering etter perioder med lokal utdøing. Ved rødlistevurdering bør en derfor vurdere de enkelte arters sprednings- og etableringsevne opp mot habitatforekomst. I de senere år har det vært fokusert en del på problemet omkring fragmentering av gammel-skog med spesielle habitategenskaper og ulike sopparters eventuelle begrensninger i spredningsevne (bl.a. Kallio 1970, Høiland og Bendiksen 1997, Lindblad 1998, Nordén og Larsson 2000, Stenlid og Gustafsson 2001). Temaet er komplisert og resultatene noe sprikende. Forsøk på å spore isolasjonseffekter ved identifikasjon av genetiske forskjeller vanskeligjøres av at isolasjonen ofte ikke har vart lenge nok, for eksempel etter flatehogst og fragmentering av gammel naturskog, jf. Kausrud og Schumacher (2002), som studerte svartsonekjuka (*Phellinus nigrolimitatus*). På dette feltet har vi fortsatt et mangelfullt kunnskapsgrunnlag.

Det antas i følge Gärdenfors m.fl. (2001) at arter som finnes i små isolerte forekomster er svært sårbare ved at de lettere kan bli slått ut ved forstyrrelse av miljøet og klimavariasjoner samtidig som det ikke vandrer inn nye individer fra tilgrensende områder som for eksempel våre naboland. Reliktforekomster eller sterkt isolerte forekomster med klart avvikende genetisk sammensetning bør derfor vurderes i vernearbeidet og behandles på samme måte som arter.

### 3.2.15 Marginalarter i Norge

Begrepet dekker arter som bare så vidt finnes på norsk territorium, og som derfor må regnes som utposter av artenes utbredelse. I motsetning til isolerte forekomster er dette utposter av arter med mer eller mindre sammenhengende utbredelse. Mange av disse artene er sterkt sørlige (nemorale) eller sterkt nordøstlig orienterte arter. Kategorien er her diskutert først og fremst på insekter som pga. klima ikke har stabile forekomster i Norge. Grensene for artenes utbredelse vil spesielt for insekter være dynamiske hvis habitattilgang ikke er begrensende faktor. I perioder med gunstig klima kan for eksempel arter som begrenses av lave sommertemperaturer bli mer tallrike og/eller utvide sitt utbredelsesområde. I perioder med kjøligere klima vil artene kunne gå tilbake. Dette innebærer at endringer i populasjonsstørrelse (hyppighet) kommer som en følge av endringer av utbredelsesområdet. Her følger to eksempler:

Barkbillen *Scolytus rugulosus* ble i Norge først funnet på Vister, Tune i 1968. I de varme årene på slutten av 1970- og begynnelsen av 1980-tallet ble arten funnet i Buskerud (1978) og Telemark (1981). I Ås, Akershus (1978) ble det for første gang registrert angrep av arten på frukttrær (Edland 1979). *S. rugulosus* hadde utvilsomt en oppblomstring i disse varme årene, men vi kan ikke si om arten også økte sitt utbredelsesområde.

Motsatt problem knytter seg til rødt pileordensbånd, *Catocala nupta*. Arten har tidligere vært funnet langs Sørlandskysten rundt Oslofjorden til svenskegrensa. I dag er rødt pileordensbånd bare kjent fra en fast forekomst på Asmaløy, Hvaler. De andre forekomstene regnes som utdødde. Man antar dette skyldes klimavariasjon (Se faktaark på nettet: Norges Sommerfugler).

For sopp har en få indikasjoner på arter i framgang/tilbagegang pga. klima. Når arter dukker opp på «nye steder» i utpostområder, forklares dette gjerne med økt fruktifisering i spesielt gunstige klimaperioder. Flere sørlige, rødlistede rørsopper fruktifiserer i Norge nesten kun etter varme somrer.

I følge retningslinjene for regionale tilpasninger av de nye IUCN-kategoriene (Gärdenfors m.fl. 2001) vurderes marginalarter først som alle andre arter ved å vurdere rødlistekategori i forhold til artenes populasjonsutvikling og populasjonsstørrelse *nasjonalt*. Deretter kan kategorien justeres ned ett trinn ved endelig plassering på rødlisten hvis arten vurderes å være en marginalart hvor innvandring av individer fra våre naboland er mulig og sannsynlig. Videre kan det være aktuelt å nedprioritere marginalarter når det kommer til handlingsplaner for bevaring av rødlistearter, og det vil derfor være av verdi å angi om

en art er vurdert som marginalart. Dette gjøres gjennom retningslinjer for regional tilpasning av IUCN-kategoriene (Gärdenfors m.fl. 2001).

### 3.2.16 Ansvarsart

Begrepet ansvarsart brukes på to nivåer: Nordisk og nasjonalt (begge typer er indikert i matrisen i Vedlegg 2). I rødlisten fra 1999 er ansvarsarter på nasjonalt nivå karakterisert som:

- Endemiske arter for Norge eller Norden
- Arter som forekommer med minst 25 % av den europeiske bestand i Norge
- Arter som er omfattet av europeiske eller globale rødlistene (slike finnes imidlertid ikke for alle grupper)

I tillegg er noen arter antydnet i parentes som nasjonale ansvarsarter der vi har de fleste nordiske forekomstene i Norge.

Vi har i Norge svært få endemiske arter (dvs. arter som har sin totalutbredelse i Norge). Av rimelig godt undersøkte taksa er kun én moseart, én makrolav og noen få sopparter så langt bare kjent fra vårt område. Hvorvidt vi har ekte endemiske arter i Norge er et uavklart spørsmål i entomologisk sammenheng. Det finnes arter som kun er kjent fra Norge, f.eks. tegearten *Piesma unicolor*. På grunn av liten grad av innsamling av slike organismer, kan man imidlertid aldri være sikker på at den ikke finnes andre steder. Hvis vi det finnes ekte norske endemismen, utgjør disse et meget lite antall. Hva vi har av endemismen på lavere taksonomisk nivå enn art er også uklart. Mangelen på endemismen henger i hovedsak sammen med at det bare er 10-13.000 år siden siste istid.

### 3.2.17 Kulturelementer

Med kulturelementer menes her arter som helt eller hovedsakelig (størstedelen av norsk populasjon) er knyttet til menneskeskapt habitat. Dette utgjør en stor og variert gruppe arter fra tilfeldig innførte arter, som skadedyr i hus, til arter knyttet til habitat i det tradisjonelle kulturlandskapet. Noen av disse artene har hatt en lang, kontinuerlig historie i Norge, mens andre nylig er etablert. Det trengs en grundigere gjennomgang og systematisering av de ulike kategoriene av kulturelementer og hvordan disse bør behandles i forhold til rødlistevurdering, enn vi kan gi her.

Det er viktig å skille mellom arter som har faste bestander, og arter som innføres tilfeldig uten å kunne etablere populasjoner over tid hos oss. Kun den første kategorien er aktuell for rødlistevurdering. Et

eksempel her er husbukken (*Hylotrupes bajulus*) som ble ekskludert fra rødlisten i 1999, pga. dens kulturtilknytning i Norge. Arten er kun kjent som skadegjørere i treverk i bygninger i Norge. I Norden er arten bare funnet i naturen en gang, på Gotska Sandøen, men finnes naturlig i store deler av det sydlige Europa og Nord-Afrika. Arten kvalifiserer til høy rødlistekategori i Norge både i forhold til begrenset utbredelse, antatt populasjonsstørrelse, habitat-tilgang og bestandsnedgang. Både fordi arten er innført, synantrop og nedgangen skyldes aktiv bekjempelse, blir det imidlertid et paradoks å føre arten opp på rødlisten.

Graden av avhengighet til menneskeskapt habitat er ulik fra art til art, og det finnes mange vanskelige overgangstilfeller, for eksempel for insekter fra arter som bare kan leve innendørs til de som utelukkende lever i utendørshabitat. Overgangstilfeller som går på avhengighet til menneskelige habitat og tidspunkt for etablering i Norge må avklares.

Arter som etablerer seg synantrop kan enten være innført, eller de kan ha vandret inn på egen hånd i takt med at kulturlandskapet bredte seg nordover. De kan også ha hatt gamle bestander i samme område, men skiftet fra et naturlig til et menneskeskapt habitat. I mange tilfeller kjenner vi ikke opprinnelsen til disse synantropiske bestandene, men det bør ikke være avgjørende for hvordan de skal vurderes og forvaltes.

For noen sjeldne sopparter kan grensesetting mellom spontane lokaliteter med antatt naturlig habitat (primærlokaliteter), og kulturbetingete lokaliteter (sekundærlokaliteter) være vanskelig. Noen arter kan ha storparten av sine funn knyttet til «sekundære» habitat, mens naturlige forekomster er få. Dette gjelder bl.a. aniskjuka (*Trametes suaveolens*) som er funnet på et fåtalls lokaliteter på lauvtrær i flommarksskog, mens de fleste funn er knyttet til plantet pil. I slike tilfeller vil funnantallet kunne bli høyt, mens det reelle antall «naturlige» lokaliteter kan være atskillig lavere.

Noen arter hvor vi finner de desidert største og rikeste forekomstene i det gamle kulturlandskapet har også naturlige habitat uberoende av menneskelig aktivitet. Eksempler her kan være karplanter på setervoller og enger som har naturlige voksesteder i fjellhei eller på havstranden. Selv om opphør av hevd vil føre til gjengroing og en prosentvis dramatisk nedgang i populasjonen i Norge, er dette ikke korrelert med risiko for at arten vil dø ut hvis populasjonene i de naturlige habitatene ikke er i tilbakegang. Dette er et brennaktuelt tema som er uhyre vanskelig å behandle i rødlistevurderingen og hvor de nye

IUCN-kriteriene kanskje ikke gir noe entydig svar. Ut fra prosentvis tilbakegang skulle slike arter bli klassifisert i høy rødlistekategori, mens de ut i fra vurderinger av utdøleserisiko kanskje ikke skulle inkluderes på rødlisten. Populasjonene i kulturlandskapet kan betraktes som sekundære, og vi mener generelt at det er vurderinger av populasjonsendringer i de naturlige habitatene som bør legges til grunn i rødlistevurderingen av disse artene. Ønsker en å opprettholde store, tette populasjoner av slike arter, kan forvaltningen prioritere å gjøre tiltak for å opprettholde habitatene i kulturlandskapet helt uavhengig av artenes (ev. manglende) rødlistestatus.

### 3.2.18 Type sjeldenhet

I verne- og forvaltningsarbeidet med biologisk mangfold utgjør sjeldenhetsbegrepet en vesentlig del av fundamentet, både bevisst og ubevisst. Begrepet «sjelden» er i realiteten en «sekk» som inneholder vidt forskjellig baserte typer av sjeldenhet. Dette innebærer at det ikke er noen automatisk sammenheng

mellom det å være sjelden og å være truet. Sjeldenhet er et komplisert begrep (Boks 1) der det vil finnes ulike kombinasjoner av årsaker til hvorfor en art vurderes som sjelden. Kunnskapen om hvorfor arter er sjeldne er lav og oftest basert på subjektive vurderinger. Om vi visste de eksakte årsakene til en arts sjeldenhet ville det fremdeles være vanskelig å vurdere trusselkategorier da dette må settes i sammenheng med habitatene og bestandenes utvikling. Rabinowitz m.fl. (1986) har karakterisert syv ulike former for sjeldenhet basert på en funksjon av populasjonsstørrelse, geografisk utbredelse og nisjebredde. En utførlig diskusjon av sjeldenhet er framstilt i boken «Rarity» (Gaston 1994). I rødlistesammenheng er de artene som er ekte sjeldne (basert på reell kunnskap om artene) av sentral interesse. På grunn av datas avhengighet av metode, kunnskapsnivå, tradisjon etc., er det en risiko for at arter blir tolket som sjeldne og truede uten at de i realiteten er det. I Boks 1 er sjeldenhet gruppert i noen pragmatiske grupper for å vise hvilke grupper av

## Boks 1. Ulike typer av sjeldenhet

### Ekte sjeldenhet

#### «Biologisk sjeldenhet» (B)

*Dette er sjeldenhet som er ekte i betydningen av at den er naturbetinget. Artene kan være biologisk sjeldne ut ifra naturlig biologiske forhold, eller de kan ha blitt det som følge av endringer i naturlige eller menneskelige påvirkningsfaktorer.*

*få individer*

*få populasjoner/forekomster*

*lite av egnet substrat/habitater*

*arter med sterk spesialisering og smale nisjer*

*arter med liten spredningsevne*

*arter med liten formeringsevne*

#### «Geografisk sjeldenhet» (G)

*Dette er arter som bare er representert med randpopulasjoner og som derfor bare så vidt finnes i Norge.*

### Tilsynelatende sjeldenhet

#### «Metodisk basert sjeldenhet» (M)

*En sjeldenhet som baserer seg på en kombinasjon av mangel på kunnskap om arter og få funn.*

*arter med ukjent eller lite kjent biologi*

*arter som er vanskelige å samle inn*

*arter som generelt er vanskelige å observere*

### Usikker sjeldenhet

#### «Mysteriøs sjeldenhet» (Mys)

*Dette er arter som vi ikke har noen forståelse av hvorfor er sjeldne.*

*Uttrykket «mysteriøs sjeldenhet» ble brukt av Ryvarden (2002).*

sjeldenhet som er ekte, og typer av «sjeldenhet» som er basert på manglende kunnskap. «Biologisk» og «geografisk sjeldenhet» er egentlig begge typer av ekte, biologisk basert sjeldenhet, men vi har skilt ut geografisk sjeldenhet som egen kategori for å peke på en stor gruppe av rødlistearter der spesielle problemer er knyttet til rødlistevurderingen.

### 3.2.19 Geografisk utbredelse

I denne sammenhengen er geografisk utbredelse gjengitt som grove angivelser av hovedtendens i utbredelse (sørlig = S; nordlig = N; østlig = Ø; vestlig = V; sørøstlig = SØ; hele landet = H). Dette har relevans for i hvilke deler av landet arten er aktuell, men for sjeldne arter i lite undersøkte grupper vil fåtalige observasjoner gjøre det vanskelig å angi reell utbredelse. Mer detaljert angivelse av utbredelse, for eksempel prikkart, har åpenbart større relevans for rødlistevurderinger. Angivelse av fauna-/floraelement i biogeografisk forstand kan gi mer informasjon. I forhold til rødlistevurdering i forhold til nye IUCN-kategorier er det viktig å angi utbredelsesområdets størrelse (se antall lokaliteter).

### 3.2.20 Vegetasjonssone

Vegetasjonssoner er definert ut fra fordeling av viktige plantearter (edellauvskogssone, osv.) og reflekterer plantenes krav til sommervarme og andre viktige klimafaktorer. Dette er en av de mest brukte regioninndelinger av natur i Norge. Det er derfor naturlig å ha med slik informasjon som karakteristikk ut fra forvaltningens og andres bruk, men dette er ikke spesielt nyttig i selve rødlistevurderingen. Statistisk kommer det fram at enkelte vegetasjonssoner har langt flere rødlistearter enn andre, noe som vil være viktig å merke seg i forhold til forvaltnings tiltak. (N = Nemoral; BN = boreonemoral; SB = sørboreal; MB = mellomboreal; NB = nordboreal).

### 3.2.21 MiS-region

De fleste regioninndelinger av Norge er basert på plantesamfunn og enkelte plantearters utbredelse langs klimatiske gradienter. Til forskjell fra disse er hensikten med MiS-regionene å reflektere den geografiske fordelingen av rødlistearter (Gjerde og Baumann 2002). Som for vegetasjonssoner er opplysningene om MiS-regioner i matrisen mest til informasjon, ikke for rødlistevurdering. Også her framkommer at enkelte regioner har langt flere rødlistearter enn andre, noe som vil være viktig å merke seg i forhold til forvaltningstiltak.

### 3.2.22 Habitattype

Det finnes svært mange ulike måter å dele inn skog

på. I Fremstad (1997) er skogtypene nokså detaljert inndelt på grunnlag av vegetasjonen med størst vekt på felt- og bunnsjiktets fordeling langs hovedgradientene fuktighet og rikhet. Andre inndelinger (f.eks. Pålsson 1994) baserer seg mye på dominerende treslag. DN (1999b) nevner et utvalg av naturtyper i skog som er kategorisert delvis etter dominerende treslag, artssammensetning, nøkkelfaktorer, suksjonstadium eller næringsstatus. Lignende inndelinger av skog, der hensikten har vært å peke på forvaltningsmessig viktige områder/restbiotoper i skog, er presentert i Haugset m.fl. (1996) og Gundersen og Rolstad (1998a). I Aarrestad m.fl. (2001) er truede og sårbare vegetasjonstyper basert overveiende på Fremstad (1997) sitt system.

De fleste rødlistearter i skog kan opptre i en rekke ulike vegetasjonstyper. Inndelinger i habitattyper for rødlisteformål vil derfor bli svært grove når hensikten er å gi en god beskrivelse av artenes levesteder. Det som er avgjørende for rødlistede arter i skog er ofte forekomsten av bestemte punkthabitater og nøkkelfaktorer (se nedenfor). Disse bør angis separat for å oppnå en mer fullstendig angivelse av levested (jf. Ødegaard m.fl. 2001).

Vi har valgt å skille mellom fire hovedtyper av skog. Her kan grov skoginndeling (barskog, lauvskog, edellauvskog, hagemark/park) supplert med angivelse av vegetasjonstype (Fremstad 1997) være egnet.

### 3.2.23 Punkthabitater

De fleste skogsartene på rødlisten er knyttet til trær som substrat eller vertsorganisme, og størstedelen er nedbrytere eller predatorer som er knyttet til døde trær (Gundersen og Rolstad 1998a). Ofte er det substrattypen av død ved som er avgjørende for disse artenes forekomst. Slike substrater opptre gjerne mer eller mindre uavhengig av vegetasjonbaserte inndelinger av skog, selv om disse artenes levested ofte er svært spesialisert. For å oppnå en detaljeringsgrad på habitatene som kreves for å kunne forvalte disse organismegruppene, vil det være nyttig å oppgi substratbaserte habitater. Begrepet punkthabitater (= mikrohabitater) kan brukes mht. alle organismer som opptre i habitater som er punktvis fordelt i naturen. Det kreves imidlertid at disse «punktene» lar seg karakterisere og beskrive slik at et endelig antall forholdsvis velspesifiserte typer kan angis. Utgangspunkt for et slikt system finnes både i Haugset m.fl. (1996), Gundersen og Rolstad (1998a), Ødegaard m.fl. (2001) og Gjerde og Baumann (2002).

Angivelse av punkthabitater i matrisen er korte beskrivelser av levestedene, og bygger på Ødegaard m.fl. (2001), men er ikke standardisert fordi det ikke

finnes et felles gjennomtenkt system som omhandler alle organismegrupper og deres arter.

### 3.2.24 Nøkkelfaktorer

Selv om en art har et detaljert angitt punkthabitat, kan det være sjelden at arten opptrer der et slikt substrat forekommer i naturen. Dette kommer av at mange arter har spesialiserte økologiske krav i tillegg til selve substratet. Slike økologiske nøkkelfaktorer kan omfatte både biotiske, kjemiske, strukturelle og tidsmessige forhold inkludert prosesser og økosystemtilstander. I skog vil eksempler på nøkkelfaktorer være skogbrann, sene suksesjonsfaser, spesielle symbionter, høy pH osv. For mange arter er nøkkelfaktorene ukjent. I de tilfeller der vi tror at det ligger ukjente nøkkelfaktorer til grunn for en arts sjeldenhet er dette oppgitt i matrisen.

Det er nødvendig med en mer systematisk gjennomgang av nøkkelfaktorer for å få en konsistent inndeling; MiS sin inndeling kan være et utgangspunkt her. Angivelse av nøkkelfaktorer i matrisen er ikke standardisert da det ligger utenfor mandatet, men det påpekes et sterkt behov mht. framtidig rapportering.

### 3.2.25 Trusselfaktorer

Trusselfaktorer bør angis systematisk på tre ulike nivå for å skille mellom *påvirkningsfaktorer* (pressure), *miljøtilstand* (state) og *effekter på arter* (impact) (Ødegaard m.fl. 2001) (jf. EEAs DPSIR-system). Inndelingen innen disse tre kolonnene er hierarkisk og følger Ødegaard m.fl. (2001) i matrisen. Det er imidlertid behov for å gå mer detaljert gjennom ulike typer menneskelige påvirkningsfaktorer for å sikre hensiktsmessig dekning av slike for flest mulig arter.

### 3.2.26 Foreløpige IUCN-vurderinger

Vi har utført foreløpige vurderinger etter IUCN sine nye truetkategorier og kriterier (IUCN-Red List Categories and Criteria Version 3.1, IUCN 2001) for alle artene som er behandlet i matriseeksempelet. IUCN-vurderingene ble først gjort ut fra et nasjonalt perspektiv. Deretter ble det, i tråd med IUCN sine anbefalinger, gjort en regional tilpasning etter Gärdenfors m.fl. (2001) der det var nødvendig. Detaljerte eksempler fra hver gruppe er beskrevet i Kap. 3.2. Hovedmålet med dette har vært å finne ut i hvilken grad vi kan bruke dette systemet i Norge. Vi ønsket derfor å få et inntrykk av vanskelighetsgraden og databehovet i disse vurderingene, samt å se hvorvidt resultatene fra IUCN-vurderingene avviker fra rødlisten (DN 1999a).

Hovedpoenget med IUCN-systemet er å vurdere utdøelsesrisiko, «extinction risk». Vurdering av

populasjonsutvikling og tilbakegang vil da være av de viktigste parametrene i rødlistebedømmelsen. Kriteriene for vurdering av fram- og tilbakegang kan være:

- Trend i funnfrekvens, lokalitetsvise tidsserier/gjensøk (A-, B-, C-, og E-kriteriene)
- Endring/tilbakegang/bortfall av artens habitat, forekomstareal eller utbredelse (A1c- og B-kriteriene)

Svært små og begrensede populasjoner kan trues av stokastiske (tilfeldige) hendelser uavhengig av om de er systematisk truet av menneskelige inngrep og påvirkning eller ikke, f.eks. ved ras, ekstreme temperaturer, hogstinngrep, osv. Slike tilfeller dekkes av IUCNs D-kriterier.

D-kriteriet er anvendt for en rekke av artene i matriseeksemplene. Her er det imidlertid viktig og svært vanskelig med et svakt datagrunnlag å gjøre vurderinger av mørketallenes størrelse – er det sannsynlig at den nasjonale populasjonen er så liten at den faller innenfor grenseverdiene for å kunne anvende D-kriteriet?

IUCNs kategorier er i stor grad basert på direkte mål på populasjonsutvikling (direkte observasjoner, abundansindekser, jaktstatistikk osv.). Hos de gruppene som er behandlet her, vil populasjonsutviklingen kunne vurderes bl.a. ved å (i) studere trender i funnfrekvens, eller ved (ii) gjensøk eller nærmere reundersøkelse av kjente forekomster/lokaliteter (f.eks. ved merking av individer, registrering av permanente prøveflater, genetiske studier, osv.).

Det er viktig å merke seg at populasjonsstørrelsen kan være observert, estimert eller antatt (suspected). I dette ligger det at man må bruke en viss grad av skjønn. Det er også viktig å merke seg mulighetene for å bruke indirekte mål som habitatutvikling og endring/størrelse på forekomstareal eller utbredelsesområde gjennom A1-, B- og D2-kriteriene. For de fleste grupper vedkommende har vi nesten ingen gode data på direkte populasjonsutvikling, og må derfor basere oss på indirekte kriterier.

Kunnskap om antall lokaliteter (sites) er avgjørende for vurderinger etter B-kriteriet og D2-kriteriet for kategori vulnerable (VU – sårbar) (IUCN 2001). Lokalitetsdataene brukes til å estimere de sentrale begrepene *utbredelsesområde* og *forekomstareal* for hver art. *Utbredelsesområdet* defineres som arealet innenfor det minste polygon som kan trekkes mellom alle kjente lokaliteter av et takson (= extent of occurrence) og *forekomstarealet* som arealet innen utbredelsesområdet der taksonet finnes (= area of occupancy) (IUCN 2001). Forekomstarealet vil være



avhengig av rutenettets oppløsning. Dette bør være basert på en skala som er relevant ut fra artens populasjonsøkologi og arealkrav. Man har imidlertid kommet fram til at 2 x 2 km ruter kan være veiledende skala for de fleste taksa. I tillegg til lokalitet innfører IUCN begrepet «lokasjon» (location) som er et geografisk distinkt areal en enkelt hendelse (utløst trusselfaktor) raskt kan påvirke alle individer av et takson som finnes der (IUCN 2001). Ut fra Gårdenfors (2000 s. 60-61) var 5 x 5 km<sup>2</sup> den generelle rute-størrelsen anvendt i det svenske rødlistearbeidet, mens 2 x 2 km<sup>2</sup> ble brukt under B-kriteriet for vurdering av rødlisting i kategorien akutt truet. (Dette er for eksempel lagt til grunn ved kategorivurdering av lappkjuke i matrisen.)

### 3.3 Eksempler på rødlistevurderinger etter de nye IUCN-kategoriene

I dette kapittelet vises eksempler fra de fire organismegruppene for å belyse framgangsmåte og problematikk knyttet til IUCN-vurderingene. Det relevante datagrunnlaget for hver art er beskrevet og hvordan dataene er tolket og anvendt i forhold til de ulike IUCN-kriteriene. Slike dokumentasjonsbeskrivelser av datagrunnlaget og rødlistevurderinger synliggjør tolkninger og valg tatt under rødlistearbeidet og bidrar i enda sterkere grad enn datamatriksen (se Vedlegg 2) til å gjøre rødlisten etterprøvable.

#### 3.3.1 Biller

##### *Tragosoma depsarium* – Gammelskogsbuk

Den voksne billen er mørkebrun og svakt glinsende. Den er 16-32 mm lang og med antenner som er mer enn halvparten av kroppslengden. Halsskjoldet har en tagg på hver side.

Gammelskogsbukken har stor utbredelse og er funnet i Europa og østover til Stillehavet. Arten er også funnet i Nord-Amerika.

##### Økologi

Biotop: Arten er knyttet til bartrær (*Pinus*, *Picea abies*, *Abies* og *Larix*). Hos oss er den knyttet til ulike furuskogsområder. Funnene i Norge er knyttet til gamle skogbestand.

Punkthabitat: Furu er det viktigste vertstreslaget hos oss. Arten utnytter morken ved av liggende stammer og greiner som ofte er helt fri for bark. Veden bør ligge med jordkontakt for at fuktigheten skal være optimal. De første angrepene skjer som regel 5-10 år etter at treet er dødt, og kan deretter fortsette i flere tiår. Habitatet begunstiges av skogbrann.

Forpoppingen finner sted i juni-juli. De voksne billene kommer fram i juli-august, og er aktive om kvelden og natten, mens de holder seg skjult om dagen. Utviklingstiden er 3 år eller mer i Norge.

##### Forekomst i Norge

Lokaliteter: Arten er sjelden og antall funn lite. Gammelskogsbukken er i Norge funnet i lavereliggende barskogsområder fra Hedmark til Vest-Agder. De fleste funnene er fra før 1940. Det antas at nedgangen i funnfrekvens er reell i forhold til samleinnsats. Etter 1960 er arten bare funnet i Vestfold, Telemark og Aust-Agder. Til sammen er arten kjent fra 15 lokaliteter (**VA**gd: 1 lok. 1900-50; **AA**gd: 1 lok. 1975-2000; **TE**: 1 lok. før 1900, 1 lok. 1950-75, 2 lok. 1975-2000; **VE**: 5 lok. 1975-2000; **BU**: 1 lok. før 1900, 2 lok. 1900-1950; **HE**: 2 lok. før 1900).

De gamle lokalitetene er svært dårlig etikettert, noe som gjør gjensøk vanskelig. Vi regner med at arten fortsatt finnes på lokalitetene der den er påvist etter 1950. De tidligere funnene bør bekreftes med gjenfunn i lys av de omfattende landskapsendringene i disse områdene de siste 100 år. Vi regner imidlertid med at arten finnes i sørlige deler av Hedmark siden den nåværende svenske utbredelsen grenser til disse områdene. Vi kalkulerer derfor med en lokalitet for Hedmark slik at utbredelsesområdet vil omfatte dette området.

Utbredelsesområde: 2500 km<sup>2</sup>

Forekomstareal: 9 x 2 km<sup>2</sup>: 18 km<sup>2</sup>

##### Svensk forekomst og rødlistestatus

I Sverige har arten gått kraftig tilbake og sannsynligvis forsvunnet fra mange områder ganske nylig. På lokaliteter den finnes kan den fortsatt holde det gående noen år, men kontinuiteten i habitater er ikke god nok til å opprettholde populasjonene over lengre tid.

Arten er i den svenske rødlisten (Gårdenfors 2000) satt opp som VU under kriteriene B1 (fragmentert utbredelse) + 2cd (minking i habitatkvalitet og lokaliteter), C2a (liten populasjonsstørrelse som minker, populasjonen er fragmentert og ingen lokalitet har mer enn 1000 individer). Den nåværende svenske utbredelsen grenser mot Norge enkelte steder i Hedmark. Det kan derfor være en viss mulighet for rescue-effekter fra Sverige. Regional tilpasning vha. IUCN sine retningslinjer (Gårdenfors m.fl. 2001) gir imidlertid ikke grunn til å justere rødlistekategorien for Norge.

##### Rødlistevurdering

Det finnes ingen direkte mål på populasjonsut-

viklingen over tid hos denne arten. Alle vurderingene må derfor gjøres på basis av indirekte mål for habitattilgangen, samt vurderinger av forekomstfrekvens over tid.

Uttak av trevirke (gamle furutrær) i sørboreal sone vurderes som den viktigste trusselfaktoren for arten. Den er bare funnet i svært gammel furuskog og på nærliggende lokaliteter. Dette tyder på at arten har spredningsproblemer og den synes så langt ikke å ha kunnet etablere seg på nye lokaliteter med forekomst av dødved. Artens leveområder har derfor sannsynligvis blitt færre i løpet av de siste 150 år som følge av hogst av urskog og urskogsneare lokaliteter, eventuelt også ved at områder har blitt nedbygd. Det relativt høye antall nyfunn av arten tyder på at den fortsatt finnes på flere lokaliteter i sitt opprinnelige utbredelsesområde. Det er imidlertid grunn til å tro at populasjonene er sterkt fragmentert pga. det spesielle levestedet (se økologi). At arten er gjenfunnet er også et uttrykk for at samlere aktivt har lettet etter arten på potensielle levesteder i nyere tid, men dette sier ikke noe om bestandsutvikling. Det som er verdt å merke seg er at arten er gjenfunnet kun på sørøstlandet i det kupert landskapet innenfor kystsonen i Agder, Telemark og Vestfold. Årsryggene i dette området har i mindre grad blitt utnyttet av skogbruket enn flatlandet på indre Østlandet der skogsdrift kan utføres mer rasjonelt. Det er derfor sannsynlig at potensielle habitater for arten er sterkt redusert i fylkene Hedmark, Akershus og Østfold.

*A-kriteriet:* Vi vurderer at habitatreduksjonen har vært mindre enn 50 % siste 10 år. Arten kvalifiserer derfor ikke til rødlisting under A-kriteriet.

*B-kriteriet:* Arten rødlistes som VU med kriteriene B1a+b(iii) pga. at utbredelsesområdet er < 20.000 km<sup>2</sup> og kraftig fragmentert. I tillegg er arten i dag kjent fra færre enn 10 lokaliteter (men det antas at den finnes på flere), samt at arealene med habitater (færre potensielle lokaliteter) antas å minke i framtiden. Hvis vi antar at lokalitetene i Hedmark har gått ut, vil den også kunne rødlistes som VU under B2a+b(iii). Vi antar imidlertid at arten finnes her pga. liten innsamlingsinnsats og at arten finnes i Sverige like innenfor grensen mot Hedmark.

*C-kriteriet:* Sverige har rødlistet denne arten som VU også etter C2a(i) som går på om populasjonene har færre enn 10.000 individer, og en antatt populasjonsnedgang, og at ingen subpopulasjon inneholder mer enn 1000 individer. Vi har lite grunnlag for å vurdere dette, men vi vet at så store trelevende arter aldri har store individantall. Siden Sverige har ca. 4

ganger så mange kjente lokaliteter av arten, og et utbredelsesområde som er nesten 10 ganger så stort, vil dette kriteriet også kunne benyttes i Norge, hvis vi antar at mørketallene i Norge er mindre enn 4 ganger så store som i Sverige.

*D-kriteriet:* Et forekomstareal mindre enn 20 km<sup>2</sup> eller færre enn 5 lokaliteter kvalifiserer til kategorien Vulnerable (VU – sårbar) under D2-kriteriet. *Tragosoma depsarium* har et kjent forekomstareal mindre enn denne terskelverdien (18 km<sup>2</sup>). Nyfunnene av arten tyder imidlertid på at det finnes mørketall, så vi finner sannsynligheten for at arten har et større forekomstareal enn 20 km<sup>2</sup> som svært stor. Konklusjon: Arten kvalifiserer ikke til å rødlistes som VU etter D2-kriteriet.

*E-kriteriet:* Det er ikke foretatt kvantitative analyser av utdøelsesrisiko for denne arten.

Konklusjon: VU B1a+b(iii), C2a(i).

### 3.3.2 Lav

#### *Pseudocyphellaria crocata* – gullprikklav

Gullprikklav er mellomstor brun bladlav som er lett å kjenne på sine sterkt gule soral (ansamlinger av vegetative formeringsenheter). Sporeproduserende organ (apothecier) er ikke kjent, og arten spres enten ved soral eller ved fragmentering. Gullprikklav har vært benyttet som en av viktigste indikatorartene for det spesielle lungeneversamfunnet (Lobarion) i kystgranskogen i Midt-Norge (se Holien og Tønsberg 1996, Gaarder m.fl. 1998).

#### *Økologi*

*Biotop:* Arten er knyttet til steder med høy luftfuktighet – først og fremst i granskog, men også nordlig lauvskog, blandingsskoger og kløfter og nordvendte berg i lyngheilandskapet.

*Punkthabitat:* Hovedhabitatet varierer langs biogeografiske/klimatiske gradienter i ulike deler av utbredelsesområdet: Grankvister og lauvtrebark (særlig rogn, selje og gråor) i kystgranskogsområdet, samt noen få funn på lauvtrær og mosekledde berg på Vestlandet. Som epifytt vokser arten på trær med relativ høy pH.

#### *Forekomst i Norge*

Arten forekommer i kyststrøk fra den sydlige delen av Rogaland til den sydlige delen av Nordland fylke. I alt er ca. 205 lokaliteter kjent. Kjerneområdet for arten er kystgranskogen i Midt-Norge (det boreale regnskogsområdet, MiS-region 1c).



*Gullprikkklav (Pseudocyphellaria crocata) i kystgranskog i Namsos*

De kjente norske lokalitetene ligger mellom havnivå og ca. 230 m o.h. (Tønsberg m.fl. 1996). De rike forekomstene i ravinegranskog ligger alle under marin grense på 140-150 m o.h.

Utbredelsesområde: (estimert etter kart fra Norsk Lavdatabase): 25.920 km<sup>2</sup>  
Forekomstareal: 199 x 2 km<sup>2</sup> = 398 km<sup>2</sup>

#### *Status for gullprikkklav i Norge – ettersøk på kjente lokaliteter*

Arten ble gjensøkt på i alt 99 gamle lokaliteter, hvilket utgjør 62,8 % av de da kjente lokalitetene for arten i Norge (Tønsberg m.fl. 1996). Gullprikkklav ble gjenfunnet på 29 lokaliteter (29,2 %), betraktet som utgått på 64, og som usikker på 6 lokaliteter. På Vestlandet (Rogaland, Hordaland, Sogn og Fjordane) ble 17 lokaliteter oppdaget mellom år 1909 og 1978 undersøkt. Her var gjenfunnsprosenten 11,7, altså betydelig lavere enn resultatet for hele landet.

#### *Gjennomsnittlig populasjonsstørrelse*

Under gjensøksundersøkelsen ble totalforekomsten på hver lokalitet anslått i følge en relativ skala (1 = very sparse, 2 = relatively sparse, 3 = relatively rich, 4 = very rich; se Tønsberg m.fl. 1996). Gullprikkklav hadde en gjennomsnittlig populasjonsstørrelse (99 lokaliteter) på 2,08 etter denne skalaen.

#### *Svensk forekomst og rødlistestatus*

Arten er ikke funnet i Sverige eller i de andre nordiske land. De nærmeste forekomstene finnes på de britiske øyer.

