

Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (AR-KO).

Faglig framdriftsrapport for 2006

Anne Sverdrup-Thygeson, Hans H. Blom, Tor Erik Brandrud, Harald Bratli, Olav Skarpaas og Frode Ødegaard



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Kartlegging og overvåking av rød- listearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Over- våking (AR-KO)

Faglig framdriftsrapport for 2006

Anne Sverdrup-Thygeson, Hans H. Blom, Tor Erik
Brandrud, Harald Bratli, Olav Skarpaas og Frode
Ødegaard

Sverdrup-Thygeson, A., Blom, H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Skar-
paas, O. & Ødegaard, F. 2007. Kartlegging og overvåking av rød-
listearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlisterarter - Kartlegging og
Overvåking (AR-KO). Faglig framdriftsrapport for 2006. - NINA
Rapport 238. 86 s.

Oslo, mars 2007

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1798-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Anne Sverdrup-Thygeson

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for Naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Knut Simensen

FORSIDEBILDE

Den truede arten (V) eggegul kjuke (*Perennipora tenuis*) ble fun-
net på AR-KO befaring i Larvik kommune august 2006. Foto:
Anne Sverdrup-Thygeson©

NØKKELOORD

Rødlista, trua arter, kartlegging, overvåking, metodeutvikling,
flora, fauna, sopp, moser, lav, insekter, biller, hotspots, habita-
ter, livsmiljøer, Norge, Aust-Agder, Vest-Agder, Telemark, Vest-
fold, Oslo og Akershus, Østfold

KEY WORDS

Norway, Redlist, red-listed species, endangered species, sur-
vey, monitoring, flora, fauna, fungi, bryophytes, lichens, insects,
beetles, Coleoptera, hotspots, habitats

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeldgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Sverdrup-Thygeson, A., Blom, H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Skarpaas, O. & Ødegaard, F. 2007. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (AR-KO). Faglig framdriftsrapport for 2006. - NINA Rapport 238. 86 s.

NINA og Skog & Landskap (tidligere Skogforsk og NIJOS) har i 2006 fortsatt arbeidet med kartlegging av hotspot-lokaliteter og metodeutvikling for overvåking av rødlistearter i AR-KO prosjektet, som er en del av "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold".

Kartleggingsresultater

Feltarbeidet har i 2006 omfattet insekt-, sopp- og lav-registreringer på hule eiker, insekt- og sopp-registreringer på kalkrike arealer i indre Oslofjord, oppfølging av Miljøregistrering i Skog (MiS) i tilknytning til Landsskogsflater, samt videre testing av kartlegging/overvåking i transekter i tilknytning til Landsskogsflater (Landsskog-aktiviteten publiseres separat av Skog & Landskap). Kartlegginger har i 2006 vært utført i Aust-Agder (Åmli), Vest-Agder (Søgne), Telemark (Larvik, Stokke), Oslo, Akershus (Asker, Bærum), Buskerud (Hole), Oppland (Lunner) og Østfold (Halden).

Totalt i 2004-2006 er nå 427 lokaliteter kartlagt i ulike naturtyper, hovedsakelig i kulturlandskap og skog. Hele 10 billearter og 5 sopparter er funnet nye for Norge hittil i prosjektet, de aller fleste av disse er rødlistet. Det er gjort funn av en rekke arter som tidligere hadde usikker status, og som nå med sikkerhet kan sies å ha populasjoner i Norge. Kartleggingen har også gitt nye funn bl.a. av en endemisk soppart for Oslofjordområdet, som i 2006 er beskrevet som ny for vitenskapen.

I 2006 ble det funnet 118 forekomster av 75 rødlistede insektarter, hvorav 39 er i kategoriene kritisk truet (CR), direkte truet (EN) eller sårbare (VU) i henhold til Rødlista 2006. Det ble registrert til sammen ca. 75 rødlistearter av jord- og vedboende sopp i 2006, hvorav 52 rødlistearter i kalklindeskog som er et særnorsk element med en unik ansamling av rødlistearter i høye kategorier, samt 6 rødlistede lav på eik.

AR-KO prosjektet utgjør med dette den største kartleggingsinnsats for rødlistede insekter og rødlistede sopp (vedboende + jordboende) som er gjennomført i Norge. Kunnskapen både om utbredelse og habitattilknytning som er et resultat av AR-KO prosjektets aktiviteter i 2004-2006 har da også utgjort viktig bakgrunnsinformasjon for vurderinger i den nye rødlista utgitt i 2006.

Hotspot-habitater og videre kartleggingsbehov

Med bakgrunn i den nye Rødlista har vi gjort en gjennomgang for å finne fram til a) hvilke habitater som ut fra dagens kunnskap huser flest rødlistearter, b) dagens kunnskap om disse habitatene, samt c) kartleggingsbehov fremover. Denne gjennomgangen er begrenset til sopp og insekter (med hovedvekt på biller). For sopp er det kun fokusert på habitater i skog.

Når det gjelder jordboende sopp, peker lågurteikeskog og rike rasmarklindeskoger seg ut som viktige hotspot-habitater i skog, med mange rødlistearter og stort kartleggingsbehov, tett fulgt av kalklindeskog og kalkgranskog. Nordpå er rike boreale lauvskoger et av de viktigste hotspot-habitatene. For vedboende sopp peker gamle, rike granskog/bekkekløft-miljøer seg ut som det rikeste hotspot-miljøet. Gammel eikeskog og gammel furuskog er andre viktige hotspot-habitater for vedboende sopp.

Når det gjelder insekter, er det særlig åpenmarks-arealer som peker seg ut med høyt antall rødlistearter, omfattende negativ påvirkning og lite kunnskap. Naturtyper som er spesielt viktige er sandområder, elvebredder, kalktørrenger og ugjødsla beitemark. I tillegg er fortsatt fokus på skog viktig. Dette gjelder særlig gammelskog i lavlandet, inkludert hule eiker.

Overvåking

Overvåking av rødlistearter skal gi kunnskap om rødlisteartenes populasjonsutvikling og om hvilke menneskeskapte faktorer som påvirker utviklingen. Vi kan tenke oss tre supplerende hovedstrategier for overvåking av rødlistearter, basert på hhv. Tilfeldig utvalg av habitat, Stratifisert utvalg av habitat, og Overvåking av kjente lokaliteter. I denne rapporten beskriver vi to tilnærmingemetoder for overvåking gjennom stratifisert utvalg av habitat. Vi foreslår et opplegg for overvåking av rødlistede arter innenfor et begrenset geografisk område med et stort antall rødlistearter, kalt Referanselandskap. Referanselandskapet er ikke tenkt som nasjonalt representativt, men som et laboratorium for utprøving av metoder, og som en mulig byggestein for et eventuelt framtidig nasjonalt nettverk av overvåkingsområder spisset mot truede og sårbare arter.

Vi foreslår at overvåkingen i et Referanselandskap i skog stratifiseres etter tre forvaltningskategorier; naturreservater, MiS-områder og det resterende skoglandskapet, og at overvåkingen baseres på tilfeldig valgte, faste prøveflater/overvåkingsenheter.

Videre beskriver vi to tilnærmingemetoder for stratifisert overvåking, som skiller seg fra hverandre når det gjelder graden av stratifisering: A. En artsovervåking der prøveflater trekkes fra *hele* skoglandskapet ved hjelp av rutenettdesign og B. En mer spisset artsovervåking der prøveflatene kun trekkes blant områder som inneholder et bestemt og nærmere definert hotspot-habitat. Den siste metoden er eksemplifisert ved et overvåkingsopplegg for jordboende sopp i hotspot-habitatet rike eik-lindeskoger og et overvåkingsopplegg for rødlistearter tilknyttet hotspot-habitatet hul/grov/gammel eik.

Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nina.no), Tor Erik Brandrud, Olav Skarpaas og Frode Ødegaard: Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), Tungasletta 2, N-7485 Trondheim

Hans H. Blom og Harald Bratli: Norsk Institutt for Skog og Landskap, Postboks 115, N-1431 Ås

Abstract

Sverdrup-Thygeson, A., Blom, H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Skarpaas, O. & Ødegaard, F. 2007. Survey and monitoring of red-listed species. Sub-project II: Red-listed species - survey and monitoring. Progress report 2006. – NINA Rapport 238. 86 pp.

The Norwegian Institute for Nature Research NINA and Norwegian Forest and Landscape Institute has continued surveys of hotspot sites and developing methods for monitoring of red-listed species in 2006, as part of the government-initiated “National Program for Surveying and Monitoring Biodiversity”.

Results of surveys

In 2006, field work has been concentrated to different sites in the southern parts of Norway, surveying insects, fungi and lichens on hollow oaks, insects and fungi in relation to calcareous soils in the Oslo area as well as some field activities under the National Forest Inventory.

So far in the project, more than 427 sites have been investigated, mainly in forests and in the agricultural landscape. In connection with the project, as much as 10 beetle species and 5 species of fungi have been found new to Norway. Several species of previously unclear status have now been confirmed to be present in Norway. A new fungus species, endemic to the Oslo fiord area, has been described as new to science in 2006.

In 2006, 118 cases of 75 red-listed insect species have been documented; 39 of these species are listed as critically endangered (CR), endangered (EN) or vulnerable (VU) according to the present Norwegian Redlist (published 2006). We have further documented approx. 75 red-listed species of wood and soil inhabiting fungi in 2006, including 52 species from calcareous lime (*Tilia cordata*) forests which make up a unique Norwegian forest type with a high number of endangered species, as well as 6 red-listed lichen species on oak. The information gathered in this project has contributed substantially to the new Norwegian Redlist published late in 2006.

Hotspot habitats and need for further surveys

Based on the newly published Redlist we have analysed a) which habitats have the greatest number of red-listed species of fungi and insects, b) the present knowledge of these habitats and c) the need for further surveys. For fungi the focus has been only on forest habitats.

For the soil-inhabiting fungi, herb-rich oak forest and rich lime forest as well as spruce forest on calcareous soils, are important hotspot habitats, with a high number of red-listed species and an urgent need for better knowledge. In northern Norway, fertile boreal deciduous forests are important hotspot habitats. For saproxylic fungi, nutrient rich old-growth spruce forest in ravines, old oak forest and old pine forest are significant hotspot habitats.

For insects, open-area habitats stand out as habitats with a high number of red-listed species, extensive negative human impact and lack of knowledge. Nature types of particular importance include sandy areas, river banks, calcareous dry meadows, unfertilized grazing land. In addition, continued focus on different forest habitats, including old growth forests in the lowlands and ancient/hollow oaks, are important.

Monitoring

The aim of monitoring red-listed species is to learn more about the viability of their populations and the influence of human disturbances. Three complementary methods can be used for monitoring red-listed species; random site selection, stratified site selection and monitoring of existing localities. In this report, we describe in more detail two methods of stratified site selection. We suggest methods for monitoring red-listed species within specified areas called Reference landscapes with large numbers of red-listed species. A Reference landscape is not intended to be

nationally representative, but rather to serve as a laboratory for testing different monitoring methods, and possibly become part of a larger network of monitoring areas in the future.

Within such a Reference landscape we suggest a monitoring scheme for red-listed species stratified according to three management categories: nature reserves, smaller woodland key habitats and the remaining forest area. The monitoring should be based on randomly selected permanent plots/monitoring units. We suggest testing two different stratified monitoring approaches: One general method where management category is the only stratification, and another, more narrow approach based on hotspot habitats.

Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nina.no), Tor Erik Brandrud, Olav Skarpaas and Frode Ødegaard: Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Tungasletta 2, N-7485 Trondheim, Norway

Hans H. Blom and Harald Bratli: Norwegian Forest and Landscape Institute, P.O. Box 115, N-1431 Ås, Norway

Innhold

Forord	8
1 Innledning	10
2 Kartlegging	11
2.1 Innledning	11
2.2 Kartleggingsmetodikk	11
2.2.1 Hotspot-habitater for rødlistearter	11
2.2.1.1 Innledning	11
2.2.1.2 Sopp - Hotspot-habitater i lauvskog	11
2.2.1.3 Kommentarer til AR-KO kartlegging og kartleggingsbehov for sopp	14
2.2.1.4 Hotspot-habitater for insekter	15
2.2.1.5 Videre kartleggingsbehov for insekter	19
2.2.2 Metode for kartlegging av rødlistearter i hule eiker	19
2.2.2.1 Insekter	19
2.2.2.2 Sopp	20
2.2.2.3 Lav	20
2.2.3 Metode for kartlegging i kalkrike arealer i pressområdet rundt Oslo	21
2.2.3.2 Sopp	21
2.2.3.1 Insekter	22
2.3 Resultater fra kartlegging i 2006	22
2.3.1 Hule eiker	22
2.3.1.1 Insekter	22
2.3.1.2 Sopp	26
2.3.1.3 Lav	26
2.3.2 Kalkrike arealer i pressområdet rundt Oslo	30
2.3.2.1 Jordboende sopp	30
2.3.2.2 Insekter	30
3 Overvåking av rødlistearter	34
3.1 Innledning	34
3.1.1 Målsetning ved overvåking av rødlistearter	34
3.1.2 Utfordringer ved overvåking av rødlistearter	34
3.1.3 Metoder for overvåking av sjeldne arter	35
3.1.4 Eksisterende og foreslåtte overvåkingsprogrammer for biomangfold	37
3.2 Overvåking i et referanselandskap	39
3.2.1 Innledning	39
3.2.2 Artsovervåking basert på tilfeldig utvalg (grid-design)	41
3.2.3 Artsovervåking basert på tilfeldig utvalg innen hotspot-habitater	46
3.2.3.1 Case jordboende sopp i rike eik-lindeskoger	49
3.2.4.2 Case hule eiker	50
4 Konklusjon	53
5 Referanser	55
Vedlegg 1: Faktaark for hotspot-habitattyper for sopp (eksempler)	57
Kalklindeskog	57
Lågurteikeskog	60
Gammel eikeskog (lågurt- og blåbæreikeskog)	63
Vedlegg 2: Samletabell for insekter Oslo-området 2004-2006	66
Vedlegg 3: Samletabell for insekter i hule eiker 2004-2006	73
Vedlegg 4: Rødlistede, jordboende sopp i kalklindeskog 2004-2006	81

Forord

En sentral del av St meld nr 42 (2000-01), "Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning" er innføringen av et nytt kunnskapsbasert forvaltningssystem for biologisk mangfold. Dette systemet bygger på at all areal- og ressursforvaltning skal utføres på bakgrunn av kunnskap om hvor de viktigste områdene for biologisk mangfold er, hvilken verdi områdene har og hvordan ulike aktiviteter påvirker mangfoldet. Prinsippene for sektoransvar er sterkt og tydelig fokusert.

I denne sammenhengen ble "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" etablert. Målet er å gi informasjon om stedfesting og verdiklassifisering av viktige områder for biologisk mangfold, undersøke endringer i biologisk mangfold over tid og årsakene til endringene og komme med forslag til tiltak og oppfølging av disse. Programmet skal både kvalitetssikre eksisterende data, etablere aktiviteter for å tette kunnskapshull og videreutvikle pågående kartleggings- og overvåkingsaktiviteter. Data skal gjøres allment tilgjengelig. Dette inkluderer utvikling og iverksettelse av opplegg for nye systematiske registreringer av rødlistearter i prioriterte områder, samt videreutvikling av eksisterende kartleggingsprogrammer slik at nyfunn av rødlistearter fanges opp i større grad.

Første programperiode i Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold gikk fra 2003 til 2006 og andre programperiode går fra 2007 til 2010. Programmet finansieres av Miljøverndepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet, Landbruks- og matdepartementet, Kunnskapsdepartementet, Samferdselsdepartementet, Forsvarsdepartementet og Olje- og energidepartementet. Direktoratet for naturforvaltning er sekretariat.

Denne rapporten omhandler delprosjektet "*Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking*" (AR-KO), som er en del av "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold". Formålet med AR-KO-delprosjektet er tredelt; øke kunnskapen om rødlistearter, identifisere viktige forvaltningsarealer for rødlistearter og utvikle metoder for overvåking av rødlistearter. Prosjektet er et samarbeid mellom NINA og Norsk Institutt for Skog og Landskap. AR-KO er organisert som et delprosjekt under prosjektet "Kartlegging og overvåking av rødlistearter og truede naturtyper – kvalitetssikring, oppdatering av status, metodeutvikling og implementering".

Foreliggende rapport er den fjerde framdriftsrapporten fra AR-KO prosjektet. Den første omhandlet aktiviteter i 2003 og 2004 med vekt på kartlegging, og beskrev også foreløpige analyser som grunnlag for et overvåkingsopplegg for rødlistearter. Den andre oppsummerte aktiviteten i 2005. I desember 2006 kom en framdriftsrapport som beskrev hva som hadde blitt utført i felt i 2006.