### *Rødlistevurdering*

#### *A- kriteriet. Vurdering av tilbakegang*

Gjensøk av kjente lokaliteter for gullprikkklav viser en svært lav gjenfunnsprosent. Selv om lite er kjent om artens populasjonsdynamikk og evne til å kunne etablere seg på nye eller tidligere lokaliteter, gir undersøkelsen grunnlag for å anta at populasjonen har vært avtagende i Norge siste 50 år. Avvirkning er angitt som den klart viktigste trusselen for arten på tidligere kjente lokaliteter i artens kjerneområde i Trøndelags kystgranskoger. Dette er høgproduktive skoger som har vært og er viktige ressurser for skogbruket. På den annen side står årsakene til den enda kraftigere tilbakegangen på Vestlandet som uklar. Forfatterne av lavfaktaboka (Tønsberg m.fl. 1996) angir luftforurensning som en mulig forklaring, men denne hypotesen er ikke bekreftet ved undersøkelser. Selv om det foreligger verneplaner for flere skogsområder med rike forekomster av gullprikkklav gjennom verneplan for barskog i Midt-Norge (DN 1998), og at forvaltning av nøkkelbiotoper og MiS-registrerte rikbarkslokaliteter vil bremse den negative populasjonsutviklingen, antar vi at arten i neste 10-20-årsperiode fortsatt vil ha en negativ utvikling. Hvor sterk denne negative trenden vil være er imidlertid svært vanskelig å fastslå, selv innenfor vide prosentrammer. Dette gjør rødlisting etter A3- og A4-kriteriene, som begge omfatter vurderinger om framtidig utvikling, vanskelig (se IUCN 2001). De tilgjengelige data omhandler kun fortiden, men den lave gjenfunnsprosenten skulle kunne indikere en tilbakegang, i hvert fall på Vestlandet, når en tar høyde for de svakheter som ligger i forhold til en ren gjensøksmetodikk. Dette kvalifiserer for rødlisting av arten som Vulnerable (VU – sårbar) med henvisning til punktene (opplistet under pkt. A1): a) direkte observasjon (som vi tolker som også omfattende gjensøksmetodikk), c) nedgang i kvalitet av habitatet (gjennom hogster) og d) den aktuelle graden av avvirkning i løpet av de siste 10 år. Siden vi antar at den negative påvirkningen gjennom skogbruket ikke har opphørt, faller muligheten for rødlisting etter A1-kriteriet bort.

Terskelverdiene for rødlisting som Critically endangered (CR) eller Endangered (EN) under A2-kriteriet er henholdsvis 80 % og 50 % reduksjon av populasjonen. Men hensyn til de svakheter som ligger i gjensøksmetodikken og antallet nye lokaliteter for arten i løpet av siste 10-årsperiode, særlig innen kystgranskogsområdet, antas at tilbakegangen er mindre enn disse terskelverdiene.

Konklusjon: Gullprikkklav foreslås rødlistet som Vulnerable (VU – sårbar) etter kriteriet A2acd.

*B-kriteriet. Utbredelse*

«Inngangsverdiene» for den geografiske utbredelse for rødlisting som Vulnerable (VU – sårbar) under B-kriteriet er enten at utbredelsesområdet er mindre enn 20.000 km<sup>2</sup>, eller at forekomstarealet er mindre enn 2000 km<sup>2</sup>. Gullprikklav kvalifiserer ikke i forhold til utbredelsesområdets størrelse (det kjente utbredelsesområde = 25.920 km<sup>2</sup>), men kan kvalifisere i forhold til forekomstarealet, der det kjente arealet målt ut fra antall kjente lokaliteter (2 km<sup>2</sup> oppløsning) er litt mindre enn 400 km<sup>2</sup>, altså rundt fjerdeparten av terskelverdien. Her må mørketallenes størrelsesorden vurderes. En del nyfunn på kysten i nordlige deler av Sogn og Fjordane og i Møre og Romsdal indikerer at arten her kan ha et større antall lokaliteter. På den andre siden har gullprikklav vært en sterkt fokusert og mye samlet art i kjerneområdet i Trøndelag. Etter dette antas at en ikke kan utelukke at det aktuelle forekomstarealet faktisk er mindre enn 2000 km<sup>2</sup> (målt med en oppløsning på 2 km<sup>2</sup>).

En av MiS-prosjektets prøvekommuner (Namsos) hvor arten ble ettersøkt i tilfeldig utlagte 2,5 daa store ruter i skog med h.kl. IV eller V, ligger i kjerneområdet for arten i Trøndelag (se Gjerde og Baumann 2002). To andre prøvekommuner ligger innenfor artens utbredelsesområde på Vestlandet (Osterøy og Tingvoll). Gullprikklav ble funnet i 2 av 20 (10 %) tilfeldig utvalgte ruter i Namsos, men ikke i de to Vestlandskommunene. Selv om antall undersøkte ruter og antall funn er statistisk for lite for å gjøre gode estimater, kan en forsøke å bruke resultatet fra Namsos til å si noe om forekomstarealet til gullprikklav i kjerneområdet for arten. Det er her viktig å være klar over at MiS-registreringene ble gjort i prøveflater med en oppløsning på 2,5 daa, mens forekomstareal beregnes med en oppløsning på 2 km<sup>2</sup>, altså på en mye større skala. Imidlertid vil resultatene fra en småskalaregistrering gi konservative estimater på en betydelig større skala for samme biotop/livsmiljø, både fordi sannsynligheten for faktisk forekomst av arten øker ved å øke arealet (art-areal-forholdet), og ved at sannsynligheten for at artens miljøkrav vil være oppfylt øker med økende areal og derved økende økologisk gradient innenfor det undersøkte arealet.

For å gjøre et estimat av forekomstareal for kjerneområdet til gullprikklav basert på resultatet fra Namsos, er det best sammenlignbare grunnlaget Landskogstakseringens arealtall for produktiv skog i h.kl. IV og V i de kommunene som har, eller potensielt kan ha arealer med kystgranskog i Midt-Norge (se Stokland m.fl. 2001), innenfor et område omtrent tilsvarende MiS-region 1c. Dette arealet utgjør 2961 km<sup>2</sup> (Stokland m.fl. 2001 Tabell 3). Estimater for fore-

komstareal i Midt-Norge blir da  $2961 \text{ km}^2 \times 10/100 = 296,1 \text{ km}^2$ . Dette tallet er lavere enn arealet basert på kjente forekomster av gullprikklav, og ligger innenfor terskelverdien for Endangered (EN – truet) på 500 km<sup>2</sup>.

Som konklusjon på de dataene vi har om forekomst av gullprikklav og estimatet gjort på grunnlag av funn i tilfeldig utvalgte ruter i kjerneområdet, må en anta at forekomstarealet for arten iallfall kvalifiserer for vurdering etter B-kriteriet for kategorien VU, kanskje også for kategorien EN.

For å kunne rødliste en art under B2-kriteriet må i tillegg to av tre krav være oppfylt: a) arten må være sterkt fragmentert eller kjent fra 10 eller færre lokaliteter, b) være i tilbakegang (som vi allerede har svart positivt på) og c) ha ekstreme fluktuasjoner i forekomst. C-kriteriet oppfylles ikke av gullprikklav, og det springende punkt blir om en kan vurdere arten som *sterkt fragmentert* under punkt a). Dette tolkes av IUCN (2001) som at artens populasjon består av små delpopulasjoner som er isolert fra hverandre. Dette gjelder for Vestlandsforekomstene, men vi tolker ikke delpopulasjonene som sterkt isolerte i kjerneområdet i Midt-Norge, særlig på bakgrunn av resultatene i studiet fra Namdalen (Rolstad m.fl. 2001). Det må understrekes at dette er en subjektiv tolkning av dataene som foreligger, og dernest at vi mener arten vil kunne klassifiseres som sterkt fragmentert i framtida hvis den negative populasjonsutviklingen fortsetter.

*Vurderinger i forhold til C- og D-kriteriet – estimater for norsk populasjonsstørrelse*

Det beste grunnlaget for å gi et estimat av gullprikklavs populasjonsstørrelse i forhold til terskelverdiene under C- og D- kriteriet, er de detaljerte registreringene av arten i ravineskogene i Namdalen (Rolstad m.fl. 2001) som ligger sentralt i kjerneområdet for arten. I denne undersøkelsen ble antall thalli og antall trær med gullprikklav registrert på 31 lokaliteter hvor i alt 3211 thalli ble observert på til sammen 288 trær. Forskerne fant at gullprikklav forekom på 7,9 % av de undersøkte trærne. Hvis vi bruker antall trær med registreringer av arten som et uttrykk for antall individer analogt med moseeksempelet, blir dette tallet grunnlaget for beregningene. Hvis vi regner 60 trær pr. daa (se Rolstad m.fl. 2001 Tabell 1), får vi en populasjonstetthet lik 4,74 individer pr. daa.

Regner vi med et gjennomsnittlig egentlig ravineareal (egnet biotop for gullprikklav) på 50 daa for de 31 undersøkte lokalitetene får vi en populasjon i undersøkelsesområdet på 7347 individer, altså nær terskelverdien på 10.000 individer for vurdering et-

ter C-kriteriet for Vulnerable (VU – sårbar), og høyt over terskelverdien på 1000 individer for vurdering etter D-kriteriet for arter med svært små populasjoner. Det registrerte arealet med boreal regnskog i Norge er ca. 20.000 daa (Gaarder m.fl. 1997, DN 1998), og hvis tetthetsmålet fra Namdalen gir et godt estimat for hovedbiotopen for gullprikklav i hele Midt-Norge, vil det gi en anslått populasjon på 94.800 individer for dette kjerneområdet for arten i Norge, altså en størrelsesorden over terskelverdien for å kunne anvende C-kriteriet. Regner vi isteden skog i h.kl. V på bonitet 14 eller mer i regionen som *potensielle* arealer med boreal regnskog i Norge (88.000 daa) (Stokland m.fl. 2002), får vi et estimat på 417.120 individer. Konklusjonen må bli at gullprikklav ikke kvalifiserer for rødlistevurdering etter C- eller D-kriteriene etter estimater for artens populasjonsstørrelse i Norge.

Konklusjon: VU A2acd

### 3.3.3 Moser

#### *Scapania apiculata* – fakkeltvebladmose

*Scapania apiculata* er en svært liten (få millimeter lang) levermose som vokser på råttene ved i skog med høy luftfuktighet. Arten finnes normalt med røde vegetative diasporer (groskorn), mens sporeproduserende organ er sjeldent forekommende og ikke påvist i Norge.

#### Økologi

Biotop: Arten er i Norge kjent fra fuktig, rik gran-skog eller blandingsskog med gran (5 lokaliteter) og fra blandet edellauvskog (1 lokalitet). Skogtype er usikker for 2 lokaliteter. Lokalitetene ligger i bekkedaler/bekkeklofter (5 lokaliteter) eller nær bredden av ferskvann (2 lokaliteter). For en lokalitet har vi ingen angivelse om voksestedet.

Punkthabitat: Arten vokser på middels til relativt sterkt nedbrutte læger (nedbrytningsgrad 3-5 på en 6-gradig skala). Den er hos oss funnet på gran-, furu- og lindelæger, og synes altså ikke å være knyttet til bestemte treslag.

#### Forekomst i Norge

Lokaliteter: Arten er i alt kjent fra i alt 9 lokaliteter i Norge (Ak 1, Bu 2, Osl 3, VAgd 2, STr 1). Arten kan fremdeles eksistere på de 3 andre «klassiske» lokalitetene i Oslo og Asker. 3 av de 4 lokalitetene fra Oslofeltet ble funnet i perioden 1890-1902 (bryologiens gullalder), mens en må være betydelig eldre (leg. M. Blytt). Arten ble sist samlet i Oslo-området i 1907 (lokalitet Skådal).

Forekomst på lokalitetene: Etikettdata om de klassiske lokalitetene er sparsomme: På en lokalitet ble arten funnet på 1 granlæger, på en annen samlet på «råtne furustammer», mens tre ulike (og rike) innsamlinger fra ulike år (1892, 1893, 1907) foreligger fra lokaliteten i Skådalen, og tyder på at det her var en større delpopulasjon. Observasjonene fra de nye lokalitetene funnet på 1990-tallet viser at arten forekommer sparsomt: 1 til 3 læger pr. lokalitet. På flere av lokalitetene var det større konsentrasjoner av læger med rett nedbrytningsgrad for arten.

De kjente norske lokalitetene ligger mellom ca. 150 og 400-450 m o.h.

Utbredelsesområde: (se Blom, Kap 2.3 Fig. 6 i Gjerde og Baumann 2002): ca. 46.400 km<sup>2</sup>

Forekomstareal: 8 x 2 km<sup>2</sup> = 16 km<sup>2</sup>

#### Svensk forekomst og rødlistestatus

Fakkeltvebladmose er kjent fra ca. 30 lokaliteter fra Småland til Åsele Lappmark, hvorav arten er sett på ca. 10 lokaliteter etter 1970 (Hallingbäck 1998). Arten er rødlistet som endangered (EN) (Gärdenfors 2000) etter kriterium C2a = Populasjonen er estimert til mindre enn totalt 2500 voksne individer, er i kontinuerlig minsking og har en populasjonsstruktur med små subpopulasjoner (ingen subpopulasjon er estimert til å omfatte mer enn 250 voksne individer).

Denne populasjonsstrukturen stemmer overens med de norske observasjonene fra lokaliteter undersøkt i ny tid. De svenske lokalitetene ligger, som de norske, svært spredt, og i stor avstand fra den norske grensen. Vi tolker at det er liten sannsynlighet for «drahjelp» (rescue effect, se Gärdenfors 2001, IUCN 2001) fra de svenske populasjoner av fakkeltvebladmose ved tilbakegang av den norske populasjonen. Det er altså intet grunnlag for eventuelt å nedjustere rødlistekategorien i den regionale delen av rødlisteprosessen for arten i tråd med IUCN-retningslinjene for regional rødlisting (IUCN 2001).

#### Rødlistevurdering

Vurdering av tilbakegang i forhold til A-, B- og C-kriteriet. Er *Scapania apiculata* en art i tilbakegang?

Dette spørsmålet må besvares positivt for å kunne anvende A-, B- og C-kriteriet etter IUCN-manualen.

Bildet av fakkeltvebladmoses forekomst i Norge er totalt forandret etter at de nye lokalitetene på 1990-tallet ble kjent. Arten har et stort utbredelsesområde i Norge, og dette i tillegg til at noen få systematiske undersøkelser av begrensede arealer har fordoblet antall kjente lokaliteter, tyder klart på betydelige mørketall. Det kjente utbredelsesområdet for arten er mangedoblet (se Blom, Kap 2.3 Fig. 6 i Gjerde og

Baumann 2002). Vi har imidlertid ingen direkte observasjon verken av tilbakegang eller framgang for arten i Norge. Det avgjørende punktet om eventuell tilbakegang må dermed tolkes ut fra indirekte mål: Blir det mindre egnet substrat for arten eller minsker antallet egnete biotoper?

Hogst, særlig flatehogst, er den åpenbare trusselfaktoren for arten. Vi har en situasjon i Norge etter omleggingen til bestandsskogbruket hvor død ved akkumuleres og øker i den gamle, tidligere plukkhogde skogen, mens ca. halvparten av skogarealet er forynget ved flatehogst. Den ene faktoren øker subpopulasjonene for dødvedarter, mens den andre forringer eller ødelegger biotopene som egnete voksesteder. Dette er et vanskelig regnestykke, og for fakkeltvebladmosen blir det vesentlig å fokusere på dens klart definerte biotopkrav; bekkedaler og vannbredder. Slike arealer omfattes av Levende skog-standarder for kantsoner, og dette reduserer risikoen for lokal utdøelse for arten selv ved hogstinngrep. Noen bekkeløfter vil, pga. topografiske forhold også være uegnet for skogbruk.

Som konklusjon synes det ikke som disse dataene gir et klart grunnlag for å hevde at arten er i kontinuerlig tilbakegang i Norge, og på grunnlag av disse forhold løper en risiko for å dø ut i løpet av neste (5-10-års-) periode som en revidert rødliste skal gjelde for.

Denne konklusjonen utelukker bruk av kriteriene A, B, C (og dels E) som alle forutsetter estimert eller observert tilbakegang.

Nasjonal populasjonsstørrelse og forekomstareal – vurderinger i forhold til D-kriteriet for rødlisting av svært sjeldne arter:

Et forekomstareal mindre enn 20 km<sup>2</sup> eller færre enn 5 lokaliteter kvalifiserer til kategorien Vulnerable (VU) under D2-kriteriet. *Scapania apiculata* har et kjent forekomstareal mindre enn denne terskelverdien (16 km<sup>2</sup>). Nyfunnene av arten tyder imidlertid på betydelige mørketall, og utbredelsesområdet er kraftig utvidet, så vi finner sannsynligheten for at arten har et større forekomstareal enn 20 km<sup>2</sup> som svært stor.

Konklusjon: Arten kvalifiserer ikke til å rødlistes som Vulnerable (VU – sårbar) etter D2-kriteriet.

#### *Estimert populasjonsstørrelse i Norge*

For fakkeltvebladmose gjelder at antall læger brukes som et mål på antall individer.

I MiS-prosjektet ble 3 studieområder, hvert ca. 2 km<sup>2</sup> stort, innenfor kjent utbredelsesområde for fakkeltvebladmose undersøkt systematisk i rutenett bestående av ruter à 2,5 daa (1/4 av arealet ble undersøkt). Studieområdet Gartland i Nord-Trøndelag antas også å kunne ligge innenfor artens reelle ut-

bredelsesområde, bl.a. bygget på artens svenske utbredelse. Studieområdene Oppkuven og Sigdal ligger for en stor del høyere enn den høyest beliggende kjente lokaliteten for fakkeltvebladmose i Norge, og høyden kan utgjøre en begrensende faktor for forekomst av arten i disse områdene.

*Scapania apiculata* ble ikke funnet i de undersøkte studieområdene.

MiS-registreringsmetodikken ble så utprøvd i 9 kommuner (MiS-registrerte areal, hvert ca. 30 km<sup>2</sup> stort), hvor 20 prøveflater på 2,5 daa ble utlagt tilfeldig i produktiv skog av h.kl. IV og V. Fem av disse prøvekommunene ligger innenfor fakkeltvebladmoses utbredelsesområde, og et sjettede område, Verdalen, antas å kunne ligge innenfor artens virkelige utbredelsesområde i Norge (se ovenfor). Arten ble ikke funnet i de 120 tilfeldig utlagte prøveflatene.

Undersøkelser av denne typen (tilfeldige utvalgte ruter) ville kanskje vært det beste grunnlag for å kunne gjøre et estimat av populasjonsstørrelsen av arten i Norge, men utvalget ruter i MiS-prosjektet er generelt for lite til å bygge statistikk på for enkeltarter, og resultatet med hensyn til *Scapania apiculata* var negativt.

I hver av prøvekommunene ble også et tilsvarende antall (20) prøveruter av samme størrelse lagt ut i registrerte konsentrasjoner av ulike livsmiljøer som definert i MiS for en stor del utvalgt med hensyn til forekomst av liggende død ved. Her ble *Scapania apiculata* funnet i to prøvekommuner, i til sammen fire 2,5 daa store ruter. Arten ble til sammen funnet på 7 stokker. I Urvatn-undersøkelsen ble råtevedsmoser undersøkt systematisk i 10 x 10 m store ruter fra 110 skogsbestand og også totalt på bestandsnivå i de samme bestandene. *Scapania apiculata* ble her funnet på ett læger i ett av de 110 bestandene (Frisvoll og Prestø 1997). Her skal nevnes at de tre skuddene av *Scapania* rapportert fra Urvatnet fremdeles utgjør den eneste kjente forekomsten av arten i Midt-Norge selv om den har vært søkt etter i et stort antall skogsområder seinere.

Dette oppsummerer alle frekvensdata vi har om forekomst av *Scapania apiculata* i Norge.

Som konklusjon viser disse grundige, systematiske undersøkelser at arten faktisk er svært sjelden i Norge (men relativt vidt utbredt), og videre at arten mangler på mange potensielle lokaliteter i forhold til vår kunnskap om dens økologiske krav.

Det er to tilnæringsmåter for å kunne utnytte materialet fra disse systematiske undersøkelser for å gi et populasjonsestimat for arten i Norge:

a). Vi kan se på frekvensen av arten (beregne antall individer pr. kvadratkilometer) med utgangspunkt i det totale arealet hvor arten er undersøkt

systematisk, og som ligger innenfor dens utbredelsesområde (MiS- og Urvatn-undersøkelsene), og så gjøre et estimat i forhold til den del (%) av utbredelsesområdet som vi antar kan huse levesteder for arten. Vi velger her som begrensende forutsetninger at arten bare finnes i produktiv skog og bare kan finnes i høydelag fra 0-599 m o.h. Datagrunnlaget for denne tilnærmingen vil være at vi kjenner 8 individer innenfor et samlet undersøkt areal (MiS: 3 studieområder med undersøkt areal  $0,5 \text{ km}^2 \times 3 + 5$  prøvekommuner ( $40$  (ruter)  $\times 0,0025 \text{ km}^2 \times 5$ ) og Urvatn  $1,75 \text{ km}^2$ ) på ca.  $3,3 \text{ km}^2$ . Dette gir et frekvenstall på  $2,4$  individer pr.  $\text{km}^2$ . Imidlertid er det et sterkt grunnlag for å forkaste en slik tilnæringsform som utgangspunkt for et populasjonsestimat: 7 av de 8 individene ble registrert i arealer som på forhånd var valgt ut som de aller beste (tilsvarende høyest rangerte MiS-figurer) 2,5 daa store rutene for råtevedsarter i et utvalg med omfang på  $30 \text{ km}^2$  (altså blant mange tusen ruter av slik tilsvarende størrelse).

b). Vi kan anta at de utvalgte, høyest rangerte rutene for livsmiljø dødved i MiS-undersøkelsen (og hvor arten ble grundig søkt etter) faktisk fanget opp alle forekomster av *Scapania apiculata* i det MiS-registrerte arealet i de 5 prøvekommunene hvor MiS-metodikken ble testet ut, og som ligger innenfor utbredelsesområdet for arten. Dette vil selvsagt måtte gi et klart konservativt estimat, for sannheten er enten at denne antagelsen er korrekt eller at antall forekomster er høyere. Vi vet imidlertid at de tilfeldige utvalgte rutene i de samme kommunene ikke ga funn av arten. Her blir beregningsgrunnlaget at vi kjenner 7 individer på et totalt areal lik  $30 \text{ km}^2 \times 5$  som gir  $0,046$  individer pr.  $\text{km}^2$ , altså et helt annet grunnlag enn under punkt a).

Av et utbredelsesområde på  $46.400 \text{ km}^2$ , utgjør produktiv skog  $37,7 \%$  (beregnet etter Landskogstakseringens statistikk ved å beregne arealer for de aktuelle fylker i artenes utbredelsesområde). Av dette produktive skogsarealet ( $17.492 \text{ km}^2$ ) ligger ca.  $75 \%$  eller  $13.119 \text{ km}^2$  lavere enn  $599 \text{ m o.h.}$  (Landskogstakseringen, se også Framstad m.fl. 2002). Vi regner altså  $13.119 \text{ km}^2$  som artenes potensielle leveområdeareal, og får et estimat av  $0,046$  individer  $\times 13.119 = 603$  individer som estimat for den norske populasjonen.

Terskelverdien etter D(2)-kriteriet er 50 voksne individer for kategori CR (kritisk truet), 250 voksne individer for EN (truet) og 1000 individer for kategorien VU (sårbar). Basert på vårt konservative estimat skulle *Scapania apiculata* dermed kvalifisere for kategori Vulnerable (VU) med god margin, men har en populasjon som ligger langt over terskelverdiene for de to høyere truetetskategoriene.

Hadde imidlertid beregningene vært gjort som skissert under pkt. a) og med de samme forutsetningene om egnet skogsareal innenfor utbredelsesområdet, ville den estimerte norske populasjonen vært på hele  $31.485$  individer, altså flere størrelsesordner høyere enn terskelverdien for kategori VU.

Vi mener imidlertid at tilnærmingen gjort under pkt. b) gir det riktige grunnlag for estimatet, og – etter et føre-var-prinsipp – foreslås *Scapania apiculata* rødlistet som VU (sårbar) etter D2-kriteriet om liten populasjonsstørrelse.

### 3.3.4 Sopp

**1 *Cortinarius caesiocanescens* – dueblå slørsopp**  
eksempel på godt undersøkt art med få forekomster og ekstremt små populasjoner

Nåværende rødlistestatus: V(VU) – sårbar

Forekomst i Norge

Kjent fra 7 lokaliteter spredt på 6 kommuner, men ikke svært langt fra hverandre; langs en akse i kalkområdet fra Randsfjorden (Hadeland, tre lokaliteter) – Ringerike/Åsa (to lokaliteter) – Tyrifjorden S – Nedre Eiker. Alle ligger i godt undersøkte kalkområder.

Forekomstareal:  $5 \times 25 \text{ km}^2 = 125 \text{ km}^2$ , basert på  $5 \times 5$  km ruter

Grad av isolasjon

Det norske utbredelsesområdet er sterkt isolert fra nærmeste forekomster i Sverige (Gotland og langs Bottenviken til Gävle, nesten  $400 \text{ km}$  unna), og det nordiske området er sterkt isolert fra det mellom-europeiske. De norske forekomstene er så nær hverandre (innen en akse på  $50\text{-}60 \text{ km}$ ) at de i utgangspunktet ikke kan antas å være isolerte. Imidlertid er populasjonsstørrelsen ekstremt liten på hver lokalitet (se nedenfor), og en isolasjon mellom de fire delområdene (Hadeland – Ringerike – Modum – Nedre Eiker) kan derfor meget vel tenkes.

Antall individer

På to av lokalitetene (Ringerike) er det påvist ett, klart definert individ (én heksering pr. lok.). På den største lokaliteten er det registrert fire individer (hekseringer) av arten. Også på de andre lokalitetene er arten registrert på ett, avgrenset sted, slik at det ser ut til å være registrert til sammen kun 10 fruktifiserende individer. Arten må regnes som en av de best dokumenterte eksemplene på en individfattig, norsk sopp-populasjon.

*Økologi og estimert populasjonsstørrelse*

Artens økologi i Norden er godt kjent, og den er bare funnet i ekstremt kalkrik barskog, alltid med furu. Fem av syv norske funn er gjort i noe grunnvannspåvirket kalkskog med gran og furu. Slike områder er godt kjent og godt undersøkt, og total forekomst i Norge estimeres til 8-10 lokaliteter. Status i Sverige (ikke kjent fra Jämtland eller andre nordlige kalkområder) styrker antagelsen at arten reelt er sørøstlig (og kun boreonemoral-sørboreal) i Norge, og at den mangler i kalkområdene i Trøndelag.

*Populasjonsutvikling*

Av de 7 kjente lokalitetene er fem intakte, for to er status ikke kjent. Arten er kun funnet i gammelskog (ettersøkt i tilliggende ungsogger), og opptrer i områder med mye flatehogst, slik at det er sannsynlig at arten kan ha hatt enkelte ytterligere forekomster tidligere som nå er tapt pga. flatehogst. Vi anser det derfor som sannsynlig at arten er i tilbakegang, og dette bør i hvert fall være utgangspunktet til vi kjenner status for alle lokalitetene. Arten kan ha dårlig spredningsevne og vil da være meget sårbar overfor flatehogst av lokalitetene.

*Plassering i IUCN-kategoriene*

Arten kvalifiserer til kategorien akutt truet CR etter D-kriteriet (meget liten populasjon med < 50 individer), og trolig også etter kriterium C2 (liten populasjon og populasjonstilbakegang), mens den kan kvalifisere til kategorien sterkt truet EN etter B-kriteriet (forekomstareal < 500 km<sup>2</sup>), om man anser utbredelsen for fragmentert, og at habitatet er i tilbakegang.

*Konklusjon:* Arten bør endre status fra sårbar V(VU) til akutt truet (CR) eller sterkt truet (EN), primært pga. svært liten populasjonsstørrelse.

## **2 *Cortinarius cupreorufus* (= *C. orichalceus*) – kopperød slørsopp**

*eksempel på godt kjent og godt undersøkt art med relativt mange forekomster, men små populasjoner og tilbakegang*

*Nåværende rødlistestatus:* DC(NT) - hensynskrevende

*Forekomst i Norge*

Kjent fra ca. 35 lokaliteter langs en akse i kalkområdet fra Mjøsa - Randsfjorden over Tyrifjorden/indre Oslofjord til Grenland (- Ytre Østfold), samt tre forekomster i Trøndelag. De aller fleste ligger i godt undersøkte kalkområder.

Forekomstareal (5 x 5 km ruter) = 600-700 km<sup>2</sup>

*Aktuelt fra skogforskningen**Grad av isolasjon*

Det norske utbredelsesområdet består av et kjerneområde (Mjøsa - Oslo - Eiker) med sørlige utposter i Grenland og på Hvaler, og nordlige utposter i Trøndelag. De norske forekomstene er noe isolert fra de svenske; de sørlige populasjonene har nærmeste forekomster ved Vänern, mens de nordlige har nærmeste i Jämtland. Det nordiske området er sterkt isolert fra det mellomeuropeiske.

*Antall individer*

På de fleste lokalitetene er det registrert én avgrenset fruktlegemeforekomst eller del av heksering som kan antas å representere ett individ, men på enkelte lokaliteter er det registrert opp til ca. 8-10 individer (Viksåsen naturreservat ved Steinsfjorden), slik at totalt antall fruktifiserende individer anslås til ca. 70-80 (basert på kjente lokaliteter).

*Økologi og estimert populasjonsstørrelse*

Artens økologi i Norden er godt kjent, og den er bare funnet i kalkrik barskog, gjerne blandingsbestand furu-gran, oftest på helt grunnlendte kalkkrygger. Slike områder er godt kjent og godt undersøkt, og total populasjonsstørrelse i Norge estimeres til 50-70 lokaliteter, kanskje størrelsesorden 100-150 individer.

*Populasjonsutvikling*

Av de 35 kjente lokalitetene er flere dokumentert utgått pga. flatehogst (i en «case study» i Lunner ble 60 % av lokalitetene bedømt som utgått) og utbygging/arealdisponering (flere gamle lokaliteter i Osloområdet). Totalt anslås 25-30 % av kjente lokaliteter å være utgått. Arten er med få unntak funnet i gammelskog, slik at nyetablering i ungsog ser ut til å være dårlig.

*Plassering i IUCN-kategoriene*

Arten kvalifiserer for kategorien truet (EN) etter D-kriteriet (liten populasjon med < 250 individer) etter antallet kjente individer, men arten har et stort utbredelsesområde, og vi finner det sannsynlig at antallet ennå ikke oppdagete lokaliteter er så stort at den reelle nasjonale populasjonen overskrider denne terskelverdien. Etter B-kriteriet kvalifiserer arten for kategorien sårbar (VU) (forekomstareal < 2000 km<sup>2</sup>), om man anser utbredelsen for å være fragmentert, og at habitatet er i tilbakegang.

*Konklusjon:* Arten bør rødlistes som sårbar (VU)



### 3 *Amylocystis lapponica* – lappkjuke

#### Økologi

Arten finnes i vanlige boreale barskogstyper hvor fruktlegemene er knyttet til middels nedbrutte granlæger.

#### Forekomst i Norge

Fruktlegemer av arten er knyttet til middels nedbrutte granlæger. Til sammen er det kjent 19 lokaliteter på Østlandet, 1 i Nord-Trøndelag og 1 i Nordland. Tre store populasjoner er kjent fra Osломarka (Skotjernfjell, Katnosa - Spålen og Oppkuven, alle nå naturreservater) og en fra Telemark (Sauherad). I de tre første er registrert henholdsvis 25, 18 og 17 læger med fruktlegemer. Ut fra herbariedata og andre kilder er arten til sammen registrert på 76 læger. Ut fra en vurdering om hvor godt kjente lokaliteter er undersøkt (de tre nevnte lokaliteter er godt undersøkt) antas at man kan doble antall stokker (til 150) på disse lokalitetene for å nærme seg et reelt bilde.

Forekomstareal:  $5 \times 25 \text{ km}^2 = 600 \text{ km}^2$ , basert på  $5 \times 5 \text{ km}$  ruter

#### Rødlistevurdering

Arten har vært spesielt ettersøkt i forbindelse med bl.a. nøkkelbiotopundersøkelser og verneplanundersøkelser uten at dette har ført til mange nyfunn, og det antas at begrensningen i forekomst skyldes manglende kontinuitet i forekomst av egnete livsmiljøer. Likevel er det klart at det finnes mange mindre lokaliteter med kontinuitetsmiljøer som ikke er undersøkt, særlig topper av åser på noen få hundre dekar, samt nullområder i vanskelig terreng. Man må derfor regne med at arten fortsatt vil bli funnet på flere nye lokaliteter i årene som kommer.

Det er imidlertid grunn til å tro at lappkjuke har en snevrere geografisk utbredelse enn substrat-tre-slaget gran. At arten er mer østlig enn gran (ev. har større tregthet i å spre seg vestover naturlig) indikeres av at arten bare er funnet én gang i det meget godt undersøkte Trillemarka-området i Buskerud. På bakgrunn av et antatt av hittil ukjente lokaliteter, anslås en totalforekomst til det dobbelte antallet av estimert antall bebodde stokker på kjente lokaliteter til i alt 300 stokker.

De neste spørsmålene blir:

- 1) I hvilken grad kan man hevde at en stokk tilsvarer et individ? For svartsonekjuke (Kauserud og Schumacher 2002) er det vist at 1 stokk kan huse en til flere individer

- 2) I hvor mange stokker finnes arten, men uten å fruktifisere?

Man kunne forsøksvis doble antallet individer for både 1) og 2) (trolig en sannsynlig gjetting for punkt 1, men en svært usikker gjetting for punkt 2). Antall individer ville da havne på 1200.

Hvis det videre antas at halvparten av alle lokalitetene er kjent, gir dette et forekomstareal på ca. 1200 km<sup>2</sup>.

Det er for denne arten ikke dokumentert noen reell nedgang. Samtidig er arten relativt godt ivarettatt av eksisterende verneområder. Snaut halvparten av kjente lokaliteter er nå innenfor verneområder. Ytterligere noen er sikret i nøkkelbiotoper, mens resten av funnene er fra de siste årene, og status/framtidig status for områdene er foreløpig uklare.

Like fullt må man når man tar i betraktning antatte ukjente lokaliteter, regne med at arten er utsatt for en jevn tilbakegang, siden den vokser i produktiv, gammel, hogstmoden skog som er utsatt for avvirkning.

Vurdering av de ulike kriteriene:

- A. En antatt populasjonsminskning basert på hittil ukjente lokaliteter blir svært spekulativt. Arten ville kanskje kunne få kategori nær truet, NT, som tilsier en tilbakegang på mellom 10 og 20 prosent de siste 10 år (jf. Gårdenfors 2000 s. 60), men dette er uansett svært spekulativt
- B. Forekomstarealet er her forsøksvis estimert til 600 km<sup>2</sup> som tilsier kategori sårbar, VU (500-2000 km<sup>2</sup>). Arten tilfredsstiller imidlertid ikke minst 2 av de 3 tilleggs-kriteriene som må være oppfylt for å kunne klassifisere arten som VU etter B-kriteriet (kun ev. tilleggs-kriterium 2, jf. s. 61 i Gårdenfors 2000)
- C. Liten populasjonsstørrelse er vurdert som oppfylt. Ca. 1200 individer totalt er anslått ovenfor, og dette tilsvarer kategori truet, EN. To tilleggs-kriterier hvorav ett må være oppfylt: 1 - rask minskning, over 10 % på 10 år – kan være tvilsomt; 2 - pågående tilbakegang, samt ingen populasjon har mer enn 1000 individer antas være godt oppfylt
- D. Ikke oppfylt

Ut fra C-kriteriet kunne arten flyttes fra VU (1999) til EN. Det er som skissert over imidlertid store

usikkerheter i alle vurderinger, samt at arten har mange nyfunn de senere år i tidligere dårlig studerte områder. En dobling av antall reelle forekomster kan således vise seg å være for lavt.

Lappkjuke synes å ha dårlig spredningspotensial (eller etableringspotensial) vurdert ut fra observasjoner i områder hvor habitatet i løpet av de siste 20 år har utviklet seg fra å være svært fattig på død ved til å bli et tilsynelatende godt lappkjukehabitat – men hvor arten glimrer ved sitt fravær. Den mangler på lokaliteter beliggende noen få km unna kjente lokaliteter for arten. Relativt tett med lokaliteter nær grensa over en begrenset strekning i Mellom-Sverige behøver dermed ikke å bidra nevneverdig til rødlisteklassifiseringen i Norge.

*Konklusjon:* Lappkjuke bør fremdeles klassifiseres som sårbar (VU), selv om svært usikre estimater gir en åpning for å klassifisere arten som truet (EN).

### 3.4 Sammendrag av matrisedata

Mange av artene i matrisen endret status fra 1992 til 1999. Dette var delvis pga. at andre kriterier ble brukt og at definisjonene var litt ulike. Noen endringer ble også foretatt som følge av reviderte vurderinger med bakgrunn i ny generell kunnskap eller nye funn. Dette ser ut til å gjelde for alle gruppene og reflekterer den modningsprosess og bevisstgjøring som har pågått i rødlistearbeidet i Norge, men også at rødlistekategoriene og status er dynamisk i tråd med at artenes trusselbilde endres. Vi merker oss imidlertid at en stor andel av lavartene endret status som følge av ny kunnskap.

Gjennomgående for de aller fleste rødlistearter er at det er få registrerte lokaliteter. Det totale antall lokaliteter for rødlisteartene er typisk rundt 10 for de fleste artene av trebukker og moser. For lav derimot er det registrert hele 59 lokaliteter i gjennomsnitt for hver rødlisteart. Mange arter, spesielt blant mosene, er ikke gjenfunnet de siste 10 år. Den lave funnfrekvensen hos trebukker og moser reflekterer at sjeldenhet er underliggende for et stort antall rødlistearter på tvers av taksonomiske grupper. Uavhengig av årsaken til at det er få funn, medfører det tolkningsproblemer å vurdere reelle forekomstfrekvenser totalt og geografisk over tid pga. at datagrunnlaget statistisk blir for spinkelt. Vurdering av populasjonsutviklingen krever at funnfrekvensen holdes opp mot aktivitetsnivået. Aktivitetsnivået karakteriseres som middels til høyt for de fleste artene på tvers av taksonomiske grupper. Aktivitetsnivået over tid har vært nokså variabelt for disse gruppene.