Den foreliggende rapporten er todelt: Første del beskriver kartleggingsdelen av prosjektet. Her gis en oversikt over kartleggingsmetoden vi benytter. Siden Rødlista kom ut i ny, revidert utgave på slutten av 2006, har vi gjennomgått de viktigste habitatene for rødlistede sopp og biller på bakgrunn av den nye Rødlista, beskrevet hvor kartleggingsbehovet synes størst og laget noen eksempler på faktaark for ulike hotspot-habitater (som vedlegg). Videre beskrives den konkrete felt-metodikken benyttet i 2006. Dernest følger resultatene av fjorårets kartleggingsaktivitet i hule eiker og i kalkområder rundt Oslo. NINA har hatt hovedansvaret for denne rapport-delen, som også er forfattet av NINA's medarbeidere, med unntak av kapitlene om lav (2.2.2.3 og 2.3.1.3) som er forfattet av Harald Bratli, Norsk Institutt for Skog og Landskap. Aktivitetene knyttet opp til Landsskogtakseringen har i 2006 vært drevet separat av Skog & Landskap. Resultatene fra dette arbeidet har ikke vært klart til å tas med i rapporten, men publiseres separat av Skog & Landskap på et senere tidspunkt.

Andre del omhandler overvåking. I tillegg til å diskutere generelle utfordringer ved overvåking av rødlistearter, foreslår vi et konkret overvåkingsopplegg for uttesting i prosjektet. Denne delen er forfattet av de to instituttene i samarbeid, bl.a. med bakgrunn i en ukes workshop i Larvik sommeren 2006.

Anne Sverdrup-Thygeson, NINA har vært redaktør for rapporten.

I tillegg til forfatterne har også Jan Erik Nilsen og Jogeir Stokland (Norsk Institutt for Skog og Landskap) deltatt i prosjektet i 2006. Vi takker Egil Bendiksen og Oddvar Hanssen (NINA), Knut Olav Fossestøl, Jørn Bøhmer Olsen og inventører i Landsskogstakseringen for bistand med feltarbeid.

Oslo, 1. mars 2007

Anne Sverdrup-Thygeson
Prosjektleder

1 Innledning

Kartlegging og overvåking av biologisk mangfold er grunnleggende forutsetninger for å kunne forvalte dette mangfoldet, slik Norge er forpliktet til i både nasjonale og internasjonale sammenhenger. I den senere tid har det vært et økt fokus på betydningen av å kjenne utbredelse og utvikling til våre rødlistede arter. Slik kunnskap er helt vesentlig for arbeidet med 2010-målet om å stanse tapet av biologisk mangfold. Et redskap i dette arbeidet er Rødlista, som i 2006 kom i ny, revidert utgave (Kålås et al. 2006). For første gang benyttes IUCNs kriterier i rødlistearbeidet. Disse kriteriene er basert på data om artenes utbredelse og populasjonsutvikling, og det er et stort behov for å bedre kunnskapsgrunnlaget på dette feltet.

I arbeidet med ny Naturmangfold-lov (Miljøverndepartementet 2004) foreslås et nytt forvaltningsregime med "Utvalgte naturtyper", som skal velges ut på bakgrunn av blant annet naturtypenes verdi for biologisk mangfold og rødlistearter. Skal dette kunne settes ut i livet, trengs mer kunnskap om sammenhengen mellom rødlisteartene og deres levested. I media har det i 2006 vært fokus på hvor hyppig rødlistearter forekommer i f.eks. skog og hvilken betydning slike funn har (Trillemarka-saken). Klimaendringer er også et mye diskutert emne i dagens mediabilde. Dersom vi ønsker å kunne dokumentere hvorvidt og hvordan en klimaendring (og andre menneskeskapte påvirkninger) påvirker vårt biologiske mangfold, haster det med å få etablert en langsiktig overvåking av biomangfoldet.

I Riksrevisjonens evaluering av myndighetenes oppfølging av St.t.meld 42 om biomangfold (Riksrevisjonen 2006) kritiseres forvaltningen for å ha gjort for lite når det gjelder kartlegging av rødlistearter. For flere ulike naturtyper slås det fast at arbeidet hittil ikke i tilstrekkelig grad har fokusert på direkte kartlegging av truede og sårbare arter, til tross for at dette var en viktig målsetting fra det interdepartementale utvalget.

Totalt har vi i AR-KO prosjektet til nå kartlagt 427 lokaliteter i ulike naturtyper, hovedsakelig i kulturlandskap og skog. I 2004 og 2005 kartla vi til sammen 2400 forekomster av om lag 450 rødlistearter (etter Rødlista 1998). I 2006 har vi kartlagt 118 forekomster av 75 rødlistede insektarter, hvorav 5 arter er kritisk truet, 15 direkte truet og 19 sårbare (etter Rødlista 2006). Vi dokumenterer i denne rapporten funn av 52 rødlistede sopp (etter Rødlista 2006) i kalklindeskog, samt funn av 6 rødlistede lav på eik (3 sårbare og 3 nær truet). Hele 10 nye insektarter og 5 nye sopparter for Norge er funnet hittil i prosjektet. Det er gjort funn av en rekke arter som tidligere hadde usikker status, og som nå med sikkerhet kan sies å ha faste populasjoner i Norge.

AR-KO prosjektet utgjør med dette den største kartleggingsinnsats for rødlistede insekter og rødlistede sopp (vedboende + jordboende) som er gjennomført i Norge. Kunnskapen både om utbredelse og habitattilknytning som er avdekket gjennom innsatsen i AR-KO i 2004-2006 har da også utgjort et vesentlig bidrag for vurderingene i den nye rødlista.

Allerede i 2010 skal Rødlista revideres på nytt. For å bedre kunnskapsgrunnlaget frem mot neste revisjon er det viktig å prioritere aktivitet som gir ny informasjon om rødlisteartenes utbredelse, forekomst og bestandsutvikling.

Et skritt på vei mot dette er utvikling og igangsetting av et overvåkingssystem for rødlistede arter. I Kap. 3 diskuteres målsetting og metoder for slik overvåking, og vi foreslår to ulike opplegg som er begge er fokusert på randomiserte utvalg av prøveflater, men med ulik grad av stratifisering. Fordi kunnskapen om hva vi vil fange opp av rødlistearter med ulike samplingopplegg er lav, bør forskjellige metoder testes ut i et konkret landskap.

2 Kartlegging

2.1 Innledning

Feltarbeidet i 2006 har i henhold til føringer fra Styringsgruppa omfattet insekt-, sopp- og lav-registreringer på hule eiker, insekt- og sopp-registreringer på kalkrike arealer i indre Oslofjord, oppfølging av Miljøregistrering i Skog (MiS) i Landsskog, samt videre testing av kartlegging/overvåking i transekter i Landsskog. Kartlegginger har i 2006 vært utført i Aust-Agder (Åmli), Vest-Agder (Søgne), Telemark (Larvik, Stokke), Oslo, Akershus (Asker, Bærum), Buskerud (Hole), Oppland (Lunner) og Østfold (Halden).

2.2 Kartleggingsmetodikk

2.2.1 Hotspot-habitater for rødlistearter

2.2.1.1 Innledning

Prosjektgruppa ble tidlig i 2006 forespurt av Styringsgruppa om en begrunnelse for vårt fokus på visse habitater som hule eiker og kalkrike områder i indre Oslofjord. Videre ble vi bedt om å beskrive kartleggingsstatus for slike hotspot-habitater og en vurdering av videre behov for kartlegging i ulike hotspot-habitater.

Dette kapittelet er ment å gi svar på spørsmålene ovenfor, så langt det er mulig med utgangspunkt i dagens kunnskap. Det er også verdt å merke seg at selve prioriteringen av kartleggingsinnsats ikke bare er et biologfaglig spørsmål, men også i høy grad involverer miljøpolitiske avveininger. Flere viktige spørsmål rundt vekting av ulike hotspots må avklares i dialog med forvaltningen, for eksempel hvordan man skal vektlegge at en hotspot befinner seg i et pressområde eller at en hotspot inneholder arter eller miljøer der Norge har et spesielt ansvar.

Begrunnelsen for valg av habitater og områder i AR-KO prosjektet er i hovedsak basert på en sammenstilling av kunnskap om hvilke hotspot-habitater og hvilke hotspot-regioner som huser størst ansamlinger av rødlistearter i Norge (først og fremst insekter, sopp, moser og lav), som ble gjennomført ved prosjektets oppstart (Ødegaard et al. 2006). I forbindelse med utarbeidelsen av den nye rødlista er det gjort en nøyse gjennomgang av habitattilhørighet for de vurderte artene. Disse dataene er tilgjengelig i Rødlisteartsdatabasen fra Artsdatabankens hjemmesider. Med utgangspunkt i disse dataene har vi gjort en fornyet gjennomgang av rødlisteartenes habitatkrav og hvilke habitater som synes å ha flest rødlistearter knyttet til seg. Videre har vi supplert med en vurdering av kartleggingsstatus og kartleggingsbehov.

Den nye Rødlista (Kålås et al. 2006) anslår at hele 85% av rødlisteartene påvirkes negativt av arealbruksendringer, som dermed er den klart største trusselen for tap av arter i Norge. Hvordan arealene med rødlistearter forvaltes vil derfor være helt avgjørende for den videre populasjonsutviklingen til mer enn 3300 rødlistearter. AR-KO-prosjektet har fokusert på kartlegging av de viktigste arealene for rødlistearter, som for eksempel lokaliteter der det finnes mange rødlistearter sammen, eller arealer som representerer de viktigste forekomstene for de mest truede og begrenset utbredte artene. Karakterisering og utbredelse av slike arealer/forekomster gjennom kartlegging og overvåking vil være nyttig informasjon til bruk i arealforvaltningen. Disse arealene består gjerne av en overvekt av bestemte habitattyper eller substratforekomster som vi har kalt hotspot-habitater.

2.2.1.2 Sopp - Hotspot-habitater i lauvskog

Nedenfor presenteres de viktigste hotspot-habitatene for jordboende sopparter i lauvskog, som eksempel på vurderinger av viktige habitater for rødlistearter av sopp. Det er også utarbeidet et faktaark med vekt på forvaltningsrelevans for hver av de viktigste hotspot-habitatene i løvskog (se

Vedlegg 1). Det har ikke vært ressurser i denne omgang til tilsvarende grundige vurderinger av hotspot-habitater i barskog og hotspot-habitater for andre soppgrupper, men dette kan gjøres i forbindelse med videre kartlegging og utvikling av et overvåkingsprogram for viktige hotspot-habitater. For øvrig viser vi til Kap. 2.2.1.3 der øvrige hotspot-habitater er diskutert kort.

Det er på den nye rødlista 129 mykorrhizasopper og 50 jordboende saprofytter (nedbrytere) som har hovedhabitat i lauvskog, til sammen blir det 179 jordboende lauvskogsarter, hvorav 96 er kategorisert som truede (CR, EN, VU) (**Tabell 1**). Dette utgjør en betydelig andel - omtrent en fjerdedel - av sopp-rødlista. Tilsvarende utgjør jordboende barskogsarter ca. en fjerdedel, slik at jordboende skogsarter utgjør omtrent halvparten av sopp-rødlista. I tillegg til lauvskogsarter er det tatt med i gjennomgangen i **Tabell 1** et antall barskogsarter og beitemarksopper med mer enn 15% av forekomstene i lauvskog (20 arter).

Edellauvskog er hovedhabitat for 166 av de jordboende artene, det vil si for nesten alle lauvskog-sartene. De fleste er mykorrhizasopper, i alt 125 av de totalt 210 mykorrhizasoppene på rødlista er således knyttet til edellauvskog. Edellauvskogsartene har en klar preferanse for de (kalk)rikeste, tørre eik-, linde- og hasselskogene.

Boreal lauvskog huser få kjente forekomster av rødlistearter. **Tabell 1** viser at mindre enn 20 arter ifølge Artsdatabankens rødlistebase har forekomster i h.h.v. gråor- og bjørkeskog, og mindre enn 10 arter i osp-seljeskog. Kun 13 arter har sitt hovedhabitat i boreal lauvskog (4 mykorrhizasopper, 9 saprofytter).

Det er særlig tre skogtyper som framtrer som de viktigste hotspot-habitatene i (edel)lauvskog; *lågurteikeskog* (87 rødlistearter forekommer her), *kalklindeskog* (69 arter) og *rike rasmarkslindeskoger* (75 arter) (**Tabell 1** og **Vedlegg 1**). Kalklindeskog utmerker seg med flest arter (42) i de tre øverste rødlistekategoriene CR, EN og VU. Videre er det registrert svært mange arter i *kalkhasselskog* (beitede kantskoger og lunder) og (andre) *rike hasselkratt* inkludert sørberg/rasmarksskoger.

Geografisk er det en gradient fra størst viktighet av eik og eik/lind helt i sør-sørøst, via viktige lindeskoger til størst viktighet av hassel i utpost-områdene for edellauvskogen. I kystområdene særlig av Telemark-Agder opptre de største rødlisteart-ansamlingene gjerne i blandingsskoger med eik og lind på rike oppsprukkede bergarter ("amfibolitt-eik-lindeskog"), i Sogn er de viktigste hotspot-lokalitetene i varme skredjordslindeskoger, mens de største ansamlingene i Oslofjordsområdet er i kalklindeskoger.

Tabell 1. Hotspot-habitater for jordboende rødlistesopp i lauvskog og rik furu- og granskog. Oversikt over antall rødlistearter med tilknytning til de ulike habitatene. Basert på habitatdata i Artsdatabankens Rødlistebase (bare habitater som utgjør > 15% av forekomstene til hver enkelt art er registrert i basen).

Soppgrupper	TOT arter	eik lund	låg eik	kalk lind	rik lind	kalk hass	rik hass	låg bøk	ask alm	svart or	grå or	osp selje	rik bjørk	edel lauv	kalk furu	rik gran
Mykorrhiza, alle RL-arter	129 [134]	17	65	52	47	28	29	17	1	1	2	4	7	0	1	8
Mykorrhiza, CR, EN, VU	73 [74]	8	31	34	27	12	13	6	0	1	1	3	0	0	0	4
Saprofytter, alle RL-arter	50 [65]	20	22	17	28	13	30	5	11	1	16	5	10	5	15	15
Saprofytter, CR, EN, VU	23 [27]	12	12	8	13	7	12	2	4	0	9	2	3	0	5	4
SUM, RL-arter	179 [199]	37	87	69	75	41	59	22	12	2	18	9	17	5	16	23
SUM, kun CR, EN, VU	96 [101]	20	43	42	40	19	25	8	4	1	10	5	3	0	5	8

TOT arter = arter i den nye norske rødlista som har sitt hovedhabitat i edellauvskog [i klamme-parentes er inkludert barskog- og beitemarksarter med ca. > 15% forekomst i lauvskog].

Eikelund = lunder og parker med eik, og noen ganger også lunder/parker med lind eller bøk. Ask-alm = rike, friske alm- eller askedominerte skoger, herunder gråor-almeskog og gråor-askeskog. Svartor = rike svartorsumpskoger (svartorstrandskog). Gråor = rike gråorskoger, herunder høystaude liskoger og flommarksskoger. Osp-selje = rike lågurt osp-seljeskoger, herunder hagemarksutforminger og rasmarksutforminger. Rik bjørk = både rike høystaudeutforminger og grunnlendte kalkbjørkeskoger. Rik gran = kalkgranskog, lågurtgranskog. Edellauv = uspesifisert edellauvskog angitt som habitat, dvs. arter der det er vanskelig å tolke nærmere habitat-preferanser

De (kalk)rike hasselkrattene er nøkkelhabitater utenfor hovedutbredelsesområdet for eik og lind, for eksempel i sørberg i Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag og i de kalkrike kulturlandskapene i Tyrifjord-Randsfjord-Mjøsområdet på indre Østlandet.

Mange av artene opptrer i kulturpåvirkede utforminger, både eikelunder og hassel-lunder.

Mykorrhizasopp

Innenfor mykorrhizasoppene er det et klart tyngdepunkt blant slørsoppene (*Cortinarius*) i kalklindeskoger, mens andre grupper (særlig kremler, *Russula*) har et tilsvarende tyngdepunkt i lågurt-eikeskoger og eikelunder/hagemarkskoger.

Det går an å skille ut et eget *kalklindeskogs-element* som er knyttet til lindedominerte skoger på kalk, men også stedvis går inn i reine hasselskoger på kalk. Disse spesialiserte artene opptrer i meget liten grad i andre skogtyper, noe som gjør mange av disse sterkt truet (se eget kapittel om kalkområder/kalklindeskoger under Resultater).

Videre framtrer et element av såkalte *sørlandsopper* som i hovedsak finnes tilknyttet rike amfibolitt eik-lindeskoger i en kyststripe omtrent fra Kragerø til Kristiansand. Dernest kan man skille ut et rasmarkslind-hasselskogelement, inkludert et element knyttet til rike hasselskoger med et nordisk tyngdepunkt i fjordstrøk på Vest- og Nordvestlandet. I alle fall noen av artene i hassel-elementet har et slikt utbredelsestyngdepunkt at de kan betegnes som *vestlandsopper*.

Jordboende saprofytter

Her, som for mykorrhizasopp er det de rike typene som dominerer, med de fleste forekomstene i rike lågurt-eikeskoger, lindeskoger og hasselkratt. For saprofytterne spiller imidlertid også en annen type habitater en viktig rolle; *alm- og askedominerte skoger*. Dette representerer friskere utforminger av rik edellauvskog dominert av ikke-mykorrhizadannende treslag som alm og ask (se **Tabell 1**). Dette er ofte svært urterike bestander som huser et element av kravfulle moldjordsarter som parasollsopper (*Lepiota*) samt en del arter som ellers opptrer på naturbeitemarker som enkelte rødskivesopper (*Entoloma*) og fagervokssopper (*Hygrocybe*). Noen arter ser ut til å foretrekke kulturpåvirkede utforminger som hagemarker og skogkanter, men dette er ikke tilfredsstillende kartlagt og dokumentert. Siden treslagene her ser ut til å spille mindre rolle, er alm- og askeskoger her slått sammen til en samlegruppe (inkludert alm/ask-gråor-utforminger). Det begrensede datagrunnlaget gjør det dessuten vanskelig å dele opp habitatet ytterligere.

Et annet viktig hotspot-habitat for saprofytter er *rike gråorskoger*, både gamle flommarkskoger og liskoger av høystaudetype. Dette kan antageligvis betraktes som to velavgrensede hotspot-habitater for rødlistede sopper, men er her preliminært behandlet som ett habitat. Enkelte arter opptrer med en tosidig økologi og tendenser til bisentrisk utbredelse; både i rike gråorskoger i Nord- og Midt-Norge, samt i rike edellauvskoger i sør. Rike oreskoger peker seg ut som et av de viktigste hotspot-habitatene for jordboende (lauv)skogsarter i Midt- og Nord-Norge. Disse skogene ansees også å være dårligere kartlagt enn sine edellauvskogsmotsatser i sør, og rødlistearter i gråorskogene er således trolig underrepresentert i materialet.

Datagrunnlaget for rike bjørkeskoger er tilsvarende begrenset. Erfaringene fra andre lauvskogstyper tilsier at særlig de mest kalkrike utformingene, for eksempel marmorutforminger i Nordland bør kunne huse en del svært sjeldne og spesialiserte arter. Dessverre vet vi pr. i dag svært lite om utbredelse, innhold og eventuell tilbakegang av slike typer, og slik kunnskapsmangel kan være en av årsakene til at kun tre av de truede artene på 2006-rødlista har kjente forekomster i bjørkeskog.

Oppsummering

I **Vedlegg 1** er presentert faktaark for de viktigste hotspot-habitatene. Nedenfor er gitt eksempler på hvordan de forvaltningsrelevante dataene fra faktaark kan samles i en matriseform (**Tabell 2** og **Tabell 3**). I matrisen er det også mulig å anslå kartleggingsdekning av både habitat og rødlistearter, men siden dokumentasjon på dette mangler vil slike anslag bli grove og usikre. Vi har derfor valgt å utelate anslag her. Presise tall vil kreve et omfattende utredningsarbeid. Det kan

være aktuelt å utarbeide slike matriser for alle de viktigste hotspot-habitatene for organismegrupper der kunnskapsgrunnlaget er tilstrekkelig.

2.2.1.3 Kommentarer til AR-KO kartlegging og kartleggingsbehov for sopp

Se også **Tabell 2** og **Tabell 3**.

Hotspot-habitater for jordboende sopper

Kalklindeskog er relativt godt kartlagt fra tidligere, og har vært prioritert i AR-KO kartleggingen i 2006, med 30% økning i kjente lokaliteter. Det er imidlertid fortsatt et stort kartleggingsbehov i et av kjerneområdene (Grenland), og dessuten ønskelig å arbeide videre med en prediksjonsmodell for dette hotspot-habitatet, slik at det fortsatt bør stå høyt på prioriteringslista.

Lågurteikeskog er det viktigste hotspot-habitatet for rødlistede sopp i lauvskog, og bør ha øverste prioritet for kartlegging. En del antatt rike områder er middels/dårlig kartlagt (f.eks. Farris-omr., Vest-Agder). Dette var satt opp som prioritert objekt i AR-KO i 2004-2006, men med unntak av Hardanger-2005 har dette objektet blitt lite vektlagt pga. dårlige soppsesonger i de utvalgte områdene.

Rike rasmarkslindeskoger er nesten like viktig hotspot-habitat som foregående, og da disse type-ene ofte opptrer sammen i mosaikker eller som overgangstyper, er det naturlig å gi samme, høye prioritet til disse. Kartleggingen i Hardanger-2005 ga et betydelig bidrag til kunnskapen om dette hotspot-habitatet. Habitatet er imidlertid vanskelig å kartlegge (ulendt, og tørkesvakt jordsmonn), og kunnskapen er fortsatt (under) middels.

Kalkgranskog ble prioritert i AR-KO i 2004 (samt noe i 2006), med ca 1000 lokalitetsvise forekomster kartlagt. Siden dette er det klart viktigste habitatet for rødlistede, jordboende sopper i boreale områder, bør imidlertid dette fortsatt ha 1. prioritet i videre kartlegging. Kartleggingsbehovet er meget stort i Nord-Trøndelag og særlig i marmorområdene i Nordland, og behovet er fortsatt også stort innenfor flere av Oslofeltets kalkområder (Ringerike-Asker-Eikeren, Grenland).

Rike boreale lauvskoger huser langt færre rødlistearter enn edellauvskogene, og har ikke vært prioritert i AR-KO kartlegging. En del arter er imidlertid knyttet til visse bjørkeskogstyper (rike høystaudetyper og kalkbjørkeskog) og gråoreskogstyper (høystaude- og flommarkstyper). Dette framtrer som noen av de viktigste hotspot-habitatene i Nord Norge, og bør ha høy prioritet der.

Tabell 2. Oversikt over særlig viktige hotspot-habitater for sopp i edellauvskog. Utbredelse, betydning for rødlistearter samt karleggings- og verne/forvaltningsbehov.

	Utbredelse / kjerneområde	RL (CR; EN; VU) sopp	Viktighet andre grupper	Dekn. habi- tatkartl. (an- slag)	Dekn. RL sopp kartl. (anslag)	Verne- behov.	Påvirknings- faktorer
Kalklindeskog*	Oslofjorden	69 (40) (j)	x(x)	God	Middels	xx	utbygging, ved/ryddehogst
Lågurteikeskog (inkl. amfibolitt- eik-lindeskog)*	Oslofjorden- Hardanger kyststr.Tel - AAgder	87 (30) (j)	x(x)	Middels	Dårlig	xxx	tilgroing, utbygging, treslagsskifte, vedhogst
Gammel eike - blandskog*	Oslofjorden - M & R Farris, Drang- edal, Åmli	15(7) (v)	xxx	Middels	Dårlig	xx	tilgroing/ ekspansjon av gran, treslagsskifte, vedhogst

* = norsk ansvarshabitat, j = jordboende, v = vedboende, x / xx / xxx = lite / middels / mye

Tabell 3. Nasjonalt og regionalt kartleggingsbehov for hotspot-habitater for rødlistesopp i skog

	Kunn skaps mangel	BM- viktighet	SUM; kartl. prioritet	Agd-Tel	Grenl- Oslofj Ringer omr.	Østl øvrig	Vestl. fjord	Vestl. kyst	Trøn- Nordl	Troms- Finm
<i>Hotspots jordboende:</i>										
kalklindeskog	x	xxx	xx(x)	-	xxx	-	x?	-	-	-
rik rasmarklindeskog	xx	xxx	xxx	xxx	xx	(x)	xxx	-	-	-
lågurveikeskog	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	-	xxx	x	-	-
rike hassel kratt	x(x)	xx(x)	xx	xx	xx	xx	xx(x)	x	xx	-
kalkgranskog	x(x)	xxx	xxx	(x)	xxx	xx(x)	-	-	xxx	-
kalkfuruskog	xx	xx	xx	x	xx	x(x)	xx	x	x	xx
rik bjørkeskog	xxx	x(x)	xx	(x)	-	x	x	(x)	xx(x)	xx(x)
rik gråorskog	xxx	x(x)	xx	(x)	(x)	x(x)	x(x)	(x)	xx(x)	xxx
<i>Hotspots vedboende:</i>										
gammel eikeskog	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	-	xx	x	-	-
alm-ask styvehager	xx	xx(x)	xx	x	(x)	-	xxx	x	-	-
gammel osp-seljeskog	xx	xx(x)	xx	xxx	xx	xx	xx(x)	x	x(x)	x(x)
gammel furuskog	xx(x)	xxx	xxx	xx	x	xxx	xxx	xx	xx	xxx
gammel, fattig (fjell)granskog	x(x)	xx	x(x)	(x)	(x)	xx	-	-	x	-
gammel, rik gran- skog/bekkekløfter	xx	xxx	xxx	xx	xx	xxx	-	-	xxx	-
SUM regioner				22	24	19	24,5	9	18	11,5

x, xx, xxx = lavt, middels og stort kartleggingsbehov

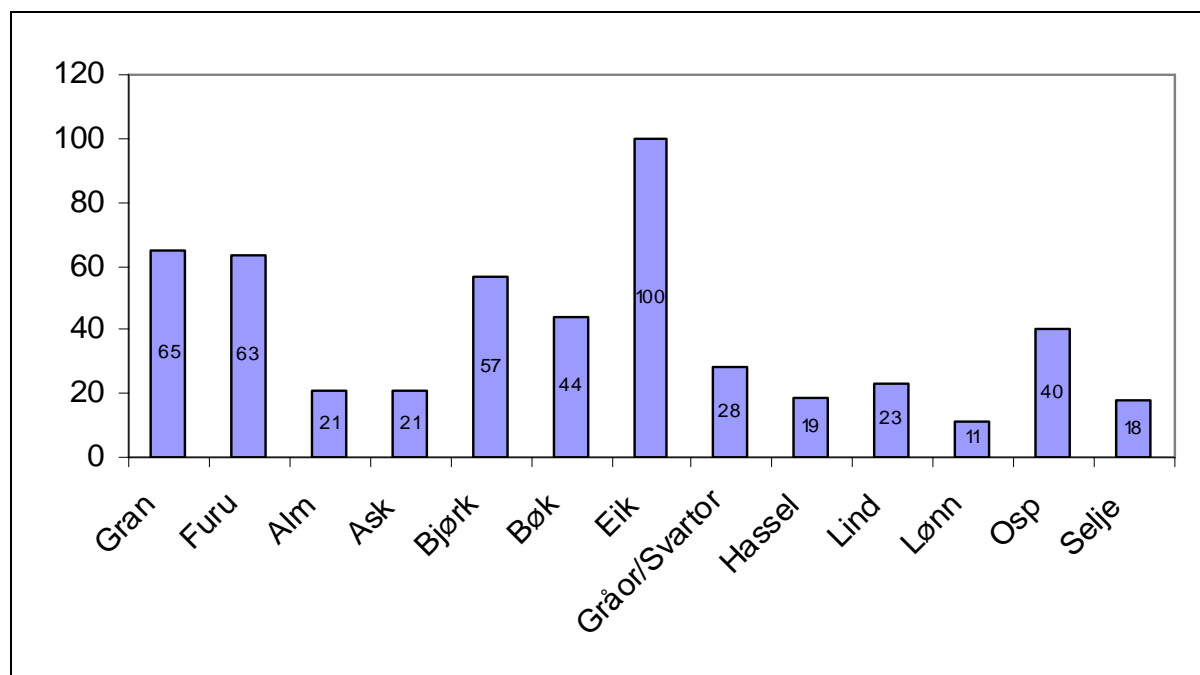
Gammel furuskog er her håndtert som ett, vidt definert hotspot-habitat med viktige punkthabitater/substrater som grov tørrgadd og "gaddlæger". Det kan tenkes at noen av rødlisteartene har preferanse for rikere furuskoger, for eksempel i forbindelse med sørberg, men det er foreløpig for lite dokumentasjon til å skille ut slike habitater. De seinere års sterkt økte kartleggingsinnsats av vedboende arter har hatt et sterkt fokus på granarter, og det er kun et 5-10-talls furudominerte områder som kan sies å være godt kartlagt. Kartleggingsbehovet er således stort, spesielt i kystfuruskoger, og særlig mer høyproduktive furuskogstyper som okkuperer granas nisje utenfor dennes utbredelsesområde. Slike utforminger må betraktes som norske ansvarshabitater, og er særlig viktig å dokumentere.

Gammel, rik granskog/bekkekløfter utgjør de rikeste hotspot-miljøene for vedboende arter. I alt ca. 25(-30) av de rødlistede, granvedboende soppartene er knyttet mer eller mindre til dette habitatet. De rikeste miljøene er registrert i sprekkedaler og berglente brattskrånninger/rasmarker, gjerne i grunnfjellsområder med høystaude- og lågurtgranskog, der sterkt oppbrutt topografi gir heterogent skogbilde og stor variasjon i læger-kvaliteter. Her opptrer mange arter knyttet til gran og en del til osp og andre boreale lauvtrær med opp til 20 vedboende rødlistearter på de rikeste lokalitetene (innenfor ca. 1 km²).

2.2.1.4 Hotspot-habitater for insekter

Vi har her laget en sammenstilling av de viktigste hotspot-habitatene for insektordenen biller i Norge. Billene representerer ca halvparten av insektartene på rødlista med sine 801 rødlistearter.

En rekke billearter på Rødlista er knyttet til åpen mark som holdes i hevd på ulike vis (298 arter), eller til åpne arealer i tilknytning til kyst (127 arter) eller elver (50 arter). En rekke arter er knyttet til den gamle jordbrukslandskapet. Dette er arter knyttet til dyremøkk, arter knyttet til planter som har gått tilbake, eller andre arter som er sensitive for påvirkninger som gjødsling, sprøyting, jordbearbeiding osv. Det er særlig de mest varmekjære artene som er rødlistet, og de viktigste naturtypene er tørrbakker, ugjødsle beitemarker og sandområder. Det er derfor særlig åpenmarksarealer i kystnære strøk og indre dalstrøk på Østlandet som inneholder hotspotarealer. Elvebredder er også i en særstilling med svært mange rødlistearter i forhold til begrensede arealer.

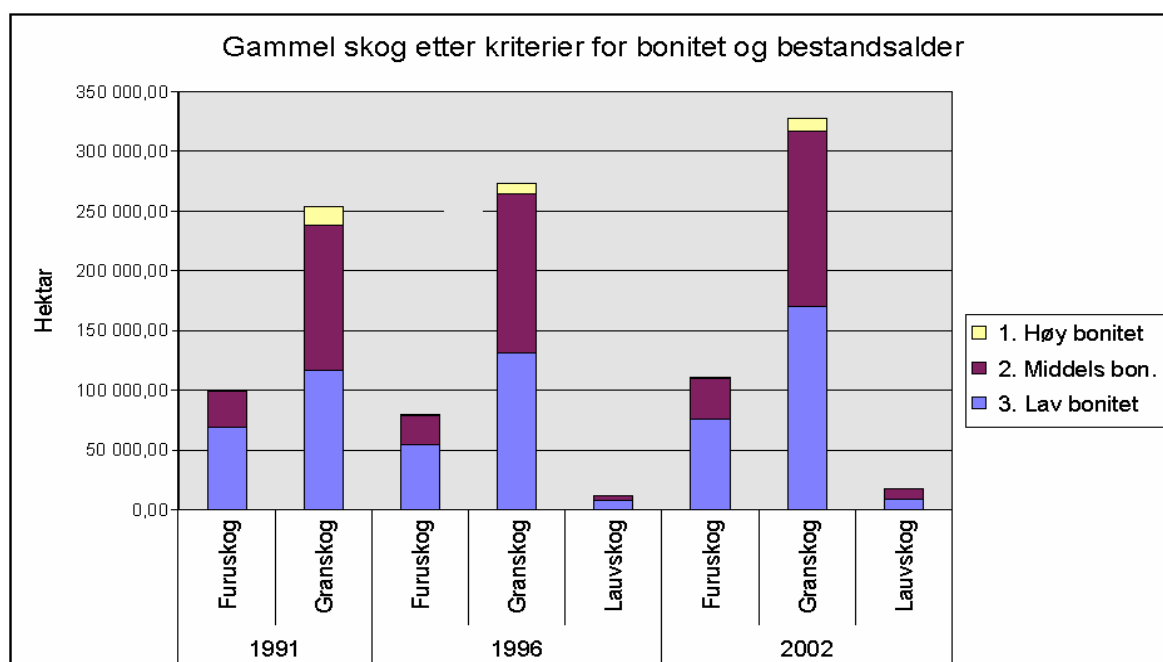


Figur 1. Antall rødlistearter av biller som utnytter død ved av ulike treslag basert på bakgrunnsdata i Rødlista 2006 (Kålås et al. 2006). Figuren inkluderer både spesialister på ett treslag og arter som utnytter flere treslag.