For de fleste mosearter har det vært mindre aktivitet i nyere tid, mens det for sopp og lav har vært større aktivitet i nyere tid. Hos trebukker har det også vært høyere aktivitet i nyere tid for mange arter, men det er nok relative aktivitetsforskjeller mellom gruppene som ikke kommer fram i denne oversikten. De mange rødlistelokalitetene for lav og mange sopparter er i høy grad et resultat av stor aktivitet i nyere tid. Man kan imidlertid ikke uten videre slutte av det lave antallet rødlistelokaliteter for trebukker og moser skyldes liten aktivitet. Dette krever mer inngående analyser omkring sjeldenhet og trender i forekomstfrekvens.

Graden av direkte og indirekte gjensøk har vært liten hos trebukker og moser, men bedre hos lav. For sopp har det vært noe indirekte gjensøk når det gjelder status til gamle lokaliteter. Dette er opplagt et felt som bør prioriteres i framtidig overvåkings- og rødlistearbeid, jf. Kap. 4. Å kunne avgjøre om gamle lokaliteter er intakt er helt avgjørende for å vurdere rødlistestatus etter IUCN-kategoriene, særlig med hensyn til vurdering av graden av trussel. For lav ble 47 % av de gamle lokalitetene gjenfunnet etter gjensøk, og dette antyder at halvparten av populasjonene på lokalitetene var utgått. For å si noe om populasjonsutvikling må man imidlertid også vurdere graden av nyetableringer.

Den taksonomiske kunnskapen er stort sett god på alle grupper, med unntak av enkelte mose- og lavarter, og dette er en forutsetning for at rødlistevurderingene skal være holdbare. Dette står i kontrast til kunnskapen om populasjonsdynamikk som er svært dårlig hos alle grupper, noe som innebærer at man i dag er henvist til å bruke indirekte metoder (eller mål) for vurdering av bestandsstørrelser.

Kunnskapen om utbredelse må karakteriseres som middels til dårlig for de fleste grupper, men god for en del lavarter og enkelte slekter som slørsopper, hvor det har pågått spesialstudier over lengre tid i Norge. Dette indikerer at mørketallene for antall reelle lokaliteter for mange arter er relativt store. Hvor store de er, er imidlertid vanskelig å vurdere, men er av avgjørende betydning for vurdering etter IUCN-kriteriene. Man kunne tenke seg et forskningsprosjekt for å estimere den reelle utbredelsen til utvalgte rødlistearter for å oppnå et bedre vurderingsgrunnlag.

Kunnskapen om habitatkravene til artene er svært variabel hos alle grupper, og dårligst for trebukker. For mange arter mangler kunnskap om essensielle økologiske nøkkelfaktorer. Slik kunnskap er helt nødvendig for å kunne vurdere trusselbildet, potensielle habitater, bestandsstørrelser og forvaltningstiltak. På kort sikt er det urealistisk å satse på å øke kunnskapen

om økologien til slike arter vesentlig. Det er imidlertid viktig å lage forsvarlige forvaltningsplaner for slike arter på linje med de artene man har bedre kunnskaper om. De ukjente nøkkelfaktorene kan være sjeldne fra naturens side eller sjeldne pga menneskelig påvirkning. I begge tilfeller vil artene som er avhengig av dem kunne trues. Mange slike arter vil havne i DD-kategorien (manglende data) etter IUCN-kriteriene. Hvorvidt de egentlig er truet eller bør ha en høy eller lav trusselkategori vil være forskjellig fra art til art.

De aller fleste artene på den norske rødlisten, som også finnes i Sverige, er også rødlistet der. I de tilfeller der arten er rødlistet i Norge, men ikke i Sverige (eller omvendt), er det som regel geografisk sjeldenhet i ett av landene som er årsaken. Mange rødlistede lav og moser er ikke kjent fra Sverige. Dette reflekterer den særegne mose- og lavfloraen på Vestlandet som har optimale klimatiske forhold for mange arter. For billene er nesten alle norske rødlistearter kjent fra Sverige. Dette skyldes at de fleste trebukker i Skandinavia har en sørøstlig eller østlig utbredelse pga. at de begrenses av temperatur- og nedbørsforhold mot nord og vest. Denne forskjellen i hovedutbredelse mellom grupper reflekteres gjennom de naturtypene som berøres av rødlisteartene. For billene ligger rødlistelokalitetene i stor grad i boreo-nemoral sone og MiS-region 2a, mens det for moser og lav er en større spredning på vegetasjonssoner/MiS-regioner opp til nordboreal sone.

Viktige punkthabitater er svært forskjellige fra gruppe til gruppe, og reflekterer gruppens økologiske nisjer. Felles for alle arter er at riktig kombinasjon mellom punkthabitat og nøkkelfaktor i en habitattype må være til stede for at arten skal finnes. (Dette er helt analogt til begrepene substrat/element og miljø som er benyttet i MiS.) I tillegg vil bestandsøkologiske forhold som metapopulasjonsdynamikk, innvandringshistorie og spredningsevne være av avgjørende betydning. For alle trebukker og de fleste kjuker og barksopper er død ved en nøkkelfaktor. Treslag, dimensjon og nedbrytningsstadium utgjør gradienter i punkthabitat-tilstand som er viktige for disse organismegruppene. I tillegg kommer nøkkelfaktorer som fuktighet, mikroklima, skogbrann, følgearter (symbionter) osv. For moser er også dødved-habitater viktige, i tillegg vil ulike typer berg, jord og møkk være viktige punkthabitater (substrater). Den viktigste nøkkelfaktoren for moser er høy luftfuktighet. Viktige rødlistehabitater for lav er delvis de samme som for moser. Nøkkelfaktorene for lav er ofte høy luftfuktighet, høy pH, og gode lysforhold. For mykorrhizasopp er vertstreslag av en viss alder viktig, samtidig som stedlig kontinuitet i til-

gang på slike trær antas å ha betydning for flere arter.

De viktigste menneskelige påvirkningsfaktorer for rødlistearter i skog innen gruppene som er behandlet her omfatter ulike påvirkninger på skogsarealer. For trebukker og vedboende sopp vil fjerning av død ved av bestemt kvalitet, samt flatehogst, være sentralt. Dette vil påvirke artene negativt gjennom habitatfragmentering eller akutt habitatmangel. Moser, lav og øvrige soppgrupper påvirkes av en rekke faktorer f.eks. avvirkning i spesielle områder, fjerning av dødt virke, skogplanting, flatehogst, endring av hydrologiske forhold og – spesielt for lav – utslipp av gasser til luft. Her vil endring av miljøtilstand omfatte endring av mikroklima, forsuring og effekter på fysiske miljø. De fleste artene påvirkes gjennom akutt habitatmangel, fragmentering og endringer i bestandsstruktur, enkelte også av akutt toksisitet og konkurranse.

### 3.5 Overgang til nye IUCN-kategorier og -kriterier

Det vil være viktig for rødlistearbeidet å starte arbeidet med overgang til de nye IUCN-kategoriene. Dette vil sikre bedre rødlistearter som positivt vil medføre 1) større mulighet for å sammenlikne med internasjonale lister og lister fra andre land; 2) bedre harmonisering både på tvers av og innenfor taksonomiske grupper; 3) mer gjennomsiktede lister ved at bakgrunnsdataene dokumenteres, noe som er viktig både for brukerne og forfatterne ved revisjon av listene.

På bakgrunn av de foreløpige vurderingene vi har gjort mener vi at det er mulig å anvende disse IUCN-kategoriene og -kriteriene i Norge på tross av et relativt svakt datagrunnlag. Om man tar i betraktning definisjonene på kategoriene, er ikke resultatene veldig forskjellige fra den gjeldende rødlisten (DN 1999a). Det vil imidlertid være vanskelig å lage en direkte oversettelse til det nye systemet siden alle artene må vurderes for seg etter detaljerte bakgrunnsdata (se eksemplene foran). Eksemplene foran viser at arbeidet med overgang til nye kategorier og etter nye kriterier vil være nokså omfattende, da det krever sammenstilling av store mengder bakgrunnsdata som ofte er tungt tilgjengelig. Man kan imidlertid lage en mal for hvordan man kan utnytte bakgrunnskunnskapen best mulig. En mulig framgangsmåte vil være å samle informasjonen stikkordsvis i en matrise slik som vist i Vedlegg 2.

45 % av artene i matriseeksemplene er klassifisert i truethetskategoriene CR, E eller VU. Til

sammenligning står 50 % av disse artene klassifisert i kategoriene E eller V på gjeldende rødliste (DN 1999a). En del av artene (2,5 % av mosene, 4 % av lavene og 11 % av soppene) er klassifisert som LC, og vil dermed ikke bli rødlistet i en revidert versjon av rødlisten hvis våre forslag skulle bli tatt til følge. Dette er trolig mer et uttrykk for bedre kunnskap og en mer kritisk tolkning av datagrunnlaget enn at de nye IUCN-kriteriene setter strengere krav for at arter skal komme inn på rødlisten. Mange arter havner i kategorien NT, 19 % av de 224 artene som er behandlet i matrisen. Denne kategorien har en definisjon som er ganske lik definisjonen av den gamle kategorien DC. Til sammen 23 % av artene i matrisen er oppført som DC på gjeldende rødliste. En del arter havner som DD. Dette ser delvis ut til å gjelde de artene som tidligere hadde kategorien DM. (Lav hadde imidlertid 3 DM-arter, mens 10 er kategorisert som DD etter det nye systemet.) Delvis dreier det seg om arter klassifisert som R, sjeldne. Dette gjelder særlig mange sopparter hvor kategorien R også omfatter antatt true arter, men hvor datagrunnlaget var for spinkelt for å klassifisering i kategoriene E eller V. Totalt for gruppene hvor DM har blitt benyttet som kategori, er 42 arter klassifisert til denne kategorien på gjeldende rødliste, mens 43 kommer ut som DD etter det nye systemet. Med det nye systemet kunne man ende opp med at de fleste artene ble kategorisert som DD (manglende data) pga. høye krav til dokumentasjon. De testene vi har gjort her viser imidlertid en relativ lav prosent DD-arter. En mulig forklaring på dette resultatet er selvsagt at vi har vært villig til å strekke oss langt i tolkningen av selve grunnlagsdataene. Er man streng her blir det mange DD-arter, er man mindre streng, blir det færre arter.

De nye IUCN-kriteriene gir en klar forbedring i form av et biologisk fundert rammeverktøy for å vurdere arter for rødlisting. Skal dette gi seg utslag i en betydelig forbedring av rødlisten krever det at grunnlagsdataene for de enkelte artene og kunnskap om graden av trussel holder et tilstrekkelig nivå til at forbedringene verktøyet representerer faktisk kan utnyttes. Det er likeledes svært viktig at en gjør ens vurderinger på tvers av organismegruppene om hvordan og hvor langt en skal tøyne grensene for positiv anvendelse av et svakt datagrunnlag i rødlistekategorisering.

Det er to spørsmål som må besvares for anvendelse av de nye kriteriene og som er helt avgjørende for resultatet, det første er reint kvalitativt og helt sentralt for å «unngå» å havne i DD- (ev. NT-) kategorien:

### 1. Er arten i tilbakegang (continuous decline)?

Her kan både hårfine vurderinger av om dataene er gode nok til å kunne besvare spørsmålet, og om den informasjonen vi anvender for å si ja faktisk stemmer med virkeligheten, påvirke resultatet fundamentalt. (Er for eksempel antallet lokaliteter med død ved furu i område X faktisk avtagende?)

Svarer vi ja på dette spørsmålet åpner jo muligheten seg for spesielt å kunne anvende B- og C-kriteriene.

Derneft kommer det kvantitative spørsmålet:

### 2. Hvor stor del av de nasjonale populasjonene kjenner vi til – hvor store er mørketallene?

Her gir de nye kriteriene grenseverdier som er greie å forholde seg til, men tolkningen av mørketallenes størrelse er helt sentral og åpner for bruk av skjønn eller føre-var-prinsipp hvor en fort kommer på kant med vitenskapelige prinsipper.

Det er forskjell på hvilke kriterier som er brukt for de ulike taksonomiske gruppene. Hos trebukker er kun indirekte evidens gjennom A- og B-kriteriene brukt, for moser kun B- og D-kriteriene, mens for sopp og lav er både A-, B-, C- og D-kriteriene brukt.

En tolkning av denne spriken i anvendte kriterier er at ulike forskere (les «vi») har ulike oppfatninger om at (et ganske likt) datagrunnlag enten lar seg tolke positivt (lar seg anvende) eller er for tynt til å kunne anvendes. Vi kan også ha ulike oppfatninger av hvordan vi skal tolke indirekte mål for populasjonsnedgang: habitatkvaliteter, habitatmengder og biotopforandringer som resultat av skogbrukshistorien. Korrekt (og ens) tolkning av skogbrukshistorien er viktig. Helt åpenbart trenger vi bedre data enn landskogtakseringen i dag kan gi oss om utviklingen av punkthabitater i norsk skog over tid, med en geografisk oppløsning som vi trenger ut fra de ulike artenes ulike utbredelsesområder.

## 3.6 Kunnskapsbehov

Det er store behov for økt kunnskap på flere felter innen alle gruppene som er behandlet her. Disse behovene kan oppsummeres punktvis:

1. Det er et generelt behov for bedre kunnskap om forekomst av nesten alle arter av rødlistede invertebrater, kryptogamer og sopp. Det vil være spesielt viktig med direkte og indirekte gjensøk på gamle lokaliteter for å vurdere om de fortsatt

har livskraftige bestander. Kunnskap om bestandsstørrelser og populasjonsdynamikk er nesten fraværende for de gruppene som er behandlet her. Det er urealistisk å framskaffe slike data for alle arter, men vi anbefaler å prioritere inngående studier av eksempelarter innenfor hver gruppe.

2. Kunnskap om hvorfor rødlisteartene er sjeldne, både i lys av menneskelige påvirkningsfaktorer og økologiske nøkkelfaktorer, vil være viktig for å kunne framskaffe den bakgrunnsinformasjon som er avgjørende for å kunne forvalte arter forsvarlig.

3. De fleste av artene som omtales her må vurderes indirekte bl.a. gjennom mål for habitatenes utvikling. Det vil derfor være svært viktig å oppnå detaljert kunnskap om dette gjennom omfattende klassifisering av habitattyper og funksjonelle mål for habitatenes utvikling over tid.
4. Man trenger en grundig utredning av forvaltningsstrategier for rødlistearter i Norge. Detaljerte forslag til tiltak som utarbeides på basis av kunnskap om artenes livskrav er nødvendig.

## Boks 2. Sentrale begreper for inndeling av natur

### Begreper knyttet til populasjoner/arter

#### **Endemiske arter**

Arter eller underarter som bare finnes i et begrenset geografisk område. I praksis kan slike områder være Norden, et land, et fjellområde m.m.

#### **Forekomstareal (area of occupancy)**

Arealet innen utbredelsesområdet der taksonet finnes. Arealet vil være avhengig av rutestørrelse i rutenett. Oppløsningen på rutenett defineres ut fra den skala som er relevant for taksonet med hensyn på biologiske aspekter, trusler og tilgjengelige data (IUCN 2001).

#### **Funn (record)**

Angir enkeltstående episoder hvor taksonet er registrert. Flere individer av samme takson på samme lokalitet og dato defineres som et funn.

#### **Habitat**

Levesteder/omgivelser, virkelige eller begrepsmessige, som en organisme lever i ut fra artens preferanse (Ødegaard m.fl. 2001). Artsspesifikt og ikke statisk begrep som kan omfatte flere naturtyper for samme art. Eks. a) vann som larve, skog som voksen; b) hule eiker.

#### **«Hot-spots»**

Bestemte geografiske områder (arealer) som inneholder forholdsvis mange arter på begrenset areal. Jf. Artsrike naturtyper (DN 1999b).

#### **Livsmiljø**

Kombinasjonen av elementer (substrater, punkthabitater) og miljøfaktorer langs viktige gradienter (fuktig-tørr, rik-fattig) utgjør ulike livsmiljøer for arter. I Miljøregistreringer i skog (MiS) (Gjerde og Baumann 2002) er elementer kategorisert gjennom 12 hovedtyper som deles i ulike livsmiljøer etter hvor de befinner seg langs miljøgradientene. Eks. a) liggende død ved, tørr/rik, tørr/fattig, fuktig/rik, fuktig/fattig; b) hule lauvtrær fuktig/rik, tørr/rik.

#### **Lokalitet/ forekomst (site)**

Stedfestet geografisk punkt eller område (avhengig av presisjon) der taksonet finnes.

#### **«Lokasjon» (location)**

Geografisk distinkt areal som en enkelt hendelse (trusselfaktor) raskt kan påvirke alle individer av et takson som finnes der (IUCN 2000).

Boks 2 forts. neste side

Boks 2 forts.

### **Punkthabitat (mikrohabitat)**

Substratet arten bruker på levestedet, ofte uavhengig av habitattype (NINA 2001). Eks. a) død ved, bark og tresopp på furu; b) kadaver; c) stein. Punkthabitater i denne sammenheng omfatter også levende organismer for de som lever av eller på disse f.eks. epifytter, fytofager, predatorer og parasitter. I rødlistesammenheng forekommer også begrepet **nøkkelementer** (Haugset m.fl. 1996) definert som elementer i skogen som har stor betydning for artsmangfoldet. Eks. liggende død ved, hule trær, bekker og kilder.

### **Takson (fl. taksa)**

Individer som gjenkjennes ved at de deler et antall taksonomiske karakterer. Refererer til kategorier som for eksempel art, slekt eller familie.

### **Utbredelsesområde (extent of occurrence)**

Arealet innenfor det minste polygon som kan trekkes mellom alle kjente punkter som representerer nåværende forekomst av et takson (IUCN 2000).

### **Økologiske nøkkelfaktorer**

Spesielle biotiske, abiotiske, strukturelle eller tidsmessige forhold som er avgjørende for en arts forekomst i et område (NINA 2001). Nøkkelfaktorer kan også være substrater (punkthabitater). Eks. fuglereir i hule trær, kalkkrevende, brannbegunstiget eller avhengig av sene suksesjonsstadier.

### **Arealdekkende begreper for inndeling av natur**

#### **Vegetasjonstype**

Arealer definert ut fra artssammensetning av planter og miljøgradienter i plantedekket (Fremstad 1997). Eks. lavskog, reinrose - gras – lavrabb

#### **Habitattype**

Levesteder for et sett av arter definert ut fra enhetlig artssammensetning av ulike organismer (Ødegaard m.fl. 2001). Eks. tørr/ fattig furuskog, vegetasjonsløse grusflater i fjellet

#### **Naturtype/ biotop**

Levesteder for et sett av arter definert ut fra ulike kriterier f.eks. utseende, dominerende art, klima, kjemi, hydrologi. Ofte synonymt med habitattyper. Naturtyper som er særlig viktige i biologisk mangfold sammenheng er omtalt i DN (1999b). Eks. urskog/gammelskog, kalkrike områder i fjellet. **Nøkkelbiotoper** (Haugset m.fl. 1996) og **restbiotoper** (Gundersen og Rolstad 1998b) er spesielle begreper for bestemte naturtyper som inneholder bevaringsverdige naturkvaliteter. **Stedsbetingete biotoper** (Gundersen og Rolstad 1998b) er sjeldne biotoper som preges av bestemte økologiske forhold uavhengig av menneskelig påvirkning. Nøkkelbiotoper, restbiotoper og stedsbetingete biotoper er gjerne karakterisert av bestemte økologiske nøkkelfaktorer.

#### **Hovednaturtype**

Samling av naturtyper som er beslektet (DN 1999b, Ødegaard m.fl. 2001). Eks. skog, fjell

## 4. Hvordan er rødlistene brukt?

### 4.1 Karplanter og virveldyr

Rødlistearbeidet kom i gang som resultat av et etter hvert sterkt behov innen den offentlige forvaltning for et mer presist verktøy som kunne gi uttrykk for dagens kunnskap om truede arters status. Dette hadde sitt opphav i en stadig økende bevisstgjøring og fokusering på naturvernspørsmål, særlig fra omkring 1970, både nasjonalt og internasjonalt.

Offentlig naturvernarbeid med fokus på sjeldne arter har imidlertid en langt eldre historie enn dette i Norge (Berntsen 1994), og særlig for karplanter har kunnskap om taksonomi, økologi, utbredelse og sjeldenhet vært på et relativt sett høyt nivå gjennom hele 1900-tallet. Selv om en skreven og systematisert rødliste har manglet, har denne kunnskapen vært basis for en rekke viktige vedtak, hjemlet i «Lov om naturfredning» fra 1910 (Høiland 1985).

I 1911 kom plantefredningen av et område på Dovrefjell, hvor et stort antall sjeldne fjellplanter var truet av hensynsløse plantesamlere rundt århundreskiftet. En liknende fredning skjedde i Junkerdalsområdet i Saltdal i 1928. I første halvdel av 1900-tallet ble det videre vedtatt en rekke artsfredninger i spesielle områder – for øvrig av mer eller mindre vellykket karakter, siden området der planten vokste ikke ble vernet. Like i forkant av det mer offisielle rødlistearbeidet var 4 arter fredet på landsbasis (Høiland 1985): misteltein, sibirstjerne, masimjelt og purpurkarse.

Inspirert av andre lands rødlistene og en politisk naturvernvind ble det laget utkast til rødlistene for karplanter allerede 15 år før den første offisielle rødlisten (DN 1992) fra Direktoratet for naturforvaltning; Gjerlaug (1977), Hotade djur och växter i Norden (1978), Norderhaug (1978), Halvorsen (1980), Høiland (1986, 1990). Den landsomfattende registreringen av truede og sårbare plantearter i regi av Miljøverndepartementet (Halvorsen 1980, 1984, Høiland 1986) var igjen utgangspunkt for de fylkesvise forvaltningsplanene for truede plantearter (Økland m.fl. 1985), der det ble gjort ytterligere oppsøk av aktuelle lokaliteter og utarbeidet forvaltningsforslag for hver art/lokalitet, alt fra skjøtsel til fredningsforslag.

I praksis har vi dermed hatt en fungerende rødliste som klart har blitt brukt av myndighetene iallfall fra 1980. Oppfølgingen av forvaltningsforslagene har vært vekslende, men rødlisten og nevnte arbeider har klart bidratt til at mange viktige lokaliteter har blitt ivaretatt på ulike måter, bl.a. ved opprett-

else av myrreservater. Sammenliknet med mange andre organismegrupper er andelen av rødlistede karplanter som vokser i skog liten, men i enkelte vegetasjonstyper har de en mer fremtredende rolle, bl.a. i kalkfuruskog, der det blant annet har vært fokus på flere sjeldne orkidéarter (jf. Bjørndalen og Brandrud 1989). Flere av disse områdene ble vernet som naturreservater i 1993 og 2002 (DN 1995 og nyere datalister fra DN).

I egenskap av å være en godt kjent organisme-gruppe av arter som er enkle å observere, kan karplantene iallfall fram til ca. 1990 sies å ha hatt en høyere status enn lavere planter og sopp. Selv om forvaltningsplanene trolig for storparten av aktuelle plantelokaliteter ikke førte til konkrete sikringstiltak, har nok en del lokaliteter blitt reddet av at det har vært vanskeligere å få vedtatt for eksempel utbyggingsplaner i slike områder. Flere slike lokaliteter har i de seinere år blitt fanget opp av nøkkelbiotopregistreringer og nå kartlegging av naturtyper i kommunene.

I 2001 ble 43 plantearter, inkludert 11 midlertidig vernet orkideer, totalfredet (Høiland 2002), inkludert skogarter som marisko, hvit og rød skogfrue og bittergrønn. Denne artsfredningen gir imidlertid ikke et automatisk vern av artenes biotoper, og flere av disse artenes leveområder er fortsatt uten formell vernestatus eller annen sikring. Verneformen er således klart mangelfull i forhold til formålet. At den likevel benyttes sier likevel noe om karplantenes fortsatt noe spesielle status. Det aktuelle fredningsvedtaket fra 2001 omfattet også 9 virvelløse dyr, mens bare 1 slik art, elveperlemusling, var fredet fra før (DN 1994). I Sverige er nå fredet også flere moser, lav og sopp, samt et antall amfibier, krypdyr og virvelløse dyr (Aronsson 2000).

På den zoologiske siden finner imidlertid karplantene sitt motstykke i virveldyr. Disse (med unntak av amfibier) var også inkludert med norske lister i publikasjonen «Hotade djur och växter i Norden» (1978). For pattedyr og fugl har artsfredninger for jakttruede arter som beveger seg over store avstander nødvendigvis vært et bedre redskap enn for sjeldne planter på ettertraktete tomter i pressområder – i den grad fredninger lar seg håndheve eller opprettholde for rovdyrarter som er gjenstand for konflikter på høyt politisk nivå. Her opplever man også at klassifisering på rødlisten bringes inn som del av den politiske debatt. Fredninger av tidligere utryddelsestruede arter som bever og mår må imidler-

tid sies å ha vært svært så vellykkete. En organisme-gruppe som er lettere sammenliknbar med karplantene er fugl, hvor aktivitet og kunnskap også har vært på et høyt nivå lenge. Her har heller ikke en offisiell rødliste vært forutsetning for tiltak. Særlig i den nasjonale verneplanen for våtmarker (behandlet fylkesvis) har verneverdier knyttet til fuglelivet hatt en helt sentral rolle.

I dag, blant annet som ledd i nøkkelbiotop-registreringer og viltkartlegging, har vern av små vannforekomster og dammer med stor og/eller liten salamander oppnådd stor aksept. Alle arter av amfibier, krypdyr, fugl og landpattedyr omfattes av viltkartlegging i kommunene (DN 1996), som dels er utført separat, dels koordinert med naturtypekartleggingen i kommunene (DN 1999b).

## 4.2 Sopp, lavere planter og virvelløse dyr

Selv om rødlistearbeidet for disse gruppene startet opp på 1980-tallet i forbindelse med den første offisielle rødlisten, som omfattet flere organismegrupper, var det først omkring dennes utgivelse (DN 1992) at laverestående organismer for alvor fikk relevans i arbeidet med bevaring av biologisk mangfold. I løpet av svært kort tid var de blitt viktige både ved de aktuelle arters egenverdi og ved utvalgte arters funksjon som indikatororganismer. Ideen om bruk av indikatorarter for skoglig kontinuitet (jf. Bredesen m.fl. 1993, 1994, Haugset m.fl. 1996) ble utviklet i samme tidsperiode som rødlistene, og flere av de mest benyttede indikatorartene er nettopp rødlistearter i kategorien hensynskrevende. Dette er arter som er sterkt knyttet til et spesifikt substrat og som er såpass hyppige at de i hvert fall teoretisk kan være aktuelle som indikatorarter.

Storsopper, sommerfugler og biller utgjør i dag 82,5 % av rødlisteartene i skog (jf. DN 1999a; Tab. 2). Den fylkesvise, nasjonale edellauvskogspanen var stort sett gjennomført før en fikk rødlistearter for disse gruppene, men for de senere faser av verneplan for barskog ble forekomst av rødlistearter ett av flere viktige kriterier for å kunne prioritere mellom de foreslåtte områdene. Denne prioriteringen mellom foreslåtte verneområder bygget dels på kjent kunnskap om forekomst av rødlistearter og dels på nye registreringer av antatte indikatorarter for forekomst av rødlistearter og viktige habitater for slike arter.

I noen grad ble det også fokus på spesielle arter, som lappkjuke (*Amylocystis lapponica*), som nærmest ble en ny symbolart (eller «flaggskipart», jf. Simberloff 1998). Store og livskraftige populasjoner av denne

sårbare arten ble viktig i argumentasjonen for vern av konfliktfylte barskogsområder som Katnosa (1993) og Skotjernfjellet (2002) i Osloomarka. Tilsvarende ble arter som gullprikklav (*Pseudocyphellaria crocata*) og trønderlav (*Erioderma pedicellatum*) sentrale med hensyn til den boreale regnskogen i Midt-Norge.

Også før rødlistenes tid hadde lavartene huldrestry og ulvelav en sentral rolle i barskogsverneplanarbeidet med hensyn til utvelgelse av spesialområder i visse deler av landet, både i kraft av å være indikatorarter for spesielle livsmiljø og ved sin egenverdi (jf. DN 1988).

Virvelløse dyr og moser har i mye mindre grad blitt inkludert i denne utviklingen, fordi de er mer tidkrevende og kostbare å registrere, og dels fordi det er mangel på biologer med god nok artskunnskap.

Edellauvskogsvernet, som i stor grad ble basert på kriterier som plantesosiologisk tilknytning (skogtyper), skogstruktur og grad av menneskelig påvirkning, kan nå bli oppdatert og eventuelt suppleres med hensyn til den økte kunnskapen om truede og sårbare arter. I en evaluering av skogvernet i Norge (Framstad m.fl. 2002) ble det konstatert at edellauvskogene har en stor andel av norske rødlistearter, og et stort antall lokaliteter framstår i dag som svært viktige blant annet i forhold til bevaring av slike arter.

Evalueringsrapportene (Framstad m.fl. 2002, 2003) konkluderte også mer generelt med at ett av de prioriterte verneformålene er å «bidra til å bevare artsmangfoldet ved dels å sikre et fundament av gode habitater i verneområder og dessuten bidra til å sikre deler av de truede og sårbare artene ved å verne viktige utvalgte forekomster av slike arter». Rødlistearter vil også bli fanget opp under øvrige målsettinger ved skogvernet, både siktepunktet om å verne et representativt utvalg av skogtyper i ulike regioner, men også målsetningen om å sikre et nyansert utvalg av truede, sjeldne og andre spesielle skogtyper. Her inngår ikke minst edellauvskogene og kalkrike barskoger.

Rapporten konkluderer med at 4,5 % av produktivt skogareal må vernes (inklusive allerede vernet skog) hvis ulike skogtyper og biogeografiske regioner skal være representert på samme nivå som i den regionen som i dag har størst andel areal vernet. De 4,5 prosentene inkluderer også arealer med spesielle skogtyper og arealer (1 %) avsatt til spesielt vern av det biologiske mangfoldet. Politiske signaler indikerer en opptrapping av skogvernet og at rødlisten vil være et viktig redskap i forbindelse med de forutgående skogregistreringer.

Den mest omfattende bruken av rødlisten har trolig skjedd gjennom registrering av nøkkelbiotoper det siste tiåret. I Sverige startet et landsomfattende pro-



gram for nøkkelbiotopregistreringer allerede i 1993 (Gustafsson 2002).

Første offisielle oppdragsgiver i Norge var Oslo kommunes skoger der et antall utvalgte indikatorarter, inkludert rødlistearter, ble benyttet til å plukke ut «bevaringsskoger» i forbindelse med ny flerbruksplan (Håpnes m.fl. 1993). Gruppen Siste sjanse (nå stiftelse) gjorde en rekke nøkkelbiotopregistreringer i Øst-Norge (Lindblad 1996), først på idealistisk basis, etter hvert som oppdrag. Mens det først ble benyttet et begrenset antall indikatorarter, brukes i dag et større antall signalarter, og i tilknytning til dette har også lettere identifiserbare rødlistearter fra en rekke organismegrupper blitt registrert i stadig økende grad (jf. Haugset m.fl. 1996). Metoden, dokumentert av Løvdaal m.fl. (2002), har også i litt forskjellige varianter blitt benyttet av en rekke aktører (bl.a. NINA, Miljøfaglig Utredning, Verdens naturfond) i forbindelse med ulike oppdrag. Nøkkelbiotopregistreringer økte særlig i omfang etter Levende Skog-prosessen, med krav om biologiske registreringer relatert til skogbruksinngrep i forbindelse med sertifisering. Det har også vært registreringer i forbindelse med andre inngrep i skogområder, f.eks. Forsvarets Regionfelt Østlandet i Gråfjell, Hedmark (Stabbetorp m.fl. 2002). I tilfeller der det har vært ressurser nok har registreringene inkludert målrettet registrering av rødlistearter. Problemet er at dette oftest har begrenset seg til organismegrupper som registrator for oppdraget kjenner. Registrering av virvelløse dyr er i praksis nesten alltid for ressurskrevende i forhold til tilgjengelige ressurser.

Rødlisten har også vært et viktig verktøy i forbindelse med de kommunale naturtyperegistreringene (1999-2004), tilpasset oversiktsplanlegging i kommunene og forvaltning gjennom plan- og bygningsloven. I DN's håndbok (DN 1999b) er det definert et antall naturtyper som skal kartlegges. Disse anses som særlig viktige for det biologiske mangfoldet. Forekomst av rødlistearter/tilhørighet i truetkategorier er et viktig kriterium for om et registrert areal etter håndboken skal klassifiseres som «viktig» eller «svært viktig». I noen kommuner har ressursene bare strukket seg til å systematisere eksisterende materiale, men der det har vært rom for ny feltregistrering av biologer har prosjektet bidratt til mange nye funn av rødlistearter.

Miljøregistreringer i Skog (MiS) (Gjerde og Baumann 2002) har nå i praksis overtatt for Siste sjansemetoden når det gjelder standardisert registrering av viktige arealer for biologisk mangfold i skogbruksplanleggingen, og i noen grad også for skogarealene i naturtyperegistreringene. Ved at MiS-metoden er en registrering av livsmiljøer basert på habitat-

elementer og skoglige strukturer som er viktige for rødlistearter vil registreringene i seg selv i liten grad bidra til nye lokaliserte forekomster av rødlistearter. Det er imidlertid verdt å merke seg at ingen av registreringsoppleggene som har vært brukt de siste årene, inkluderer reelle systematiske artsregistreringer, men spredte observasjoner av utvalgte arter (hovedsakelig innen gruppene lav og sopp). Ifølge Gjerde og Baumann (2002) vurderes bruk av enkeltarter som indikatorer på stort mangfold av sjeldne og truede arter som svært usikkert fordi artenes prediksjonsevne varierer sterkt fra område til område og fordi arealoverlapp i forekomster av rødlistearter er relativt svak (se Kap. 4.3). MiS tar også utgangspunkt i at rødlistearter som hovedsakelig finnes i andre typer miljøer enn der det finnes konsentrasjoner av et utvalg av rødlistearter, vil bli dårlig representert hvis det ensidig fokuseres på arealer med mange slike arter. I MiS-håndboken (Baumann m.fl. 2001: 24) framgår at forekomster av direkte truede og sårbare arter som er stedfestet nøyaktig nok, «vil kunne bli tatt hånd om selv om det ikke er registrert et høyt rangert livsmiljø på lokaliteten». Dette er i tråd med anbefalingene til Gundersen og Rolstad (1998 b) om at skoglokaliteter som er intakte og hvor det er gjort funn av en art i kategori V, E eller Ex, «bør sikres inntil vi får et bedre kunnskapsgrunnlag om artens populasjonsstørrelse, populasjonstrend og økologi i Norge». Lokalitetene er benevnt som «biotoper med truede arter».

I sum betyr dette at det med hensyn til registrering av miljøverdier i skogbruket er lagt opp til mindre direkte bruk av rødlisten i framtiden. For å øke kunnskapene om rødlisteartene er det således et behov for en form for supplerende undersøkelser av rødlistearter, og gjennomført slik at de gir faglig holdbar og relevant informasjon om utbredelse, habitat og populasjonsendringer. Noe av dette behovet vil kunne tilfredsstilles i forbindelse med et mer omfattende overvåkingsopplegg som skissert i Kap. 5.

### 4.3 Begrensninger i bruk av rødlisten

Rødlisten er ment som et hjelpemiddel for forvaltningen av vårt biologiske mangfold ved å gi graderte prioriteringer om hvilke arter som trenger en forvaltningsinnsats for å kunne opprettholdes i levedyktige populasjoner i landet vårt.

Utgiveren av den norske rødlisten, Direktoratet for naturforvaltning, gir selv en nokså vid målsetting for den norske rødlisten: «Hensikten med å gi ut en nasjonal rødliste er å bidra til økt fokus på truede arter, ikke bare på nasjonalt nivå, men også blant

regionale og lokale myndigheter, sektorer og ideelle organisasjoner. Målsettingen er å sikre at arter ikke forsvinner fra landet og å opprettholde en levende og robust natur. Rødlisten har også en konkret rolle å spille i forhold til planlegging og hensyn til naturmiljøet.»

I første del av dette kapittelet har vi sett på hvordan rødlisten faktisk har vært brukt i Norge. Helt åpenbart har den oppfylt målsettingen om å sette fokus på de arter listen omfatter som har ført til mye ny kunnskap om nettopp disse artene, kunnskap som igjen fører til en riktigere rødliste ved kommende revisjoner. En faktisk fare med den store oppmerksomhet rødlisteartene er blitt til del, er at vi neglisjerer å observere andre arter, som kanskje har en markert negativ populasjonstrend som dermed forblir ukjent. Vår kunnskap i forhold til å revidere rødlisten blir sikrere for de artene som allerede står på listen, men kanskje for dårlig i forhold til arter som absolutt burde rødlistes ved første revisjon. En del feltbiologer har spesialisert seg på å kjenne igjen rødlisteartene og deres levesteder, kanskje på bekostning av å øke sin kompetanse generelt i forhold til den/de organismegruppene de registrerer, for eksempel i forhold til å oppdage nye arter for landet.