Totalt 382 rødlistede biller finnes i skog og av disse er 346 knyttet til død ved. Mengden og variasjonen av død ved i ulike skogtyper er derfor svært viktig for forekomst av rødlistearter. Alle de vanlige treslagene i Norge kan være viktige som substrat for rødlistearter, særlig eik, gran, furu, bjørk og osp (**Figur 1** og **Tabell 4**). De fleste billeartene kan imidlertid utnytte flere ulike treslag og selv om gjerne ett eller to treslag prefereres, er ofte nøkkelfaktorer som varmt mikroklima, forekomst av tresopp, hulheter i treet, skogbrann osv mer avgjørende enn selve treslaget. Generelt kan vi derfor si at arealer med mye død ved (størrelsesorden som i urskogslignende bestand) vil være hotspots for rødlistede biller når de har en viss størrelse og når de ligger innenfor hotspotregionen for gruppen (jf. Ødegaard et al. 2006).

Tabell 4 angir antall rødlistearter som kan finnes i ulike skogtyper med gammel skog av ulike treslag, mens **Figur 2** viser utviklingen av gammel skog. Definisjonen på gammel skog er tilpasset treslag og bonitet, se figurteksten. Figuren viser at det har blitt mer gammel skog de siste årene, mens andelen gammel skog på høy bonitet har gått noe tilbake. Dette er av betydning siden mange rødlistearter i skog er knyttet til gammelskog i lavlandet på høybonitet (Kålås et al 2006). Substrattypen Hule trær er i en særstilling, da svært mange rødlistearter er knyttet til disse. Svært få rødlistearter er knyttet til skogbunnen og bladverk/levende deler av trær. Riktignok er flere løvspisende biller på rødlista, men dette skyldes at deres forekomster er sterkt begrenset av ulike årsaker som for eksempel nøkkelfaktorer for overlevelse av larvene.

De kvantitative vurderingene i **Tabell 4** er grove anslag og gjelder biller, anslagene kan være annerledes for andre organismegrupper. Som nevnt under hotspot-matriser for sopp, ville det være interessant med estimerer på kartleggingsdekning av både habitatene og rødlisteartene i dem, men slike estimerer finnes det per i dag ikke tilstrekkelig grunnlagsinformasjon for å gi. En grov vurdering av hvor kartleggingsbehovet antas å være størst er dog gjort i neste underkapittel.



Figur 2. Utvikling av gammel skog fordelt på skogtype og bonitet. Definisjonen av gammel skog er tilpasset treslag og bonitet. For furu er bestand med alder > 180-140 år (lav - høy bonitet) definert som gamle, for gran er snittalder > 160-120 år (lav - høy bonitet) definert som gamle. Data fra Skog & Landskap.

Tabell 4. Hotspot-habitat/substrattyper for biller. Habitattyper og substrattyper følger i hovedsak Ødegaard et al. 2005. Antall RL (rødlistearter) for biller i de ulike kategoriene er basert på bakgrunnsdata for rødlistevurderingene som har blitt gjort til Rødlista for 2006 (Kålås et al. 2006). x= lite(n), xx= middels, xxx= stor(t), xxxx= meget stort. De kvantitative vurderingene gjelder biller og er kun grove anslag.

Habitattype	Substrattype/ habitattilstand	Nøkkelfaktorer	Utbredelse	Kjerneområder for RL-arter	An- tall RL- arter i N	Viktighet for andre grupper	Negativ habitat- utvikling /press	Påvirkningsfaktorer	Verne/ skjøt- selsbe- hov	Kunn- skaps behov	Prioritet for videre kart legging
Elvebredder	slitsubstrat	regelmessig flom	Hele landet	Trøndelag, Troms/Finnm. Glomma	50	x	xxx	nedbygging, elveforbygninger, vassdragsregulering, tråkk,	xxx	xx	xx
Ugjødsla beitemark		varmt mikroklima	Hele landet	Oslofj.-Jæren, Indre dalstøk på Østl.	55	xxx	xxx	gjengroing, gjødsling	xxx	xxx	xxx
	Møkk	sandbunn	Hele landet	Oslofj.-Jæren, Indre dalstøk på Østl.	47	x	xxx	manglende beite	xxx	xxx	xxx
Baserike enger og tørrbakker		lett beite	Sørøstlandet	Oslofjorden	100	xxx	xxx	nedbygging, tråkk	xx	xx	xx
Rasmarker	finmatriale, kalk	sørvendt	Hele landet	Gudbrandsdalen, Sogn, Telemark	30	xxx	xx	gjengroing, rassikring	x	xx	xx
Sandstrender		beite	Hele kysten	Hvaler, Vestfold, Lista-Jæren	62	xxx	xxx	tråkk, nedbygging	xx	xxx	xxx
Sandområder i innlandet		varmt	Kontinentale strøk	Hedmark, Gardermoen, Kongsberg	10	xx	xxx	nedbygging, slitasje, gjengroing	xx	xxx	xxx
Våtmark i lavlandet		stort areal	Østlandet	Nordre Øyern, Tyrifjorden, Oslofjorden, Jæren	30	xxx	x	nedbygging, eutrofiering	xx	xx	xx
Granskog		gammel skog	Hele landet, kontinentalt	Østlandet	66	xxx	x	hogst	xx	xxx	xx
	Skogbrannflater	varmt sommerklima, stort areal	Hele landet, kontinentalt	Østlandet	24	xxx	xx	Skogbrannslukking, forebyggende arbeid	xx	xxx	xx
Furuskog		gammel skog, varmt sommerklima	Hele landet	Østlandet, Finnmark	64	xxx	x	hogst	xx	xx	xx
Låglandsbjørkeskog		gammel skog, varmt sommerklima	Østlandet	Indre dalstrøk	64	xx	x	hogst	xx	xx	xx
Ospeskog		varmt sommerklima	Hele landet	Østlandet	47	xxx	x	hogst	x	xx	xx
Hasselskog		gammel skog	Sør-Norge, kystnært	Telemark, Oslofjorden Nord-vestlandet	25	xx	x	hogst, nedbygging	xx	xx	xx
Alm-lindeskog		gammel skog	Sør-Norge, kystnært	Oslofjorden-Telemark	40	xxx	x	hogst, nedbygging	xx	xx	xx
Eikeskog		gammel skog	Sør-Norge, kystnært	Oslofjorden-Rogaland Farris, Drangedal, Åmli, Herregårder	105	xxx	x	hogst, nedbygging I skog: mangel på rekrut- tering, hogst.	xx	xx	xx
	Hule trær (særlig eik)		Oslofj.-S.Fj.	rundt Oslofjorden	60	xxx	xx	I kulturlandskap: hogst	xxx	xxx	xxx
Bøkeskog		gammel skog	Sør-Norge, kystnært	Vestfold	45	xx	x	hogst, nedbygging	x	xx	xx

2.2.1.5 Videre kartleggingsbehov for insekter

Prosjektet har til nå fokusert på flere viktig hotspot-habitater både i skog og åpen mark. Videre kartleggingsbehov bør følge prioriteringer etter strenge kriterier da behovet er umettelig og derfor umulig å tilfredsstille innenfor realistiske tidsrammer. De viktigste kriteriene for valg av habitattyper i denne videreføringen bør inkludere 1) Mange rødlistearter, 2) Omfattende negative påvirkninger og 3) Stort kunnskapsbehov.

Det er da særlig kartlegging i åpenmarkshabitater som peker seg ut. Kartlegging i åpenmarksarealer har til nå vært begrenset til kalkrike enger i Oslofjorden og beitemarker i Gudbrandsdalen. Disse aktivitetene har gitt mye ny kunnskap (Aarrestad et al. 2006), men det hadde vært svært nyttig å fortsette denne aktiviteten i andre geografiske områder. Det aller største behovet for nykartlegging er i sandområder både langs kysten og i innlandet der kunnskapsnivået er lavt og trusselbildet høyt. Nær beslektet med disse habitattypene er de mer kulturpåvirkede variantene med beitepreg. Særlig de tørreste og varmeste utformingene av både tørrbakker og beitemarker er svært viktige i denne sammenheng.

Når det gjelder skog, har det blitt gjort mye på kartlegging av insekter i hule eiker. Dette vil fortsatt være en viktig aktivitet sett i forhold til at habitatet er svært begrenset forekommende, og at kartleggingen fortsatt gir data på mange viktige forekomster på rødlistearter, mange også i høy trusselkategori. Det er imidlertid ønskelig å føre mye av aktiviteten på hule eiker over i overvåkingsdelen av prosjektet.

Det har videre vært noe fokus på andre skogtyper som gammel granskog og ulike typer blandingsskoger med mye død ved. Det er et stort behov for videre kartlegging i skog, men her kreves det store ressurser for å komme lenger i en landsomfattende kartlegging på artsnivå. Når det gjelder skog, kan det være nyttig å videreføre kartleggingen i et avgrenset område som en del av et overvåkingsopplegg som foreslått under overvåkingsdelen. Videre kartlegging i skog er fortsatt viktig, men anses som mindre viktig enn kartlegging i andre habitattyper der endringene skjer fortere og kunnskapsnivået er lavere.

2.2.2 Metode for kartlegging av rødlistearter i hule eiker

2.2.2.1 Insekter

I 2006 var målsetningen å supplere med undersøkelser av hul eik i Agder samt Østfold/Akershus for å se endringer i artstifang gjennom hele eike-regionen i Norge, og for å kunne samle data med tanke på å gi forvaltningen informasjon om hvordan rødlisteartene i dette elementet best ivaretas. Utgangspunktet har vært at vi skulle sample i lokaliteter der det fantes en gruppe av hul eik med minst 5 trær med max ca 250 m imellom.

Forarbeidet innebar en omfattende gjennomgang av MiS-/Naturtypedata for de mest aktuelle kommunene, samt kontakt med miljøvernavdelingen i fylkene, miljøvernledere i kommuner og andre kontaktpersoner som kunne sitte med kunnskap om eikeområder som ikke var fanget opp gjennom MiS/naturtyperegistreringer. Flere potensielle områder ble befart våren 2006 for å fastslå om de tilfredsstilte utvalgs-kriteriene, og dette arbeidet munnet ut i følgende aktuelle arealer:

- Østfold: Knardal, Halden kommune (tips fra Fylkesmannens miljøvernavdeling, Østfold og lokal kompetanse i Halden).
- Oslo/Akershus: Montebello, Oslo kommune (Naturtype + kontakt med Oslo kommune)
- Aust-Agder: Simonstona, Åmli kommune (MiS-lokalitet)
- Aust-Agder: Gangsei, Åmli kommune (MiS-lokalitet)
- Vest-Agder: Åros, Søgne kommune (en eik tidligere undersøkt i Hanssen & Hansen 1985, flere funnet vha. lokalkjente i kommunen og MiS)

I tillegg ble det valgt en lokalitet i Vemannsås, Larvik kommune som utgjorde både et ledd i kartleggingen og et bidrag til pilotarbeidet på overvåking i et mulig Referanselandskap (se mer under kap. 3).

På hver hul eik-lokalitet ble aktuelle hule eiker kartlagt med GPS. Kriteireier for utvalg var at eikene skulle være hule (hulhetsstadier 2-5, for illustrasjon se figur 7 i overvåkingskapittelet) og minst 30 cm i brysthøydediameter. I den grad det fantes mer enn 5 aktuelle trær på en lokalitet, ble 1 eik trukket tilfeldig og de 4 nærmeste som tilfredsstilte minimumskravene inkludert. På denne måten oppnådde vi å få trærne i en gruppe. I hver hule eik ble det montert vindusfeller etter tidligere benyttet metodikk, nemlig en vindusfelle heist opp i greinverket, nær døde grener, og en vindusfelle montert foran åpningen til hulrommet. Felleplasseringen er dokumentert med foto med tanke på eventuelt gjentak av felleoppsett senere år. Der det var mulig å komme til, ble det også satt ned fallfeller inne i rødmulden. Fellene ble satt ut i mai/begynnelsen av juni, og tømt med 4 ukers mellomrom fram til primo september. Miljøregistreringer etter feltinstruks ble utført ved hver eik.

Lokalitetene som ble undersøkt i 2006 var av ulik karakter. Lokalitetene Knardal og Montebello er park/hagearealer, med grove eiketrær i et areal av gressplen/eng. Det var lite død ved i de nærmeste omgivelsene her. Trærne på Montebello var til dels fylt med sement, men siden dette ble utført for ca 50 år siden var det til dels dannet nye hulrom med rødmuld inntil sementklumpene. Simonstona og Gangsei ligger i nærheten av hverandre og er skoglokaliteter med boreonemoral treslagssammensetning og en del død ved. Kjerneområdene kan betegnes som eik-lindeskog med elementer av lågurteikeskog. Begge lokalitetene er bratte med preg av sørberg-rasmark, og lite tilgjengelige, og det var få tegn på hogstaktivitet i nyere tid. Lokalitetene representerer en av de største ansamlingene av gammel, grov, og delvis hul eik og eikelæger i Åmli (jfr. data fra MiS- og naturtype-kartlegging). En årring-telling av en massiv, gammel eik med 50 cm bhd i området gav 340 år, og indikerer at de eldste eiketrærne her på 60-80(-100) cm bhd må være godt over 400 år gamle, kanskje nærmere det dobbelte. Åros er nemoral skog med en del furuinnslag. Området synes å ha vært åpnere tidligere, og trærne kan ha vært styvete. Det er lite død ved i området. Lokaliteten ligger nær en vei, og rødmulden i et av de hule trærne er preget av tråkk fra mennesker. Lokaliteten i Vemannsås ligger i et naturreservat, med stor grad av variasjon i treslag, topografi og påvirkningsgrad over små avstander. Det er relativt sett mange hule eiker i området, som for øvrig er tungt tilgjengelig.

2.2.2.2 Sopp

På lokalitetene med hule eiker, samt en del andre lokaliteter, ble det i 2003-2005 foretatt en mer omfattende kartlegging av rødlistede, vedboende sopp knyttet til lauvsubstrat, med vekt på (i) gammel, stående eik/eikegadd, (ii) eikelæger og (iii) ospelæger (se Ødegaard et al. 2006, Aarrestad et al. 2006). I 2006 ble det med unntak av en supplerende lokalitets-kartlegging i Åmli, bare foretatt registrering av vedboende sopp på *de hule felletrærne*. Rødlistearter, samt andre, sjeldne arter ble total-inventert på eikene opp til ca. 3-4 meters høyde.

2.2.2.3 Lav

Høsten 2006 ble det satt i gang et delprosjekt med kartlegging av lav på gamle eiker. Hovedhensikten var å skaffe en første oversikt over fordelingen av utvalgte lavarter på de samme eikene hvor det var satt ut insektfeller og hvor det var foretatt soppregistreringer. Innsamlede data vil da gi mulighet til å vurdere lavartenes forekomster sammen med insekter og sopp, og gi bidrag til en mer systematisk kunnskapsoppbygging om artenes fordeling på eiker med ulike egenskaper i ulike miljøer. Knappenålslav og rødlistede lavarter ble prioritert.

Lav ble kartlagt på eik i fire av områdene hvor det tidligere er registrert insekter og sopp. To av områdene ligger i gammel eikeskog, Brenndalsskarven i Siljan kommune i Telemark og Vemmannsås i Larvik kommune, Vestfold. De to siste områdene ligger i kulturlandskap, henholdsvis Melsomvik i Stokke kommune i Vestfold, og Montebello i Oslo. Melsomvikområdet består av eikehager, både gjengroende og i drift, samt åker- og veikanter, mens Montebello er en naturhage i villabebyggelse i Oslo. På hver lokalitet ble de fem eikene med insektfeller gjenfunnet ved hjelp av GPS. Samtlige lavarter ble registrert på stammen av trærne opp til 2 m over bakken. Hulrom ble også undersøkt, i den grad de var mulige å komme til. I tillegg ble en del enkle mål på substratet registrert, som stammeomkrets i brysthøyde, prosentvis dekning av moser, lav, hulrom, og bark subjektivt inndelt i 3 klasser: slett, middels og grov bark. Maksimum dybde på de groveste barksprekkene ble notert og lokalitetens eksposisjon.

For å skaffe en grov oversikt over variasjonen i epifytter på stedet ble lav også ettersøkt på et subjektivt utvalg grove eiker i lokaliteten. For Montebello og Melsomvik ble følgelig til sammen henholdsvis 17 og 15 trær undersøkt, mens 6 trær ble inventert i Vemmannsås. I Brenndalsskarven ble 16 trær overfladisk sjekket for forekomster av knappenålslav og rødlistede arter. Innsamlinger ble tatt for etterfølgende artsbestemmelser og for dokumentasjon. Innsamlede lav vil bli levert lavherbariet ved Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo.

2.2.3 Metode for kartlegging i kalkrike arealer i pressområdet rundt Oslo

Kartlegging av kalkrike arealer i pressområdene rundt Oslo startet i 2004 og pågikk også i 2005, med litt ulik vinkling for sopp og insekter. I 2006-sesongen ble det prioritert miljøer som var dårlig dekket opp i de to foregående årene.

2.2.3.2 Sopp

Med vekt på kartlegging av *kalkbarskog* i Oslo-området i 2004(-2005) (Ødegaard et al. 2006, Aarrestad et al. 2006), ble vekten i 2006 lagt på kartlegging av *kalklindeskog*, som (i) huser flest truete sopparter i kalkområdet rundt Oslo, og (ii) stedvis hadde dårlig soppsesong i 2004-2005.

Det ble prioritert kartlegging av nye lokaliteter. Potensielle lokaliteter ble plukket ut i hovedsak basert på ny kunnskap fra de seinere års naturtypekartlegging (A-områder med lindeskog på kalk), samt enkelte tidligere ikke-kartlagte tilleggsarealer som ble vurdert som potensielle pga. geologi, topografi og markslag. I tillegg ble det prioritert supplerende kartlegging av enkelte svært rike, men tidligere godt kartlagte lokaliteter, bl.a. for å innhente mer habitatdata fra konkrete rødlisteforekomster (GPS-punkt-angitt, og foto-dokumentert).

Kartleggingen ble foretatt i august-september. Soppsesongen 2006 kan betegnes som middels bra. Det var kraftig nedbør på slutten av august (>100 mm), og på flere av lokalitetene var utbyttet bra, til tross for ca. tre uker uten nedbør midt i sesongen i september. De aller mest tørkesvake rasmarkslokalitetene (som Løkkeåsen) hadde imidlertid dårlig fruktifisering.

Det ble foretatt feltregistreringer på til sammen 8 dager (herunder noe registrering også av kalkbarskog på øy-lokalitetene), og i alt ble 14 lokaliteter av kalklindeskog oppsøkt (+ 2 reine hasselskoger på kalk) (se lokalitetsoversikt i Vedlegg 4).

På hver lokalitet ble det for hver rødlisteart registrert (i) antall punktforekomster/fruktlegemegrupper/heksringer (antatte individer) og (ii) antall fruktleger pr. individ/forekomst.

I forbindelse med kartleggingen er det også registrert en rekke økologiske parametre som et ledd i arbeidet med å utvikle prediksjonsmodeller for hotspots av kalklindeskoger. Det er utar-

beidet standard-skjemaer for registrering av relevante økologiske parametre for hver rødlisteartsforekomst og for hver hotspot-lokalitet som helhet.

2.2.3.1 Insekter

Vi startet insektkartlegging i pressområder i Oslo-området i 2005 (Aarrestad et al. 2006). Disse arealene er tidligere relativt godt kartlagt mht insekter, så områder med relativt lite kunnskap ble prioritert i 2006. Naturtypene som er viktig for rødlistearter i dette området, er særlig kalktørrenger som ble inventert i 2005. Området har imidlertid også noen restområder med gammel skog der kunnskapen om insektfaunaen er begrenset. Aktivitetene i 2006 ble derfor utvidet med noen skogsområder i tillegg til at vi fortsatte noe aktivitet på kalktørreng. Insektfangsten ble samlokalisert med soppundersøkelsene, og valg av lokaliteter var derfor styrt av utvalgsmetodikken for sopp.

Det ble satt opp serier á 10 vindusfeller på følgende skogslokaliteter: AK, Bærum, Ostøya (et granskogsområde og et edelløvsskogsområde); AK, Bærum: Sandvika, Løkkeåsen (gammel blandingsskog); AK, Asker, Sjøstrand (gammel edelløvskog); AK, Asker, Nesøya, Nesøytjern (gammel granskog). Fellene sto ute fra 29. mai til 30. august 2006 og ble tømt med 4-5 ukers mellomrom. Det ble også utført manuell inventering på 5 lokaliteter: Bygdøy, Dronningberget (edelløvskog); Ostøya (kalktørrenger); Asker, Sjøstrand (edelløvskog); Asker, Spirebukta/Spirodden (kalktørrenger); Bærum, Oksenøya (kalktørrenger) i perioden 29. juni til 1. juli 2006.

De fleste av disse lokalitetene er de samme eller overlapper med kalklindeskogene undersøkt for jordboende sopp (Ostøya, Løkkeåsen, Sjøstrand, Dronningberget, Spireodden).

2.3 Resultater fra kartlegging i 2006

Alle angivelser av rødlistearter referer til den nye rødlista (Kålås et al. 2006).

2.3.1 Hule eiker

Naturelementet grove, hule eiker er et svært viktig element for mange sjeldne og rødlistede arter, og selve elementet er relativt godt kartlagt (dog i flere ulike datakilder, f.eks. MiS-registreringer, Naturtyperegistreringer, oversikt over vernede enkelttrær som naturminne, Hanssen & Hansen (1998), Hanssen et al. (1985)). Derimot er lite kjent om rødlisteartenes fordeling innen eikeregionen i Norge, og om hvordan rødlisteartene påvirkes av ulike typer skogbruk, parkstell som fjerning av råtne grener/gjenfylling av hulrom, gjengroing i omgivelsene, isolasjon, mangel på rekruttering osv. Disse faktorene er i økende grad i fokus i andre land med hule eiker, men er lite påaktet av forvaltningen i Norge. Prosjektet har tidligere kartlagt hul eik i Vestfold/Telemark og på Vestlandet, og funnet tegn på klare regionale gradienter i tilfang av rødlistearter. De tidligere undersøkelsene har også gitt viktig kunnskap om prioriterte områder med mange rødlistede insekter i tilknytning til hul eik.

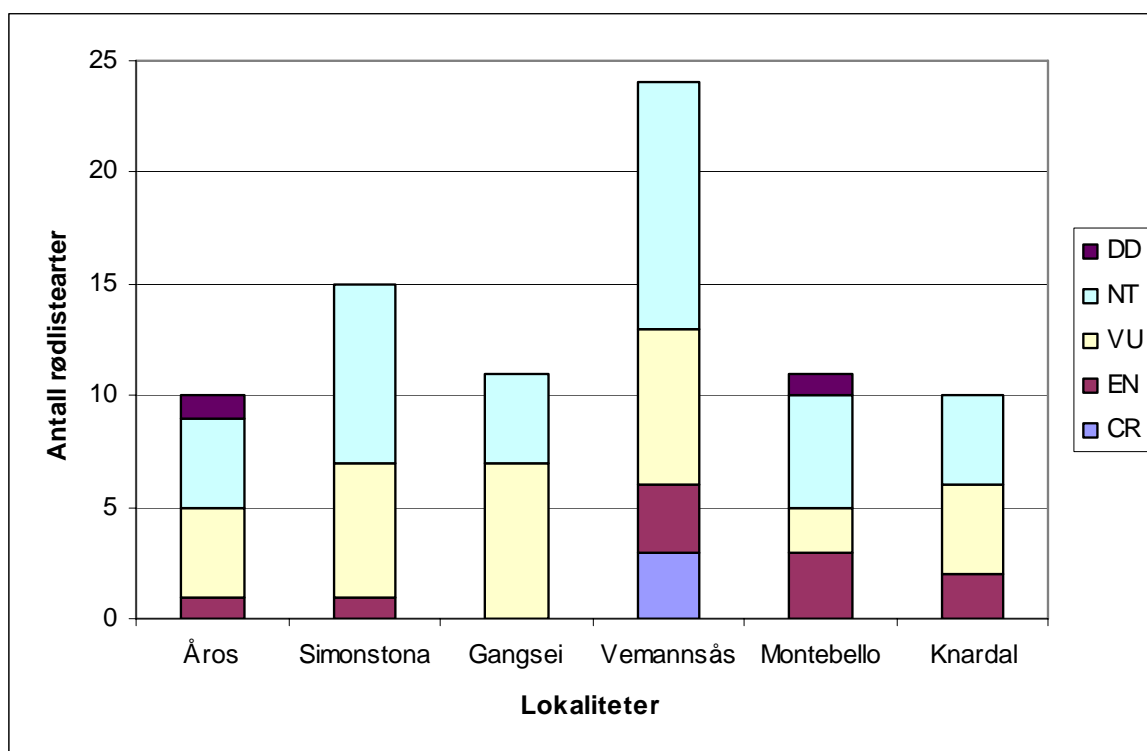
2.3.1.1 Insekter

Insektmaterialet fra vindusfellene i tilknytning til eikene ga god fangst og til sammen 53 rødlistede arter (**Figur 3** og **Tabell 5**). De mest oppsiktsvekkende artene var to nye arter for Norge. Dette gjelder smelleren *Elater ferrugineus* ("CR") i fra Vemmannsås, Larvik, som er en av Skandinavias største smellerbiller, mer enn 2 cm lang. Det er ytterst sjelden at man finner nye arter for landet på denne størrelsen. Arten lever som rovdyr i hule trær med fuglereir. Videre ble "kakerlakksnyltebilla" *Ripidius quadriceps* ("DD") (Rhipiphoridae) funnet i en eikefelle på Montebello, Oslo. "Kakerlakksnyltebilla" er kun kjent med ca 10 eksemplarer i Sverige og Fin-

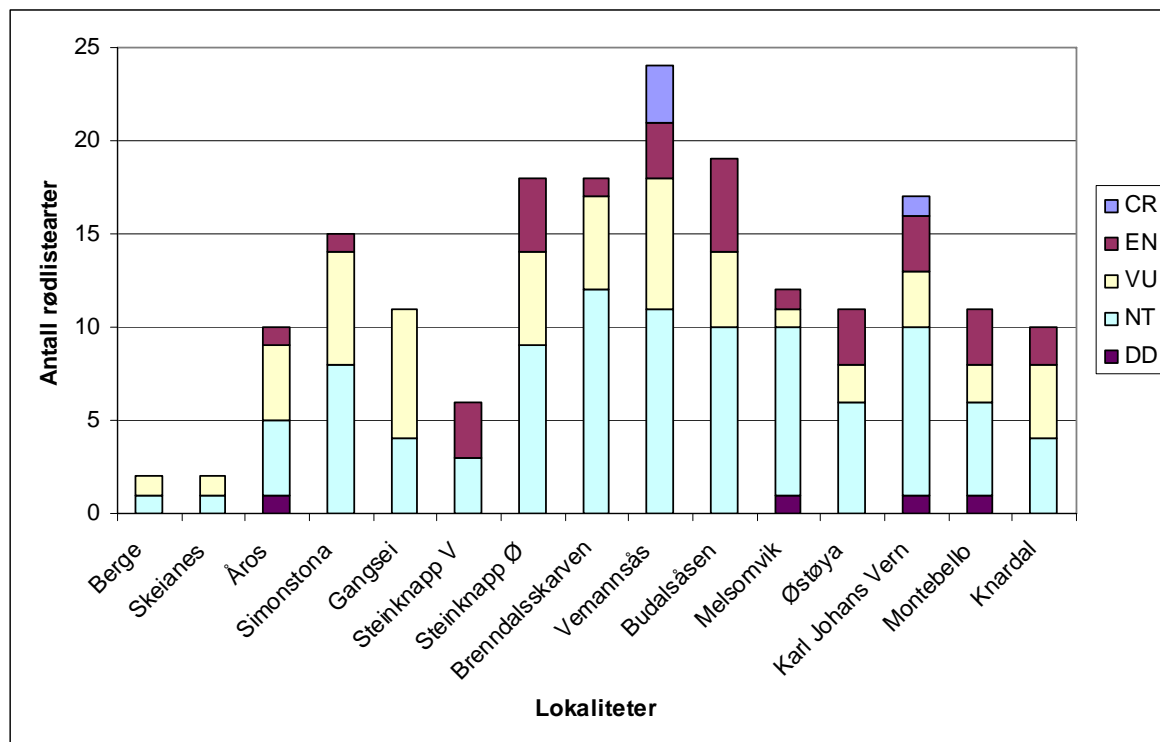
land, samt noen få andre steder i verden. Arten snylter på markkakerlakk og er også i Sverige funnet i tilknytning til gamle eiker. Verdt å nevne er også *Cryptolestes corticinus* (VU) som ikke er funnet i Norge siden 1930-tallet og som nå ble funnet på fire ulike lokaliteter.

Fellene i Vemmannsås ga totalt 24 rødlistede billearter og flere i høy trusselkategori (for eksempel blærebilla *Hypebaeus flavipes* (CR) og skipsverftsbilla *Lymexylon navale* (CR), perlebilla *Euthiconus conicicollis* (EN), råtevedbilla *Eucnemis capucina*). Dette bekrefter tidligere indikasjoner på at Larvikområdet representerer et viktig kjerneområde for biologisk mangfold knyttet til gamle, hule eiker. På Montebello i Oslo ble det funnet totalt 11 rødlistede billearter. Foruten kakerlakksnyltebilla og *Cryptolestes corticinus* bør nevnes kortvingen *Thiasophila inquilina* som kun er kjent fra Oslo og ikke gjenfunnet på mer enn 50 år. Arten er knyttet til maur i gamle eiker.

Fellene i Åros, Søgne, ga 10 rødlistearter, hvorav særlig *Triphyllus bicolor* var overraskende. Denne er ellers kun nylig kjent fra Norge (Kristiansand) (L.O. Hansen pers. medd.). De to lokalitetene i Åmli ga henholdsvis 12 (Gangsei) og 15 (Simonstona) rødlistearter, bl.a. store mengder av hårbilla *Prionocyphon serricornis* som utvikler seg i vannansamlinger i greinkløfter på gamle trær. Fra Knardal i Halden ble det funnet 10 rødlistearter blant andre skyggebilla *Prionychus melanarius* som ellers i Norge kun er funnet på 5 lokaliteter i ytre Oslofjord, og *Cryptophagus confusus* som kun er kjent fra Telemark i nyere tid. Se også **Figur 4** for en oversikt over rødlistefunn i alle eikelokalitetene i prosjektet. Dette materialet blir nå analysert videre, blant annet med tanke på prediksjonmodellering av rødlistearter tilknyttet eik.



Figur 3. Fordeling av rødlistearter av biller i de ulike rødlistekategoriene mellom lokaliteter undersøkt i 2006. Montebello og Knardal er park/hage lokaliteter, de øvrige er i skog. Det var 10 vindusfeller på alle lokalitetene, derimot er antall fallfeller noe variabelt avhengig av om det var mulig å plassere dem inni eikene. For forklaring på Rødlistekategoriene, se Rødlista (Kålås 2006).



Figur 4. Fordeling av rødlistearter av biller i de ulike rødlistekategoriene mellom **alle** lokaliteter undersøkt i hele AR-KO prosjektet. Lokalitetene er sortert fra vest til øst. For mer informasjon om lokalitetene, se teksten for 2006-lokalitetene og Aarrestad et al. 2006 for de øvrige. Det var 10 vindusfeller på alle lokalitetene unntatt Steinknapp V (4 v.f.) og Steinknapp Ø (12 v.f.), derimot er antall fallfeller noe variabelt avhengig av om det var mulig å plassere dem inni eikene. For forklaring på Rødlistekategoriene, se Rødlista (Kålås 2006).

Tabell 5. Rødlistearter av biller og veps påvist i vindusfeller og fallfeller satt opp i tilknytning til hule eiker sommeren 2006. Det var 10 vindusfeller på alle lokalitetene, derimot var antall fallfeller noe variabelt avhengig av om det var mulig å plassere dem inni eikene. RL=Rødlistekategori; ÅR= Søgne, Åros; GA= Åmli, Gangsei; KN=Halden, Knardal; SI=Åmli, Simonstona; VE=Larvik, Vemmannsås. Rødlistekategorier i hermetegn er uoffisielle (første gangs funn i Norge bekreftet etter at Rødlistearbeidet i 2006 var avsluttet, men arten er evaluert etter Rødlistas kriterier).