Rødlisten er bare ett av flere virkemidler i forvaltningen av vår natur og vårt biologiske mangfold, og flere forhold peker på at den nettopp bare bør være ett av flere verktøy for å gjøre prioriteringer i forvaltningen av det biologiske mangfoldet.

En generell kritikk av anvendelsen av rødlistene er gitt av Possingham m.fl. (2002), og denne artikkelen peker på en rekke begrensninger i bruk av rødlisten som også gjelder våre forhold. Her påpekes bl.a. at rødlistene ikke gir noen vurdering av sjansen for at en forvaltningsinnsats vil lykkes i å hindre utdøing av en gitt rødlisteart, og heller ikke hvor stor innsatsen må være for å kunne lykkes. Det vil være en dårlig forvaltningsstrategi å ensidig satse alle ressurser på en aksjonsplan for rødlistearter i de høyeste kategorier hvis graden av suksess er liten, samtidig som en rekke andre rødlistearter og andre arter, som et resultat av denne prioriteringen, løper en større risiko for å dø ut i framtiden.

En meget aktuell begrensning diskutert i artikkelen, sett i forhold til vårt arbeid, er at rødlistene har begrenset verdi i statusrapportering for tilstanden for det biologiske mangfoldet generelt i et landområde, dels fordi alle organismegrupper ikke er vurdert og inkludert i rødlistearbeidet, selvsagt fordi alle arter ikke er oppdaget, men også fordi kunnskapsgrunnlaget varierer sterkt for ulike grupper av organismer, og at analyser av prosentvise andeler rødlistede arter totalt vil styres av de artsrikeste gruppene. Tren-

der i status basert på analyser av andel arter på rødlisten og andel arter i ulike kategorier av ulike utgaver (revisjoner) av rødlisten, vil ofte i større grad gjenspeile endringer i kunnskapsnivå (nye eller bedre data) og erfaring med rødlistearbeid (riktigere tolkning av data) enn reelle trender i populasjonsutvikling og biologisk status.

Vi skal her se kort på noen åpenbare begrensninger i anvendelsen av den gjeldende norske rødlisten, særlig for de organismegruppene vi har vurdert. Årsakene til disse begrensningene er delvis forhold vedrørende selve rødlistearbeidet slik dette har vært utført (mangel på organisering og harmonisering mellom organismegruppene), men særlig datagrunnlaget rødlisten bygger på.

#### 4.3.1 Forvaltningstiltak for enkeltarter

- Rødlisten gir et sikrere grunnlag for prioriteringer av arter *innen* en organismegruppe, enn mellom arter i samme kategori fra ulike organismegrupper.

Dette er et resultat av den manglende harmoniseringen av rødlistearbeidet, med resultat at ulike kategorier og ulike tolkninger av disse er anvendt (se Kap. 2). Særlig vil det være vanskelig å sammenligne arter mellom to grupper der kategorien sjelden bare er anvendt for en av gruppene.

- Det er en god korrelasjon mellom arters sjeldenhet og rødlistekategorisering, men det kan ikke dokumenteres en tilsvarende god korrelasjon mellom udøelsesrisiko/tilbakegang og rødlistekategori.

Dette er primært et resultat av for spinkelt datagrunnlag. I prinsippet skulle dagens rødliste gi et godt grunnlag for prioriteringer mellom arter: «Arter som vurderes til rødlisten anses derimot å ha passert en terskel der bestandene er ansett som sterkt reduserte eller den geografiske utbredelsen er sterkt redusert» (DN 1999a). Dette skulle gjelde for alle kategorier bortsett fra kategori sjelden som primært skal omfatte naturlig sjeldne arter med stabile populasjoner (DN 1999a). De ulike kategoriene skulle gjenspeile utdøelsesrisiko langs en tidsakse.

Datagrunnlaget har for de gruppene vi har studert vært for spinkelt til å kunne gjøre rødlistekategoriseringen basert på analyser av populasjonsendringer. Typisk er det vurderinger av ulike mål for sjeldenhet kombinert med klart definerte trusselfaktorer og antakelser av (graden av) tilbakegang av artens habitat/biotop eller aktuelle funn som har vært av-

gjørende for kategoriseringen. Således oppfyller ikke dagens rødliste det primære forvaltningsbehovet mht. prioriteringer mellom arter for våre grupper: Hvilke arter haster det mest med å sette i gang aksjonsplaner eller andre tiltak for?

På den annen side gir rødlisten et relativt godt grunnlag for å vurdere hvilke arter (blant dem vi kjenner) som har de minste nasjonale populasjoner eller de minste utbredelsesområder (altså de sjeldneste artene) - riktignok ut fra kjent kunnskap. Selv om mørketallene kan være betydelige (se Kap. 3, arts-eksempler), er arter i kategori E og V de sterkeste kandidatene til arter som i kraft av små nasjonale populasjoner kan behøve særlige forvaltningstiltak fordi tilfeldige inngrep kan føre dem under terskelen for levedyktige populasjoner. Også i prioriteringer av arter med svært små populasjoner gjelder at det gir et sikrere resultat å prioritere innen en organismegruppe enn mellom ulike organismegrupper fordi kunnskapsnivået (og dermed størrelsen av mørketallene) kan variere sterkt mellom gruppene.

- Artsvern

Selv om rødlisten gjennom kategoriseringen gir et godt grunnlag for å velge ut arter (arter med svært små populasjoner) til artsvern (se ovenfor), gir rødlisten ingen vurdering av operasjonalitet i forhold til å kunne kjenne artene i felten, altså vurderinger av suksessen av en slik forvaltningsform (se Framstad og Kålås 2001). For de grupper vi har belyst gjelder at kun et fåtall arter lett vil kunne gjenkjennes av andre enn spesialister.

#### 4.3.2 Forvaltning av arealer mht. biologisk mangfold

Rødlisten bygger på en artsspesifikk (art for art) vurdering som primært gir grunnlag for artsspesifikke vurderinger av forvaltningsstrategi. En av de viktigste anvendelsene av rødlisten har imidlertid vært som argument for forvaltning av arealer og i prioriteringer mellom arealer i forhold til verneplaner etc. I hvilken grad forekomst av rødlistearter kan brukes i slike vurderinger må bygge på kunnskap om geografiske fordelinger av rødlistearter, art-arealforholdet og på rødlisteartenes verdi som indikatororganismer. Det er altså den samlede geografiske fordelingen av rødlistearter som er interessant i slike prioriteringer.

MiS-prosjektet fant rødlistearter (3 organisme-grupper) i 18 % av tilfeldig utvalgte 2,5 daa store ruter i h.kl. IV og V. På en større arealskala vil sannsynligheten for forekomst av rødlistearter øke, og Gustafs-

son (2002) fant rødlistearter (3 organisme-grupper) i 86 % av 20 daa store arealer i produksjonsskog, og minst 5 rødlistede moser og/eller lav i samtlige tilfeldig utvalgte granskogsbestand (gjennomsnittsstørrelse 60 daa, 2 organisme-grupper) i en undersøkelse fra Hälsingland (Gustafsson og Weslien 2003). Vi merker oss at disse undersøkelsene kun registrerte et fåtall organisme-grupper. Rødlisteartene finnes spredt og hyppig i skoglandskapet til tross for at de fleste artene er relativt sjeldne, og en forvaltning som legger bånd på ethvert areal med forekomst av rødlistearter vil selvsagt ha enorme konsekvenser for skogbruksvirksomhet, og fremstå som ganske absurd.

For at registreringer av rødlistearter i et gitt område skal ha noen verdi som argument for forvaltningstiltak av dette området må en ha et sammenligningsgrunnlag. Hvor viktig er dette arealet, og for hvilke arter? Hvis et område ikke avviker fra et gjennomsnittlig skogsområde av samme størrelse i antall rødlistearter og forekomster av rødlistearter er det intet grunnlag for å prioritere dette området i en situasjon med begrensede ressurser. Området må alltid vurderes i forhold til sin størrelse (art-arealforholdet), sammensetning av naturtyper (gradienter) og i forhold til hvilke(n) organisme-gruppe(r) som faktisk er registrert, og også med hvilken grundighet området er undersøkt (tidsforbruk, personell-ets ekspertise). Korrelasjon i artsrikhet og forekomst av sjeldne arter mellom ulike organisme-grupper er kjent å være sterkt begrenset fra en rekke undersøkelser (se Prendergast m.fl. 1993). MiS-prosjektets 6 studieområder (størrelse ca. 2 km<sup>2</sup>) som alle er reservater eller foreslått som reservater, illustrerer dette både på reservatskala (se Gjerde m.fl. 2002, Tabell 1) og bestandskala (Gjerde m.fl. i trykk). Antall rødlistede arter varierte sterkt mellom de ulike studieområdene for hver organisme-gruppe. Studieområdet Sigdal var signifikant rikere på rødlistede vedboende poresopp enn noen av de andre områdene, men ingen signifikant forskjell ble funnet for de andre 3 undersøkte gruppene (karplanter, makrolav, moser). Det er altså ikke gitt at høyt antall rødlistearter innen en eller et fåtall registrerte organisme-grupper indikerer høyt artsantall innen andre grupper eller totalt, og det er nettopp resultatet av slike begrensede registreringer som har vært anvendt ved skogsreservatutvelgelse i Norge.

*Indikatorarter for spesielle livsmiljøer.*

Ulike rødlistearter har vært anvendt som indikatorer både for habitatstrukturer, skoglig kontinuitet og for høyt biologisk mangfold (se Kap. 4.2). De fleste rødlistearter innen gruppene MiS-prosjektet har ana-

lysert er spesialiserte med hensyn til levesteder og dermed i utgangspunktet anvendbare som indikatorer for å lokalisere slike levesteder. Et generelt problem i bruk av indikatorarter er imidlertid at de generelt er sjeldne arter, og en bør alltid vurdere om direkte observasjon av habitatet selv, eller bruk av strukturelle indikatorer er mer effektive alternativer i registreringsprogrammer. En kan særlig tenke seg at forekomst av noen rødlistearter kan være nyttige indikatorer for vanskelig observerbare levesteder knyttet til spesielle «skjulte» egenskaper (for eksempel i trær, ved eller i jordsmonnet) hvor arten er lettere å observere enn disse egenskapene direkte.

#### *Indikatorarter for skoglig kontinuitet.*

Det kritiske punkt for bruk av arter som indikatorer på skoglig kontinuitet, altså som indikatorer på levesteder for arter med dårlig spredningsevne, er om disse artene faktisk indikerer en uavbrutt skogshistorie over flere tregenerasjoner, eller primært er knyttet til strukturer vi bare finner i eldre skogsbestand (for eksempel strukturer hos gamle individer av trær som kan registreres direkte) (se Nordén og Appelqvist 2001, Rolstad m.fl. 2002). En faktisk egenskap hos slike indikatorer vil logisk være at de har dårlig spredningsevne selv. Skoglig kontinuitet og mulige indikatorarter er vanskelig å studere, og de få undersøkelser vi har tyder på at flere av de anvendte indikatorartene for skoglig kontinuitet faktisk har god spredningsevne (for eksempel rødlistearten rynkeskinn) (Nordén og Larsson 2000).

#### *Indikatorarter for stor artsrikdom («hot-spots»).*

En god indikatorart på artsrikdom bør stabilt forekomme på særlig artsrike arealer. Effektiviteten av artsindikatorer for artsrikdom er imidlertid sterkt skalaavhengig: På skogtypenivå er det lett å finne gode indikatorarter for artsrike arealer som også er levested for mange rødlistearter. Næringsrike edellauvskog er kjent for å være den kanskje artsrikste skogtypen vi kjenner i Norge, og er mye artsrikere enn for eksempel næringsfattige furuskoger. Det er mange arter, for eksempel blant karplantene, som er strengt knyttet til næringsrik edellauvskog, og disse vil kunne benyttes for lokalisere slike artsrike arealer. På denne skalaen (hovedskogtypenivå) trenger vi imidlertid i svært liten grad artsindikatorer; vi gjenkjenner skogtypen direkte på treslagssammensetningen. På stor skala som f.eks. spenner over hele

nærings- og fuktighetsgradienten vi finner i skog, vil det ikke være slik at de artsfattige arealene (skogtypene) er rene utvalg av de rike arealene mht. artsinventar: vi har egne furuskogsarter, granskogsarter og edellauvskogsarter. En indikator på denne skalaen vil derfor selvsagt ikke kunne fange opp *alle* arter.

Det er imidlertid på en mindre arealskala, for eksempel *innenfor* rik edellauvskog, at vi har behov for bruk av indikatorer for artsrikhet; det er i prioriteringen mellom arealer av *samme* skogtype utfordringen ligger med hensyn til å skaffe informasjon om hvilke arealer som er artsrikst og eventuelt huser prioriterte, sjeldent forekommende arter som f.eks. mange rødlistearter. Undersøkelser viser at på denne skalaen – som omfatter en mye mindre del av de økologiske gradientene – utgjør de artsfattige arealene i større grad et utvalg av de artsrikste mht. artssammensetning. Her vil altså de sjeldne artene i større grad være knyttet til de artsrikste arealene, og mulighetene for å benytte indikatorarter for å lokalisere arealer med stor artsrikdom og mange sjeldne arter vil i utgangspunktet være bedre (Patterson og Atmar 1986, Patterson 1987).

For at potensielle indikatorarter skal kunne være anvendbare for å peke ut artsrike arealer for en forvaltning med begrensede ressurser til tiltak må imidlertid andre kriterier også være oppfylt. Et krav til indikatorene er at de ikke er så sjeldne at for liten andel av rike arealer blir fanget opp, men heller ikke så vanlige at de lite effektivt identifiserer virkelig artsrike arealer. Videre er det av avgjørende betydning at de ikke varierer sterkt i frekvens (og dermed i indikatorverdi) når vi forflytter oss fra ett skogsområde til et annet eller fra en skogregion til den neste; de bør være stabile langs geografiske gradienter. MiS-prosjektets studier av potensielle indikatorarter på artsrikdom finner at et generelt problem med artsindikatorer for artsrikhet nettopp er at de varierer sterkt i frekvens fra område til område, både langs klare biogeografiske gradienter, men også mellom nærliggende områder i samme region. Dette vil helt åpenbart begrense effektiviteten i bruken av dem, med minskende effektivitet med større geografisk avstand mellom områdene som skal undersøkes. Dette resultatet illustreres ved frekvensfordelingen av de mest utbredte rødlisteartene i MiS-prosjektets prøvemark (6 studiområder og 9 prøvekommuner) (Sætersdal m.fl. 2002, Fig. 2).

## 5. Elementer til forbedring av rødlistene

### 5.1 Utfordringer ved bruk av rødlistene i lys av IUCN-kriteriene

Rødlistene, som gir oversikt over truede og sårbare arter, har utviklet seg til å bli et viktig redskap for forvaltningen av biologisk mangfold. Rødlistene skal ideelt sett gi en samlet oversikt over artenes risiko for å dø ut i det området som rødlistene dekker. Listene gir ofte også informasjon om hvilke trusler som anses for særlig viktige i forhold til enkeltarter eller grupper.

Med utgangspunkt i rødlistene har forvaltningen av biologisk mangfold bl.a. fokusert på

- utvalgte arter som gis spesiell oppmerksomhet (særlig blant vertebrater og karplanter; f.eks. «karismatiske» eller konfliktskapende arter)
- bruk av enkelte rødlistearter som indikatorer for biologisk mangfold generelt
- overvåking av truede arter
- trusselbildet for spesielle arter eller grupper
- utvalg av områder som særlig skal ivareta hensynet til biologisk mangfold
- utforming av mer generelle forvaltningstiltak, inklusivt justeringer av driftsformer etc., for å ta vare på biologisk mangfold

Samtidig som rødlistene har vært aktivt brukt som redskap for forvaltningen av biologisk mangfold, er en rekke utfordringer ved bruken av rødlistene også godt kjent. Disse utfordringene omfatter

- store kunnskapsmangler for mange artsgrupper og stor variasjon i kunnskapsnivået mellom ulike grupper
- manglende vurdering for rødlisten av en rekke dårlig kjente artsgrupper, også artsrike grupper som skorpelav og tovinger.
- store forskjeller i kriteriebruk og vurderinger for de ulike artsgruppene som hittil er vurdert for rødlistene
- ukritisk bruk av rødlistene i lys av begrensningene i kunnskaps- og vurderingsgrunnlaget for rødlistene

Arbeidet med de to første norske rødlistene (DN 1992, 1999a) er preget av disse problemene. For de ulike artsgruppene var konkrete kunnskaper om artenes utbredelse, habitattilknytning og bestandsstørrelse mangelfulle og variable, spesielt i forhold til endringer i artenes forekomst og bestander. Kvalitative ekspertvurderinger ble i all hovedsak lagt

til grunn for vurderingene av de enkelte artene. I forhold til enhetlig bruk av rødlistene er mangelen på felles kriteriebruk mellom artsgruppene kanskje vel så problematisk. Det var til dels svært store sprik med hensyn til definisjon av og terskelverdier for kategorier for truethet. Dette skyldes dels at de gamle kategoriene var vagt definert. Dessuten ble det aldri lagt til rette for en harmonisering av kriteriebruken mellom de ulike organismegruppene. Gruppene som utarbeidet forslag til de ulike rødlistene hadde ingen formell kontakt, og uavhengig av hverandre overleverte de sine respektive arbeider, som var satt sammen ut fra de enkelte forskernes egne vurderinger.

IUCNs nåværende kriterier er basert på vurderinger av nivå og nedgang i artenes bestandsstørrelse, på reduksjon i deres utbredelse, forekomst eller habitat, eller på kvantitativ analyse av sannsynlighet for å dø ut (se Vedlegg 1). Bruk av disse kriteriene krever i seg selv en mer systematisk og harmonisert vurdering av arter på tvers av artsgrupper, siden kriteriene er spesifikke og overgripende. Dessuten krever disse kriteriene større presisjon og dermed et bedre og mer eksplisitt kunnskapsgrunnlag. Samtidig må vi erkjenne at kunnskapsgrunnlaget for de fleste artene aldri vil bli godt nok til å anvende IUCN-kriteriene uten problemer. Vi må i denne situasjonen også være i stand til å håndtere manglende kunnskap og usikkerhet i datagrunnlaget.

Ved neste revisjon av den norske rødlisten, der dagens IUCN-kriterier må legges til grunn, vil vi derfor stå overfor følgende utfordringer:

- våre kunnskaper om artene må forbedres; dette gjelder både bedre kunnskaper om artenes utbredelse og habitattilknytning generelt, men spesielt kunnskap om endringer i artenes bestandsnivå og forekomst
- samtidig må prosessene for utvikling og bruk av rødlistene forbedres, ved at kriterier og terskelverdier for rødlisting harmoniseres så godt som mulig, at vurderingene begrunnes og dokumenteres, og ved at grunnlag og begrensninger for bruk av rødlistene blir mer eksplisitt vurdert
- vi må utvikle mer robuste og helhetlige måter for å håndtere og synliggjøre mangler i kunnskapsgrunnlaget og usikkerhet i dataene som inngår i vurderingene av arter på rødlisten
- endelig må vi sikre at data og vurderingsgrunnlag, usikkerhet og begrensninger ved rødlistene gjøres allment tilgjengelige slik at åpen,

kritisk vurdering kan føre til ytterligere forbedring av rødlistene og sørge for at praktisk bruk av rødlistene tar hensyn til disse begrensningene

Spørsmålet er så hvordan vi best kan møte disse utfordringene for å gjøre rødlistene til et mer velfundert og operativt verktøy for forvaltningen av biologisk mangfold.

## 5.2 Forbedring av kunnskapsgrunnlaget

Store deler av det biologiske mangfoldet utgjøres av flere grupper med tallrike arter der vi har svært begrenset kunnskap. Blant insekter og andre invertebrater så vel som blant kryptogamer, er artsantallene ofte svært store i forhold til andre organismegrupper, og artene er ofte små eller har et levevis som gjør det vanskelig for oss å studere dem. For mange slike grupper er det bare et fåtall eksperter som er i stand til å bestemme artene eller har kunnskaper om artenes utbredelse og økologi. Det er åpenbart at for å kunne vurdere i hvilken grad ulike arter er truet, trenge en betydelig og bred oppgradering av våre kunnskaper, både innen taksonomi, floristikk/faunistikk og økologi. Her skal vi imidlertid fokusere på den typen kunnskap som er mest relevant for vurderinger av artenes truethet ved revisjoner av rødlistene.

### Arters habitatøkologi og geografiske forekomst

Kunnskap om artenes geografiske utbredelse og deres tilknytning til ulike habitater representerer grunnleggende kunnskap for all vurdering av arters status i forhold til forvaltning av biologisk mangfold. Vi trenger slik kunnskap for å kunne vurdere om artene er vidt utbredte eller ikke, og om de har snevre eller brede habitatkrav, karakteristika som helt generelt sier noe om deres truethet og også kan gi et inntrykk av trusselbildet. Dessuten vil slik kunnskap være et viktig grunnlag for å skaffe mer presis kunnskap om endringer i artenes populasjoner eller habitater (jf. nedenfor).

For å få et godt og sammenlignbart inntrykk av artenes utbredelse og habitattilknytning er det viktig at kartlegging og andre undersøkelser av potensielle rødlistearter tar sikte på å dekke alle arealer og livsmiljøer der artene potensielt kan forekomme. Tradisjonelt har undersøkelser av sjeldne arter (som rødlistede arter oftest vil være) vært innrettet mot spesielle biotoper eller miljøer der man forventer å finne mange slike arter («hot-spots») eller spesielt sjeldne eller interessante arter. Dette kan gi god uttelling for en gitt undersøkelsesinnsats, men risikerer å utelukke andre miljøer der artene forekommer. En

mer systematisk undersøkelsesinnsats som også dekker andre mulige leveområder for artene, vil være viktig for å gi et komplett bilde av artenes utbredelse og habitattilknytning.

For å sikre et godt vurderingsgrunnlag og sammenlignbarhet mellom ulike innsamlinger og forskjellige grupper og arter, er det også viktig at funn beskrives på en fyldig måte med relevante økologiske opplysninger. Disse må være så standardiserte som mulig for ulike arter og grupper med sammenfall i utbredelse og livsmiljøer.

### Endringer i forekomst og kvalitet av arters habitater

For det store flertallet av arter har vi, som nevnt, svært begrensede kunnskaper, noe som kan gjøre det vanskelig å benytte IUCN-kriteriene på en tilfredsstillende måte. Mest nærliggende vil det være å forsøke å benytte kriteriene som er basert på endringer i arters forekomst og i deres habitater (jf. IUCNs B-kriterier, Vedlegg 1). En åpenbar utfordring knyttet til disse kriteriene er å sikre at vi over tid har sammenlignbar informasjon om artenes forekomst samt om mengde og kvalitet for deres habitater. Hittil har vi i hovedsak vært nødt til å basere oss på sammenfatning av informasjon fra tidsperioder med til dels svært variabelt datagrunnlag med hensyn til undersøkte arealer, biotoper, innsamlingsinnsats etc. Anslag for endringer blir da i beste fall kvalitative ekspertvurderinger som er vanskelige å etterprøve eller vurdere på uavhengig grunnlag.

Bare for et fåtall potensielle rødlistearter vil vi trolig få fram gode populasjonsdata (størrelse, utvikling), og vi må dermed satse på å få informasjon om endringer for de fleste artene gjennom deres livsmiljøer. I framtiden vil det derfor være viktig å få til en arealrepresentativ og standardisert overvåking av viktige habitater for rødlistearter, slik at sammenlignbare data kan akkumuleres over tid og gi grunnlag for mer presis vurdering av endringer i artenes habitater. I skog kan slik overvåking knyttes til deler av Landsskogtakseringens rutenett, der flater dekker livsmiljøer av størst potensiell relevans for rødlistearter. Livsmiljøer slik disse er definert i Miljøregistreringer i Skog (MiS) (Gjerde og Baumann 2002), vil gi svært relevant beskrivelse av habitater for rødlistearter. Kartlegging av slike livsmiljøer og oppfølging av utvalgte livsmiljøer gjennom f.eks. Landsskogtakseringen vil gi et godt, og ikke minst representativt, bilde av hvor rødlistearters habitater kan finnes og hvordan de endrer seg over tid.

Det kan i tillegg være grunn til å merke seg at det finnes en del arter, spesielt blant insekter, der forekomst av artene synes å ha dårlig sammenheng med egenskaper ved miljøet (så langt man har kunnet

spesifisere dette). Utviklingen for slike arter vil i alle tilfeller være problematiske å overvåke gjennom endringer i miljøet. Trolig vil slike arter heller ikke være så tallrike eller forutsigbare i sin forekomst at direkte populasjonsovervåking heller vil være mulig. Dermed vil spesifisering av endringer for slike arter være problematisk.

### Endringer i trusselbildet

Et viktig element i vurderinger av arters truethet er hvilke faktorer som utgjør truslene. Generell kunnskap om dette kan utledes fra kunnskap om artenes økologi og hvordan menneskers ulike aktiviteter påvirker naturen. Betydelig mer presis kunnskap kan vi få ved å følge kjente forekomster av rødlistearter for å dokumentere de endringene som lokalitetene for slike forekomster gjennomgår. Dermed kan vi eventuelt knytte disse endringene til konkrete årsaker og måle responsen hos artene på endringene. Slike gjensøk på kjente lokaliteter for rødlistearter kan ikke dekke alle lokaliteter eller alle arter. For å få et mest mulig representativt utvalg for rødlistearter flest vil det være viktig å fordele gjensøk av lokaliteter på ulike artsgrupper, samt å spre gjensøksaktiviteten på ulike geografiske regioner og livsmiljøer. I tillegg vil det være kostnadseffektivt å oppsøke spesielle lokaliteter med forekomst av mange rødlistearter («hot-spots»), siden dette gir mulighet for å følge utviklingen for lokaliteter som er viktige for mange arter under ett.

Å knytte observerte endringer til spesifikke årsaker kan i mange tilfeller være vanskelig. For det første vil mangel på observasjon av en art på en lokalitet ikke være noen garanti for at arten ikke finnes der, det kan skyldes at observasjonsinnsatsen var for svak eller arten ikke var eksponert for å bli observert i det aktuelle tidsrommet. Det at en art faktisk forsvinner fra en lokalitet, kan også skyldes naturlige endringer (f.eks. metapopulasjonsdynamikk), kompleks samvirkning av flere faktorer eller forsinket respons på en tidligere påvirkning. Gjensøk av lokaliteter kan likevel i en del tilfeller gi konkrete opplysninger om hvorfor en art har gått ut på en gitt lokalitet.

### Arters populasjonsendringer

De største utfordringene ved IUCNs kriterier for å bedømme arters truethet er knyttet til vurderinger av arters populasjonsstørrelse og eventuell nedgang i denne (jf. kriteriene A, C og D, Vedlegg 1). Til dels kan vurdering av nedgang i populasjonsstørrelse baseres på informasjon om endringer i artenes utbredelsesområder eller habitater (jf. f.eks. kriterium A1(c)), men anslag for populasjonsstørrelse eller end-

ringer basert på direkte observasjon eller passende indekser vil generelt gi mer direkte og relevant informasjon for artenes status. Slike populasjonsmål er imidlertid vanskelige å skaffe data for, spesielt for sjeldne arter med et levevis som er vanskelig å observere. Ulike strategier, med prinsipielle og praktiske fordeler og ulemper, må trolig legges til grunn.

I utgangspunktet vil bare arealrepresentativ overvåking gi et statistisk grunnlag for å bedømme endringer i populasjonsstørrelser av arter. Det vil imidlertid ikke være praktisk mulig å gjennomføre slik overvåking for annet enn nokså vanlige og noenlunde lett observerbare og bestembare arter. For virkelig sjeldne rødlistearter vil det neppe være mulig å gjennomføre noen systematisk populasjonsovervåking. For de vanligste rødlisteartene i skog, som f.eks. svartsonekjuka, kan slik overvåking kobles til Landsskogtakseringens rutenett.

Overvåking av kjente forekomster av rødlistearter, enten knyttet til spesielt artsrike forekomster («hot-spots») eller forekomster av spesifikke arter, vil ikke gi statistisk holdbar informasjon om populasjonsutviklingen for de aktuelle artene. Overvåking av slike kjente lokaliteter vil ikke gi informasjon om nyetablering eller endringer for lokaliteter som ikke er kjent. Overvåking av arter på kjente lokaliteter kan imidlertid gi verdifull informasjon om artenes dynamikk på slike lokaliteter, f.eks. hvor raskt endringer foregår og artenes levetid på en gitt lokalitet. Dessuten vil, som nevnt, gjensøk og overvåking på kjente lokaliteter også kunne gi informasjon om årsaker til lokal nedgang i populasjonene eller utdøing av artene. Overvåking av kjente forekomster vil kunne gi viktig informasjon også om populasjonsutviklingen for aktuelle arter der vi tror vi kjenner de aller fleste lokalitetene, der artene er strengt knyttet til bestemte og kjente habitatkvaliteter som er sjeldne, eller der artene synes å ha relikte forekomster og dårlig spredningsevne. I slike tilfeller vil kjente forekomster representere mer stabil informasjon over artenes populasjonsutvikling.

## 5.3 Forbedring av prosessene for utvikling av rødlistearter

Dersom rødlistene for framtiden skal kunne bli et pålitelig og nyttig verktøy for forvaltningen av biologisk mangfold, er det nødvendig å forbedre flere elementer i arbeidet. Det er trolig mest realistisk å betrakte arbeidet med rødlistene som en pågående prosess der man tilstreber gradvise forbedringer i alle ledd. I denne prosessen må de ulike komponentene ses i sammenheng.

Grunnlaget for konsistent forbedring av rødlistene må knyttes til klare og spesifiserte kriterier for vurdering av truethet. Her vil IUCN-kriteriene ligge til grunn, men disse må fortolkes i lys av norsk/nordisk virkelighet, og kriteriene må harmoniseres for ulike artsgrupper. I denne sammenhengen er det viktig å sikre at aktuelle fagmiljøer og eksperter på ulike grupper i rødlistearbeidet gis klare retningslinjer og får mulighet til å kalibrere sine tolkninger i forhold til hverandre. Følgende tiltak kan bidra til et bedre fundament for rødlistearbeidet:

- spesifiserte retningslinjer må utvikles og dokumenteres
- ved ny revisjon av rødlistene bør aktuelle fag eksperter samles til et «kalibreringsseminar» for å gjennomgå begreper, kriterier og datagrunnlag
- underveis i revisjonsarbeidet må de ulike ekspertgruppene ha løpende kontakt med hverandre
- tettere samarbeid internasjonalt, spesielt med Sverige

Forbedring av datagrunnlaget og kunnskapen om aktuelle arter gjennom økt feltinnsats er en annen viktig del av prosessen for utvikling av bedre rødlistelister (jf. avsnittene ovenfor). Vi vil imidlertid aldri få god nok kunnskap for alle arter til å anvende IUCN-kriteriene i sin mest presise form. Vi vil derfor måtte satse på en kontinuerlig forbedring av kunnskapsgrunnlaget gjennom å etablere programmer og rutiner for kartlegging og overvåking som gradvis bidrar til oppbygging av kunnskap om rødlistearter og deres livsmiljøer. Samtidig må vi lære å håndtere mangelfull kunnskap og usikkerhet i dataene. Følgende tiltak kan legges til grunn:

- planene for kartlegging og overvåking av rødlistearter som del av myndighetenes program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold (jf. oppfølging etter St.melding nr 42 (2000-2001)) bør sjekkes i forhold til behovene for forbedring av kunnskapsgrunnlaget som er identifisert ovenfor (Kap. 5.2)
- eksisterende data om rødlistearter bør sammenstilles og tilgjengeliggjøres bedre; dette synes å være en del av prosjektet for kartlegging og overvåking av rødlistearter under programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold
- det er samtidig behov for systematisering av eksisterende kunnskap om rødlistearter, spesielt sett i forhold til bruk av IUCN-kriteriene; en første tilnærming for noen grupper til en slik sammenstilling er skissert i denne rapporten (Kap. 3)

- dagens programmer for kartlegging og overvåking må suppleres (ev. med nye aktiviteter/programmer) for å sikre at mer relevant informasjon om rødlistearter blir tilgjengelig; planene som foreligger i myndighetenes program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold vil forhåpentlig bidra til dette; blant de mest aktuelle overvåkingsoppleggene i skog er Landsskogtakseringen som med noen tilpasninger kan gi arealrepresentative data for viktige aspekter ved artenes livsmiljø; Landsskogtakseringens omdrev på 5 år passer også godt med en revisjonssyklus for rødlistene på 10 år
- nye data og ny kunnskap om rødlistearter må løpende sammenstilles og tilgjengeliggjøres; vi må anta at dette blir en viktig oppgave for Art-databanken når denne kommer i operativ drift

Et annet viktig element for å sikre en bedre prosess med rødlistearbeidet framover er at arbeidet kvalitetssikres og dokumenteres bedre. Dette vil omfatte kvalitetssikring og dokumentasjon av både kriteriebruk, data- og kunnskapsgrunnlag samt vurderingene av artene. Hovedmålet må være å gjøre prosessen mer systematisk, forutsigbar, transparent og etterprøvbar. Hva dokumentasjonen bør innholde, bør spesifiseres nærmere. I denne rapportens Kap. 3 har vi foreslått ulike typer informasjon som er viktig i vurderingen av rødlistearter og som derfor bør være del av dokumentasjonen av kunnskapsgrunnlag og vurderinger. Vi kan altså tenke oss følgende tiltak her:

- de ulike delene av arbeidet bør kvalitetssikres gjennom spesifisering av kriterier, krav til dokumentasjon og rollefordeling mellom aktører i rødlistearbeidet; selve kvalitetssikringen bør ivaretas på et overordnet plan
- standarder for dokumentasjon av arbeidet med rødlistearter bør utvikles; slik dokumentasjon bør omfatte
  - kriteriene som er lagt til grunn for vurderingene av de ulike artsgruppene
  - foreliggende data og kunnskaper for de ulike gruppene, f.eks. lagt til rette slik som er skissert i denne rapporten
  - vurderingene som foretas for ulike arter eller grupper
- dokumentasjonen bør ivaretas og gjøres tilgjengelig på et sentralt sted (Artdatabank)

For at rødlistearbeidet skal kunne foregå rasjontelt og med stor grad av samkjøring i kriteriebruk og vurderinger for de ulike artsgruppene, er det viktig at data og annen informasjon om artene og vur-



deringene gjøres tilgjengelig for de fagmiljøene som står for ekspertvurderingene. Også i forhold til bruken av rødlistene i forvaltningen og hos andre interessenter er det viktig at data og kunnskaper om arter og grupper blir lett tilgjengelig. For å sikre fornuftig bruk må data og opplysninger om artene settes inn i en sammenheng som kan belyse eventuelle begrensninger i bruk eller andre forhold som brukerne må være oppmerksomme på. Følgende tiltak er aktuelle her:

- det bør lages en metadatabase som viser hvor alle relevante opplysninger om rødlistearter og aktuelle artsgrupper kan finnes; denne kan dels omfatte oversikt over databaser med opplysninger om artene, dels oversikt over aktuelle rapporter og andre publikasjoner, og dels oversikt over aktuelle ekspertmiljøer for vurdering av aktuelle artsgrupper
- så langt som mulig bør opplysninger om arter og grupper tilpasses et felles format som inneholder mest mulig av relevant informasjon for vurdering av truethet (jf. våre forslag i Kap. 3); dersom slike data ikke kan samles i én database (siden man ofte må basere seg på at dataene har ulike eiere/forvaltere), er det viktig at inngangen til de ulike databasene blir så ukomplisert og likeartet som mulig for brukerne
- sammen med data og andre opplysninger om artene må det også finnes informasjon som spesifiserer hva slags data og kunnskapsgrunnlag som er lagt til grunn, og hvilke be-

grensninger eller usikkerhet som eventuelt må tas hensyn til ved videre bruk av de aktuelle opplysningene

For at utviklingen av rødlistene skal ha nødvendig fokus og framdrift, er det viktig at ansvaret for dette arbeidet forankres hos en institusjon som har dette som et hovedformål. Det er naturlig å tenke seg Artdatabanken i en slik rolle. Samtidig er det viktig å ta hensyn til at både data og kunnskap om artene forefinnes i en rekke andre institusjoner, både ved museer, universiteter og høyskoler, i institutter og blant frivillige organisasjoner og amatører. Disse miljøene må trekkes med i nettverk for å bidra i arbeidet med rødlistene. Artdatabanken bør imidlertid sørge for en aktiv ledelse og legge til rette for harmonisering av arbeidet.

Arbeidet med rødlistene må, som nevnt over, ses som en pågående prosess. Dette impliserer at en gitt rødliste ikke kan betraktes som et endelig produkt, men må ses som sammenfatningen av akkumulert kunnskap om artenes truethet. Samtidig er det nødvendig at rødlistene har en viss stabilitet i tid dersom rødlistene skal fungere som nyttige verktøy for forvaltningen. Frekvensen for revisjoner av rødlistene må derfor tilpasses en balanse mellom behovene for å inkorporere ny kunnskap og for å opprettholde en forutsigbar forståelse av hvilke arter som er truet i hvilken grad. En revisjon av rødlistene ca. hvert 10. år kan kanskje representere en slik balanse.