FAMILIE	ART	RL	ÅR	GA	KN	MO	SI	VE
Leiodidae	<i>Nemadus colonoides</i> (Kraatz, 1851)	VU	-	-	4	-	1	68
Scydmaenidae	<i>Euthiconus conicicollis</i> (Fairm. & Lab., 1855)	EN	-	-	-	-	-	1
Scydmaenidae	<i>Nevraphes plicicollis</i> Reitter, 1879	VU	1	-	-	-	-	-
Scydmaenidae	<i>Scydmorephes minutus</i> (Chaudoir, 1845)	NT	-	-	-	-	-	2
Scydmaenidae	<i>Microscydms nanus</i> (Schaum, 1844)	NT	4	-	-	-	-	3
Scydmaenidae	<i>Microscydms minimus</i> (Chaudoir, 1845)	NT	-	-	-	-	1	1
Staphylinidae	<i>Hapalaraea pygmaea</i> (Paykull, 1800)	NT	-	-	-	-	3	-
Staphylinidae	<i>Thiasophila inquilina</i> (Märkel, 1844)	EN	-	-	-	1	-	-
Staphylinidae	<i>Haploglossa gentilis</i> (Märkel, 1844)	NT	-	-	-	-	-	1
Staphylinidae	<i>Haploglossa marginalis</i> (Gravenhorst, 1806)	NT	-	-	-	-	-	2
Scaphidiidae	<i>Scaphidium quadrimaculatum</i> Olivier, 1790	NT	-	-	-	-	1	-
Staphylinidae	<i>Bisnius subuliformis</i> (Gravenhorst, 1802)	VU	-	-	1	-	-	-
Staphylinidae	<i>Quedius brevicornis</i> Thomson, 1860	VU	-	1	3	-	1	3
Scirtidae	<i>Prionocyphon serricornis</i> (Müller, 1821)	VU	-	58	-	-	1	-
Eucnemidae	<i>Hylis foveicollis</i> (Thomson, 1874)	VU	1	-	-	-	-	-
Eucnemidae	<i>Eucnemis capucina</i> Ahrens, 1812	EN	-	-	-	-	-	1
Elateridae	<i>Ampedus hjorti</i> (Rye, 1905)	EN	-	-	-	1	5	-
Elateridae	<i>Elater ferrugineus</i> Linnaeus, 1758	"CR"	-	-	-	-	-	5
Cantharidae	<i>Malthinus seriepunctatus</i> Kiesenwetter, 1851	VU	-	1	-	-	-	-
Dermestidae	<i>Ctesias serra</i> (Fabricius, 1792)	NT	-	1	12	1	4	-
Anobiidae	<i>Ptinus dubius</i> Sturm, 1837	DD	1	-	-	-	-	-
Anobiidae	<i>Gastrallus immarginatus</i> (Müller, 1821)	EN	-	-	-	-	-	25
Lymexylidae	<i>Lymexylon navale</i> (Linnaeus, 1758)	CR	-	-	-	-	-	2
Trogossitidae	<i>Grynocharis oblonga</i> (Linnaeus, 1758)	VU	-	-	2	-	-	2
Melyridae	<i>Hypebaeus flavipes</i> (Fabricius, 1787)	CR	-	-	-	-	-	1
Nitidulidae	<i>Epuraea guttata</i> (Olivier, 1811)	NT	-	-	-	-	-	1
Nitidulidae	<i>Meligethes corvinus</i> Erichson, 1845	NT	-	-	-	1	-	-
Nitidulidae	<i>Cryptarcha strigata</i> (Fabricius, 1787)	NT	-	-	3	-	-	47
Nitidulidae	<i>Cryptarcha undata</i> (Olivier, 1790)	NT	-	-	-	-	-	10
Nitidulidae	<i>Glischrochilus quadriguttatus</i> (Fabricius, 1777)	NT	1	1	-	-	-	-
Laemophloeidae	<i>Cryptolestes corticinus</i> (Erichson, 1846)	VU	-	1	-	1	1	1
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus labilis</i> Erichson, 1846	VU	-	1	-	-	-	-
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus confusus</i> Bruce, 1934	EN	-	-	1	-	-	-
Corticariidae	<i>Enicmus planipennis</i> Strand, 1940	NT	-	-	-	2	-	-
Mycetophagidae	<i>Triphyllus bicolor</i> (Fabricius, 1777)	EN	1	-	-	-	-	-
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus piceus</i> (Fabricius, 1777)	VU	-	4	-	-	1	1
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus fulvicollis</i> Fabricius, 1792	NT	-	-	-	-	1	-
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus populi</i> Fabricius, 1798	VU	1	-	-	1	-	1
Ciidae	<i>Cis dentatus</i> Mellié, 1848	NT	-	-	-	-	1	-
Melandryidae	<i>Orchesia luteipalpis</i> Mulsant & Guillebeau, 1857	VU	1	-	-	-	-	-
Melandryidae	<i>Orchesia fasciata</i> (Illiger, 1798)	NT	-	-	-	-	-	1
Melandryidae	<i>Conopalpus testaceus</i> (Olivier, 1790)	NT	1	1	-	-	1	9
Rhipiphoridae	<i>Ripidius quadricaps</i> Abeille de Perrin, 1872	"DD"	-	-	-	1	-	-
Tenebrionidae	<i>Eledona agricola</i> (Herbst, 1783)	VU	-	-	-	-	1	2
Tenebrionidae	<i>Prionychus ater</i> (Fabricius, 1775)	NT	-	-	17	1	-	-
Tenebrionidae	<i>Prionychus melanarius</i> (Germar, 1813)	EN	-	-	1	-	-	-
Tenebrionidae	<i>Mycetochara humeralis</i> (Fabricius, 1787)	EN	-	-	-	6	-	-
Tenebrionidae	<i>Mycetochara linearis</i> (Illiger, 1794)	NT	-	-	-	-	-	2
Oedemeridae	<i>Ischnomera caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	VU	-	1	-	-	-	-
Aderidae	<i>Euglenes pygmaeus</i> (Degeer, 1774)	NT	-	-	-	2	-	-
Aderidae	<i>Euglenes oculatus</i> (Paykull, 1798)	NT	-	1	1	-	324	-
Sphecidae	<i>Crossocerus annulipes</i> Lepeletier & Brulle, 1834	NT	1	-	-	-	-	-
Sphecidae	<i>Crossocerus assimilis</i> (Smith, 1856)	NT	-	1	-	-	-	-
Sum Rødlistearter			10	12	10	11	15	24

2.3.1.2 Sopp

Som beskrevet under metodikk, ble det med ett unntak bare registrert sopp i tilknytning til felletrærne i 2006. I Vemanssås ble det gjort et funn av styltejordstjerne (*Geastrum quadrifidum*, NT) (på bakken ved foten av en felleeik) og et funn av eikenarreskål (*Aleurodiscus disciformis*), i Knardal et funn av oksetungesopp (*Fistulina hepatica*, NT) og i Åros to funn av oksetungesopp (*Fistulina hepatica*, NT) og to funn av eikegreinkjuke (*Pachykytospora tuberculosa*, NT) på felletrærne.

Mer omfattende registrering av vedboende sopp ble gjennomført på 3 lokaliteter ved Gangsei i Åmli kommune, Aust-Agder. Her ble det funnet 2 rødlistearter (på eik; ruteskorpe, *Xylobolus frustulatus*, eikegreinkjuke *Pachykytospora tuberculosa*; 4 forekomster), i tillegg til 5 arter (11 forekomster) som stod på den forrige Rødlista.

I tillegg kan det nevnes at det ble gjort et funn av eggegul kjuke (*Perenniporia tenuis*, nå VU) ved Hallevann (Hallevann Ø), Larvik, på ospelåg i tørr eikeblandskog i forbindelse med en AR-KO befaring (se forsidebilde).

2.3.1.3 Lav

Seks rødlistede lavarter ble funnet (**Tabell 6**). Til sammen ble 55 taksa identifisert på 64 eike-trær i de fire undersøkelsesområdene (**Tabell 7**). Det reelle artsantallet er høyere da en del taksa bare ble bestemt til slekt. Seksten av de 21 undersøkte trærne i Brenndalsskarven ble dessuten kun overfladisk undersøkt. De 17 undersøkte eikene på Montebello, som ligger rett ved den sterkt trafikkerte Ringveien i Oslo, har dessuten et unormalt lavt arts mangfold på grunn av den sterke og langvarige luftforurensingen i dette området. Utelates trærne på Montebello og de sporadisk undersøkte trærne i Brenndalsskarven forsvinner kun én art, dvs. 54 taksa ble registrert på til sammen 26 trær.

Av de seks rødlistede lavartene er tre regnet som sårbare og tre som nær truet (**Tabell 6**). Klosterlav *Biatoridium monasteriense* var den eneste rødlistearten som ble funnet i Vemanssås, de øvrige rødlisteartene ble funnet i Brenndalsskarven. Funnet av klosterlav var for øvrig første funn av arten på eik i Norge. Med unntak av *Caloplaca lucifuga*, som ble funnet på to trær i Brenndalsskarven, ble de rødlistede artene bare funnet på ett tre hver. To av rødlisteartene var knappenåslav, breinål *Calicium adsperum* og rotnål *Microcalicium ahlneri*. Grønnsotnål *Calicium viride* var den vanligste knappenåslaven. Den ble funnet på to trær i Brenndalsskarven og fire trær i Melsomvik. Øvrige knappenåslav som ble registrert, var rødhodenål *Calicium salicinum* og skjellnål *Chaenotheca trichialis*. Enkelte av de registrerte artene er sterkt knyttet til eik. I særlig grad gjelder det *Caloplaca lucifuga* og breinål. Førstnevnte er bare funnet på eik (se Bratli & Haugan 1997), mens samtlige 57 innsamlinger av breinål i Norsk LavDatabase NLD (<http://www.nhm.uio.no/botanisk/lav/>) er fra eik med unntak av ett funn på lind, ett på svartor og ett på ubestemt edelløvtré. Andre arter med en viss preferanse for eik var vinflekklav *Arthonia vinosa* og eikevortelav *Pertusaria flavida*. Vinflekklav ble bare registrert i Brenndalsskarven mens eikevortelav ble funnet i alle områder unntatt Montebello. Flere andre arter (merket S i **Tabell 6**) knytter det seg en viss interesse til. Dette er blant annet arter med suboceanisk utbredelse, arter knyttet til store edelløvtrær og regionalt uvanlige arter. Alle funn i denne kategorien er fra Brenndalsskarven og Vemanssås.

Som forventet inneholdt skogslokalitetene i Larvik og Siljan flest rødlistearter, men det var overraskende få arter som ble registrert i Vemanssås. I dette området er det fra tidligere funnet åtte rødlistede lavarter, mens to arter var kjent fra Brenndalsskarven (i følge Norsk LavDatabase NLD). En kunne derfor forvente at de undersøkte eikene i Vemanssås skulle inneholde flere rødlistearter. Dette har sannsynligvis mest å gjøre med egenskaper på trærne som ble undersøkt (variasjon i finskala økologiske gradienter) og mer eller mindre uforutsigbare populasjonsprosesser som spredning og etablering. Det siste fører til at man selv i et område med rikelig

tilgang på egnet substrat likevel får ujevn fordeling av individer. Systematiske registreringer på flere trær vil gi utfyllende svar på fordeling av rødlistede lavararter i landskapet.

Grov sprekkebark er viktig substrat for mange rødlistede eikearter. I Vemmannsås var de hule eikene som ble plukket ut for insektregistreringer ikke optimale med hensyn til dette. Flere av eikene var mer eller mindre avbarket og hadde til dels også høy andel slett bark. Det var på den største eika med de dypeste barksprekkene og den største andelen grov bark at den eneste rødlistearten ble funnet. Store hulrom på trærne reduserer selvfølgelig også potensielt areal for barklevende arter. Merk at også noen rødlistede arter opptre på eikeved, blant annet skjørnål *Calicium abietinum* og rotnål *Microcalicium ahlneri*. Et annet utvalg av eiker ville sannsynligvis fanget opp en større andel rødlistede lav, for eksempel eikearten *Caloplaca lucifuga* som har bra forekomster i Vemmannsås (Bratli & Haugan 1997). Eikene i Brenndalsskarven var generelt mindre og heller ikke her var barkstruktur og dekning med grov bark høy, men det var nettopp på de partiene med slike kvaliteter *Caloplaca lucifuga*, breinål og bleik kraterlav ble funnet. Almelav er for øvrig ikke så sterkt knyttet til grov bark, og rotnål er en vedlevende art som ble funnet i stort, åpent hulrom på en stor eik. Kartleggingen indikerer altså stor variasjon fra tre til tre, blant annet relatert til barkstruktur og trolig barkkjemi, dekning av moser, innstråling og andre lokale variasjoner i mikroklima. Disse forholdene vil kunne belyses nærmere i gradientbaserte studier med mer detaljerte og standardiserte registreringer av samtlige lavararter og utvalgte miljøparametere både på trærne og i omgivelsene rundt.

De desidert største og groveste trærne ble målt på Montebello. Det største treet målte 435 cm i diameter og hadde meget grov bark med sprekkdypder opp til 7,5 cm. Det lave antallet arter på Montebello skyldes at lav er ømfintlige for luftforurensing (se for eksempel Nimis et al. 2002). Fire lavararter er regnet som regionalt utdødd i Norge. En av disse er eikenål *Calicium quercinum*, som er knyttet til grove eiker. Arten ble samlet på Montebello på 1800-tallet, men er ikke gjenfunnet. Kanskje var det på en av eikene i denne undersøkelsen den en gang vokste. Montebello var en gang sannsynligvis en viktig lokalitet for lav på eik, men resultatene illustrerer at luftforurensing er en alvorlig trussel mot lavfloraen.

Artssammensetningen på grove eiker i kulturlandskapet skiller seg fra den man finner i skog. En av årsakene er tilførsel av næringsrikt støv fra omkringliggende åker og grusveier. Næringskrevende arter som stor lindelav *Parmelina tiliacea*, grønn rosettlav *Phaeophyscia orbicularis*, skåldogglav *Physconia distorta*, pulverdoggelav *P. enteroxantha* og vanlig messinglav *Xanthoria parietina* blir begünstiget. Dette er arter som bare ble registrert i kulturlandskapet i Melsomvik. Store, grove eiker i slike miljøer kan være levested for rødlistede arter selv om ingen er funnet så langt i Melsomvik.

Norsk LavDatabase (NLD Norsk LavDatabase <http://www.nhm.uio.no/botanisk/lav/>) er den viktigste kunnskapskilden til norske lavararters utbredelse og forekomst. En analyse av data fra NLD viste at 56 av de 230 lavartene som står oppført på Norsk rødliste er registrert på eik. Ser vi nærmere på fordelingen av disse på hovednaturtyper finner vi at 21 arter vokser både i skog og kulturlandskap, to vokser både i kyst og skogsmiljøer, mens tre vokser bare i kulturlandskap og 32 bare i skog. I kulturlandskap er det altså potensielt 24 arter som kan overvåkes, mens antallet er 53 for skog.

Dette viser også at eik er et viktig habitat (hotspot-habitat) for rødlistede lav siden 24,3 % av de rødlistede artene er registrert på dette treslaget. Riktignok er ikke eik hovedhabitat for en del av artene, men eik er uten tvil et viktig habitat selv om man tar høyde for dette. Fem av artene er kun registrert på eik og for tre andre arter foreligger bare tilfeldige funn på annet substrat. Ytterligere fem andre arter har eik som meget viktig substrat. Det er behov for å videreføre en nærmere analyse av habitatvalg og hotspot-habitater for rødlistede lav basert på informasjon i Norsk LavDatabase og Artsdatabankens Rødlistebase, habitatdelen.

Materialet er for sparsomt til å trekke bastante konklusjoner om faktorer av betydning for rødlistearter på eik. For å nå målsettingen om en bedre rødliste i 2010, må kunnskapen om popu

Tabell 6. Fordeling av rødlistede og andre utvalgte lavarter på antall trær i de 4 undersøkelsesområdene. VU og NT angir henholdsvis sårbar og nær truet status i henhold til Norsk rødliste, K betyr knappenålslav, Q arter med preferanse for eik og S andre interessante arter.

Latinsk navn	Norsk navn	RL kat	Annen info	Brenndals skarven	Melsomvik	Montebello	Vemannsås	Antall eiker
<i>Arthonia vinosa</i>	Vinflekklav		Q	2	-	-	-	2
<i>Biatoridium monasteriense</i>	Klosterlav	NT		-	-	-	1	1
<i>Calicium adspersum</i>	Breinål	VU		1	-	-	-	1
<i>Calicium salicinum</i>	Rødhodenål		K	1	-	-	2	3
<i>Calicium viride</i>	Grønnsotnål		K	2	4	-	-	6
<i>Caloplaca lucifuga</i>		VU		2	-	-	-	2
<i>Chaenotheca trichialis</i>	Skjellnål		K	1	2	-	-	3
<i>Collema nigrescens</i>	Brun blæreglye		S	-	-	-	1	1
<i>Gyalecta flotowii</i>	Bleik kraterlav	VU		1	-	-	-	1
<i>Gyalecta ulmi</i>	Almelav	NT		1	-	-	-	1
<i>Leptogium lichenoides</i>	Flishinnelav		S	2	-	-	1	3
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Lungenever		S	4	-	-	1	5
<i>Lobaria virens</i>	Kystnever		S	2	-	-	-	2
<i>Microcalicium ahlneri</i>	Rotnål	NT		1	-	-	-	1
<i>Opegrapha varia</i>	Bleik skribelav		S	-	-	-	1	1
<i>Peltigera collina</i>	Kystårenever		S	1	-	-	1	2
<i>Pertusaria flavida</i>	Eikevortelav		Q	5	8	-	2	15
Forekomst rødlistearter				6			1	7

lasjoners utviklingstendenser økes. Hoveddelen av lavartene er rødlistet fordi de har svært små bestander (D-kriteriet), eller har små bestander i kombinasjon med bestandsreduksjon (C-kriteriet) (Timdal et al. 2006). Tilbakegang av habitat (A-kriteriet) er benyttet for arter sterkt knyttet til et habitat, selv om artene fortsatt kan ha store populasjoner i Norge. Bedre kunnskap kan oppnås ved strukturert kartlegging av habitatet og konkret overvåking av utvalgte populasjoner i kombinasjon med overvåking av habitatet. For lav tilknyttet eik er flere arter/populasjoner aktuelle. Overvåking av habitatet krever god kunnskap om sammenhengen art-habitat. Det er derfor stort behov for systematiske studier av artssammensetning og årsaker til variasjon i artsmangfold for lav på eik slik at variasjonen innen habitatet store eiker blir godt beskrevet. Strukturerte registreringer i et referanseområde kombinert med overvåking, for eksempel i Larvik kommune vil bidra til slik kunnskapsoppbygging. Videre trengs kartlegging for å øke kunnskapen om artene og miljøets utbredelse, selv om miljøet stedvis er godt undersøkt.

Tabell 7. Registrerte lavtaksa på eik i de fire undersøkelsesområdene.

Latinsk navn	Norsk navn	Brenndals- skarven	Melsomvik	Montebello	Vemannsås	Antall trær
<i>Amandinea punctata</i>		-	13	2	1	16
<i>Arthonia vinosa</i>	Vinflekklav	2	-	-	-	2
<i>Bacidia globulosa</i>		-	1	-	-	1
<i>Bacidia</i> sp.		-	-	1	-	1
<i>Biatoridium monasteriense</i>	Klosterlav	-	-	-	1	1
<i>Buellia schaereri</i>		2	-	-	-	2
<i>Calicium adpersum</i>	Breinål	1	-	-	-	1
<i>Calicium salicinum</i>	Rødhodenål	1	-	-	2	3
<i>Calicium viride</i>	Grønnsotnål	2	4	-	-	6
<i>Caloplaca lucifuga</i>		2	-	-	-	2
<i>Candelaria concolor</i>	Tunlav	-	3	-	-	3
<i>Candelariella</i> cf. <i>xanthostigma</i>		-	2	3	-	5
<i>Chaenotheca trichialis</i>	Skjellnål	1	2	-	-	3
<i>Chrysothrix</i> cf. <i>candelaris</i>		3	-	-	3	6
<i>Cladonia coniocraea</i>	Stubbesyl	1	-	-	1	2
<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger	-	-	1	1	2
<i>Cladonia pyxidata</i> agg.	Kornbrunbeger	2	5	2	1	10
<i>Cladonia</i> spp.		1	-	6	-	7
<i>Collema nigrescens</i>	Brun blæreglye	-	-	-	1	1
<i>Evernia prunastri</i>	Bleiktjafs	2	9	-	1	12
<i>Gyalecta flotowii</i>	Bleik kraterlav	1	-	-	-	1
<i>Gyalecta ulmi</i>	Almelav	1	-	-	-	1
<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	1	3	-	-	4
<i>Lecanora</i> spp.	Kantlav	2	11	-	2	15
<i>Lecidella elaeochroma</i>	Vanlig smaragdlav	2	-	-	1	3
<i>Lepraria</i> spp.		3	5	15	2	25
<i>Leptogium lichenoides</i>	Flisinnelav	2	-	-	1	3
<i>Lobaria pulmonaria</i>	Lungenever	4	-	-	1	5
<i>Lobaria virens</i>	Kystnever	2	-	-	-	2
<i>Melanelixia subaurifera</i>	Barkbrunlav	-	2	1	-	3
<i>Microcalicium ahlneri</i>	Rotnål	1	-	-	-	1
<i>Mycobilimbia carnealbida</i>	Rosa alvelav	1	-	-	-	1
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Vanlig blodlav	1	-	-	-	1
<i>Opegrapha varia</i>	Bleik skribelav	-	-	-	1	1
<i>Parmelia saxatilis</i>	Grå fargelav	2	4	-	-	6
<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav	1	3	-	-	4
<i>Parmelina tiliacea</i>	Stor lindelav	-	12	-	-	12
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	1	-	-	-	1
<i>Peltigera collina</i>	Kystårenever	1	-	-	1	2
<i>Peltigera praetextata</i>	Skjellnever	2	-	-	4	6
<i>Pertusaria amara</i>	Bitterlav	3	13	-	-	16
<i>Pertusaria coccodes</i>	Kulevortelav	-	3	-	-	3
<i>Pertusaria flavida</i>	Eikevortelav	5	8	-	2	15
<i>Pertusaria hemisphaerica</i> / <i>Ochrolechia androgyna</i>		4	3	-	2	9
<i>Pertusaria hymenea</i>	Hinnevortelav	-	-	-	1	1
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	Grønn rosettlav	-	1	-	-	1
<i>Phlyctis argena</i>	Sølvkrittav	-	13	-	1	14
<i>Physcia tenella</i>	Frynserosettlav	-	6	-	-	6
<i>Physconia distorta</i>	Skåldogglav	-	2	-	-	2
<i>Physconia enteroxantha</i>	Pulverdogglav	-	12	-	-	12
<i>Ramalina</i> cf. <i>fastigiata</i>	Skålragg	-	1	-	-	1
<i>Ramalina farinacea</i>	Barkragg	3	9	-	-	12
<i>Vulpicidia prunastri</i>	Gullroselav	1	-	-	-	1
<i>Xanthoria candelaria</i>	Grynmessinglav	-	2	-	-	2
<i>Xanthoria parietina</i>	Vanlig messinglav	-	3	-	-	3
Antall taksa		34	28	8	21	

2.3.2 Kalkrike arealer i pressområdet rundt Oslo

Det er foretatt soppkartlegging og økologiske undersøkelser av kalklindeskoger i indre Oslofjordsområdet (Oslo-Asker-Bærum, samt noe på Ringerike) i 2006. Det ble også foretatt en del kartlegging av dette elementet i 2004, men lindeskogene ble da ikke prioritert, og resultatene for sopp ble ikke nærmere presentert i årsrapport for 2004 (jf. Ødegaard et al. 2006).

2.3.2.1 Jordboende sopp

Det ble i 2006 foretatt kartlegging på 14 lokaliteter med kalklindeskog i Oslo-Bærum-Asker (se Vedlegg 4). Det ble foretatt feltregistreringer på til sammen 8 dager (herunder noe registrering også av kalkbarskog på øy-lokalitetene), og i alt ble 14 lokaliteter av kalklindeskog oppsøkt (+ 2 reine hasselskoger på kalk). Med registreringer i 2004 er til sammen 20 kalklindeskoger i indre Oslofjord og Ringerike kartlagt innenfor prosjektperioden. Av disse er nesten halvparten (9 lokaliteter) nye i forhold til undersøkelser av kalklindeskog foretatt på 1990-tallet.

Disse 9 nye lokalitetene omfatter tre større, særlig rike kalklindeskoger som ikke tidligere har vært kjent, og som er av meget stor forvaltningsmessig viktighet med mange rødlistearter i høye kategorier (Reinsdyrlia, Bygdøy, Oslo; Sjøstrand ved Bjerkås, Asker; Ormodden ved Blakstadbukta, Asker). Pr. i dag er det i Norge totalt registrert 14 større, velutviklede kalklindeskoger, hvorav 11 ligger i indre Oslofjordsområdet (-Ringerike-Mjøsa) (se Vedlegg 4), mens tre ligger i Grenland. Ellers i Norden er slike skoger bare kjent fra noen ytterst få lokaliteter i Sverige (Kinnekulle ved Väneren og Gotland).

Til sammen ble det registrert 52 rødlistearter i kalklindeskog i 2006, hvorav mer enn halvparten tilhører høyere rødlistekategorier (se Vedlegg 4).

Det ble funnet en ny art for Norge; *Cortinarius pseudovulpinus* (3 nærliggende, tidligere ikke-kartlagte lokaliteter i Asker). En annen art, osloslørsopp (*Cortinarius osloensis* Brandrud, Frøslev & Jeppesen), er så langt en kjenner til endemisk for Norge (indre Oslofjord) og er nettopp publisert som ny for vitenskapen (Frøslev et al. 2006).

Hele 30 av de registrerte rødlisteartene er strengt knyttet til kalklinde-hasselskog i Norge. Av disse er 23 registrert kun i velutviklet kalklindeskogsutforminger, mens 7 også i tillegg har enkelte utpostlokaliteter i rike hasselkratt (hagemark) på kalk. Alle disse 30 kalklindeskogsartene er plassert i høye rødlistekategorier etter den nye rødlista av desember 2006. Av disse 30 artene ble 21 registrert i 2004-2006. Pr. i dag er det til sammen registrert 198 lokalitetsvis forekomster av disse 30 artene. Av disse er 47 forekomster registrert i 2004-2006, dvs. kartleggingen har økt antall forekomster med over 30%. Antall nye forekomster har vært større enn forventet i forhold til feltinnsats og soppsesong og det faktum at elementet har vært gjenstand for grundig kartlegging tidligere.

Årsaken til det betydelige omfanget av nyfunn er nok i hovedsak den økte kunnskapen om forekomstene av kalklindeskog gjennom den kommunevise naturtypekartleggingen. Denne kartleggingen har avdekket nye kalklindeskoger (A-områder) både i Oslo (Reinsdyrlia, Bygdøy) og Asker (Sjøstrand) som nå viser seg å være meget rike hotspots for disse rødlisteartene, på høyde med de rikeste lokalitetene man har kjent til fra tidligere.

2.3.2.2 Insekter

For metode og lokaliteter, se Kap. 2.2.3.1. Alle rødlistearter, samt faunistisk interessante arter som ble funnet i 2006 er presentert i **Tabell 8**. Totalt 29 rødlistearter av biller og nebbmunner ble påvist. Den manuelle fangsten ga noe mindre materiale enn forventet. Dette skyldes trolig

den gode forsommeren 2006, som medførte at det meste av insektaktivitet var over i slutten av juni. Likevel dukket det opp noen svært interessante funn.

Manuell fangst

På Ostøya ble praktbilla *Trachys scobiculata* (CR) påvist. Denne arten er bladminéerer på korsknapp *Glechoma hederacea* (og trolig bergmynte *Origanum vulgare*) og er kun kjent fra Bærum, Oksenøya i nyere tid. Den er ikke påvist i Sverige, så populasjonene i indre Oslofjord representerer trolig isolerte bestand. Videre ble skjoldbilla *Cassida vibex* gjenfunnet på Ostøya. Denne arten er knyttet til tistler og er funnet på øya et par ganger på 1990-tallet, men ikke ellers i Norge.

Glansbilla *Meligethes planiusculus* ble påvist på Oksenøya (Bærum) for første gang i Norge. Arten lever på ormehode *Echium vulgare* og er også relativt nylig påvist i Sverige. Billen har trolig ekspandert nordover i nyere tid, og den norske bestanden antas å være etablert i løpet av de to siste årene da lokaliteten har vært grundig undersøkt nesten årlig i nyere tid. Dragehodeglansbilla, *Meligethes norvegicus*, ble også påvist i år, og ser ut til å ha stabile populasjoner på Fornebu-området, men er helt avhengig av vertsplanten dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*). Mycelbillene (Leiodidae) *Hydnobius latifrons* (DD) og *Liocyrtusa vittata* (DD) ble funnet ved kveldshåving da billene kryper opp fra jorda for å sverme. Disse to artene er kun kjent fra dette området i nyere tid, men er trolig noe oversett pga skjult levevis. Området Oksenøya/Fornebu omfatter ellers trolig de viktigste arealene med kalktørrenger i Oslofjorden mht antall rødlistede insekter (Aarrestad et al. 2006).

I 2005 fant vi et eksemplar av snutebilla *Certatapion penetrans* (CR) på Konglungen ved Spirebukta som da var ny for Norge og nærmest kjent fra Skåne i Sverige. Denne lokaliteten ble gjensøkt i 2006 med tanke på å kartlegge artens lokale utbredelse og status. Dessverre viste det seg at lokaliteten var ødelagt gjennom planering og tilplanting med *Rhododendron*. Det ble også gjort forgjeves forsøk på å påvise arten på vertsplanten fagerknoppurt *Centaurea scabiosa* som vokser i nærheten. Om arten fortsatt finnes i Norge må derfor sies å være usikkert. Dette tilfellet viser at presset på habitatene i dette området er stedvis så stort at det er behov for akutte forvaltningstiltak for å bevare slike forekomster. Spirodden har ellers stabile bestand med dragehodeglansbille, *Meligethes norvegicus*.

Undersøkelsene på Bygdøy ble utført for å supplere tidligere fangst samt å se etter bladbilla *Cryptocephalus coryli*, som ble funnet i området tidligere på året. Bladbilla ble ikke gjenfunnet, men flere interessante funn ble gjort bl. a. lønnebukken *Leioderus kollari* (VU) og jordloppen *Crepidodera aurata* (Chrysomelidae). Vi fant også store angrep av lønnebukk i ei stående død lønn. De manuelle undersøkelsene på Sjøstrand i Asker var noe begrenset og ga derfor ingen rødlistearter. Området har imidlertid et stort potensial noe fellefangsten viser.

Fellefangst

Fellefangsten var forholdsvis god pga en meget bra sesong værmessig. Både granskogsområdene (Nesøya og Ostøya) og edelløvskogslokalitetene (Sjøstrand og Løkkåsen) ga en rekke rødlistede arter. Mest oppsiktsvekkende var funnene fra Løkkåsen der den smale hasselbукken *Oberea linearis* (CR) ble påvist for første gang i Norge siden 1950-tallet. Denne arten har gått sterkt tilbake i Skandinavia i nyere tid, og det har derfor vært usikkert om vi fortsatt hadde gjenlevende populasjoner av denne arten, som utvikler seg i hasselgreiner. Andre arter som bør nevnes fra Løkkåsen er praktbilla *Agrilus laticornis* (NT), børstebilla, *Aplocnemus impressus* (VU), skyggebilla *Mycetochara humeralis* (EN) og sangsikaden *Cicadetta montana* (VU). Totalt 8 rødlistearter av insekter ble funnet på Løkkåsen.

På Sjøstrand i Asker ble det påvist 4 rødlistede insekter. Særlig interessant var funnet av barktega *Aradus conspicuus*, som ikke er funnet i Norge på nærmere 100 år. Arten var ansett som utdødd fra Norge i forrige rødliste (DN 1999), men har nå blitt vurdert til CR i den nye rødlista. Arten lever av tresopp på grove, gamle edelløvtrær, særlig bøk. Ellers kan nevnes vedboreren *Anisoxya fuscula* (EN), som relativt nylig er påvist i Norge, råtevedbilla, *Microrhagus lepidus*

(NT) og den mystiske kortvingen *Psudomicrodota paganettii* (DD) som i Norge kun er kjent fra Bygdøy og Konglungen, og ellers kun noen få steder i Sverige og Sør-Europa.

De gamle granskogene på Ostøya og Nesøya ga henholdsvis 7 og 5 rødlistearter. Her er verdt å nevne råtevedbilla *Hylis procerulus* (EN), som i Norge bare er kjent fra gammel granskog i Osloområdet. Det ble funnet flere eksemplarer av denne på begge lokaliteter. På Ostøya fant vi dessuten flatbilla *Pediacus depressus* (EN) og fjærvingen *Ptinella johnsoni*. Sistnevnte er kun funnet en gang før i Norge, men arten har trolig vandret inn fra øst i nyere tid.

Til tross for en meget god sesong værmessig, ble det påvist relativt få nye arter for Oslo-området, men det ble gjort en rekke nye lokalitetsfunn, også på områder som tidligere er godt kartlagt.

Konklusjon

Hovedinntrykket etter to års insektkartlegging er at kunnskapen om insektfaunaen (for godt kjente insektgrupper) i Oslo-området er relativt god både med hensyn til viktige arealer og rødlistearter, men det gjenstår en del inventering for å oppnå tilfredsstillende arts kunnskap fra de enkelte lokalitetene. Årets sesong med bruk av vindusfeller har likevel gitt en del ny kunnskap, særlig om vedlevende arter. De mest oppsiktsvekkende funnene representerte restpopulasjoner av arter som er påvist i Oslo fra gammelt av som *Oberea linearis* og *Aradus conspicuus*. Dette er svært overraskende i et område der det har skjedd svært store endringer de siste 50 år, og viser betydningen av å bevare restområder med verdifulle naturtyper i bynære strøk. Noen av nyfunnene representerer også ekspanderende arter slik som *Ptinella johnsoni* og *Meligethes planiusculus*. Om disse artene får hjelp av mennesket i spredning er usikkert, men kombinasjonen godt klima og stor menneskelig aktivitet er trolig gunstig for slike arter. Det er fremdeles stort potensial for å påvise nye arter i regionen, særlig gjennom spesifikt søk i sjeldne habitater. Dette illustreres gjennom eikeundersøkelsene på Montebello kap 2.3.1.1 som gav 11 rødlistearter hvorav flere nye for Oslo.