## 6. Referanser

- Ahlner, S. 1948. Utbredningstyper bland nordiska barrträds-lavar. – *Acta phytogeogr. suec.* 22: 1-257.
- Almborn, O. 1948. Distribution and ecology of some south Scandinavian lichens. – *Bot. Not. Suppl.* 1.2: 1-252.
- Alstrup, V. og Söchting, U. 1989. *Checkliste og status over Danmarks laver.* – Nordisk Lichenologisk Forening, København.
- Aronsson, M. 2000. Nya regler för fridlysning av växter och svampar. – *Svensk bot. Tidskr.* 94: 39-45.
- Aronsson, M., Hallingbäck, T. og Mattsson, J.-E. (red.). 1995. *Rödlistade växter i Sverige 1995.* – Art-Databanken, Uppsala.
- Audisio, P. 1993. *Coleoptera. Nitidulidae-Kateretidae. Fauna d'Italia.* – Edizioni Calderini Bologna, Bologna.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H.H., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. og Ekanger, I. 2001. *Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 1: Bakgrunn og prinsipper.* – Skogforsk og Landbruksdepartementet, Ås/Oslo.
- Bendiksen, E. 1980. *Cortinarius, underslekter Leprocycbe, Sericeocybe, Myxacium og Telamonia i forskjellige suksesjonsstadier av granskogssamfunn i Lunner, Oppland.* – Cand. scient. oppg. Univ. Oslo, unpubl.
- Bendiksen, E. 1981. Mykorrhizasopp i forskjellige suksesjonsstadier av granskogssamfunn i Lunner, Oppland. – *K. Norsk. Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.* 1981(5): 246-258.
- Bendiksen, E. *in prep.* Ecological studies of macrofungi and vegetation along ecological gradients in spruce forests, SE Norway.
- Bendiksen, E., Høiland, K., Jordal, J.B. og Brandrud, T.E. 1998. *Truede og sårbare sopparter i Norge – en kommentert rødliste.* – Fungiflora, Oslo.
- Berntsen, B. 1994. *Grønne linjer. Natur- og miljøvernets historie i Norge.* – Norges naturvernforbund. Grøndahl Dreyer, Oslo.
- Bílý, S. 1982. The Buprestidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. – *Fauna ent. Scand.* 10: 1-109.
- Bílý, S. og Mehl, O. 1989. Longhorn Beetles (Coleoptera, Cerambycidae) of Fennoscandia and Denmark. – *Fauna ent. Scand.* 22: 1-203.
- Bjørndalen, J.E. og Brandrud, T.E. 1989. Verneverdige kalkfuruslaver. Landsplan for verneverdige kalkfuruslaver og beslektede skogstyper i Norge. I. Generell del. – *DN-rapp.* 1989-10: 1-148.
- Blom, H.H., Gjerde, I. og Sætersdal, M. 2002a. Regional fordeling av artsmangfold. s. 105-115 i: Gjerde, I. og Baumann, C. (red.): *Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport.* – Skogforsk, Ås.
- Blom, H.H., Gaarder, G., Hassel, K. og Prestø, T. 2001. Mer om grønnsko *Buxbaumia viridis* i Norge – hvor godt kjenner vi dens økologi og utbredelse? – *Blyttia* 59: 44-50.
- Blom, H.H., Hassel, K. og Prestø, T. 2002b. Moser. s. 52-60 i: Gjerde, I. og Baumann, C. (red.): *Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport.* – Skogforsk, Ås.
- Blytt, A. 1905. Norges Hymenomyceter. – *Vidensk. Selsk. Skr. I Math.-Naturv. kl.* 1904, No. 6:1-164.
- Brandrud, T.E. 1998. Soppfloraen, biologisk mangfold og truede arter i kalkfuruslaver i Hole og Ringerike kommuner. – *NIVA rapp.* 3857-98.
- Brandrud, T.E. *in prep.* Cortinarius subgenus Phlegmacium, section Fulvi in Europe. Ecology and distribution.
- Brandrud, T.E., Dahl, T.H. og Fonneland, I.L. 2000. Sørlands-sopper. – *Blekk-soppen* 28(80): 12-21.
- Brandrud, T.E., Gulden, G., Timmermann, V. og Wollan, A. 2001. Storsopper i kommunene Leikanger, Luster og Sogndal registrert under XV Nordiske mykologiske kongress Sogndal 7-12 september 2000. – *Fylkesmannen i Sogn & Fjordane rapp.* 3-2001.
- Bredesen, B., Gaarder, G. og Haugan, R. 1993. Siste sjanse. Om indikatorarter for skoglig kontinuitet i barskog, Øst-Norge. – *NOA-rapp.* 1993-1: 1-79.
- Bredesen, B., Gaarder, G., Økland, B., Røsok, Ø., Aanderaa, R. og Haugan, R. 1994. Økologisk undersøkelse av indikatorarter for kontinuitet i barskog, Øst-Norge. – *NOA-rapp.* 1994-1: 1-123.
- Degelius, G. 1935. Das ozeanische Element der Strauch- und Laubflechtenflora von Skandinavien. – *Acta phytogeogr. suec.* 7: 1-411.
- Degelius, G. 1954. The lichen genus Collema in Europe. – *Symb. bot. upsal.* 13(2): 1-499.
- DN 1988. Forslag til retningslinjer for barskogsvern. – *DN-rapp.* 1988-3: 1-96.
- DN 1992. Truede arter i Norge. Red data list. – *DN-rapp.* 1992-6: 1-96.

- DN 1994. Truete arter i Norge. Verneforslag. – *DN-rapp.* 1994-2: 1-53.
- DN 1995. Naturvernområder i Norge 1911-1994. – *DN-rapp.* 1995-3: 1-178.
- DN 1996. Viltkartlegging. – *DN-håndbok* 11:1-112.
- DN 1998. Barskog i Midt-Norge. Utkast til verneplan. Fase II. – *DN-rapp.* 1998-3: 1-212.
- DN 1999a. Nasjonal rødliste for truete arter i Norge. – *DN-rapp.* 1999-3: 1-162.
- DN 1999b. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. – Direktoratet for naturforvaltning. *DN-håndbok* 13:1-148.
- Eckblad, F.-E. 1996. *Mykologiens historie i Norge.* – Soppkonsulentene, Ås.
- Edland, T. 1979. Barkbillar på frukttre. – *Gartneryrket* 69: 233-235.
- Egeland, J. 1911. Meddelelser om norske hymenomyceter. I. – *Nyt Mag. Naturvid.* 49: 341-380.
- Egeland, J. 1913. Meddelelser om norske hymenomyceter. II. – *Nyt Mag. Naturvid.* 51: 53-93.
- Egeland, J. 1914. Meddelelser om norske hymenomyceter. III. – *Nyt Mag. Naturvid.* 51: 363-383.
- Ehnström, B., Gärdenfors, U. og Lindelöv, Å. 1993. *Rödlistade evertebrater i Sverige 1993.* – Databanken for hotade arter, Uppsala.
- Ehnström, B. og Walden, H.W. 1986. *Faunavård i skogsbruket. Del 2 - Den lägre faunan.* – Skogsstyrelsen, Jönköping.
- European Committee for Conservation of Bryophytes. 1995. *Red data book of European bryophytes.* – ECCB, Trondheim.
- Ferrier, R.C. og Alexander, I.J. 1985. Persistence under field conditions of excised fine roots and mycorrhizas of spruce. – s. 175-179 i: Fitter, A.H., Atkinson, D., Read, D.J. og Usher, M.B. (red.): *Ecological interactions in soil.* – Blackwell Sci. Publ., Oxford.
- Framstad, E. og Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – viderutvikling av dagens naturovervåking (TOV). – *NINA Oppdragsmeld.* 702: 1-49.
- Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. og Brandrud, T.E. 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. – *NINA Fagrapp.* 54: 1-147.
- Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. og Brandrud, T.E. 2003. Liste over prioriterte mangler ved skogvernet. – *NINA Oppdragsmeld.* 769: 1-9.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – *NINA Temahefte* 12: 1-279.
- Frisvoll, A.A. 1996. Habitatoversikt for norske mosar, med kategorier og trugsmål for trua arter. – *NINA Oppdragsmeld.* 441: 1-37.
- Frisvoll, A.A. 1997. Bryophytes of spruce forest stands in Central Norway. – *Lindbergia* 22: 83-97.
- Frisvoll, A.A. og Blom, H.H. 1993. Trua moser i Norge med Svalbard: raud liste. – *NINA Utred.* 42: 1-55.
- Frisvoll, A.A. og Blom H.H. 1997. Trua moser i Noreg med Svalbard. Foreløpige faktaark. – *NTNU, Vitenskapsmus. Bot. Not.* 1997, 3: 1-170.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. og Økland, R.H. 1995. Sjekklister over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. – *NINA Temahefte* 4: 1-104.
- Frisvoll, A.A. og Prestø, T. 1997. Spruce forest bryophytes in central Norway and their relationship to environmental factors including modern forestry. – *Ecography* 20: 3-18.
- Gaston, K.J. 1994. Rarity. – *Popul. and comm. biol. ser.* 13: 1-205.
- Gjerde, I. og Baumann, C. (red.) 2002. *Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport.* – Skogforsk, Ås.
- Gjerde, I., Ihlen, P.G., Lindblom, L., Rolstad, E., Strann, K.B. og Bjerke, J.W. 2002. Lav. S. 44-51 i Gjerde, I. og Baumann, C. (red.): *Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport.* – Skogforsk, Ås.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. og Storaunet, K.O. 2002. Artenes fordeling i skogslandskapet. – S. 96-104 i Gjerde, I. og Baumann, C. (red.): *Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport.* – Skogforsk, Ås.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. og Storaunet, K.O. 2003. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. – *Cons. Biol.* (i trykk).
- Gjerlaug, H.C. 1977. *Liste over antatt utdødde, truede, sårbare og sjeldne plantearter i Norge.* – Hamar (Stensil, 7 s).
- Gjærum, H.B. 1974. *Nordens rustsopper.* – Fungiflora, Oslo.
- Gulden, G. og Hanssen, E.W. 1992. Distribution and ecology of stipitate hydneaceous fungi in Norway, with special reference to the question of decline. – *Sommerfeltia* 13: 1-58.
- Gundersen, V. og Rolstad, J. 1998a. Nøkkelbiotoper i skog. En vurdering av nøkkelbiotoper som forvaltningstiltak for bevaring av biologisk mangfold i skog. – *NISK Oppdragsrapp.* 5/98: 1-61.
- Gundersen, V. og Rolstad, J. 1998b. Truete arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til

- norsk skogbruk. – NISK Oppdragsrapport 6/98: 1-60.
- Gustafsson, L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. – *Cons. Biol.* 16: 377-388.
- Gustafsson, L. og Weslien, J. 2003. *Om rödlistade mossor och lavar i norrländska slutavverkningsbestånd.* – <http://www.skogforsk.se/naturvard/rodlistade.htm>
- Gärdenfors, U. (red.) 2000. *Rödlistade arter i Sverige 2000.* – ArtDatabanken, Uppsala.
- Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G. og Rodriguez, J.P. 2001. The application of IUCN Red List Criteria at regional levels. – *Cons. Biol.* 15: 1206-1212.
- Gaarder, G., Holien, H., Håpnes, A. og Tønsberg, T. 1998. Boreal regnskog i Midt-Norge. Registreringer. – *DN-rapp.* 1997-2: 1-328.
- Hagen, I. 1908. Forarbejder til en norsk løvmosflora. I. Orthotrichaceæ. – *Kgl. Norsk. Vid. Selsk. Skr.* 1907(13): 1-100.
- Hagen, I. 1909a. Forarbejder til en norsk løvmosflora II. Meeseaceæ. III. Georgiaceæ. IV. Disceliaceæ. V. Neckeraceæ. VI. Pseudoleskeaceæ. VII. Thuidiaceæ. VIII. Leskeaceæ. – *Kgl. Norsk. Vid. Selsk. Skr.* 1908(9): 1-122.
- Hagen, I. 1909b. Forarbejder til en norsk løvmosflora. IX. Grimmiceæ. X. Timmiaceæ. XI. Schistostegaceæ. XII. Hedwigiaceæ. – *Kgl. Norsk. Vid. Selsk. Skr.* 1909(5): 1-105.
- Hagen, I. 1910. Forarbejder til en norsk løvmosflora. XIII. Splachnaceæ. XIV. Oedipodiaceæ. XV. Leucodontaceæ. XVI. Ceratodontaceæ. XVII. Encalyptaceæ. XVIII. Seligeraceæ. – *Kgl. Norsk. Vid. Selsk. Skr.* 1910(1): 1-108.
- Hagen, I. 1914. Forarbejder til en norsk løvmosflora. XIX. Polytrichaceæ. – *Kgl. Norsk. Vid. Selsk. Skr.* 1913(1): 1-77.
- Hagen, I. 1915. Forarbejder til en norsk løvmosflora. XX. Dicranaceæ. – *Kgl. Norsk. Vid. Selsk. Skr.* 1914(1): 1-192.
- Hagen, I. 1929. Forarbejder til en norsk løvmosflora. XXI. Pottiaceæ (red. H. Printz). – *Kgl. Norsk. Vid. Selsk. Skr.* 1928(3): 1-96.
- Hallingbäck, T. 1994. Ekologisk katalog över storsvampar. – Databanken för hotade arter. *Naturvårdsverket Rapp.* 4313: 1-213.
- Hallingbäck, T. (red.) 1998. *Rödlistade mossor i Sverige - Artfakta.* – ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hallingbäck, T., Hodgetts, N.G. og Urmi, E. 1995. How to apply the new IUCN Red List categories to bryophytes. – *Species* 24: 37-41.
- Halvorsen, R. 1980. *Truete og sårbare plantearter i Sør-Norge. Del I. Generell del. Rapport til Miljøvern-departementet utarbeidet på grunnlag av feltundersøkelser 1978 og 1979.* – Botanisk hage og museum, Univ. Oslo (upubl.).
- Halvorsen, R. 1984. Sikring av sør-norske forekomster for nasjonalt truete plantearter – tilbakeblikk og presentasjon av en arbeidsplan. – *Blyttia* 42: 130-137.
- Hansen, M. 1987. The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. – *Fauna ent. Scand.* 18: 1-254.
- Hansen, V. 1964. Fortegnelse over Danmarks Biller (Coleoptera). – *Ent. Meddr.* 33: 1-507.
- Hanssen, E.W. og Nilsen, T.S. 2002. Storsopper i Modum kommune, Buskerud. Rapport fra slørsopp-kurs Vikersund, Modum 27-30. september 2001.
- Hanssen, O., Ødegaard, F. og Kvamme, T. 1997. Forslag til rødliste for norske insekter. Del 1. Biller (Coleoptera). – *NINA Fagrapp.* 031: 1-31.
- Harvey, A.E., Jurgensen, M.F. og Larsen, M.J. 1980. Clearcut harvesting and ectomycorrhiza: survival of activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. – *Can. J. For. Res.* 10: 300-303.
- Haugset, T., Alfredsen, G. og Lie, M.H. 1996. *Nøkkelbiotoper og arts mangfold i skog.* – Siste sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo.
- Holien, H. og Tønsberg, T. 1996. Boreal granskog i Norge – habitatet for trøndelagselementets lavararter. – *Blyttia* 54: 157-177.
- Holmen, M. 1987. The Aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I. Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae and Noteridae. – *Fauna ent. Scand.* 20: 1-168.
- Homble, K. og Blindheim, T. 2001. Storporet flammekjuka (*Pycnoporellus alboluteus*) likevel ikke utgått – funnet i Nannestad, Akershus. – *Blekksoppen* 85: 10-12.
- Hotade djur och växter i Norden. – *NUA* 1978:9: 1-194.
- Høiland, K. 1985. *Planter i fare. Truede og sjeldne planter i norsk flora.* – Aschehoug, Oslo.
- Høiland, K. 1986. Utsatte planter i Nord-Norge. Generell del. – *Økoforsk Rapp.* 1986:1: 1-33.
- Høiland, K. 1990. Fra redaksjonen. – *Blyttia* 48: 97-101.
- Høiland, K. 2002. Fredete planter i Norge. – *Biolog* 20: 17-21.
- Høiland, K. og Bendiksen, E. 1997. Biodiversity of wood-inhabiting fungi in Sør-Trøndelag County, Central Norway. – *Nord. J. Bot.* 16: 643-659.

- Håpnes, A., Bendiksen, E., Aanderaa, R. og Whist, C. 1993. *Naturregistreringer i Oslo kommunes skoger*. – Oslo Skogvesen, Oslo.
- IUCN 1988. *1988 IUCN red list of threatened animals*. – IUCN, Cambridge.
- IUCN 1994. *IUCN Red List Categories*. Prepared by the IUCN Species Survival Commission. – IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission*. IUCN. – Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- Ingelög, T., Thor, G. og Gustafsson, L. 1987. *Floraård i skogbruket. Del 2 – artdel, ed 2*. – Skogstyrelsen, Jönköping.
- James, P.W., Hawksworth, D.L. og Rose, F. 1977. *Lichen communities in the British Isles: a preliminary conspectus*. s. 295-413 i: Seaward, M.R.D. (red.): *Lichen ecology*. – Academic Press, London.
- Jordal, J.B. 1997. Sopp i naturbeitemarker i Norge. En kunnskapsstatus over utbredelse, økologi, indikatorverdi og trusler i et europeisk perspektiv. – *DN-Utred.* 1997-6: 1-112.
- Jørgensen, E. 1934. Norges levermoser. – *Bergens Mus. Skr.* 16: 1-343, kartbl. I-XXV.
- Jørgensen, P.M. 1978. The familiy Pannariaceae in Europe. – *Opera bot.* 45: 1-123.
- Kallio, T. 1970. Aerial distribution of the root-rot fungus *Fomes annosum* (Fr.) Cooke in Finland. – *Acta Forest. Fenn.* 107: 1-55.
- Karström, M. 1992. Steget före i det glömda landet. – *Svensk bot. Tidskr.* 86: 115-146.
- Kausrud, H. og Schumacher, T. 2002. Population structure of the endangered wood decay fungus *Phellinus nigrolimitatus* (Basidiomycota). – *Can. J. Bot.* 80: 1-10.
- Kindvall, O. 1998. Introduksjon till sårbarhetsanalyser. – *ArtDatabanken Rapp.* 2: 1-88.
- Kobro, S., Søreide, L., Djønne, E., Rafoss, T., Jaastad, G. og Witzgall, P. 2003. Masting of rowan, *Sorbus aucuparia* L. and consequences for the apple fruit moth, *Argyrestia conjugella* Zeller. – *Pop. Ecol.* (i trykk).
- Koch, K. 1989-92. *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie 1-3*. – Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- Krog, H. og James, P. 1977. The genus *Ramalina* in Fennoscandia and the British Isles. – *Norw. J. Bot.* 24: 15-43.
- Krog, H., Østhaugen, H. og Tønsberg, T. 1994. *Lavflora. Norske busk- og bladlav*. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Kvamme, T. og Hågvar, S. 1985. Truete og sårbare insekter i norske skogsmiljøer. – *NISK Rapp.* T-592: 1-89.
- Lindblad, I. 1996. Skogområder i Øst-Norge registrert av Siste sjanse. – *NOA-Rapp.* 1996-1: 1-202.
- Lindblad, I. 1998. Wood-inhabiting fungi on fallen logs of Norway spruce: relations to forest management and substrate quality. – *Nord. J. Bot.* 18: 243-255.
- Lindroth, C.H. 1933. Skalbagger. Coleoptera. Olikfotade baggar. Heteromera. – *Svensk Insekth.* 9: 3. 1-157.
- Lindroth, C.H. 1960. *Catalogus Coleopterorum Fennoscandiae et Daniae*. – Entomologiska Sällskapet i Lund, Lund.
- Lindroth, C.H. 1985-86. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. – *Fauna ent. Scand.* 15 (1,2): 1-497.
- Lundberg, S. 1984. Den brände skogens skalbaggsfauna i Sverige. – *Entomol. Tidskr.* 105: 129-141.
- Løvdal, I., Heggland, A., Gaarder, G., Røsok, Ø., Hjermann, D. og Blindheim, T. 2002. Siste Sjanse-metoden: En systematisk gjennomgang av prinsipper og faglig begrunnelse. – *Siste Sjanse-Rapp.* 2002-11: 1-151 + vedl.
- Miljøministeriet, Skov og Naturstyrelsen 1991. Rødliste '90. Særlig beskyttelseskrævende planter og dyr i Danmark. – Miljøministeriet. Skov og Naturstyrelsen, Hørsholm..
- Nilsson, A.N. og Holmen, M. 1995. The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. – *Fauna ent. Scand.* 32: 1-192.
- Nordén, B. og Appelqvist, T. 2001. Conceptual problems of ecological continuity and its bio-indicators. – *Biodiv. and Cons.* 10: 779-791.
- Nordén, B. og Larsson, K.H. 2000. Basidiospore dispersal in the old-growth forest fungus *Phlebia centrifuga* (Basidiomycetes). – *Nord. J. Bot.* 20: 215-219.
- Norderhaug, M. 1978. *Truete arter (Om opplisting og forvaltning av planter og dyr i tilbakegang)*. – Naturverninspektøren for Sør-Norge. Stensil, 26 s.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring of biodiversity. A hierarchial approach. – *Cons. Biol.* 4: 355-364.
- Olsson, G.A. (red.) 1993. Indikatorarter för identifiering av naturskogar i Norrbotten. – *Rapp. Naturvårdsverket* 4276: 1-148.
- Palm, E. 1996. *Nordeuropas snutebiller (Col.: Curculionidae). Part 1. Brachycerinae og Otiiorhynce- rinae*. – Apollo Books, Stenstrup.

- Palm, T. 1948-72. Skalbaggar. Coleoptera. Kortvingar: Fam. Staphylinidae – *Svensk Insektfauna* 9:1-7.
- Palm, T. 1951. Die Holz- und Rinden- Käfer der nordschwedischen Laubbäume. – *Meddr. Stat. Skogforskningsinst.* 40 (2).
- Palm, T. 1959. Die Holz- und Rindenkäfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. – *Opusc. Ent. Suppl.* 16: 1-374.
- Pattersson, B.D. 1987. The principles of nested subsets and its implications for biological conservation. – *Cons. Biol.* 1: 323-334.
- Pattersson, B.D. og Atmar, W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. – *Biol. J. Linn. Soc.* 28: 65-82.
- Persson, H.A. 1982. Changes in the tree and dwarf shrub fine-roots after clear-cutting in a mature Scots pine stand. - Swedish coniferous forest project. – *Dept. of syst. ecol. (Uppsala). techn. rep.* 31: 1-19.
- Possingham, H.P., Andelman, S.J., Burgman, M.A., Medellín, R.A., Master, L.L. og Keith, D.A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. – *Trends* 17(11): 503-507.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. og Gibbons, D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. – *Nature* 365: 335-337.
- Påhlsson, L. (red.) 1994. *Vegetasjonstyper i Norden*. – Nordisk Ministerråd, København.
- Rabinowitz, D., Cairns, S. og Dillon, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. s. 182-204 i: Soulé, M.E. (red.): *Conservation Biology: The science of Scarcity and Diversity*. – Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Rassi, P., Kaipiainen, H., Mannerkoski, I. og Ståhls, G. 1992. *Betänkande av kommisjonen for övervakning av hotade djur och växter*. – Miljöministeriet, Helsinki.
- Rassi, P. og Väisänen, R. 1987. Threatened animals and plants in Finland. – *Kommitteanmietinö* 43: 1-82.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Storaunet, K.O. og Rolstad, E. 2001. Epiphytic lichens in Norwegian coastal spruce forest: Historic logging and present forest structure. – *Ecol. Appl.* 11: 421-436.
- Rolstad, J., Gjerde, I. og Sætersdal, M. 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. – *Cons. Biol.* 16: 253-257.
- Rose, F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. – s. 279-307 i: Brown, D.H., Hawksworth, D.L. og Bailey, R.H. (red.): *Lichenology: progress and problems*. – Academic Press, London.
- Rose, F. 1988. Phytogeographical and ecological aspects of Lobarion communities in Europe. – *Bot. J. linn. Soc.* 96: 69-79.
- Ryvarden, L. 2002. Hvorfor er noen sopper sjeldne? – *Blekkoppen* 87, 18-23.
- Saalas, U. 1917. Die Fichtenkäfer Finnlands I. – *Ann. Acad. Scient. Fenn. Ser. A* 8: 1-547.
- Saalas, U. 1923. Die Fichtenkäfer Finnlands II. – *Ann. Acad. Scient. Fenn. Ser. A* 22: 1-746.
- Santesson, R. 1993. *The lichens and lichenicolous fungi of Sweden and Norway*. – SBT-förlaget, Lund.
- Serussiaux, E. 1989. *Liste rouge des macrolichens dans la Communauté Européenne*. – Cent. Rech. Lichens, Liège.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? – *Biol. Cons.* 83: 247-257.
- Stabbetorp, O.E., Korsmo, H., Wold, O., Bendiksen, E., Brandrud, T.E. og Often, A. 2002. Regionfelt Østlandet – vegetasjon og planteliv. – *NINA Oppdragsmeld.* 729: 1-63.
- Stenlid, J. og Gustafsson, M. 2001. Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? – *Ecol. Bull.* 49: 85-91.
- Stokland, J., Holien, H. og Gaarder, G. 2002. Areal tall for boreal regnskog i Norge. – *NIJOS-rapp.* 2/ 2002: 1- 20.
- St.melding nr 42 (2000-2001). *Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning*. – Miljøvern-departementet, Oslo.
- Strand, A. 1946. Nord-Norges Coleoptera. – *Tromsø Mus. Årshefte Naturhist. avd.* 67 (34): 1-629.
- Størmer, P. 1969. *Mosses with a western and southern distribution in Norway*. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H.H. og Nilsen, T. 2002. Indikatorer for livsmiljøer. s. 129-142 i: Gjerde og Baumann (red.): *Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold*. Hovedrapport. – Skogforsk, Ås.
- Timmermann, V. 1995a. Kartlegging av storsopper i Norge. – *Våre nyttevekster* 90: 46-54.
- Timmermann, V. 1995b. Kartlegging av storsopper i Norge. – *Blekkoppen* 66: 11-12.
- Tømmerås, B.Å., Wilman, B., Ødegaard, F., Gjershaug, J.O., Breistein, J., Abildsnes, J. Prestø, T., Aakra, K. og Krogstad, S. 2000. Effekter av fragmentering på biodiversitet i granskog. – *NINA Fagrapport.* 040: 1-89.
- Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. og Timdal, E. 1996. The threatened macrolichens of Norway - 1995. – *Sommerfeltia* 23: 1-258.

- UK Nature Conservation 1992. *No. 3. A review of scarce and threatened Coleoptera of Great Britain. Part 1.* – UK Nature Conservation, Peterborough.
- Ympäristöministeriö, Miljöministeriet 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seuranta-toimikunnan mietintö. Betänkande av kommissionen för övervakning av hotade djur och växter. – Komiteanmietintö (Kommittébetänkande) 1991 (30): 1-328.
- Zachariassen, K.E. 1990. Sjeldne insektarter i Norge. 2. Biller 1 – *NINA Utred.* 017: 1-83.
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Aagaard, K. og Aarrestad, P.A. 2001. Grunnlag for standardisert klassifisering av habitattyper og trusselfaktorer i den nasjonale rødlista. Test av systemet på tre taksonomiske grupper. – *NINA Fagrapp.* 047: 1-45.
- Ødegaard, F og Ligaard, S. 2000. Contribution to the knowledge of Norwegian Coleoptera –*Norw. J. Entomol.* 47: 7-19.
- Økland, B. og Christiansen, E. 2001. Analyse av fangstdata for granbarkbillen på storskal i perioden 1929-2000. – *Aktuelt fra skogforsk.* 7/01: 1-11.
- Økland, B. og Christiansen, E. 2002. Granbarkbillen – registrering av bestandsstørrelsen 2002. – *Skogforsk Oppdragsrapp.* 8/02: 1-18.
- Økland, R.H., Brandrud, T.E., Høiland, K. og Økland, T. 1985. Strategi for forvaltning av forekomster for utsatte plantearter i Norge. – *Økoforsk Notat* 1985(1): 1-16.
- Aagaard, K. og Dolmen, D. (red.) 1996. *Limnofauna norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfauna.* – Tapir, Trondheim.
- Aagaard, K., Hindar, K., Hanssen, O., Balstad, T. og Fjellstad, W. 1997. Bestandsstruktur og genetisk mangfold i norske bestander av *Parnassius mnemosyne* og *Parnassius apollo* (Lepidoptera). – *NINA Oppdragsmeld.* 462: 1-20.
- Aarnæs, J.-O. 2002. *Katalog over makro- og mikrosopp angitt for Norge og Svalbard.* – *Synop. fung.* 16: 1-462.
- Aarrestad, P.A., Brandrud, T.E., Bratli, H., og Moe, B. 2001. Skogvegetasjon. s. 15-43 i: Fremstad, E. og Moen, A. (red.) *Truede vegetasjonstyper i Norge.* – NTNU Vitenskapsmus. Rapp. Bot. Ser. 2001-4: 1-231.

## Vedlegg 1

### Oversikt over IUCNs kriterier for vurdering av arters truethet

IUCNs vurdering av arters truethet er basert på et sett med kriterier (A-E) for plassering av hver enkelt art til en kategori som angir hvor stor risiko det er for at arten skal dø ut. IUCNs kategorier for arters truethet er som følger:

<b>IUCN-kategori</b>	<b>kriterier</b>
extinct EX	<i>utdødd</i> : det er ingen tvil om at det siste individet av arten har dødd ut, så langt gjentatte undersøkelser innen artens utbredelsesområde og levesteder har kunnet bringe på det rene
extinct in the wild EW	utdødd i vill tilstand: arten er utdødd i sine normale leveområder, men holdes i live i fangenskap eller som naturalisert bestand utenfor sitt normale leveområde
critically endangered CR	<i>akutt truet</i> : arten står i meget stor fare for å dø ut i vill tilstand i henhold til kriteriene A-E
endangered EN	<i>truet</i> : arten står i stor fare for å dø ut i vill tilstand i henhold til kriteriene A-E
vulnerable VU	<i>sårbar</i> : arten står i fare for å dø ut i vill tilstand i henhold til kriteriene A-E
near threatened NT	<i>nær truet</i> : arten er nær ved å falle inn under kategorier for truethet i henhold til kriteriene A-E, men har foreløpig ikke nådd spesifiserte terskelverdier
least concern LC	<i>ikke truet</i> : arten er vurdert mot kriteriene A-E, men er ikke nær noen av de aktuelle terskelverdiene; omfatter oftest vidt utbredte og tallrike arter
data deficient DD	<i>manglende data</i> : det er ikke tilstrekkelig kunnskap eller datagrunnlag for å kunne vurdere arten i henhold til kriteriene A-E
not evaluated EN	<i>ikke vurdert</i> : arten er ikke vurdert mot kriteriene A-E

Plasseringen av arter i ulike kategorier for truethet (CR, EN, VU) er basert på følgende kriterier og terskelverdier:

#### A Reduksjon i populasjonsstørrelse

<b>A Reduksjon i populasjonsstørrelse</b>	<b>Akutt truet (CR)</b>	<b>Truet (EN)</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
A1: En observert, estimert, beregnet eller antatt nedgang i populasjonsstørrelsen på	≥90%	≥70%	≥50%
over siste 10 år eller 3 generasjoner (den som er lengst), hvor årsakene til nedgangen er åpenbart reversible OG forstått OG opphørt, basert på (og spesifisert ved) noen eller flere av følgende kriterier			
(a) direkte observasjon			
(b) en indeks for bestandsstørrelse som er tilfredsstillende for aktuelle takson			
(c) en nedgang i området der taksonet forekommer, i utbredelsesområdet eller i kvaliteten på habitatet			
(d) reelle eller potensielle nivåer for utnyttelse			
(e) effektene av introduserte taksa, hybridisering, patogener, forurensning, konkurrenter eller parasitter			



<b>A Reduksjon i populasjonsstørrelse</b>	<b>Akutt truet (CR)</b>	<b>Truet (EN)</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
A2: En observert, estimert, beregnet eller antatt nedgang i populasjonsstørrelsen på	≥80%	≥50%	≥30%
<p>over siste 10 år eller 3 generasjoner (den som er lengst), hvor nedgangen eller årsakene til den muligens ikke har opphørt ELLER ikke er forstått ELLER ikke er reversibel, basert på (og spesifisert ved) noen eller flere av følgende kriterier</p> <p>(a) direkte observasjon</p> <p>(b) en indeks for bestandsstørrelse som er tilfredsstillende for aktuelle takson</p> <p>(c) en nedgang i området der taksonet forekommer, i utbredelsesområdet eller i kvaliteten på habitatet</p> <p>(d) reelle eller potensielle nivåer for utnyttelse</p> <p>(e) effektene av introduserte taksa, hybridisering, patogener, forurensning, konkurrenter eller parasitter</p>			

<b>A Reduksjon i populasjonsstørrelse</b>	<b>Akutt truet (CR)</b>	<b>Truet (EN)</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
A3: En nedgang i populasjonsstørrelse på minst	80%	50%	30%
<p>beregnet eller antatt å finne sted innen neste 10 år eller 3 generasjoner (den som er lengst, inntil maksimalt 100 år), basert på (og spesifisert ved) noen eller flere av følgende kriterier</p> <p>(b) en indeks for bestandsstørrelse som er tilfredsstillende for aktuelle takson</p> <p>(c) en nedgang i området der taksonet forekommer, i utbredelsesområdet eller i kvaliteten på habitatet</p> <p>(d) reelle eller potensielle nivåer for utnyttelse</p> <p>(e) effektene av introduserte taksa, hybridisering, patogener, forurensning, konkurrenter eller parasitter</p>			

<b>A Reduksjon i populasjonsstørrelse</b>	<b>Akutt truet (CR)</b>	<b>Truet (EN)</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
A4: En observert, estimert, beregnet eller antatt nedgang i populasjonsstørrelsen på	≥80%	≥50%	≥30%
<p>over en periode på 10 år eller 3 generasjoner (den som er lengst, inntil maksimalt 100 år inn i fremtiden), basert på (og spesifisert ved), hvor tidsperioden må inkludere både fortid og fremtid, hvor nedgangen eller årsakene til den muligens ikke har opphørt ELLER ikke er forstått ELLER ikke er reversibel, basert på (og spesifisert ved) noen eller flere av følgende kriterier</p> <p>(a) direkte observasjon</p> <p>(b) en indeks for bestandsstørrelse som er tilfredsstillende for aktuelle takson</p> <p>(c) en nedgang i området der taksonet forekommer, i utbredelsesområdet eller i kvaliteten på habitatet</p> <p>(d) reelle eller potensielle nivåer for utnyttelse</p> <p>(e) effektene av introduserte taksa, hybridisering, patogener, forurensning, konkurrenter eller parasitter</p>			

## B Geografisk utbredelse

<b>B Geografisk utbredelse i form av B1 (utbredelse) ELLER B2 (forekomst) ELLER begge</b>	<b>Akutt truet (CR)</b>	<b>Truet (EN)</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
B1: Omfang av geografisk utbredelse estimert til, og estimat som indikerer minst to av a-c	<100 km <sup>2</sup>	<5000 km <sup>2</sup>	<20000 km <sup>2</sup>
B2: Areal for forekomst estimert til, og estimat som indikerer minst to av a-c	<10 km <sup>2</sup>	<500 km <sup>2</sup>	<2000 km <sup>2</sup>
a: Omfattende fragmentering eller kjent forekomst på	bare 1 lokalitet	=5 lokaliteter	=10 lokaliteter
b: Fortsatt nedgang, observert, utledet eller framskrevet, i noen av følgende: (i) utbredelsesområde (ii) forekomstareal (iii) areal, omfang og/eller kvalitet på habitat (iv) antall lokaliteter eller subpopulasjoner (v) antall voksne individer			
c: Ekstreme fluktuasjoner i noen av følgende: (i) utbredelsesområde (ii) forekomstareal (iii) antall lokaliteter eller subpopulasjoner (iv) antall voksne individer			

*Geografisk utbredelse (extent of occurrence)* forstås som det området som omslutter alle dagens kjente, antatte eller beregnede forekomster av et takson, unntatt tilfeldige/irregulære forekomster.

*Forekomst (area of occupancy)* forstås som de plassene innen det geografiske utbredelsesområdet der taksonet faktisk forekommer (unntatt tilfeldige forekomster); oftest knyttet til områder med passende habitat.

## C Populasjonsstørrelse

<b>C Populasjonsstørrelse ...</b>	<b>Akutt truet (CR)</b>	<b>Truet (EN)</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
... estimert til antall voksne individer mindre enn	250	2500	10000
OG enten			
C1: En estimert kontinuerlig nedgang på minst i (den som er lengst av)	25%	20%	10%
år	3	5	10
eller generasjoner	1	2	3
ELLER			
C2: En kontinuerlig nedgang, observert, beregnet eller avledet, i antall voksne individer OG minst én av følgende (a-b):			
(a) Populasjonsstruktur i form av én av:			
(i) ingen subpopulasjon estimert til å inneholde flere voksne individer enn	50	250	1000
(ii) minst (%) av voksne individer er i én subpopulasjon	90%	95%	alle (100%)
(b) Ekstreme fluktuasjoner i antall voksne individer			

*D Populasjonsstørrelse*

<b>D1 Populasjonsstørrelse ...</b>	<b>Akutt truet (CR)</b>	<b>Truet (EN)</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
i antall voksne individer estimert til mindre enn	50	250	1000

<b>D2 Populasjonsstørrelse</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
Populasjon med et meget begrenset utbredelsesområde (typisk mindre enn 20 km <sup>2</sup> ) eller antall forekomster (typisk 5 eller færre), slik at den er utsatt for effekter av tilfeldige menneskelige aktiviteter eller hendelsermeget kort tid inn i en usikker fremtid, og dermed kan bli akutt truet eller til og med utdødd i løpet av kort tid.	X

*E Kvantitativ analyse*

<b>E Kvantitativ analyse</b>	<b>Akutt truet (CR)</b>	<b>Truet (EN)</b>	<b>Sårbar (VU)</b>
som viser at sannsynlighet for utdøing i vill tilstand er minst	50%	20%	10%
innen (år)	10	20	100
eller (generasjoner)	3	5	–
den som er lengst, inntil maksimalt 100 år			

## Vedlegg 2

## Samlematrise

Gruppe	Antall arter behandlet her	Rødliste 1999							Årsak til endret status					Gjenfunnet siste 10år (%)	
		Ex?	E	V	DC	DM	R	ut	Andel endret (%)	Endret def.	Nye funn	Ny kunnskap	Taksonomisk revisjon		Gjensøk
Trebukker	40	5	2	9	16	2		6	95	19	7	12			70
Moser	78	2	24	11	4	37			96	72	2			1	28.2
Lav	51	0	16	14	9	3	9		80	2	7	32			82.4
Sopp	55	1	14	22	14		4		45		2	22	1		94.5

Gruppe	Antall lokaliteter						Vurdert trend i reell forekomstfrekvens (%)				
	før 1900	mellom 1900-49	mellom 1950-74	mellom 1975-2000	etter 1998	Sum	økende	stabil	avtagende	forsvunnet	?
Trebukker	3.3	2.7	1.8	4.8	0.3	12.8	2.5	47.5	15.0	20.0	15.0
Moser	4.7	1.6	1.1	4.6	1.9	9.9	19.2	3.8	25.6	5.1	46.2
Lav	0.8	7.5	4.8	36.7	9.3	59.0	3.9	35.3	25.5	0.0	35.3
Sopp	0,2?	0,4?	0,8?	15.9	3.8	17.6	0	20	76.4	0	3.6

Gruppe	Aktivitetsnivå over tid				Kunnskap								Type sjeldenhet (%)				
	Grad av gjensøk	Mer før	Stabilt	Mer i nyere tid	Taksonomisk	Utbredelse	Habitat	Populasjonsdynamikk	Isolerte bestand i N (%)	Marginalart i N (%)	Ansvarsart for Norge/Norden(%)	Kulturelement (%)	Biologisk	Geografisk	Metodisk	Historisk	Mysteriøs
Trebukker	3.35		19	21	1.08	2	1.88	3	53.1	7.5	3	4	80	48	35	0	0
Moser	3.54	31	11	15	1.54	2.28	1.78	2.92	68.4	29.5	47	17	28	71	37	5.1	1.3
Lav	2.25	3	14	34	1.47	2.14	1.63	2.84	39.2	5.9	20	13	33	63	5.9		
Sopp	2.62	0	7	93	1.02	1.45	1.1	1.98	72.7	5.5	46	22	98			1.8	

Gruppe	Geografisk utbredelse								IUCN 2001 Kategori							IUCN 2001 Kriterier				
	Sørlig	Sørøstlig	Vestlig	Østlig	Trøndelag	Nordlig	Nordøstlig	Spredt i hele landet/usikker	RE	CR	EN	VU	NT	LC	DD	A	B	C	D	E
Trebukker	4	23	2	10				1	7	3	2	13	6	5	3	6	14	0	0	0
Moser	26	6	21	9		11		5	3	10	8	10	15	2	30	0	7	0	26	0
Lav	10	2	23	10	3	1	1	1	0	6	8	10	15	2	10	5	6	4	16	0
Sopp	11	21	1	19				3	0	13	8	10	16	6	2	2	39	18	3	0

## Lavart

	Rødliste 1992	Rødliste 1999	Årsak til endret status	Antall lokaliteter før 1900	Antall lokaliteter mellom 1900-49	Antall lokaliteter mellom 1950-74	Antall lokaliteter mellom 1975-2000	Nye funn etter 1998	Individer (enkeltvis, få, tallrik)	Siste funn (nylig = siste 10 år)	Vurdert trend i reell forekomstfrekvens
Bryoria smithii		DC	Ny kunnskap	2	17	9	17	1	F	nylig	stabil?
Bunodophoron melanocarpus		DC	Ny kunnskap	0	6	16	39	24	T	nylig	stabil
Cetrelia olivetorum		DC	Ny kunnskap	7	14	13	72	29	F-T	nylig	stabil?
Cladonia alpina	R	V*(l)	Endret def.	0	0	0	9	1	F	nylig	?
Cladonia fragilissima	R	R		0	0	1	3	0	F	1993	?
Cladonia imbricaria	R	DM*(K)	Endret def.	0	0	0	2	0	F	1985	?
Collema conglomeratum		R	Nye funn	0	0	0	3	0	F	nylig	?
Collema curtisporum	V	E	Ny kunnskap	0	2	0	8	2	F-T	nylig	?
Collema fragrans		E	Nye funn	0	0	0	1	0	F	nylig	?
Collema leptaleum		E	Nye funn	0	0	0	1	0	F	1992	?
Degelia atlantica		DC	Ny kunnskap	0	19	13	47	15	F-T	nylig	stabil?
Erioderma pedicellatum	Ex	E	Nye funn	0	3	0	3	0	E	nylig	avtagende?
Evernia divaricata	V+	V	Ny kunnskap	0	9	3	86	51	T	nylig	avtagende
Fuscopannaria ahlneri	E	E		0	20	3	42	3	E-F	nylig	avtagende?
Heterodermia speciosa		V	Ny kunnskap	6	16	5	49	6	F	nylig	avtagende
Hyperphyscia adglutinata	R	R		0	0	1	3	3	F	nylig	?
Hypotrachyna laevigata	R	R		0	2	3	15	4	F,T	nylig	stabil
Hypotrachyna sinuosa	R	E	Ny kunnskap	0	0	1	5	1	F	nylig	avtagende?
Leptogium burgessii	R	V	Ny kunnskap	0	2	5	28	5	F-T	nylig	stabil
Leptogium cochleatum		E	Nye funn	0	0	0	9	3	F	nylig	stabil?
Leptogium hibernicum	R	E	Ny kunnskap	0	1	0	7	0	F-T	nylig	stabil
Letharia vulpina		DC	Ny kunnskap	6	10	37	105	36	T	nylig	stabil
Lobaria halli	V+	V	Ny kunnskap	0	5	1	38	15	E-F	nylig	?
Melanelia elegantula	R	DM*(K)	Ny vurdering	0	3	1	7	3	F-T	nylig	?
Melanelia laciniatula	R	R		0	2	1	1	0	F	1993	avtagende?
Menegazzia terebrata		DC	Ny kunnskap	2	15	14	122	45	E-T	nylig	stabil
Pannaria confusa	V+	E	N	0	1	0	4	0	F	1993	avtagende?
Pannaria ignobilis	V+	DC		2	3	6	119	30	E-T	nylig	stabil
Pannaria sampaiana	R	DC	Ny kunnskap	0	1	5	55	10	E-T	nylig	stabil
Parmeliella testacea	V	E	Ny kunnskap	0	0	0	5	0	F	nylig	?
Parmeliopsis esorediata		R	Ny vurdering	0	0	2	40	20	E-T	nylig	økende?
Parmotrema arnoldii	E	E		0	1		1	0	T	1993	stabil
Parmotrema crinitum	R	E	Ny kunnskap	0	1	2	12	2	F	nylig	avtagende?
Peltigera retifoveata		E	Nye funn	0	0	0	1	1	E	nylig	?
Physcia semipinnata		R	Ny kunnskap	0	9	1	4	2	F	nylig	avtagende?
Physconia deterosa	R	DM*(K)	Ny vurdering	2	11	3	37	8	F-T	nylig	stabil?
Physconia grisea	R	R		0	1	0	2	0	T	1993	?
Pseudocyphellaria crocata	V	V		0	42	11	142	17	F-T	nylig	avtagende
Pseudocyphellaria intricata	R	V	Ny kunnskap	0	6	4	14	6	F-T	nylig	stabil?
Pseudocyphellaria norvegica		V	Ny kunnskap	0	9	3	22	4	F	nylig	stabil?
Punctelia subrudecta		R	Ny kunnskap	0	0	3	12	4	F-T	nylig	stabil?
Ramalina canariensis		V	Nye funn	0	0	0	3	2	F	nylig	?
Ramalina dilacerata	E	V	Ny kunnskap	0	4	0	13	0	F-T	nylig	?
Ramalina elegans		V*(l)	Ny kunnskap	0	1	0	0	0	?	1919	?
Ramalina obtusata	E	E		0	7	0	5	1	E-F	nylig	avtagende
Ramalina thrausta		V	Ny kunnskap	4	38	13	231	51	T	nylig	avtagende
Staurolemma omphalarioides	K	E	Ny kunnskap	0	0	3	4	0	F	1992	?
Sticta canariensis	V+	E	Ny kunnskap	0	1	1	5	1	F-T	nylig	stabil?
Usnea florida	R	V	Ny kunnskap	4	9	3	6	5	E-F	nylig	?
Usnea fragiliscens agg.	R	DC	Ny kunnskap	0	14	7	53	9	F	nylig	økende?
Usnea longissima	V+	V	Ny kunnskap	7	76	49	360	53	T	nylig	avtagende

Lavart	Grad av gjensøk		Aktivitetsnivå	Aktivitesnivå over tid	Taksonomisk kunnskap	Kunnskap om utbredelse	Kunnskap om habitat	Kunnskap om populasjonsdynamikk	Best est.	Svensk status		Isolerte bestand i N	Marginallavart i N	Ansvarsart for Norge/Norden	Kulturelement
	%Gjennfunnet									(1993)	(2000)				
Bryoria smithii	2	50	2		2	2	2	3	nei	1	RE	ja			
Bunodophoron melanocarpus	3	100	2	N	1	2	1	3	nei		ikke i S				
Cetrelia olivetorum	2	48,3	1	N	1	2	1	3	nei	1	CR				
Cladonia alpina	4		3	N	2	3	3	3	nei		ikke i S	ja		ja	
Cladonia fragilissima	2	50	3	N	2	3	2	3	nei		ikke i S	ja			
Cladonia imbricaria	4		3	N	3	3	3	3	nei		ikke i S	ja		ja	
Collema conglomeratum	4		2	N	2	3	2	3	nei						
Collema curtisporum	1	100	2	N	2	3	2	3	nei	1	EN				
Collema fragrans	1	100	2	N	2	3	2	3	nei	1	EN	ja			
Collema leptaleum	4		2	N	2	3	2	3	nei		ikke i S	ja		ja	
Degelia atlantica	2	33,3	2	N	1	1	1	3	nei		ikke i S	ja			
Erioderma pedicellatum	4	0	2	N	1	2	1	2	nei	0	RE	ja		ja	
Evernia divaricata	2	41,1	1	N	1	2	1	2	nei	2	VU				
Fuscopannaria ahlneri	2	11,1	1	S	1	1	1	2	nei	1	CR			ja	
Heterodermia speciosa	2	25,9	2	S	1	2	1	3	nei	1	EN				
Hyperphyscia adglutinata	4		3		1		2	3	nei	1	CR	ja			ja
Hypotrachyna laevigata	2	33,3	2	N	1	2	1	3	nei		ikke i S	ja			
Hypotrachyna sinuosa	1	42,8	2	N	1	2	2	3	nei		ikke i S	ja			
Leptogium burgessii	2	33,3	2	N	1	2	1	2	nei		ikke i S	ja			
Leptogium cochleatum	4		2	N	2	2	1	2	nei		ikke i S	ja			
Leptogium hibernicum	1	100	2	N	1	2	1	2	nei		ikke i S	ja			
Letharia vulpina	4		1	S	1	2	1	2	nei	4	NT				
Lobaria halli	2	33,3	2	N	2	2	1	3	nei	1	EN			ja	
Melanelia elegantula	4		3		2	3	2	3	nei	2	VU	ja			ja
Melanelia laciniatula	1	50	3		1	3	2	3	nei	2	NT	ja			ja
Menegazzia terebrata	2	63,8	2	N	1	2	1	3	nei	3	VU				
Pannaria confusa	2	50	2	N	2	3	2	3	nei	2	EN				
Pannaria ignobilis	2	31,8	2	S	1	2	1	3	nei		ikke i S	ja			
Pannaria sampaiana	2	44,4	2	N	1	2	1	3	nei	0	RE	ja		ja	
Parmeliella testacea	2	50	2	N	2	2	2	3	nei		ikke i S	ja			
Parmeliopsis esorediata	4		2	N	1	2	1	3	nei		ikke i S			ja	
Parmotrema arnoldii	1	100	2	S	1	2	2	3	nei		ikke i S	ja			
Parmotrema crinitum	2	25	3	S	1	2	2	3	nei		ikke i S	ja			
Peltigera retifoveata	1	100	3	N	2	2	2	3	nei			ja			
Physcia semipinnata	2	42,8	3	F	1	3	2	3	nei	2	DD		ja		dels
Physconia detersa	2	57	2	S	1	2	2	3	nei						dels
Physconia grisea	2	50	3	S	1	2	2	3	nei		NT				ja
Pseudocyphellaria crocata	2	29,2	2	N	1	1	1	3	nei		ikke i S				
Pseudocyphellaria intricata	2	33,3	2	S	2	2	1	3	nei		ikke i S				
Pseudocyphellaria norvegica	2	44,4	2	S	2	2	1	3	nei		ikke i S				
Punctelia subrudecta	2	0	3	S	1	2	2	3	nei	0	RE				ja
Ramalina canariensis	4		2	N	3	3	3	3	nei		ikke i S				dels
Ramalina dilacerata	2	50	2	S	1	2	2	3	nei						
Ramalina elegans	1	0	3		2	3	3	3	nei						dels
Ramalina obtusata	1	28,5	2	F	1	2	2	3	nei	2	VU				
Ramalina thrausta	2	25,6	1	S	1	2	1	3	nei	1	EN			ja	
Staurolemma omphalarioides	2	0	3	F	1	2	2	3	nei		ikke i S				
Sticta canariensis	1	100	2	N	1	2	2	3	nei		ikke i S				
Usnea florida	2	28,5	3	N	3	2	2	3	nei	2	NT				dels
Usnea fragilesceus agg.	2	87,5	2	N	3	2	1	3	nei		ikke i S				
Usnea longissima	2	37,5	1	S	1	1	1	2	nei	1	VU			ja	

Lavart	Type sjeldenhed	Geografisk utbredelse	Vegetasjonsregion	MIS-region	Hab.type	Punktthabitat
Bryoria smithii	B	S	N-MB	1a,2a,2b,3	bar og løvskog	bergvegg og løvtrær
Bunodophoron melanocarpus	G	V	BN-SB	3	bar og løvskog	silikatberg
Cetrelia olivetorum	B	S	N-MB	1a,1b,2a,2b,3	løvskog	bergvegg og trestammer
Cladonia alpina	M	V	BN-MB	1a,1c,3	barskog	humusrik jord
Cladonia fragilissima	M	V	BN-SB	3	bar og løvskog	jord og stein
Cladonia imbricaria	M	Ø	NB	1a	barskog	sand og grusjord
Collema conglomeratum				2a	edelløvskog	rikkbarkstrær
Collema curtisporum	B	Ø	MB-NB	1a,1b	barskog	ospestammer
Collema fragrans	B	S	SB	2b	bar og edelløvskog	styva alm
Collema leptaleum	B	V	BN	2b	hagemark/park	styva ask
Degelia atlantica	G	V	BN	3	løvskog	bervegg og trær
Erioderma pedicellatum	G,B	Tr	SB	1c	barskog	grankvist
Evernia divaricata	B	Ø	SB-NB	1a,1b,2a	barskog	bar og løvtrær
Fuscopannaria ahneri	B,G	Tr	SB-MB	1c	barskog	grankvister,berg
Heterodermia speciosa	B	Ø	SB-MB	1a,1b,2a,2b,4b	løvskog	bergvegg og blokk
Hyperphyscia adglutinata		S	BN	3	edelløvskog og hagemark/park	løvtrebark
Hypotrachyna laevigata	G	V	BN-SB	3	bar og løvskog	silikatberg, løvtrær
Hypotrachyna sinuosa	G	V	BN-SB	3	løvskog	løvtrebark
Leptogium burgessii	G	V	BN	3	løvskog	bergvegg og rikkbark
Leptogium cochleatum	G	V	BN-SB	3	edelløvskog	styva ask
Leptogium hibernicum	G	V	SB	3	edelløvskog	styva ask, bergvegg
Letharia vulpina		Ø	MB-NB	1a,1b,2b	barskog	død furu, ved
Lobaria halli	B	N	SB-NB	1a,1c,4a,4b	bar og løvskog	gran og løvtrær
Melanelia elegantula	G	S	N-BN	2a,2b,3	edelløvskog park/hagemark	edelløvtrær
Melanelia laciniatula	G	S	N	2a	park/hagemark	edelløvtrær
Menegazzia terebrata	B	S	N-MB	1a,1b,1c,2b,3	bar og løvskog	løvtrebark, bergvegg
Pannaria confusa	B,G	Tr	MB	1b,1c	barskog	berg, bark
Pannaria ignobilis	G	V	BN-MB	1c,2a,3	bar og løvskog	løvtrær
Pannaria sampaiana	G	V	N-SB	1c,2a,3,	edelløvskog	bergvegg og rik bark
Parmeliella testacea	G	V	BN	3	edelløvskog	bergvegg, løvtrær
Parmeliopsis esorediata	G	SØ	MB-NB	1a	bar og nordlig løvskog	bjørk, bartrær
Parmotrema arnoldii	G	V	SB	3	nordlig løvskog	silikatberg og blokker
Parmotrema crinitum	G	V	N-SB	3	løvskog	silikatberg, løvtrær
Peltigera retifoveata	G	Ø	NB	1b	nordlig løvskog	berg
Physcia semipinnata	G	S	N-BN	2a,3	løvskog,park/hagemark	rikkbarkstrær
Physconia detersa	B	Ø	SB-LA	1a,1b	nordlig løvskog	mosekledd blokker, løvtrær
Physconia grisea	G	S	N	2a,3	park/hagemark	edelløvtrær
Pseudocyphellaria crocata	B,G	V	BN-MB	1a,1c,3	bar og nordlig løvskog	gran og løvtrær, berg
Pseudocyphellaria intricata	G	V	BN	3	løvskog	bergvegger
Pseudocyphellaria norvegica	G	V	BN-SB	3	løvskog	bergvegger,løvtrær
Punctelia subrudecta	G	V	N-BN	3	park/hagemark	rikkbarkstrær
Ramalina canariensis	G	V	BN	3	edelløvskog,park/hagemark	død platanlønn
Ramalina dilacerata	B,G	NØ	MB-NB	1a,1b	bar og nordlig løvskog	gran og løvtrær
Ramalina elegans	G	SØ	BN	2a	park/hagemark	?
Ramalina obtusata	B,G	Ø	MB	1a,1b	bar og nordlig løvskog	gran og løvtrebark
Ramalina thrausta		Ø	SB-NB	1a,1b,1c2a,2b,3,4a	barskog	gran og bergvegger
Staurolemma omphalarioides	B,G	V	SB	1a,1c	nordlig løvskog	osp, rogn, høy pH og luftfukt.
Sticta canariensis	G	V	BN	3	edelløvskog	næringsrike bergvegger
Usnea florida	G	S	BN-SB	2a	edelløvskog	bøk,eik, løvtrær
Usnea fragilescens agg.	G	V	BN-SB	3	barskog	furustammer, berg,løvtrær
Usnea longissima		Ø	SB-NB	1a,1b,1c,2a,3	barskog	gran,bergvegger, løvtrær



Lavart	Nøkkelfaktor	påvirkningsfaktor	miljøtilstand	effekter på arter	IUCN 2001 Kategori	IUCN 2001 Kriterier
Bryoria smithii	høy luftfuktighet	1S	LMI,LMf	PB	NT	
Bunodophoron melanocarpus	høy luftfuktighet	1O,Sf	LMf	PB	LC	
Cetrelia olivetorum	høy luftfuktighet	1S	LM,FL	PB,PR,PH	NT	
Cladonia alpina		1Ss,1Sp	LM	PB,PR	DD	
Cladonia fragilissima		1S,1Hd,1J	FLg,LM	PB,Pak	DD	
Cladonia imbricaria		1O	FL	PB	DD	
Collema conglomeratum	høy pH, gode lysforhold	1S	LMI,LMf	PB,PR	DD	
Collema curtisporum		1Sf	LM, FL	PH, PB	VU	B2ab(iii,iv)
Collema fragrans	rikbark&lys	1Sv-,1Sb-	LMI	PB	CR	D
Collema leptaleum	rikbark&lys	1Sv-,1Sb-	LMI	PB	CR	D
Degelia atlantica	høy luftfuktighet, rikbark	1O,1S	FL,LM	PB	NT	
Erioderma pedicellatum	høy luftfuktighet, rikbark	1S	LM	PR,PB	CR	B2ab(iii,iv,v); C2a(i),D
Evernia divaricata	høy luftfuktighet	1Sf	LM,FL	PB,PR	NT	
Fuscopannaria ahlneri	høy luftfuktighet, høy pH	1Sf	LMf	PB,PR	VU	B2ab(iv);C1,C2a(i)
Heterodermia speciosa	lys&luftfuktighet	1S	FLg,LM	PB,PR	VU	C2a(i)
Hyperphyscia adglutinata	rikbark& lys	1Sg,1So	FL	PB	DD	
Hypotrachyna laevigata	høy luftfuktighet	1S,1O	LM,FL	PB	NT	
Hypotrachyna sinuosa	lys&luftfuktighet	1S,1O	LM,FL	PB,PR	EN	C2a(i);D
Leptogium burgessii	høy luftfuktighet	1Sv-,1Sb-,1Sg	LMI	PB	NT	
Leptogium cochleatum	høy luftfuktighet	1Sv-,1Sb-,1Sg	LMI	PB,PR	VU	D1
Leptogium hibernicum	høy luftfuktighet	1Sv-,1Sb-,1Sg	LMI	PB,PR	VU	B1ab(iii)+2ab(iii);D1
Letharia vulpina		1S	FL	PB,PH	NT	
Lobaria halli	rikbark, høy luftfuktighet	1S	FL,LM	PB,PR	NT	
Melanelia elegantula	gode lysforhold, høy pH	2A,1So,1Sg	FL	PF,PB	DD	
Melanelia laciniatula	gode lysforhold, høy pH	2A,1So,1Sg	FL	PF,PB	CR	D
Menegazzia terebrata	høy luftfuktighet	1S	LMf	PB,PR	NT	
Pannaria confusa	høy luftfuktighet	1Sf	LMf	PB,PR	DD	
Pannaria ignobilis	høy pH	1S	LM,FL	PB	NT	
Pannaria sampaiana	høy pH, høy luftfuktighet	1S,1O	LM	PB,PR	NT	
Parmeliella testacea	høy pH	1O	LM	PB,PR	EN	D
Parmeliopsis esorediata	gode lysforhold				LC	
Parmotrema arnoldii	høy luftfuktighet	1Ss	LMI	PB	CR	D
Parmotrema crinitum	høy luftfuktighet	1O,1Sp	LMf,LMI	PB,PR	EN	A2c;D
Peltigera retifoveata		1S,1O	LMI	PB	CR	D
Physcia semipinnata	gode lysforhold	1O,1Sp	LMI	PB	DD	
Physconia detersa		1Sb-	LM,FLg	PB,PAk	NT	
Physconia grisea	høy pH, gode lysforhold	1O,2Ag	FL	PB	VU	D1+2
Pseudocyphellaria crocata	høy luftfuktighet	1Sf	LMf	PB,PR	VU	A2cd
Pseudocyphellaria intricata	høy ph, rikt strøfall	1O,1Sp	LMI,LMf	PB,PR	NT	
Pseudocyphellaria norvegica	høy luftfuktighet, høy pH	1O,1Sp	LMI,LMf	PB,PR	NT	
Punctelia subrudecta	høy pH, gode lysforhold	1O,1So	FL	PB,PR	VU	D1
Ramalina canariensis	gode lyforhold, høy pH	1So,2Ag	FL	PB,Pfa	DD	
Ramalina dilacerata	høy luftfuktighet	1S,1Hr	LMf	PB,PR	VU	B2ab
Ramalina elegans		1O,1So	FL	PB	DD	
Ramalina obtusata	høy luftfuktighet	1S,1H	LMf	PB,PR	EN	B2ab(iii,iv)
Ramalina thrausta	høy luftfuktighet	1Sf,2Ag	LMf,FL	PB,PR,PF	VU	A2cd
Staurolemma omphalarioides		1Sp,1So	FL	PB,PR	VU	D2
Sticta canariensis		1O,3Bi	FL	PB	VU	D2
Usnea florida	gode lysforhold	1So,2Ag,3Bi	FL,LM	PB,PR,PF	VU	A2c;D1
Usnea fragilesceus agg.	høy luftfuktighet	1O,1Sf	LMf,FL	PB,PR	NT	
Usnea longissima	høy luftfuktighet	1Sf,2Ag	LMf,FL	PB,PR,PF	VU	A2cde

<b>Moseart</b>	<b>Rødliste 1992</b>	<b>Rødliste 1999</b>	<b>Årsak til endret status</b>	<b>Sum antall lokaliteter</b>	<b>Antall lokaliteter før 1900</b>	<b>Antall lokaliteter mellom 1900-49</b>	<b>Antall lokaliteter mellom 1950-74</b>	<b>Antall lokaliteter mellom 1975-2000</b>	<b>Nye funn etter 1998</b>	<b>Individer (enkelthvis, få, tallrik)</b>	<b>Siste funn (nylig = siste 10 år)</b>
Amblystegium humile	R(V)	V(VU)	Endret def.	2	2	0	0	0	0	?	1902
Amblystegium saxatile	V(E)	DM(DD)	Endret def.	7	7	0	0	1	0	?	1895
Amblystegium tenax	V	DM(DD)	Endret def.	2	2	0	0	0	0	?	1892
Amblystegium varium	E	V(VU)	Endret def.	2	1	0	1	0	0	?	1960
Anoectangium warburgii	R(V)	E(CR)	Endret def.	1	0	0	0	1	0	?	1985
Barbula crocea	E	E(CR)	Endret def.	1	1	0	0	1	0	?	1895
Brachydontium trichodes	R	DM(DD)	Endret def.	12	9	1	1	1	0	F	1985
Bryoerythrophyllum alpigenum	R	DM(DD)	Endret def.	2	2	0	0	1	1	T	1895
Bryum bornholmense	R	DM(DD)	Endret def.	2	0	2	0	0	0	?	1938
Bryum riparium	R	V(VU)	Endret def.	5	1	2	2	0	0	?	1967
Buxbaumia viridis	V+	DM(DD)	Endret def.	50	33	6	3	70	68	F	1978
Callicladium haldanianum	(V+)	DM(DD)	Endret def.	20	16	1	1	2	0	?	1984
Calypogeia suecica	V+	DM(DD)	Endret def.	50	10	11	1	42	10	F	nylig
Campylopus pyriformis	R	DM(DD)	Endret def.	11	7	0	2	1	0	F	ca 1990
Cephaloziella elegans		DM(DD)	Endret def.	2	1	1	0	0	0	?	1911
Cephaloziella massalongi	R	DM(DD)	Endret def.	9	2	5	1	1	0	F	1981
Cephaloziella phyllacantha	R	E(CR)	Endret def.	3	0	1	0	3	1	E	1980
Cirriphyllum tommasinii	V+(-)	DM(DD)	Endret def.	20	11	2	7	1	1	T	1959
Dicranum fulvum	V	E(EN)	Endret def.	4	0	3	2	25	25	T	1969
Dicranum tauricum	V+	DM(DD)	Endret def.	20	10	2	0	7	4	T	nylig
Dicranum viride	V	V(VU)		13	6	3	1	2	1	F	1979
Didymodon glaucus	R	V(VU)	Endret def.	4	3	2	0	2	1	F	1982
Encalypta mutica	R	DM(DD)	Endret def.	20	7	2	0	10	0	F	1985
Encalypta spathulata	R	DM(DD)	Endret def.	4	3	0	0	1	0	?	1981
Eucladium verticillatum	R	DC(LRnt)	Endret def.	8	1	1	1	5	0	F	1980
Eurhynchium flotowianum	E	E(CR)	Endret def.	2	1	0	0	1	0	?	1979
Eurhynchium pumilum.	R	E(EN)	Endret def.	3	0	2	1	0	0	F	1952
Eurhynchium striatulum	R	DM(DD)	Endret def.	7	1	1	0	1	0	T	1975
Fissidens exilis	V+	DM(DD)	Endret def.	18	8	6	1	1	1	?	1959
Fissidens gracilifolius	R(V)	DM(DD)	Endret def.	4	1	1	0	2	0	F	1980
Fissidens pusillus	V+	DM(DD)	Endret def.	25	17	4	5	0	0	F	1952
Frullania bolanderi	E	E(CR)	Endret def.	1	0	0	0	2	1	F	1985
Frullania oakesiana	E	E(CR)	Endret def.	4	2	1	0	1	0	F	1985
Grimmia laevigata	R	DM(DD)	Endret def.	14	7	0	2	7	2	T	nylig
Gyroweisia tenuis	R	V(VU)	Endret def.	5	2	0	0	3	0	T	1983
Habrodon perpusillus	V+	DM(DD)	Endret def.	16	12	2	0	4	1	T	nylig
Hedwigia integrifolia		DM(DD)	Endret def.	27	8	10	4	1	0	T	1983
Herbertus aduncus	E	V(VU)	Endret def.	3	0	1	0	2	0	T	nylig
Herbertus stramineus	R	V(VU)	Endret def.	19	2	5	4	9	0	T	nylig
Herzogiella turfacea	V	DM(DD)	Endret def.	13	9	2	1	2	1	F	1977
Heterocladium wulfsbergii		DM(DD)	Endret def.	5	1	0	3	1	0	F	1978
Lejeunea ulicina	R(V+)	DC(LRnt)	Endret def.	17	0	2	6	10	1	F	nylig
Leptoscyphus cuneifolius	E	Ex(EV)	Gjensøk	1	1	0	0	0	0	E	1896
Lophozia ascendens	V+	DM(DD)	Endret def.	30	0	0	1	28	1	T	nylig
Lophozia pellucida	R	DM(DD)	Endret def.	3	0	0	0	3	0	F	1984
Meesia longiseta	V+	DM(DD)	Endret def.	20	15	1	0	1	0	F	1980
Metzgeria fruticulosa	Ex(E)	E(CR)	Nye funn	1	1	0	0	3	3	F	1890
Myrinia pulvinata	V+	DM(DD)	Endret def.	20	15	3	2	2	1	F	1980
Neckera pennata	V	DM(DD)	Nye funn	30	18	9	2	4	1	T	1979

<b>Moseart</b>	Rødliste 1992	Rødliste 1999	Årsak til endret status	Sum antall lokaliteter	Antall lokaliteter før 1900	Antall lokaliteter mellom 1900-49	Antall lokaliteter mellom 1950-74	Antall lokaliteter mellom 1975-2000	Nye funn etter 1998	Individer (enkelvis, få, tallrik)	Siste funn (nylig = siste 10 år)
<i>Orthotrichum tenellum</i>	E	E(EN)	Endret def.	4	3	0	0	25	1	F	nylig
<i>Orthotrichum patens</i>	R	DM(DD)	Endret def.	15	14	0	0	2	1	F	1891
<i>Orthotrichum philibertii</i>	V	DM(DD)	Nye funn	13	6	0	1	9	3	T	nylig
<i>Orthotrichum rogeri</i>	V+	DM(DD)	Endret def.	40	29	9	1	5	4	F	nylig
<i>Orthotrichum scanicum</i>	Ex	E(CR)	Endret def.	1	1	0	0	0	0	?	1884
<i>Orthotrichum stellatum</i>	Ex	E(CR)	Endret def.	1	0	1	0	0	0	?	1903
<i>Plagiochila exigua</i>	R	DC(LRnt)	Endret def.	7	0	2	0	5	1	F	nylig
<i>Plagiochila norvegica</i>	V(E)	E(CR)	Endret def.	2	0	0	0	1	0	F	nylig
<i>Plagiochila spinulosa</i>	R(E)	E(EN)	Endret def.	2	0	1	1	3	1	F	1958
<i>Plagiothecium latebricola</i>	V+	DM(DD)	Endret def.	19	9	5	2	4	1	F	nylig
<i>Polytrichastrum pallidisetum</i>	R	DM(DD)	Endret def.	3	0	2	1	0	0	?	1974
<i>Pseudoleskeella papillosa</i>	E(R)	E(CR)	Endret def.	1	1	0	0	0	0	T	1893
<i>Rhabdoweisia crenulata</i>	R	V(VU)	Endret def.	7	2	0	2	4	1	F	1984
<i>Rhynchostegiella teesdalei</i>	Ex	Ex(EV)	Endret def.	1	1	0	0	0	0	F	1895
<i>Scapania apiculata</i>	E	E(CR)	Endret def.	5	3	1	0	6	5	F	nylig
<i>Scapania massalongi</i>	Ex	E(CR)	Endret def.	1	1	1	0	2	1	F	nylig
<i>Schistidium atrofusum</i>	E	E(CR)	Endret def.	1	0	0	0	0	0	F	1985
<i>Seligeria campylopoda</i>	E	E(EN)		3	1	0	1	1	0	F	1970
<i>Sphagnum wulfianum</i>	V+	DC(LRnt)	Endret def.	20	0	2	12	6	1	T	nylig
<i>Splachnum melanocaulon</i>	V(R)	E(EN)	Endret def.	2	0	0	1	0	0	E	1968
<i>Syntrichia laevipila</i>	V	V(VU)		4	0	0	1	4	1	F	nylig
<i>Syntrichia papillosa</i>	V	DM(DD)	Endret def.	23	13	3	2	6	1	F	nylig
<i>Syntrichia virescens</i>	V	E(EN)	Endret def.	3	1	1	0	3	1	F	1979
<i>Tayloria acuminata</i>	R	V(VU)	Endret def.	5	4	0	0	1	0	F	nylig
<i>Tayloria serrata</i>	V	E(EN)	Endret def.	3	2	0	0	1	0	F	nylig
<i>Tayloria splachnoides</i>	R	DM(DD)	Endret def.	15	11	4	1	1	1	F	nylig
<i>Tortula laureri</i>	R	E(EN)	Endret def.	5	5	0	0	1	0	F	1979
<i>Warnstorfia pseudostraminea</i>	R	DM(DD)	Endret def.	5	0	0	2	2	0	?	1978
<i>Zygodon dentatus</i>	E	E(CR)	Endret def.	1	1	0	0	0	0	?	1895

Moseart	Vurdert trend i reell forekomstfrekvens	Grad av gjensøk	%Gjennfunnet	Aktivitetsnivå	Aktivitetsnivå over tid	Taksonomisk kunnskap	Kunnskap om utbredelse	Kunnskap om habitat	Kunnskap om populasjonsdynamikk	Best est.	Svensk status (1993)	Svensk status (2000)	Isolerte bestand i N	Marginalart i N	Ansvarsart for Norge/Norden
Amblystegium humile	få funn	4		2 F		3	2	2	3	nei	3		nei	ja	
Amblystegium saxatile	få funn	4		2 F		3	2	2	3	nei	4	NT	nei	ja	
Amblystegium tenax	få funn	4		2 F		2	2	2	3	nei			nei	ja	
Amblystegium varium	få funn	4		2 F		3	2	2	3	nei			nei	ja	
Anoetangium warburgii	n=1	4		2		1	3	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Barbula crocea	n=1	4		2		1	3	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	
Brachydontium trichodes	avtagende	4		2 F		1	2	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Bryoerythrophyllum alpigenum	n=2	4		2		3	3	2	3	nei	3	DD	ja	nei	ja
Bryum bornholmense	avtagende	4		3 F		2	3	2	3	nei	3	DD	nei	ja	
Bryum riparium	avtagende	4		3 F		2	2	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Buxbaumia viridis	økende	4		2 N		1	2	1	3	nei	4	NT	nei	nei	ja
Callicladium haldanianum	avtagende	3	0	2 F		1	2	2	3	nei			nei	nei	ja
Calypogeia suecica	økende	4		2 N		1	2	1	2	nei	4	VU	nei	nei	
Campylopus pyriformis	få funn	4		2 F		1	2	2	3	nei			nei	nei	
Cephaloziella elegans	få funn	4		3 F		3	3	2	3	nei			nei	nei	ja
Cephaloziella massalongi	få funn	4		3 F		2	3	2	3	nei	2	NT	ja	nei	ja
Cephaloziella phyllacantha	økende	4		3 F		2	3	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Cirriphyllum tommasinii	avtagende	4		2 F		1	2	2	3	nei	3	NT	nei	ja	
Dicranum fulvum	økende	4		2 N		1	2	1	3	nei	3	NT	nei	ja	
Dicranum tauricum	stabil	4		2 S		1	2	1	3	nei	4		nei	nei	
Dicranum viride	få funn	4		2 S		1	2	1	3	nei	1	EN	ja	ja	ja
Didymodon glaucus	få funn	4		2 F		1	2	1	3	nei	1	CR	ja	nei	ja
Encalypta mutica	få funn	3	0	2 F		1	2	1	3	nei	3	VU	ja	nei	ja
Encalypta spathulata	få funn	4		2 F		3	3	2	3	nei	3	VU	ja	nei	
Eucladium verticillatum	økende	4		2 N		1	2	1	3	nei			ja	ja	
Eurhynchium flowianum	n=2	4		2		2	3	3	3	nei	ikke i S		nei	ja	
Eurhynchium pumilum	avtagende	4		2 F		2	2	2	3	nei	1	CR	ja	ja	
Eurhynchium striatulum	avtagende	4		2 F		1	2	2	3	nei	3	VU	nei	ja	
Fissidens exilis	avtagende	3	0	2 F		1	2	2	3	nei			ja	ja	
Fissidens gracilifolius	få funn	4		2 N		3	3	2	3	nei			ja?	ja	
Fissidens pusillus	avtagende	4		2		2	2	2	3	nei			ja	ja	
Frullania bolanderi	få funn	4		2		1	2	2	3	nei	1	CR	ja	nei	ja
Frullania oakesiana	få funn	2	0	2		1	2	2	3	nei	1	CR	ja	nei	ja
Grimmia laevigata	avtagende	4		2 F		1	2	2	3	nei	3	NT	ja	nei	
Gyroweisia tenuis	få funn	4		2 F		1	2	2	3	nei	2	VU	ja	nei	
Habrodon perpusillus	avtagende	3	100	2 S		1	2	1	3	nei	ikke i S		ja	nei	
Hedwigia integrifolia	avtagende	3	100	2 F		1	2	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Herbertus aduncus	økende	2	100	1 S		2	2	2	2	nei	ikke i S		ja	nei	
Herbertus stramineus	avtagende	2	64.2	1 S		2	1	1	2	ja	ikke i S		ja	nei	
Herzogiella turfacea	avtagende	3	0	2 F		1	2	2	3	nei	4	NT	ja?	nei	ja
Heterocladium wulfsbergii	få funn	4		2 N		2	3	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Lejeunea ulicina	økende	3	0	2 S		1	2	1	3	nei	ikke i S		ja	nei	
Leptoscyphus cuneifolius	forsvunnet?	1	0	2		1	2	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	
Lophozia ascendens	økende	4		2 N		2	2	1	2	nei	4	VU	nei	nei	ja
Lophozia pellucida	n=3	4		2		2	2	2	3	nei	3	DD	nei	nei	ja
Meesia longiseta	avtagende	4		2 F		1	2	2	3	nei	4	VU	nei	nei	ja
Metzgeria fruticulosa	økende	4		2		1	2	2	3	nei	4	NT	nei	nei	
Myrinia pulvinata	avtagende?	4		2 F		1	2	2	3	nei	3	VU	nei	nei	
Neckera pennata	økende	4		2 S		1	2	1	2	nei	4	VU	ja	ja	ja

Moseart	Vurdert trend i reell forekomstfrekvens	Grad av gjensøk	%Gjenfunnet	Aktivitetsnivå	Aktivitesnivå over tid	Taksonomisk kunnskap	Kunnskap om utbredelse	Kunnskap om habitat	Kunnskap om populasjonsdynamikk	Best est.	Svensk status (1993)	Svensk status (2000)	Isolerte bestand i N	Marginalart i N	Ansvarsart for Norge/Norden
Orthotrichum tenellum	økende	4		2 N		1	2	1	2	nei	0	RE	ja	ja	
Orthotrichum patens	avtagende	4		2 F		1	2	1	3	nei	2	VU	nei	ja	ja
Orthotrichum philibertii	økende	4		2 S		1	2	1	2	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Orthotrichum rogeri	økende	3	100	2 S		1	2	1	2	nei	0	CR	ja	ja	ja
Orthotrichum scanicum	forsvunnet?	4		2		2	3	3	3	nei	0	RE	ja	ja	ja
Orthotrichum stellatum	forsvunnet	1	0	2		2	3	3	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Plagiochila exigua	stabil	2	75	2 S		1	2	1	3	nei	ikke i S		ja	nei	
Plagiochila norvegica	n=2	1	50	2 N		3	3	2	3	nei	3	RE	ja	nei	ja
Plagiochila spinulosa	få funn	4		2 S		1	2	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Plagiothecium latebricola	stabil	4		2 N		1	2	2	2	nei	4	NT	nei	nei	
Polytrichastrum pallidisetum	dårlig kjent	4		2		3	3	3	3	nei	1	CR	?	nei	
Pseudoleskeella papillosa	n=1	4		2		1	3	2	3	nei	3	VU	ja	nei	ja
Rhabdoweisia crenulata	økende	4		2 N		2	2	1	3	nei	ikke i S		ja	nei	
Rhynchostegiella teesdalei	forsvunnet?	4		2		2	3	2	3	nei		EN	ja	nei	
Scapania apiculata	økende	4		2 N		2	2	2	3	nei	2	EN	ja	nei	
Scapania massalongi	n=2	1	100	2		2	3	2	3	nei	1	CR	ja	nei	ja
Schistidium atrofusum	n=1	4		2 N		2	3	2	3	nei			ja	nei	
Seligeria campylopoda	n=3	4		2		1	2	2	3	nei	3	VU	ja	nei	ja
Sphagnum wulfianum	avtagende	2	100	2 F		1	2	2	3	nei			nei	nei	
Splachnum melanocaulon	få funn	4		2		2	3	2	3	nei	2	NT	ja	nei	ja
Syntrichia laevipila	økende	4		2 N		2	2	2	3	nei	2	EN	ja	ja	
Syntrichia papillosa	økende	4		2 N		1	2	1	3	nei			ja	ja	
Syntrichia virescens	få funn	4		2 F		1	2	2	3	nei	4	NT	ja	ja	
Tayloria acuminata	avtagende	2	0	2 F		1	2	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Tayloria serrata	få funn	4		2		1	3	3	3	nei	2	RE	ja	nei	ja
Tayloria splachnoides	avtagende	2	100	2 F		1	2	2	3	nei	3	NT	nei	nei	ja
Tortula laureri	få funn	2	100	2 F		1	2	1	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja
Warnstorfia pseudostraminea	få funn	4		2		3	3	3	3	nei			?	nei	
Zygodon dentatus	n=1	4		2		1	3	2	3	nei	ikke i S		ja	nei	ja

<b>Moseart</b>	<b>Kulturelement</b>	<b>Type sjeldenhet</b>	<b>Geografisk utbredelse</b>	<b>Vegetasjonsregion</b>	<b>MIS-region</b>	<b>Hab.type</b>
Amblystegium humile	G	SØ	BN	2a	2a	edelløvsog, sumpskog med or
Amblystegium saxatile	G	SØ	BN	2a	2a	edelløvsog, sumpskog med or
Amblystegium tenax	G	S	BN	2a	2a	edelløvsog, sumpskog med or
Amblystegium varium	G	S	BN	2a	2a	edelløvsog, sumpskog med or
Anoetangium warburgii	G	V	BN	3	3	edelløvsog
Barbula crocea	G	S	BN	2a	2a	kalkfurusog?
Brachydontium trichodes	GB	V	MB-NB	2a,2b,3	2a,2b,3	nordlig løvsog, hei
Bryoerthrophyllum alpigenum	MH	usikker	SB	1a, 3	1a, 3	skog, hei
Bryum bornholmense	HMG	V	BN-SB	3	3	jordbruksmark, ruderatmark
Bryum riparium	G	V	BN-SB	3	3	skog, jordbruksmark
Buxbaumia viridis	M	S	N-MB	1a,1c,2a,2b	1a,1c,2a,2b	skog
Callicladium haldanianum	GB	Ø	BN-MB	1a,2a,2b	1a,2a,2b	løvsog, oreskog
Calypogeia suecica	B	S	BN-MB	1a,1c,2a,2b,3	1a,1c,2a,2b,3	skog
Campylopus pyriformis	ja G	V	BN	2a,3	2a,3	hei, nordlig løvsog
Cephaloziella elegans	M	usikker	SB-MB	1a,2a	1a,2a	skog
Cephaloziella massalongi	MB	usikker	BN-Nb	1a,1b,2b,3,4a	1a,1b,2b,3,4a	skog, hei
Cephaloziella phyllacantha	M	V	BN-Nb	2b,3	2b,3	edelløvsog, furusog
Cirriphyllum tommasinii	G	S	N-BN	2a	2a	edelløvsog
Dicranum fulvum	GM	S	N	2a,3	2a,3	edelløvsog
Dicranum tauricum	MH	Ø	BN-NB	1a,2b,3,4a,4b	1a,2b,3,4a,4b	barskog, nordlig løvsog, park
Dicranum viride	ja GM	S	BN-SB	1a,2a,2b,3	1a,2a,2b,3	edelløvsog, hagemark
Didymodon glaucus	G	Ø	MB	1a,1b	1a,1b	skog
Encalypta mutica	B	Ø	MB-NB	1a,1b,2b,4a,4b	1a,1b,2b,4a,4b	bar- og bjørkesog
Encalypta spathulata	B	S	SB-MB	1a,2a	1a,2a	kalkfurusog
Eucladium verticillatum	BG	S	BN	2a,3	2a,3	edelløvsog
Eurhynchium flotowianum	G	S	BN	2a	2a	edelløvsog
Eurhynchium pumilum	G	V	BN	3	3	edelløvsog
Eurhynchium striatulum	G	S	BN-SB	2a	2a	edelløvsog, granskog
Fissidens exilis	B	S	BN-SB	1a,2a	1a,2a	oreskog, jordbruksmark
Fissidens gracilifolius	GB	S	BN	2a,3	2a,3	skog
Fissidens pusillus	B	S	BN-MB	1a,1b,2a	1a,1b,2a	skog
Frullania bolanderi	G	SØ	SB	2a	2a	gråor-heggeskog, edelløvsog
Frullania oakesiana	G	SØ	SB	2a	2a	gråor-heggeskog, edelløvsog
Grimmia laevigata	GM	S	BN-SB	2a,2b	2a,2b	åpen mark, åpen skog
Gyroweisia tenuis	BGM	N	MB-NB	1a,1b,4b	1a,1b,4b	skog
Habrodon perpusillus	ja G	V	BN	3	3	park og alléer
Hedwigia integrifolia	ja Gmy	V	BN-SB	2b,3	2b,3	beitemark, parkskog
Herbertus aduncus	G	V	BN-SB	3	3	nordlig løvsog
Herbertus stramineus	GB	V	BN-MB	3	3	nordlig løvsog, fosser
Herzogiella turfacea	MB	Ø	BN-MB	1a,1c,2a,4b	1a,1c,2a,4b	sumpig or-,bjørk- og granskog
Heterocladium wulfsbergii	G	V	BN-SB	3	3	nordlig løvsog
Lejeunea ulicina	G	V	BN	3	3	furusog, nordlig løvsog
Leptoscyphus cuneifolius	GB	V	SB	3	3	bjørkesog
Lophozia ascendens	MH	Ø	BN-MB	1a,1c,4b	1a,1c,4b	skog
Lophozia pellucida	G	N	NB	4b	4b	bjørkesog
Meesia longiseta	B	Ø	SB-NB	1a,2a,4a,4b	1a,2a,4a,4b	sumpig gran-og løvsog
Metzgeria fruticulosa	G	S	BN	2a,3	2a,3	edelløvsog
Myrinia pulvinata	BM	Ø	BN-MB	1a,1b,1c,2a	1a,1b,1c,2a	oreskog, nordlig løvsog
Neckera pennata	BG	S	BN-MB	1a,2b	1a,2b	edelløvsog

<b>Moseart</b>	<b>Kulturelement</b>	<b>Type sjeldenhet</b>	<b>Geografisk utbredelse</b>	<b>Vegetasjonsregion</b>	<b>MIS-region</b>	<b>Hab.type</b>
<i>Orthotrichum tenellum</i>	ja GM	V	BN	3		park og alléer
<i>Orthotrichum patens</i>	ja GM	SØ	BN-SB	2a		park og alléer
<i>Orthotrichum philibertii</i>	ja G	V	N-BN	2a,3		park og alléer, edelløvsskog
<i>Orthotrichum rogeri</i>	ja MG	S	BN	2a,2b,3		park og alléer, edelløvsskog
<i>Orthotrichum scanicum</i>	GBM	S	BN	2a		edelløvsskog
<i>Orthotrichum stellatum</i>	ja GM	S	BN	2a		park og alléer
<i>Plagiochila exigua</i>	GB	V	SB	3		furuskog, bjørkeskog
<i>Plagiochila norvegica</i>	GM	V	BN-SB	3		furuskog, bjørkeskog
<i>Plagiochila spinulosa</i>	G	V	BN-SB	3		furuskog, bjørkeskog
<i>Plagiothecium latebricola</i>	BM	S	BN-MB	1a,2a,3,4a		oreskog, edelløvsskog
<i>Polytrichastrum pallidisetum</i>	M	usikker	BN-NB	1a,3		skog
<i>Pseudoleskeella papillosa</i>	GB	N	NB	4b		nordlig løvskog
<i>Rhabdoweisia crenulata</i>	G	V	SB-MB	3		furuskog, bjørkeskog
<i>Rhynchostegiella teesdalei</i>	GM	S	SB	2a		skog
<i>Scapania apiculata</i>	B	SØ	BN-MB	1a,2a		skog
<i>Scapania massalongi</i>	BG	N	MB	1a		skog
<i>Schistidium atrofusum</i>	G	N	MB	1a		barskog
<i>Seligeria campylopoda</i>	BM	S	SB-MB	1a,2a		gran og løvskog
<i>Sphagnum wulfianum</i>	B	Ø	MB	1a,1c,4a		sumpskog
<i>Splachnum melanocaulon</i>	G	N	NB	4a		sumpskog, myr
<i>Syntrichia laevipila</i>	ja G	V	BN	2a,3		park og alléer
<i>Syntrichia papillosa</i>	ja G	S	BN	2a,3		park og alléer
<i>Syntrichia virescens</i>	ja GM	S	BN-SB	2a,3		park og alléer
<i>Tayloria acuminata</i>	GBM	N	NB	1a,1b,4a		fjellbjørkeskog, sumpskog
<i>Tayloria serrata</i>	ja M	usikker	BN-NB	1a,4b		fjellbjørkeskog, eng
<i>Tayloria splachnoides</i>	M	N	NB	1a,1b,1c,2b,4a		fjellbjørkeskog, høgstaudegranskog
<i>Tortula laureri</i>	G	N	NB	1a		fjellbjørkeskog
<i>Warnstorfia pseudostraminea</i>	M	N	NB	1a,2b,4a		våtmark, dammer
<i>Zygodon dentatus</i>	G	N	SB	2a		edelløvskog

Moseart	Punktthabitat	Nøkkelfaktor	Påvirkningsfaktor
Amblystegium humile	dammer, sig, bekker		1Hrt,1Hd,1Od,1So,2L
Amblystegium saxatile	sumpskogsjord		1So,1Hrt,1Hd,
Amblystegium tenax	sumpskogsjord, tresokler,stein		1Hrt,2L
Amblystegium varium	sumpskogsjord,røtter,ved		1Hrt,2L,1So
Anoetangium warburgii	næringsrike skyggefulle bergvegger	høy luftfuktighet	1Ov
Barbula crocea	skyggefullt kalkberg	kalk	1So, 1O
Brachydontium trichodes	fuktige bergflater ved bekk og elv		4U
Bryoerythrophyllum alpigenum	næringsrikt berg		4U
Bryum bornholmense	humusrik sand-og leirjord	forstyrret jord	1O
Bryum riparium	fuktige bergflater		1Hrt,1Hr
Buxbaumia viridis	læger, langt nedbrutt	høy luftfuktighet	1Sf,1Sd
Callicladium haldanianum	læger, strø, tresokler		1S
Calypogeia suecica	læger, langt nedbrutt	høy luftfuktighet	1Sf,1Sd
Campylopus pyriformis	naken torvjord	forstyrret jord	1J
Cephaloziella elegans	roteved, jord	høy luftfuktighet	4U
Cephaloziella massalongi	fuktig berg	kopperberg?	1Hrt,1Sf
Cephaloziella phyllacantha	næringsrikt berg	høy luftfuktighet	1Sf
Cirriphyllum tommasinii	Kalkberg		1Sf
Dicranum fulvum	silikatberg, blokkmark	høy luftfuktighet	1Hrt
Dicranum tauricum	læger, trebasis		1Sd
Dicranum viride	trestammer, særlig lind, blokker	gamle trær	1So,1Sg
Didymodon glaucus	skyggefulle kalkrike berg	kalk, høy luftfuktighet	1Sp
Encalypta mutica	Kalkberg	kalk	1Sp,1Sf
Encalypta spathulata	kalkrik jord og berg	kalk	1O
Eucladium verticillatum	fuktige kalkberg	tuffdannelse	1O,1Hh,1Hrt
Eurhynchium flotowianum	Berg		1S
Eurhynchium pumilum	bergsprekker, jord under berg		1Sf,1Ov
Eurhynchium striatulum	skyggefullt kalkberg	kalk	1S
Fissidens exilis	naken jord, leirjord	forstyrret mark	1H,1Ot+,1J
Fissidens gracilifolius	fuktig næringsrikt berg, ved bekker		1Hrt,1Sf
Fissidens pusillus	Berg ved bekker		1Hrt,1S
Frullania bolanderi	Edelløvtrær		1S
Frullania oakesiana	Or, edelløvtrær		1S
Grimmia laevigata	åpne silikatberg	stoffimpregnering	1Ov
Gyroweisia tenuis	fuktig kalkberg	kalk, høy luftfuktighet	1Sp
Habrodon perpusillus	Edellauvtre	grove parktrær	1Sg,2A
Hedwigia integrifolia	silikatberg, ur		1Jb-,2L
Herbertus aduncus	silikatberg	høy luftfuktighet	1Hrt, 1Sp
Herbertus stramineus	silikatberg, ved fosserøyk	høy luftfuktighet	1Hr,1Hrt,1Sp
Herzogiella turfacea	råteved	høy luftfuktighet	1Sf,1St-
Heterocladium wulfsbergii	fuktig silikatberg	høy luftfuktighet	1Hrt,1Sp
Lejeunea ulicina	Furu- og lauvtrestammer	høy luftfuktighet	1S,1Ss
Leptoscyphus cuneifolius	skyggefullt berg	høy luftfuktighet	1Sf
Lophozia ascendens	læger, langt nedbrutt	høy luftfuktighet	1S, 1St-
Lophozia pellucida	kalkrik jord ved basis av bergvegg	høy luftfuktighet	1Hr, 1Hrt,1S
Meesia longiseta	næringsrik sumpjord, vannbredder		1Hd,2L,2A
Metzgeria fruticulosa	edelløvtrær	bøk, høy luftfuktighet	1S
Myrinia pulvinata	løvtrær ved bekker og i sumpmark	høy luftfuktighet	1S,1Hd
Neckera pennata	stammer gamle edelløvtrær	gamle rikbarkstrær	1S, 1Sp



Moseart	Punktthabitat	Nøkkelfaktor	Påvirkningsfaktor
<i>Orthotrichum tenellum</i>	edelløvtrær	parktrær, høy pH	2Ags, 1So
<i>Orthotrichum patens</i>	edelløvtrær	parktrær, høy pH	2Ags, 1So
<i>Orthotrichum philibertii</i>	edelløvtrær	parktrær, høy pH	2Ags, 1So
<i>Orthotrichum rogeri</i>	edelløvtrær	parktrær, høy pH	2Ags, 1So
<i>Orthotrichum scanicum</i>			2Ags, 1So
<i>Orthotrichum stellatum</i>			2Ags, 1So
<i>Plagiochila exigua</i>	skyggefull bergvegg	høy luftfuktighet	1Sf, 1Sp
<i>Plagiochila norvegica</i>	næringsrikt berg	høy luftfuktighet	1Sf, 1Sp
<i>Plagiochila spinulosa</i>	silikatberg	høy luftfuktighet	1Sf, 1Sp
<i>Plagiothecium latebricola</i>	læger	høy luftfuktighet	1Sf, 1Sd
<i>Polytrichastrum pallidisetum</i>	Jord		1S
<i>Pseudoleskeella papillosa</i>	berg i kløfter, ved fosser	høy luftfuktighet	1Hr
<i>Rhabdoweisia crenulata</i>	skyggefull bergvegg	høy luftfuktighet	1Sp, 1Ss
<i>Rhynchostegiella teesdalei</i>	skyggefull bergvegg	høy luftfuktighet, kalk	1Ov, 1S
<i>Scapania apiculata</i>	læger langt nedbrutt	høy luftfuktighet	1S, 1Sd
<i>Scapania massalongi</i>	læger langt nedbrutt ved bekker i kløfter	høy luftfuktighet	1S, 1Sd, 1Hrt
<i>Schistidium atrofusum</i>	næringsrikt berg		1S
<i>Seligeria campylopoda</i>	fuktig kalkberg	høy luftfuktighet	1S, 1Ov
<i>Sphagnum wulfianum</i>	sumpjord		1Hd, 1Sf
<i>Splachnum melanocaulon</i>	Dyreavfall	elgmøkk	1Hd, 1S
<i>Syntrichia laevipila</i>	Edelløvtrær	høy pH	1So, 2A
<i>Syntrichia papillosa</i>	Edelløvtrær	høy pH	1So, 2A
<i>Syntrichia virescens</i>	Edelløvtrær	høy pH	1So, 2A
<i>Tayloria acuminata</i>	fuktig jord og råteved		1Hd, 1Sf
<i>Tayloria serrata</i>	næringsrik jord		1J-
<i>Tayloria splachnoides</i>	fuktig næringsrik jord		1Hd, 1S
<i>Tortula laureri</i>	kalkrik mineraljord, ved bergvegger		1Hrt, 1S
<i>Warnstorfia pseudostraminea</i>	våt jord		1Hrt, 1Hd
<i>Zygodon dentatus</i>	almestammer		1S

Moseart	Miljøtilstand	Effekter på arter	IUCN 2001 Kategori	IUCN 2001 Kriterier
Amblystegium humile	LMf,FVu	PB	EN	B2a+b(iii); D
Amblystegium saxatile	LMf,FVu	PB	DD	
Amblystegium tenax	LMf,FVu	PB	EN	B2a+b(iii); D
Amblystegium varium	LMf,FVu	PB	EN	B2a+b(iii); D
Anoetangium warburgii	FL, LMf	PB	CR	D
Barbula crocea	LMf,FVu	PB	CR	D
Brachydontium trichodes			DD	
Bryoerythrophyllum alpigenum			DD	
Bryum bornholmense	FLg	PR,PB	DD	
Bryum riparium	LMf		DD	
Buxbaumia viridis	LMf,	PH,PR	NT	
Callicladium haldanianum	LMf,	PH	DD	
Calypogeia suecica	LMf,	PH,PR	NT	
Campylopus pyriformis	FLg	PB	DD	
Cephaloziella elegans			DD	
Cephaloziella massalongi	LMf	PB,PR	DD	
Cephaloziella phyllacantha	LMf	PB,PR	DD	
Cirriphyllum tommasinii	LMf	PB,PR	DD	
Dicranum fulvum	LMf	PB,PR	LC	
Dicranum tauricum	LMf	PH,PB	NT	
Dicranum viride	LMf	PB,PR	VU	D1+ 2
Didymodon glaucus	LMf	PB,PR	DD	
Encalypta mutica	FL		DD	
Encalypta spathulata	FL		DD	
Eucladium verticillatum	Fvu	PB	NT	
Eurhynchium flotowianum	LMf,FL	PB	CR	D
Eurhynchium pumilum	LMf, FL	PB	VU	D2
Eurhynchium striatulum	LMf	PB,PR	DD	
Fissidens exilis	FLg	PR,PB,Pak	VU	B2a+b(iii)
Fissidens gracilifolius	FVf,Fvu	PB	DD	
Fissidens pusillus	FVf,Fvu	PB	DD	
Frullania bolanderi	FL,LM	PB, PR	CR	D
Frullania oakesiana	FL,LM	PB, PR	CR	B2a+b(iii); D
Grimmia laevigata	FLg	PB, PR	DD	
Gyroweisia tenuis	FVu	PB	DD	
Habrodon perpusillus	FL	PB,PR	NT	
Hedwigia integrifolia	LMI,FLg	PB	DD	
Herbertus aduncus	LMf	PB,PR	VU	D2
Herbertus stramineus	LMf,FV	PB,PR	VU	B2a+b(ii,iii);D1
Herzogiella turfacea	LMf,FL	PB,PH,PR	DD	
Heterocladium wulfsbergii	LMf	PB,PR	DD	
Lejeunea ulicina	LMf	PB,PR	NT	
Leptoscyphus cuneifolius	LMF	PB	RE	
Lophozia ascendens	LMf,FL	PB,PH,PR	NT	
Lophozia pellucida	FVg,LMf	PB,PR	DD	
Meesia longiseta	Fvu,FVg	PB,PR	VU	B2a+b(iii)
Metzgeria fruticulosa	FL,LMf	PB,PR	EN	D
Myrinia pulvinata	LMf	PB,PR	DD	
Neckera pennata	LMf	PB,PR	NT	

Moseart	Miljøtilstand	Effekter på arter	IUCN 2001 Kategori	IUCN 2001 Kriterier
<i>Orthotrichum tenellum</i>	KF	Pfa,PH	NT	
<i>Orthotrichum patens</i>	KF	Pfa,PH	DD	
<i>Orthotrichum philibertii</i>	KF	Pfa,PH	LC	
<i>Orthotrichum rogeri</i>	KF	Pfa,PH	NT	
<i>Orthotrichum scanicum</i>	KF	Pfa,PH	CR	D
<i>Orthotrichum stellatum</i>	KF	Pfa,PH	RE	
<i>Plagiochila exigua</i>	LMf	PB	NT	
<i>Plagiochila norvegica</i>	LMf	PB	CR	D1+2
<i>Plagiochila spinulosa</i>	LMf	PB	EN	D
<i>Plagiothecium latebricola</i>	LMf,FL	PB,PH,PR	NT	
<i>Polytrichastrum pallidisetum</i>	LMf	PB, PR	DD	
<i>Pseudoleskeella papillosa</i>	FVf,FVu	PB	CR	D
<i>Rhabdoweisia crenulata</i>	LMf	PB	NT	
<i>Rhynchostegiella teesdalei</i>	LMf,FL	PB	RE	
<i>Scapania apiculata</i>	LMf	PB,PH,PR	VU	D2
<i>Scapania massalongi</i>	LMf	PB,PH,PR	CR	D
<i>Schistidium atrofusum</i>	LMf	PB	EN	D
<i>Seligeria campylopoda</i>	LMf	PB,PR	EN	D
<i>Sphagnum wulfianum</i>	LMf,FVu	PB,PR	NT	
<i>Splachnum melanocaulon</i>	FVu	PB,PR	DD	
<i>Syntrichia laevipila</i>	KF	Pfa,PH	VU	D+2
<i>Syntrichia papillosa</i>	KF	Pfa,PH	NT	
<i>Syntrichia virescens</i>	KF	Pfa,PH	EN	D
<i>Tayloria acuminata</i>	FVg,LMf	PB,PR	VU	D2
<i>Tayloria serrata</i>	FLg	PB,PH,PR	DD	
<i>Tayloria splachnoides</i>	FVg,LMf	PB,PR	DD	
<i>Tortula laureri</i>	LMf	PB,PR	VU	D2
<i>Warnstorfia pseudostraminea</i>	Fvu,FVg	PB	DD	
<i>Zygodon dentatus</i>	LMf,FL	PB,PR,PH	CR	D

<b>Soppart</b>	Rødliste 1992	Rødliste 1998	Arsak til endret status	Sum antall lokaliteter	Antall lokaliteter før 1900	Ant. lok. mellom 1900-49	Ant. lok. mellom 1950-74	Ant. lok. mellom 1975-2002	Nye funn etter 1998	Individer (enkeltpis, få, tallrik)	Siste funn (nylig = siste 10 år)
<b>MYKORRHIZASOPP barskog</b>											
Cortinarius acidophilus		V	Ny kunnskap	7				7	3	F	nylig
Cortinarius aureofulvus	DC	DC		ca.15				15	4	F	nylig
Cortinarius aureopulverulentus	DC	DC		ca.25				25	8	F	nylig
Cortinarius borgsjoeensis	R	V	Ny kunnskap	5				5		E	1985
Cortinarius caesiocanescens	E	V	Ny kunnskap	7				7	2	T	nylig
Cortinarius caesiostramineus	DC	DC		ca.20				20	5	T	nylig
C. calochrous v.coniferarum	DC	DC		ca.25				25	5	T	nylig
C. calochrous v.barbaricus	DC	DC		10				10	2	F	nylig
Cortinarius corrosus	DC	DC		ca.20				20	5	T	nylig
C. cupreorufus (=C. orichalceus)	DC	DC		ca.35	3	1	1	30	5	T	nylig
Cortinarius dalearlicus		E	Ny kunnskap	4				4	2	E	nylig
Cortinarius fraudulosus	DC	DC		15				15	5	T	nylig
Cortinarius inexpectatus	DC	V	Ny kunnskap	5				5		T	nylig
Cortinarius lapponicus		V	Ny kunnskap	5				5	1	F	nylig
Cortinarius leucophanes	R	R		ca.15				15	5	F	nylig
Cortinarius lustratus		V	Ny kunnskap	4				4		F	nylig
Cortinarius meinhardii	DC	DC		18				18		T	nylig
Cortinarius mussivus	DC	DC		15				15	3	T	nylig
Cortinarius norrlandicus	DC	V	Ny kunnskap	2(3?)				2(3)		E	1984
Cortinarius pini		V	Ny kunnskap	5				5	1	T	nylig
Cortinarius pseudoglaucopus	E	E		6				6	4	F	nylig
Cortinarius serarius		V	Ny kunnskap	16				16	6	F	nylig
Cortinarius spectabilis	R	R		6				6	2	F	nylig
Cortinarius sulfurinus	DC	DC		ca.25				25	5	T	nylig
Cortinarius violaceocinereus		V	Ny kunnskap	8				8	5	F	nylig
<b>MYKORRHIZASOPP edelløvsog</b>											
Albatrellus cristatus	V	V		ca.30	1			29	14		nylig
Cantharellus cinereus		V	Taks. revisjon	8		1		7	4		nylig
Cantharellus friesii	V	V		4				4	1		nylig
Cortinarius humicola	V	E	Ny kunnskap	2				2			nylig
Cortinarius orellanus	V	DC	Nye funn	ca.40				40	17		nylig
Hydnellum compactum	DC	DC		ca.30	1	1		28	14		nylig
Tricholoma acerbum	V	V		12				12	1		nylig
Tricholoma pardinum	V	V		14				14	5		nylig
Tricholoma ustaloides	R	V	Ny kunnskap	18		1		17	3		nylig
<b>kalklindeskogsarter(slørsopper)</b>											
Cortinarius caerulescentium	V	E	Ny kunnskap	4				4	2		nylig
Cortinarius camptoros	V	E	Ny kunnskap	5				5	1		nylig
Cortinarius flavovirens	DC	E		3				3			nylig
Cortinarius osloensis		E	Ny kunnskap	2				2			nylig
Cortinarius praestans	DC	E	Ny kunnskap	15				15	11		nylig
Cortinarius rufoolivaceus	E	E		2				2			nylig
Cortinarius saporatus		V	Ny kunnskap	12				12	1		nylig
Cortinarius suaveolens	V	E	Ny kunnskap	6				6	2		nylig
Cortinarius tiliae		E	Ny kunnskap	3				3			nylig
<b>diverse:</b>											
Lactarius musteus	R	R		33		7		17	12		nylig
Hygrophorus mesotephrus				4				3	2		nylig
Strobilomyces strobilaceus				3				3	2		nylig
<b>VEDBOENDE:</b>											
Amylocystis lapponica	V	V		23				21	3		nylig
Pycnoporellus alboluteus		Ex	Nytt funn	1	1	0	0	0	1		nylig
Antrodia crassa	V	E	Ny kunnskap	4	1	2	1	0			
Phellinus nigrolimitatus	V+	DC		312	2	10	30	263+7	23		nylig
Junghuhnia collabens	R	V	Ny kunnskap	27	1	3	1	19	8		nylig
<b>SAPROFYTTER:</b>											
Entoloma kristiansenii	R	R		1				1			nylig
Hygrophoropsis olida	V	V		12	1	3	1	7	0		nylig
Mycena crocata	V	V		9	1			7	1		nylig
Sarcosphaera coronaria	V	V		10				9	1		nylig

## Soppart

	Antall gjensøkte lok.	Ant. lokaliteter ikke-intakt (forek. tapt)	Vurdert trend i reell forekomstfrekvens	Aktivitetsnivå	Aktivitetsnivå over tid	Taksonomisk kunnskap	Kunnskap om utbredelse	Kunnskap om habitat	Kunnsk. populasjonsdynamikk	Bestands estimat (ant. lok.)	Svensk status (1993)	Svensk status (2000)	Isolerte forekomster i Norge	Marginalart i N
<b>MYKORRHIZASOPP barskog</b>														
Cortinarius acidophilus	3	2	avtagende?	2	N	1	3	1	2	15-30				
Cortinarius aureofulvus			avtagende?	1	N	1	1	1	2	30-50	DC			
Cortinarius aureopulverulentus		2	stabil?	1	N	1	2	1	2	80-100	DC			
Cortinarius borgsjoeensis	2		avtagende?	2	N	1	3	1	2	10-20			(ja)	
Cortinarius caesiocanescens	7	1	avtagende	1	N	1	1	1	2	8-10	DC		ja	
Cortinarius caesiostramineus			stabil?	1	N	1	1	1	2	60-80	DC			
C. calochrous v. coniferarum			avtagende?	1	N	1	1	1	2	50-70				
C. calochrous v. barbaricus			avtagende	1	N	1	1	1	2	20-30			ja	
Cortinarius corrosus			avtagende?	1	N	1	1	1	2	40-70	DC			
C. cupreorufus (=C. orichalceus)			avtagende	1	N	1	1	1	2	50-70	DC		(ja)	
Cortinarius dalearcticus	4	1	avtagende?	1	N	1	1	1	2	5-6			ja	
Cortinarius fraudulosus			avtagende?	1	N	1	1	1	2	30-50	DC			
Cortinarius inexpectatus	5	1	avtagende	1	N	1	1	1	2	6-10			ja	
Cortinarius lapponicus	2	2	avtagende	2	N	1	2	1	2	10-30				
Cortinarius leucophanes			stabil?	1	N	1	2	1	2	80-100				
Cortinarius lustratus	4		stabil?	1	N	1	1	1	2	6-10			ja	
Cortinarius meinhardii			avtagende	1	N	1	1	1	2	30-40	DC		(ja)	
Cortinarius mussivus			avtagende?	1	N	1	1	1	2	30-50			(ja)	
Cortinarius norrlandicus			avtagende?	2	N	1	3	1	2	6-10			ja	
Cortinarius pini	5	1	avtagende	1	N	1	1	1	2	6-10			ja	
Cortinarius pseudoglaucopus	5	2	avtagende	1	N	1	1	1	2	8-10	DC		ja	
Cortinarius serarius	8	1	avtagende?	1	N	1	2	1	2	30-50				
Cortinarius spectabilis			avtagende?	1	N	2	1	1	2	8-10			ja	
Cortinarius sulfurinus			avtagende	1	N	1	1	1	2	50-70				
Cortinarius violaceocinereus	4		stabil	2	N	1	3	1	2	>50			ja	
<b>MYKORRHIZASOPP edelløvsog</b>														
Albatrellus cristatus		1	avtagende	1	N	1	1	1	2	40-50			ja	
Cantharellus cinereus			avtagende	1	N	1	2	1	2	10-15			ja	
Cantharellus friesii			avtagende	1	N	1	1	1	2	5-6			ja	
Cortinarius humicola			avtagende	1	N	1	1	1	2	3-4	V		ja	
Cortinarius orellanus		2	stabil?	1	N	1	1	1	2	80-100	V		ja	
Hydnellum compactum			avtagende	1	N	1	1	1	2	50-60	R		ja	
Tricholoma acerbum	ca 10	2	avtagende?	1	N	1	1	1	2	20-25			ja	
Tricholoma pardinum	ca 10	1	avtagende?	1	N	1	1	1	2	20-25	E		ja	
Tricholoma ustaloides			stabil?	1	N	1	1	1	2	20-25	DC		ja	
<b>kalklindeskogsarter (slørsopper)</b>														
Cortinarius caerulescentium	4		avtagende	1	N	1	1	1	2	5-6			ja	
Cortinarius camptoros	5	1(?)	avtagende	1	N	1	1	1	2	6-7			ja	
Cortinarius flavovirens	3		avtagende	1	N	1	1	1	1	4-5	R		ja	
Cortinarius osloensis	2		avtagende	1	N	1	1	1	2	2			ja	
Cortinarius praestans	ca 12		avtagende	1	N	1	1	1	2	20-30	V		ja	
Cortinarius rufoolivaceus	2		avtagende	1	N	1	1	1	2	2	R		ja	
Cortinarius saporatus	ca 10		avtagende	1	N	1	1	1	2	15-20			ja	
Cortinarius suaveolens	6	1(?)	avtagende	1	N	1	1	1	2	7-8			ja	
Cortinarius tiliae	3		avtagende	1	N	1	1	1	2	3			ja(end)	
<b>diverse:</b>														
Lactarius musteus			stabil	1	S	1	2	1	2				nei	
Hygrophorus mesotephrus			stabil	1	N	1	2	2	2	10	2	NT	ja	ja
Strobilomyces strobilaceus			stabil	1	N	1	2	1	2	5	4	NT	ja	ja
<b>VEDBOENDE:</b>														
Amylocystis lapponica			avtagende	1	N	1	2	1	2	40	2	NT	ja	
Pycnoporellus alboluteus				1	N	1	2	2	2	1-få	1	CR	ja	
Antrodia crassa	?	1-3?	avtagende	1	N	1	2	2	2	3	1	EN	ja	
Phellinus nigrolimitatus			avtagende	1	N	1	1	1	2	?	4	NT	ja	
Junghuhnia collabens			avtagende	1	N	1	2	1	2	50	2	VU	ja	
<b>SAPROFYTTER:</b>														
Entoloma kristiansenii			?	3	S	1	3	3	2				1 lok.	
Hygrophopsis olida	1	2-3	avtagende	1	S	1	2	1	2	20	3	DD		
Mycena crocata			stabil	1	N	1	2	1	2	25				ja
Sarcosphaera coronaria			avtagende	1	S	1	2	1	2	?	3	NT	ja	

## Soppart

## MYKORRHIZASOPP barskog

	Ansvarsart Norge/Norden	Kulturelement (hagemark >10% av forek.)	Ant. forek. i lungskog (nyetableringer)	Type sjeldenhet	Geografisk utbredelse	Vegetasjonsregion	MIS-region	Hab.type
Cortinarius acidophilus	ja?		2	B	Ø	SB-NB	1a	blåbær-småbregnegran
Cortinarius aureofulvus			3	B	Ø	SB-NB	1a	kalkfuru-granskog
Cortinarius aureopulverulentus			2	B	Ø	SB-MB	1a,2a,2b	lågurtgranskog
Cortinarius borgsjoeensis	ja			B	Ø	MB-NB	1a(-1c),2a	blåbærgran(furu)skog
Cortinarius caesiocanescens				B	SØ	SB	1a	kalkfuru-granskog
Cortinarius caesiostramineus			4	B	Ø	BN-NB	1a,2a,2b	kalkfuru-granskog
C. calochrous v. coniferarum				B	Ø	SB-NB	1a,2a	kalkfuru-granskog
C. calochrous v. barbaricus	ja			B	Ø	SB-NB	1a	kalkfuru-granskog
Cortinarius corrosus				B	Ø	SB-NB	1a(2b)	kalkfuru-granskog
C. cupreorufus (=C. orichalceus)			2	B	Ø	SB-NB	1a,2a	kalkfuru-granskog
Cortinarius dalecarlicus	ja?			B	SØ	SB	1a	kalkfuru-granskog
Cortinarius fraudulosus			1	B	SØ	BN-SB	1a,2a,2b	kalkfuru-granskog
Cortinarius inexpectatus	ja			B	SØ	SB	1a	kalkfuru-granskog
Cortinarius lapponicus			1	B	hele	SB-NB	1a, 2b	lågurtskog/hei
Cortinarius leucophanes	(ja)		1	B	Ø	SB	1a,2a(4a?)	lavfuruskog
Cortinarius lustratus	ja			B	SØ	BN	2a	lågurteik-granskog
Cortinarius meinhardii				B	SØ	BN-MB	1a,2a	kalkfuru-granskog
Cortinarius mussivus			2	B	Ø	SB-MB	1a	kalkfuru-granskog
Cortinarius norrlandicus	ja			B	Ø	MB-NB	1a	lågurtgranskog
Cortinarius pini	ja			B	SØ	SB	1a	kalkfuru-granskog
Cortinarius pseudoglaucopus			1	B	SØ	SB	1a,2a,2b	kalkfuru-granskog
Cortinarius serarius			2	B	Ø	SB-MB	1a,2a,2b	lågurtgranskog
Cortinarius spectabilis	ja			B	SØ	SB-NB	1a	kalkfuru-granskog
Cortinarius sulfurinus				B	Ø	BN-NB	1a,2a,2b	kalkfuru-granskog
Cortinarius violaceocinereus	JA			B	V	BN-SB	3,2a,2b	lav/lyngfuruskog

## MYKORRHIZASOPP edelløvsog

Albatrellus cristatus	(ja)	(ja)		B	S	N-BN	2a	lågurteikeskog
Cantharellus cinereus	ja	(ja)		B	S	N-BN	2a-3	lågurteik-lindeskog
Cantharellus friesii	(ja)	(ja)		B	S	N-BN	2a	lågurteik-lindeskog
Cortinarius humicola		(ja)		B	S	N-BN	2a	lågurteik-lindeskog
Cortinarius orellanus		(ja)		B	S	N-BN	2a	lågurteik-lindeskog
Hydnellum compactum	ja	(ja)		B	S	N-BN	2a	lågurteikeskog
Tricholoma acerbum	(ja)	(ja)		B	S	N-BN	2a(-2b)	lågurteik-lindeskog
Tricholoma pardinum	(ja)	(ja)		B	S	N-BN	2a	lågurteik-lindeskog
Tricholoma ustalooides	(ja)	(ja)		B	S	N-BN	2a	lågurteikeskog

## kalklindeskogsarter (slørsopper)

Cortinarius caerulescentium		ja		B	SØ	BN	2a, 1a	kalklinde-hasselskog
Cortinarius camptoros	ja			B	SØ	BN	2a, 1a	kalklindeskog
Cortinarius flavovirens	(ja)	ja		B	SØ	BN, SB	2a, 1a	kalklinde-hasselskog
Cortinarius osloensis	ja			B	SØ	BN	2a	kalklindeskog
Cortinarius praestans		ja		B	SØ,V	BN,N,SB	2a, 2b	rik linde-hasselskog
Cortinarius rufoolivaceus				B	SØ	BN	2a	kalklindeskog
Cortinarius saporatus	(ja)			B	SØ	BN, SB	2a, 1a	kalklindeskog
Cortinarius suaveolens	(ja)			B	SØ	BN, N	2a	kalklindeskog
Cortinarius tiliae	ja			B	SØ	BN	2a	kalklindeskog

## diverse:

Lactarius musteus				(B)	H	BN-NB	1a,1c,2a2b,4a,	furuskog/barblanding
Hygrophorus mesotephrus				B	S	BN	2a	bøkeskog
Strobilomyces strobilaceus				B	S	N-BN	2a	edellauvsog/eik

## VEDBOENDE:

Amylocystis lapponica				B	Ø	BN-NB	!a (2a)	barskog
Pycnoporellus alboluteus				B	Ø	MB	1a	granskog
Antrodia crassa				B	Ø	BN-NB	1a, 2a, 4a	barskog
Phellinus nigrolimitatus				B	Ø	BN-NB	alle unt. 3	granskog
Junghuhnia collabens				B	SØ	BN-MB	1a, 2a	granskog (fuktig/rik)

## SAPROFYTTER:

Entoloma kristiansenii	ja			H	?	BN	2a	svartorsumpskog
Hygrophoropsis olida				B	SØ V-SB (MB)		1a, 2a	lågurtgransk, kalkfurusog
Mycena crocata				B	SØ	N-BN	2a	bøkeskog
Sarcosphaera coronaria				B	Ø	BN-NB	1a, 2a, 4b	kalkbarskog

## Soppart

**MYKORRHIZASOPP barskog**

	Punkthabitat	Nøkkelfaktor	Endring av artens habitat (tilbakegang)
Cortinarius acidophilus	gran, råhumus, torvmose		liten
Cortinarius aureofulvus	gran/furu, kalk, dyp mose	Ca/høy pH (gammelsk.)	liten
Cortinarius aureopulverulentus	gran, maurtuer, dypt nålestrø	Ca/høy pH	liten
Cortinarius borgsjoeensis	gran/furu, råhumus	gammelskog	stor
Cortinarius caesiocanescens	furu, kalk, fuktsig	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius caesiostramineus	gran/furu, kalk, dyp mose	Ca/høy pH	ingen?
C. calochrous v. coniferarum	furu/gran, kalk(berg), dyp mose	Ca/høy pH, gammelsk.	liten
C. calochrous v. barbaricus	furu/gran, kalk(berg), dyp mose	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius corrosus	furu/gran, kalk(berg), dyp mose	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
C. cupreorufus (=C. orichalceus)	furu/gran	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius dalearcticus	furu/gran, kalkberg m/ mg.tynn jord	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius fraudulentus	gran, maurtuer, dypt nålestrø	Ca/høy pH	liten
Cortinarius inexpectatus	furu/gran, kalkskifergrus, dyp mose	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius lapponicus	gran, (dverg)bjørk, brunjord		liten
Cortinarius leucophanes	furu, på sandjord	tynn humus + sand	liten
Cortinarius lustratus	eik, gran, brunjord	mildt klima	liten
Cortinarius meinhardii	furu/gran, kalk, fuktsig, rasmark	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius mussivus	furu/gran, kalk, dyp mose	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius norrlandicus	gran, brunjord	gammelskog	stor
Cortinarius pini	furu, kalkskifergrus, dyp mose	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius pseudoglaucopus	furu/gran, kalk	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius serarius	gran, brunjord		liten
Cortinarius spectabilis	furu/gran, kalk(berg), dyp mose	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius sulfurinus	furu/gran, kalk, dyp mose	Ca/høy pH, gammelsk.	stor
Cortinarius violaceocinereus	furu, råhumus, torvmose	kystklima	ingen?
<b>MYKORRHIZASOPP edelløvsog</b>			
Albatrellus cristatus	eik, brunjord	skoglig kontinuitet	stor
Cantharellus cinereus	eik, lind, hassel, brunjord	skoglig kontinuitet	liten
Cantharellus friesii	eik, lind, hassel, brunjord	skoglig kontinuitet	liten
Cortinarius humicola	eik, lind, brunjord	skoglig kontinuitet	liten
Cortinarius orellanus	eik, lind, hassel, brunjord	skoglig kontinuitet	liten
Hydnellum compactum	eik, brunjord	skoglig kontinuitet	stor
Tricholoma acerbum	eik, lind, kalk/brunjord	skoglig kontinuitet	liten
Tricholoma pardinum	eik, lind, osp, kalk/brunjord	skoglig kontinuitet	liten
Tricholoma ustaloides	eik, brunjord	skoglig kontinuitet?	liten/ingen
<b>kalklindeskogsarter (slørsopper)</b>			
Cortinarius caerulescentium	lind, hassel, kalk	skoglig kontin.(relikt)	stor
Cortinarius camporos	lind, hassel, kalk	skoglig kontin.(relikt)	stor/liten
Cortinarius flavovirens	lind, hassel, kalk	skoglig kontin.(relikt)	stor
Cortinarius osloensis	lind, hassel, kalk	skoglig kontin.(relikt)	stor/liten
Cortinarius praestans	lind, hassel, kalk/rik skredjord	skoglig kontin.(relikt)	stor/liten
Cortinarius rufoolivaceus	lind, hassel, kalk	skoglig kontin.(relikt)	stor/liten
Cortinarius saporatus	lind, hassel, kalk	skoglig kontin.(relikt)	stor/liten
Cortinarius suaveolens	lind, hassel, kalk	skoglig kontin.(relikt)	stor/liten
Cortinarius tiliae	lind, hassel, kalk	skoglig kontin.(relikt)	stor/liten
<b>diverse:</b>			
Lactarius musteus	furu	furumykorrhiza	liten
Hygrophorus mesotephrus	bøk	skoglig kontinuitet	stor/liten
Strobilomyces strobilaceus	eik, hassel, lind	skoglig kontinuitet	
<b>VEDBOENDE:</b>			
Amylocystis lapponica	granlæger, midlere nedbrytn.grad	skoglig kontinuitet	stor
Pycnoporellus alboluteus	granlæger	skoglig kontinuitet	stor
Antrodia crassa	brente furulægre, granlåg	skoglig kontinuitet	stor
Phellinus nigrolimitatus	store granlæger, høy nedbrytningsgr.	skoglig kontinuitet	stor
Junghuhnia collabens	granlæger, grove, middels nedbrutte	skoglig kontinuitet	stor/liten
<b>SAPROFYTTER:</b>			
Entoloma kristiansenii	fuktig skogbunn	?	?
Hygrophoropsis olida	gran, furu, kalk	Ca, høy pH, skoglig kont.	stor
Mycena crocata	liggende kvister av bøk	bøkesubstrat, fuktig mikrokl.	liten
Sarcosphaera coronaria	furu, gran, kalk	Ca, høy pH, skoglig kont.	stor/liten

Soppart	påvirkningsfaktor	effekter på arter	forvaltningstiltak	IUCN 2001 Kategori	IUCN 2001 Kriterier
<b>MYKORRHIZASOPP barskog</b>					
<i>Cortinarius acidophilus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT?	B1b+2c*
<i>Cortinarius aureofulvus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>Cortinarius aureopulverulentus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	LC	
<i>Cortinarius borgsjøensis</i>	1Sf	PBv	ikke-hogst	VU	B1b+2c**
<i>Cortinarius caesiocanescens</i>	1Sf, 1Ov	PBv	omr. vern (ikke-hogst)	EN/CR	B1a+2c/C2a
<i>Cortinarius caesiostamineus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	LC	
<i>C. calochrous v. coniferarum</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>C. calochrous v. barbaricus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	VU	B1b+2c
<i>Cortinarius corrosus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>C. cupreorufus (=C. orichalceus)</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c/A1c
<i>Cortinarius dalecarlicus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	omr. vern (ikke-hogst)	CR	C2a
<i>Cortinarius fraudulosus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>Cortinarius inexpectatus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	ikke-hogst	EN/CR	B1b+2c/C2a
<i>Cortinarius lapponicus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT?	B1b+2c*
<i>Cortinarius leucophanes</i>	1Sf, 1Ot+	PBv	lukket hogst	LC	
<i>Cortinarius lustratus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	EN	B1b+2c
<i>Cortinarius meinhardii</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>Cortinarius mussivus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>Cortinarius norrlandicus</i>	1Sf	PBv	ikke-hogst	EN	B1b+2c*
<i>Cortinarius pini</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	EN	B1b+2c
<i>Cortinarius pseudoglaucopus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	ikke-hogst	EN/CR	B1a+2c/C2a
<i>Cortinarius serarius</i>	1Sf	PBv	lukket hogst	DD	
<i>Cortinarius spectabilis</i>	1Sf, 1Ov	PBv	ikke-hogst	EN	B1b+2c
<i>Cortinarius sulfurinus</i>	1Sf, 1Ov	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>Cortinarius violaceocinereus</i>	2Ags?	PBv		[LC]	
<b>MYKORRHIZASOPP edelløvsog</b>					
<i>Albatrellus cristatus</i>	1Sf, 1Ss, 1Ov, 1Sb-	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>Cantharellus cinereus</i>	1Sf, 1Ov, 1Sb-	PBv	lukket hogst	VU	B1b+2c
<i>Cantharellus friesii</i>	1Sf, 1Ss, 1Ov, 1Sb-	PBv	omr. vern (ikke-hogst)	CR	B1b+2c; C2a
<i>Cortinarius humicola</i>	1Sf, 1Ss, 1Ov, 1Sb-	PBv	omr. vern (ikke-hogst)	CR	B1b+2c; C2a
<i>Cortinarius orellanus</i>	1Sf, 1Ov, 1Sb-	PBv	lukket hogst	LC	
<i>Hydnellum compactum</i>	1Sf, 1Ov, 1Sb-	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>Tricholoma acerbum</i>	1Sf, 1Ss, 1Ov, 1Sb-	PBv	lukket hogst	VU	C2
<i>Tricholoma pardinum</i>	1Sf, 1Ss, 1Ov, 1Sb-	PBv	lukket hogst	VU	C2
<i>Tricholoma ustaloides</i>	1Sf, 1Ov, 1Sb-	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<b>kalklindeskogsarter (slørsopper)</b>					
<i>Cortinarius caerulescentium</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss, 1Sb-	PBv	omr. vern	CR	B1a+2c/C2
<i>Cortinarius camptoros</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss	PBv	omr. vern	CR	B1a+2c/C2
<i>Cortinarius flavovirens</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss, 1Sb-	PBv	omr. vern	CR	B1a+2c/C2
<i>Cortinarius osloensis</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss	PBv	omr. vern	CR	B1a+2c/C2
<i>Cortinarius praestans</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss	PBv	lukket hogst	NT	B1b+2c
<i>Cortinarius rufoolivaceus</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss	PBv	omr. vern	CR	B1a+2c/C2
<i>Cortinarius saporatus</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss	PBv	omr. vern	VU	B1a+2c/C2
<i>Cortinarius suaveolens</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss	PBv	omr. vern	EN	B1a+2c/C2
<i>Cortinarius tiliae</i>	1Ov, 1Sf, 1Ss	PBv	omr. vern	CR	B1a+2c/C2
<b>diverse:</b>					
<i>Lactarius musteus</i>			ingen	LC	
<i>Hygrophorus mesotephrus</i>	1Sf, 1Ss, 1Ov	PBv	omr. vern, nøkkelbiotop	CR	D
<i>Strobilomyces strobilaceus</i>	1Sf, 1St+, 1Ss, 1Ov	PI, PBv	omr. vern	CR	D
<b>VEDBOENDE:</b>					
<i>Amylocystis lapponica</i>	1Sf, 1Sd	PH, PR, PE	omr. vern	VU	C2a
<i>Pycnoporellus alboluteus</i>	1Sf, 1Sd	PH, PR, PE	omr. vern	CR	B1+2c; C
<i>Antrodia crassa</i>	1Sd, 1Sg, 1Sa	PH, PR, PE	omr. vern	EN	B1+2c
<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	1Sf, 1Sd	PH, PR, PE	lukket hogst, gjensatte trær	NT	A2c
<i>Junghuhnia collabens</i>	1Sf, 1Sd	PH, PR, PE	omr. vern, nøkkelbiotop	VU	B1+2c
<b>SAPROFYTTER:</b>					
<i>Entoloma kristiansenii</i>	1Ov	PI	nøkkelbiotop	DD	
<i>Hygrophoropsis olida</i>	1Sf, 1Ov	?PR, PB	nøkkelbiotop/omr. vern	VU	B1+2d
<i>Mycena crocata</i>	1Ss, 1Ov	PI	lukket hogst	NT	D
<i>Sarcosphaera coronaria</i>	1Ov, 1Sf	PR, PB	omr. vern	VU	B1+2c



Trebukkart	Rødliste 1992	Rødliste 1999	Arsak til endret status	Sum antall lokaliteter	Antall lokaliteter før 1900	Antall lokaliteter mellom 1900-49	Antall lokaliteter mellom 1950-74	Antall lokaliteter mellom 1975-2000	Nye funn etter 1998	Individer (enkeltnvis, få, tallrik)	Siste funn (nylig = siste 10 år)
Acanthocinus griseus	V+	V	Ny kunnskap	11	5			6		F	nylig
Acmaeops collaris	V+	ut	Ny kunnskap	30	7	8	1	14		F	nylig
Acmaeops marginata	V+	V	Ny kunnskap	10	5	1		4		E	1991
Acmaeops septentrionis	V+	DC	Endret def.	24	10	5		8	1	E	nylig
Acmaeops smaragdula	K	E	Endret def.	16	9	4	3			E	1969
Anaglyptus mysticus	K	Ex?	Endret def.	2	1	1				E	1915
Anoplodera sexguttata	V+	DC	Endret def.	15	2	4		9		F	nylig
Callidium coriaceum		DC	Ny kunnskap	19	5	6	1	7		F	nylig
Cerambyx scopoli	V+	DC	Endret def.	7	1	2		4		F	nylig
Cortodera femorata	R	DC	Endret def.	7	2	1		3	1	F	nylig
Evodinus borealis	V+	DC	Endret def.	18	3	6	1	8		F	nylig
Exocentrus lusitanus	V+	DC	Endret def.	12	1	1	1	9		T	nylig
Grammoptera ustulata	K	V	Ny kunnskap	1				1		E	1991
Hylotrupes bajulus	V+	ut	Ny kunnskap	92	9	28	49	6		F	nylig
Leioderus kollari	V+	DC	Endret def.	6	2	1		3		F	nylig
Leptura nigripes	K	Ex?	Endret def.	2	2					E	ca.1850
Leptura pubescens	K	Ex?	Endret def.	2		2				E	1917
Mesosa curculionoides	V	V		9	1	1	3	3	1	T	nylig
Mesosa nebulosa	R	DC	Endret def.	3				3		T	nylig
Molorchus umbellatarum		DC	Nye funn	2				2		F	nylig
Monochamus galloprovincialis		DC	Nye funn	2				2		T	nylig
Monochamus urussovii	K	Ex?	Endret def.	11	11					E	ca. 1875
Necydalis major Linnaeus	V+	DC	Endret def.	24	5	9		9	1	T	nylig
Nivellia sanguinosa	K	E	Nye funn	2	1			1		T	nylig
Nothorhina punctata	R	V*	Nye funn	7	3	1		1	2	T	nylig
Oberea linearis	K	V*	Ny kunnskap	7	5	1	1			E	ca. 1960
Oplosia fennica	V+	DC	Endret def.	18	2	1	3	11	1	T	nylig
Pogonocherus decoratus	R	ut	Ny kunnskap	22	4	4	3	11		E	nylig
Prionus coriarius	I	V	Nye funn	12	10		1	1	1	E	nylig
Pyrrhidium sanguineum	V+	ut	Nye funn	17	1	1		14	1	T	nylig
Rhagium bifasciatum	K	ut	Nye funn	11	2	5	1	3		F	nylig
Saperda perforata	V+	DC	Endret def.	19	3	1		14	1	T	nylig
Saperda similis	V+	DM	Ny kunnskap	2				2		F	nylig
Stenocorus meridianus	V+	DC	Endret def.	25	10	8	1	6		E	nylig
Stenostola ferrea	K	DC	Ny kunnskap	?						E	?
Strangalia attenuata	I	Ex?	Endret def.	7	6	1				E	1901
Tetrops starkii	K	V*	Ny kunnskap	3			1	2		E	nylig
Tragosoma depsarium	V	V		16	4	3	1	8		F	nylig
Xylotrechus antilope	V+	ut	Ny kunnskap	22	1	4		17		T	nylig
Xylotrechus pantherinus	K	DM	Endret def.	1	1					E	ca.1880

Trebukkart	Vurdert trend i reell forekomstfrekvens	Grad av gjensøk	%Gjennfunnet	Aktivitetnivå	Aktivitesnivå over tid	Taksonomisk kunnskap	Kunnskap om utbredelse	Kunnskap om habitat	Kunnskap om populasjonsdynamikk Best est.	Svensk status (1993)	Svensk status (2000)	Isolerte bestand i N	Marginalart i N
Acanthocinus griseus	stabil	4	2	N	1	2	2	3	nei	1	EN	ja	
Acmaeops collaris	stabil	3	2	S	1	2	2	3	nei			nei	
Acmaeops marginata	avtagende	4	2	S	1	2	2	3	nei	2	VU	ja	
Acmaeops septentrionis	avtagende	4	2	S	1	2	2	3	nei	4	NT	nei	
Acmaeops smaragdula	forsvunnet?	3	0	2	S	1	2	3	3	nei	1	RE	
Anaglyptus mysticus	forsvunnet?	3	0	2	N	1	2	3	3	nei	4	NT	
Anoplodera sexguttata	stabil	4	2	N	1	2	2	3	nei	2	VU	nei	
Callidium coriaceum	avtagende?	4	2	S	1	2	2	3	nei	4	NT	nei	
Cerambyx scopoli	stabil	3	2	N	1	2	1	3	nei	2	VU	ja	
Cortodera femorata	stabil (liten n)	4	2	S	1	2	3	3	nei			nei	
Evodinus borealis	stabil (liten n)	3	2	S	1	2	3	3	nei	4	NT	nei	
Exocentrus lusitanus	stabil	4	2	N	1	2	2	3	nei			ja	
Grammoptera ustulata	n=1	4	2	S	1	2	2	3	nei	2	VU	ja	
Hylotrupes bajulus	avtagende	3	2	S	1	2	1	3	nei			nei	
Leioderus kollari	stabil	3	2	N	1	2	1	3	nei	4	NT	ja	
Leptura nigripes	forsvunnet?	3	0	2	S	1	2	3	3	nei	2	EN	
Leptura pubescens	forsvunnet?	3	0	2	S	1	2	3	3	nei	1	VU	
Mesosa curculionoides	stabil	3	2	N	1	2	1	3	nei	2	CR	ja	
Mesosa nebulosa	stabil	3	2	N	1	2	1	3	nei	4	NT	ja	
Molorchus umbellatarum	n=2	3	2	N	1	2	1	3	nei			ja	ja
Monochamus galloprovincialis	n=2	4	2	S	2	2	2	3	nei	4	NT	nei	ja
Monochamus urussovii	forsvunnet?	3	0	2	S	2	2	2	3	nei	2	EN	
Necydalis major Linnaeus	stabil	3	2	N	1	2	1	3	nei	4	NT	nei	
Nivellia sanguinosa	nylig gjenf.	3	2	N	1	2	3	3	nei	1	RE	ja	
Nothorhina punctata	stabil?	3	2	N	1	2	1	3	nei	2	VU	ja	
Oberea linearis	forsvunnet?	3	0	2	S	1	2	2	3	nei	2	VU	
Oplosia fennica	stabil	4	2	N	1	2	1	3	nei		NT	nei	
Pogonocherus decoratus	stabil?	4	2	S	1	2	1	3	nei			nei	
Prionus coriarius	avtagende	3	0	2	S	1	2	2	3	nei	4	NT	ja
Pyrrhidium sanguineum	økende	3	2	N	1	2	2	3	nei	3	NT	ja	
Rhagium bifasciatum	stabil (liten n)	2	2	N	1	2	1	3	nei	ce i S		ja	
Saperda perforata	stabil	4	2	N	1	2	1	3	nei	4	NT	nei	
Saperda similis	n=2	3	2	N	1	2	1	3	nei			nei	ja
Stenocorus meridianus	avtagende?	4	2	S	1	2	3	3	nei			nei	
Stenostola ferrea	?	4	2	S	2	2	3	3	nei		NT	nei	
Strangalia attenuata	forsvunnet?	3	0	2	N	1	2	2	3	nei	2	EN	
Tetrops starkii	?	4	2	S	1	2	2	3	nei	2	VU	ja	
Tragosoma depsarium	avtagende?	3	2	N	1	2	1	3	nei	1	VU	ja	
Xylotrechus antilope	stabil	3	2	N	1	2	2	3	nei	3	NT	ja	
Xylotrechus pantherinus	forsvunnet?	3	0	2	N	1	2	2	3	nei	4	NT	

Trebukkart	Ansvarsart for Norge/Norden	Kulturelement Type sjeldenhet	Geografisk utbredelse	Vegetasjonssoner	MIS-region	Hab.type
<i>Acanthocinus griseus</i>		BM	SØ	BN-SB	2a,1a	barskog
<i>Acmaeops collaris</i>		G	SØ	BN	2a	løvskog
<i>Acmaeops marginata</i>		BM	Ø	SB-MB	1a,4a	barskog
<i>Acmaeops septentrionis</i>		BM	Ø	SB-MB	1a,4a	barskog
<i>Acmaeops smaragdula</i>		BS	Ø	SB-MB	1a,4a	barskog
<i>Anaglyptus mysticus</i>		GMS	SØ	N-BN	2a (3)	løvskog
<i>Anoplodera sexguttata</i>		B	SØ	BN	2a	edelløvskog
<i>Callidium coriaceum</i>		B	Ø	SB-MB	1a,4a	barskog
<i>Cerambyx scopoli</i>		BG	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Cortodera femorata</i>		BM	S	SB-MB	1a,1b?	barskog
<i>Evodinus borealis</i>		B	Ø	SB-MB	1a	barskog
<i>Exocentrus lusitanus</i>		BM	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Grammoptera ustulata</i>		BG	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Hylotrupes bajulus</i>	ja	G	S	N-BN	3,2a	
<i>Leioderus kollari</i>		BG	SØ	N-BN	2a	hagemark/park
<i>Leptura nigripes</i>		B	Ø	SB	1a	løvskog
<i>Leptura pubescens</i>		BSG	SØ	N-BN	2a	barskog
<i>Mesosa curculionoides</i>		BG	SØ	N-BN	2a	løvskog
<i>Mesosa nebulosa</i>		BG	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Molorchus umbellatarum</i>	dels	G	SØ	N-BN	2a	hagemark/park
<i>Monochamus galloprovincialis</i>		BGM	SØ	BN	2a	barskog
<i>Monochamus urussovii</i>		B	Ø	SB-MB	1a	barskog
<i>Necydalis major</i> Linnaeus		BM	S	BN	1a,1b,2a,2b	løvskog
<i>Nivellia sanguinosa</i>	ja	BG	V	BN	2b(1b)	løvskog
<i>Nothorhina punctata</i>		BM	H	BN-SB	1a,2a,2b,4a	barskog
<i>Oberea linearis</i>		SG	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Oplosia fennica</i>		BG	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Pogonocherus decoratus</i>		BM	Ø	SB-MB	1a,2a,4a	barskog
<i>Prionus coriarius</i>		BGM	SØ	N-BN	2a	barskog
<i>Pyrrhidium sanguineum</i>		G	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Rhagium bifasciatum</i>		BGM	V	N	3	barskog
<i>Saperda perforata</i>		B	SØ	BN	2a,2b	løvskog
<i>Saperda similis</i>		G	Ø	BN-SB	1a	løvskog
<i>Stenocorus meridianus</i>		BG	SØ	BN	2a	edelløvskog
<i>Stenostola ferrea</i>		BG	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Strangalia attenuata</i>		BS	S	BN	2a,2b	edelløvskog
<i>Tetrops starkii</i>		BG	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Tragosoma depsarium</i>		BM	SØ	BN-SB	2a	barskog
<i>Xylotrechus antilope</i>		G	SØ	N-BN	2a	edelløvskog
<i>Xylotrechus pantherinus</i>		BMG	Ø	BN	1b	løvskog

Trebukkart	Punkthabitat	Nøkkeffaktor	påvirkningsfaktor	miljøtilstand	effekter på arter
<i>Acanthocinus griseus</i>	furu og gran		1S	FL	PH
<i>Acmaeops collaris</i>	osp og andre løvtrær.				
<i>Acmaeops marginata</i>	Furu og gran	ukjent	1S	FL	PR
<i>Acmaeops septentrionis</i>	Furu og gran	ukjent	1S	FL	PR
<i>Acmaeops smaragdula</i>	Furu	ukjent	1S	FL	PR
<i>Anaglyptus mysticus</i>	ulike løvtrær	ukjent	1S	FL	PH, PR
<i>Anoplodera sexguttata</i>	eik, unntaksvis på bøk		1Sd	FL	PH
<i>Callidium coriaceum</i>	gran		1Sf	FL	PH, PR
<i>Cerambyx scopoli</i>	Eikeved		1Sd	FL	PH
<i>Cortodera femorata</i>	I røtter av furu	ukjent	1S	FL	PR
<i>Evodinus borealis</i>	Gran		1Sf	FL	PR
<i>Exocentrus lusitanus</i>	lind, unntaksvis hassel		1Sd	FL	PH
<i>Grammoptera ustulata</i>	Gamle eiker		1Sd	FL	PH
<i>Hylotrupes bajulus</i>	Tømmer av bartrær, helst furu	gamle tømmerhus	1Bs, 3B	FL	PH
<i>Leioderus kollari</i>	lønn		1Sd	FL	PH
<i>Leptura nigripes</i>	bjørk og osp	Skogbrann	1Sa	FL	PH, PR
<i>Leptura pubescens</i>	furu	ukjent	1Sd	FL	PH, PR
<i>Mesosa curculionoides</i>	ulike løvtrær		1Sd	FL	PH
<i>Mesosa nebulosa</i>	hassel, eik, unntaksvis i bøk, or og lind		1Sd	FL	PH
<i>Molorchus umbellatarum</i>	I greiner av villapal (Sverige)		1Sg	FL	PH
<i>Monochamus galloprovincialis</i>	furu	mikroklima	1S	FL	PH, PR
<i>Monochamus urussovii</i>	gamle graner	ukjent	1Sf	FL	PH, PR
<i>Necydalis major</i> Linnaeus	Stammer og stubber av bjørk og osp	Soleksponert	1S	FL	PH
<i>Nivellia sanguinosa</i>	Utvikles sannsynligvis i morken gråorved	ukjent	1So	FL	PH, PR
<i>Nothorhina punctata</i>	I barken på grove, soleksponerte furuer.	Varmt mikroklima	1Sg	FL	PH
<i>Oberea linearis</i>	Tynne hasselgreiner, unntaksvis på or og alm	ukjent	1Sd	FL	PH
<i>Oplosia fennica</i>	lind, unntaksvis andre løvtreslag		1Sd	FL	PH
<i>Pogonocherus decoratus</i>	Tynne, nylig døde greiner på gran og furu				
<i>Prionus coriarius</i>	I grove stammer av både løv- og bartrær	Gamle trær	1S	FL	PH
<i>Pyrrhidium sanguineum</i>	eik; unntaksvis i bøk og alm				
<i>Rhagium bifasciatum</i>	Morkne stubber og stammer av bar- og løvtrær	Høy vintertemp.			
<i>Saperda perforata</i>	osp		1Sd	FL	PH
<i>Saperda similis</i>	selje		1St+	FL	PH
<i>Stenocorus meridianus</i>	Stubber og røtter av eik og andre løvtrær.	ukjent	1Sd	FL	PR
<i>Stenostola ferrea</i>	lind, unntaksvis på selje og or		1Sd	FL	PH
<i>Strangalia attenuata</i>	eik, bjørk	ukjent	1S	FL	PH, PR
<i>Tetrops starkii</i>	ask		1Sd	FL	PH
<i>Tragosoma depsarium</i>	I grove vindfall av furu	Fuktig grunn	1Sf	FL	PR
<i>Xylotrechus antilope</i>	eik				
<i>Xylotrechus pantherinus</i>	Gamle seljetrær	Soleksponert	1St+	FL	PH, PR

Trebukkart	forvaltningstiltak	IUCN 2001 Kategori	IUCN 2001 Kriterier
<i>Acanthocinus griseus</i>	Områdevern	EN	B2a+b(ii+iii+iv)
<i>Acmaeops collaris</i>		LC	
<i>Acmaeops marginata</i>	Områdevern	VU	A1a
<i>Acmaeops septentrionis</i>	Områdevern	VU	A1a
<i>Acmaeops smaragdula</i>	Områdevern	CR	A1c, B1+2a+b(i+ii+iv)
<i>Anaglyptus mysticus</i>	Områdevern	RE	
<i>Anoplodera sexguttata</i>	Områdevern	NT	
<i>Callidium coriaceum</i>	Områdevern	VU	A1ac, B2a+b(ii+iii+iv)
<i>Cerambyx scopoli</i>	Detaljensyn	NT	
<i>Cortodera femorata</i>	Områdevern	NT	
<i>Evodinus borealis</i>	Områdevern	VU	B2a+b(ii+iii+iv)
<i>Exocentrus lusitanus</i>	Detaljensyn	VU	B1+2a+b(iii)
<i>Grammoptera ustulata</i>	Detaljensyn	EN	B1+2a+b(iii+iv)
<i>Hylotrupes bajulus</i>	ingen	NE	
<i>Leioderus kollari</i>	Detaljensyn	VU	B2a+b(iii)
<i>Leptura nigripes</i>	Brann	RE	
<i>Leptura pubescens</i>	Områdevern	RE	
<i>Mesosa curculionoides</i>	Detaljensyn	VU	B1+2a+b(iii)
<i>Mesosa nebulosa</i>	Detaljensyn	VU	B1+2a+b(iii)
<i>Molorchus umbellatarum</i>	Detaljensyn	NT	(reg. nedgr.)
<i>Monochamus galloprovincialis</i>	Områdevern	VU	B2a+b(iii)
<i>Monochamus urussovii</i>	Områdevern	RE	
<i>Necydalis major</i> Linnaeus	Detaljensyn	NT	
<i>Nivellia sanguinosa</i>	Områdevern	CR	B1a+b(i+iv), C2a(ii)
<i>Nothorhina punctata</i>	Detaljensyn	VU	B2a+b(iii)
<i>Oberea linearis</i>	Detaljensyn	RE	
<i>Oplosia fennica</i>	Detaljensyn	NT	
<i>Pogonocherus decoratus</i>		LC	
<i>Prionus coriarius</i>	Detaljensyn	CR	A1ac, B1+2a + b(i+ii+iii+iv)
<i>Pyrrhidium sanguineum</i>		LC	
<i>Rhagium bifasciatum</i>		LC	
<i>Saperda perforata</i>	Detaljensyn	VU	B2a+b(iii)
<i>Saperda similis</i>	Detaljensyn	DD	
<i>Stenocorus meridianus</i>	Områdevern	VU	A1a, B1+2a + b(ii+iv)
<i>Stenostola ferrea</i>	Detaljensyn	DD	
<i>Strangalia attenuata</i>	Områdevern	RE	
<i>Tetrops starkii</i>	Detaljensyn	DD	
<i>Tragosoma depsarium</i>	Områdevern	VU	B1+2a + b(iii)
<i>Xylotrechus antilope</i>		LC	
<i>Xylotrechus pantherinus</i>	Detaljensyn	RE	