Tabell 8. Rødlistearter og faunistisk interessante bille- og nebbmunnarter funnet på 7 lokaliteter i Oslo-området sommeren 2006. OF= Ostøya, feller; OM= Ostøya, manuell fangst; SF= Sjøstrand, feller; SM= Sjøstrand, manuell fangst; NF= Nesøya, feller; LF= Løkkåsen, feller; FM= Oksenøya, manuell fangst; BM= Bygdøy, manuell fangst; SM Spirebukta, manuell fangst.

FAMILIE	ART	RL	OF	OM	SF	SM	NF	LF	FM	BM	SM
Ptiliidae	<i>Ptenidium turgidum</i> Thomson, 1855	NT	X	-	-	-	X	-	-	-	-
Ptiliidae	<i>Ptinella limbata</i> (Heer, 1841)		-	-	-	-	-	X	-	-	-
Ptiliidae	<i>Ptinella johnsoni</i> Rutanen, 1985		X	-	-	-	-	-	-	-	-
Leiodidae	<i>Hydnobius latifrons</i> (Curtis, 1840)	DD	-	-	-	-	-	-	X	-	-
Leiodidae	<i>Liocyrtusa vittata</i> (Curtis, 1840)	DD	-	-	-	-	-	-	X	-	-
Staphylinidae	<i>Gyrophæna munsteri</i> Strand, 1935		-	X	-	-	-	-	-	-	-
Staphylinidae	<i>Pseudomicrodota paganettii</i> (Bernh, 1909)	DD	-	-	X	-	-	-	-	-	X
Scarabaeidae	<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)		-	-	-	-	-	X	-	-	-
Buprestidae	<i>Agilus laticornis</i> (Illiger, 1803)	NT	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Buprestidae	<i>Trachys scrobiculata</i> Kiesenwetter, 1857	EN	-	X	-	-	-	-	-	-	-
Eucnemidae	<i>Xylophilus corticalis</i> (Paykull, 1800)		-	-	X	-	X	-	-	-	-
Eucnemidae	<i>Hylis procerulus</i> (Mannerheim, 1823)	EN	X	-	-	-	X	-	-	-	-
Eucnemidae	<i>Hylis cariniceps</i> (Reitter, 1902)	NT	-	-	-	-	X	X	-	-	-
Eucnemidae	<i>Microhagus lepidus</i> Rosenhauer, 1847	NT	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Drilidae	<i>Drilus concolor</i> Ahrens, 1812		-	-	X	-	-	X	-	X	-
Anobiidae	<i>Ptinus dubius</i> Sturm, 1837	DD	X	-	-	-	-	X	-	-	-
Anobiidae	<i>Anobium nitidum</i> Fabricius, 1792		-	-	X	-	X	-	-	-	-
Anobiidae	<i>Anobium rufipes</i> Fabricius, 1792		-	-	X	X	X	X	-	-	-
Anobiidae	<i>Xyletinus ater</i> (Creutzer, 1796)		-	-	X	-	-	-	-	-	X
Anobiidae	<i>Stagetus borealis</i> Israelson, 1971	NT	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Anobiidae	<i>Dorcatoma punctulata</i> Muls. & Rey, 1864		X	-	-	-	-	-	-	-	-
Melyridae	<i>Aplocnemus impressus</i> (Marsham, 1802)	VU	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Nitidulidae	<i>Meligethes norvegicus</i> Easton, 1959	EN	-	-	-	-	-	-	X	-	X
Nitidulidae	<i>Meligethes planiusculus</i> (Heer, 1841)		-	-	-	-	-	-	X	-	-
Cucujidae	<i>Pediacus depressus</i> (Herbst, 1797)	EN	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Corticariidae	<i>Enicmus planipennis</i> Strand, 1940	NT	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus atomarius</i> (Fabr., 1787)		-	-	X	-	-	-	-	-	-
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus fulvicollis</i> Fabricius, 1792	NT	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Ciidae	<i>Cis dentatus</i> Mellié, 1848	NT	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Ciidae	<i>Orthocis vestitus</i> (Mellié, 1848)		-	-	X	-	-	-	-	-	-
Ciidae	<i>Hadreule elongatula</i> (Gyllenhal, 1827)	NT	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Melandryidae	<i>Anisoxya fuscula</i> (Illiger, 1798)	EN	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Melandryidae	<i>Serropalpus barbatus</i> (Schaller, 1783)		X	-	-	-	-	-	-	-	-
Tenebrionidae	<i>Pseudocistela ceramboides</i> (L., 1758)		-	-	-	-	X	X	-	-	-
Tenebrionidae	<i>Mycetochara humeralis</i> (Fabricius, 1787)	EN	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Aderidae	<i>Euglenes pygmaeus</i> (Degeer, 1774)	NT	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Cerambycidae	<i>Leioderus kollari</i> Redtenbacher, 1849	VU	-	-	-	-	-	-	-	X	-
Cerambycidae	<i>Exocentrus lusitanus</i> (Linnaeus, 1767)		-	-	-	X	-	X	-	-	-
Cerambycidae	<i>Oberea linearis</i> (Linnaeus, 1761)	CR	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Chrysomelidae	<i>Cryptocephalus moraei</i> (Linnaeus, 1758)		-	X	-	-	-	-	X	-	X
Chrysomelidae	<i>Cryptocephalus sericeus</i> (Linnaeus, 1758)	NT	-	X	-	-	-	-	X	-	-
Chrysomelidae	<i>Crepidodera aurata</i> (Marsham, 1802)		-	-	-	-	-	-	-	X	-
Chrysomelidae	<i>Cassida vibex</i> Linnaeus, 1767	EN	-	X	-	-	-	-	-	-	-
Curculionidae	<i>Curculio villosus</i> Fabricius, 1781		-	-	X	-	-	-	-	-	-
Curculionidae	<i>Trichosirocalus barnevillei</i> (Grenier, 1866)	NT	-	-	-	-	-	-	X	-	-
Aradidae	<i>Aradus conspicuous</i> (H.-Schaeffer, 1835)	CR	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Berytinidae	<i>Metatropis rufescens</i> (H.-Scheffer, 1835)		-	-	-	-	X	-	-	-	-
Pentatomidae	<i>Trolius luridus</i> (Fabricius, 1775)		-	X	-	-	X	-	-	-	-
Cicadidae	<i>Cicadetta montana</i> (Scopoli, 1772)	VU	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Delphacidae	<i>Kosswigianella exigua</i> (Boheman, 1847)	VU	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Sum forekomst RL arter			7	3	4	-	5	8	5	1	3
Sum forekomst andre faunistisk interessante arter			3	3	8	2	6	6	2	2	2

3 Overvåking av rødlistearter

3.1 Innledning

3.1.1 Målsetning ved overvåking av rødlistearter

Overvåking av rødlistearter har til hensikt å bedre grunnlaget for forvaltning av det biologiske mangfoldet i Norge. Dette er vesentlig for at Norge skal kunne oppfylle internasjonale og nasjonale forpliktelser om å ivareta arter og deres livsmiljø, som for eksempel Rio-konvensjonen og 2010-målet om å stanse tapet av biologisk mangfold innen 2010.

Mer spesifikt skal overvåkingen gi kunnskap

- a) om rødlisteartenes populasjonsutvikling og
- b) om hvilke menneskeskapte faktorer som påvirker utviklingen.

Slik kunnskap skal danne grunnlag for en kunnskapsbasert forvaltning av rødlisteartene. Data om rødlisteartenes utbredelse og populasjonsutvikling er helt grunnleggende for utarbeiding av en god og presis rødliste etter IUCNs kriterier. Uten et etablert overvåkingssystem vil det også være vanskelig å følge hvilken effekt ulike menneskeskapte prosesser, ikke minst en framtidig klimaendring, kan ha på våre rødlistearter.

3.1.2 Utfordringer ved overvåking av rødlistearter

Rødlista er en oversikt over arter som vurderes til å ha begrenset levedyktighet i Norge over tid. Dette kan igjen skyldes at artene har en negativ bestandsutvikling, at de aktuelle leveområder reduseres i areal eller at artene er naturlig sjeldne (Kålås et al. 2006).

Truete arter fanges opp på en mangelfull måte i pågående kartleggings- og overvåkingsprogrammer (DN 2002). Dette skyldes at de truete artene i mange tilfeller har en forekomst som er så liten eller klumpvis fordelt at de ikke fanges opp med generelle, ekstensive overvåkingsmetoder. Det er derfor behov for metoder som er designet spesielt med tanke på disse artene (DN 2002, Framstad & Kålås 2001).

Rødlistede arter finnes i mange ulike miljøer. Likevel er det slik at mange av de rødlistede artene synes å være knyttet til bestemte habitater i bestemte regioner av landet (Ødegaard et al. 2006). Habitattyper som generelt har mange rødlistearter har vi i prosjektet kalt hotspot-habitater, og tilsvarende regioner har vi kalt hotspot-regioner (se Ødegaard et al. 2006). Hotspot-habitater kan betraktes som deler av et landskap der det er størst sannsynlighet for å finne rødlistearter av en eller flere bestemte organismegrupper (se for eksempel kap. 2.2.1 om Hotspot-habitater tidligere i rapporten) og et fokus nettopp mot hotspot-habitater i hotspot-regioner har dannet grunnlaget for kartleggingsdelen i AR-KO prosjektet (se Ødegaard et al. 2006, Aarrestad et al. 2006).

Også med tanke på overvåking av rødlistearter vil det være relevant å fokusere på hotspot-habitater. Men her må man skille mellom systematisk overvåking av habitattyper, og overvåking av enkeltlokaliteter med kjente arter. Siden mange av de aktuelle artene har svært få kjente lokaliteter i Norge, kan det virke ressurseffektivt å ta utgangspunkt i de lokalitetene der vi vet at flere av rødlisteartene finnes. Likevel vil man miste vesentlig informasjon dersom man kun overvåker kjente lokaliteter for gitte rødlistearter, blant annet vil nyetableringer i liten grad fanges opp.

For å kunne etablere en form for overvåking av hotspot-habitater vil to avgjørende faktorer være (i) hvor lett det er å oppdage og avgrense hotspot-habitatet eller hotspot-elementet i rom (på stor og liten skala), og (ii) i hvor sterk grad vi har dokumentasjon på at arter er sterkt knyttet

til dette habitatet/elementet. Eksempler på slik dokumentasjonen og bruk av denne i prioritering av kartlegging er gitt i kap. 2.2.1. For en del artsgrupper og habitat-typer er ennå kunnskapsgrunnlaget for dårlig til å kunne vurdere graden av habitat-tilknytning, og det er behov for en type kartlegging som i større grad kan (i) teste habitattilknytning og (ii) fange opp rødlistearternes fordeling i landskapet.

Noen hotspot-habitater kan avgrenses uttømmende i landskapet ved hjelp av eksisterende data fra vegetasjonskart, flyfoto, MiS og naturtypekartlegging osv. Kanskje kan man på sikt også tenke seg å benytte satellittdata til å avgrense noen typer habitat. For slike hotspot-habitater vil det være mulig å få en fullstendig oversikt over alle forekomster i Norge. Mulige eksempler kan være hule grove eiker, rike eik-lindeskoger eller sandstrender i Sør-Norge over en viss størrelse. Dersom man definerer at summen av for eksempel alle hule grove eiker og deres tilhørende truete arter utgjør "overvåkingsuniverset", lar det seg gjøre å designe en representativ overvåking for arter som er eksklusivt knyttet til dette segmentet.

For andre typer hotspot-habitat er det ikke mulig med dagens kunnskap å avgrense alle forekomster nasjonalt/regionalt. En overvåking i slike hotspot-habitater kan være vanskelig gjøre representativ for alle slike habitater nasjonalt/regionalt, men vil likevel gi viktig kunnskap om de rødlisteartene som finnes der. Dersom man konsentrerer innsatsen til et mindre areal, for eksempel et bestemt landskap, vil overvåkingen likevel kunne designes slik at den blir representativ for dette arealet. Avveiningen mellom kravet til representativitet og behovet for kunnskap også når det gjelder rødlistearter i habitater der det ikke er praktisk mulig å lage en nasjonalt representativ overvåking, blir et viktig prinsipielt spørsmål, som reflekteres i utvalget av metoder som undersøkes i dette prosjektet.

3.1.3 Metoder for overvåking av sjeldne arter

Vi kan tenke oss tre hovedstrategier for overvåking av rødlistearter:

1. Tilfeldig utvalg av habitat

Dette er en metode som kan fungere for å fange opp vanlige arter i tilbakegang, men som ikke vil være egnet til å fange opp de truete artene med sine få forekomster. Skog & Landskap sin aktivitet har vært rettet mot dette.

2. Stratifisert utvalg av habitat

Man kan stratifisere mye (se 3.2.3 Artsovervåking basert på tilfeldig utvalg innen hotspot-habitater) eller lite (se 3.2.2 Artsovervåking basert på tilfeldig utvalg med grid-design), avhengig av

- Hvor god kunnskap vi har om aktuell art/artskompleks
- I hvilken grad vår kunnskap tilsier at arten er sterkt knyttet til bestemte habitat/substrat
- Artens habitat må være mulig å kartfeste og avgrense i praksis. Dette er enklest der habitatet forekommer klart avgrenset og gjerne aggregert i forvaltningsrelevante romlige enheter.

Stratifiseringen bør følges av en skjevdeling av ressurser, slik at mest overvåkingsinnsats settes inn i de habitat (strata) der det er størst sannsynlighet for artsforekomst (men arten behøver ikke være tilstede ved oppstart) samtidig som noe innsats brukes til å følge med på andre, antatt mindre gunstige habitater. Slik kan man fange opp både nye populasjoner samt tilfeller der arten er mindre habitatspesifikk enn vår kunnskap tilsa. Prediksjonsmodellering av både artsforekomster og populasjonsstørrelser vil være et nyttig redskap.

3. Overvåking av kjente lokaliteter

For mange arter har vi for dårlig kunnskap til å gjennomføre en stratifisert overvåking. Alternativet er da å starte med å overvåke kjente lokaliteter, samtidig som man søker etter nye lokaliteter, blant annet ved hjelp av prediksjonsmodellering. Ambisjonen må være å få nok kunnskap til å fase disse artene inn i en stratifisert overvåking på sikt.

For sjeldne arter kan det i enkelte tilfeller være mulig å overvåke hele den kjente nasjonale populasjonen, for eksempel for orkidéen rød skogfrue eller en art som osloslørsopp (se kap. 2.3.2.1, samt Faktaark for rødlistearter på Artsdatabankens hjemmesider), der liten utbredelse og streng habitattilknytning er godt kjent. I de fleste tilfeller må man imidlertid gjøre en eller annen form for utvalg, hvor det er mulig å måle den lokale populasjonen innen hver utvalgsenhet (heretter "plot") presist. Vi konsentrerer oss derfor i det følgende om overvåkingsmetoder som baserer seg på utvalg.

For å kunne beregne endringer i utbredelse og mengde av arter eller artsgrupper over tid trengs utvalgsstrategier både for rom og tid.

Alternative utvalgsmetoder:

- a) i rom: tilfeldig plot (f.eks. i rutenett), selektivt utvalgte plot, stratifisering (tilfeldig eller selektivt utvalg innen strata)
- b) i tid: permanente plot, temporære plot, delvis utskifting av plot

Sjeldne arter kan være vanskelig å fange opp ved tilfeldig utvalg i rom. Ved stratifisering av utvalg i rom basert på habitatmodeller (nisjemodeller) kan man øke antall funn betydelig (Guisan et al. 2006). Det er imidlertid ikke opplagt at slik stratifisering leder til presise estimater av abundans eller trender for arten (den statistiske populasjonen) som helhet. For relativt vanlige arter kan slik stratifisering gi mindre presise estimater (Thompson 2001). I hvilken grad dette gjelder for svært sjeldne arter, hvor stratifisering kan være påkrevd for å finne noe i det hele tatt, er lite undersøkt (Thompson 2004).

Utvalgsmetoder i tid har vært sammenlignet ved bruk av simulerte data for relativt vanlige arter med varierende grad av klumping og forflytning av populasjoner over tid (Thompson 2001). Permanente plot ga i disse simuleringene alltid mer presise estimater av endring over tid enn midlertidige plot. Permanente plot var også stort sett bedre enn delvis utskifting av plot, unntatt ved relativt høye tettheter og store romlige endringer (25-50% forflytning per overvåkingsomdrev). Dette gjelder altså relativt vanlige arter; som for utvalgsmetoder i rom, er slike problemstillinger lite undersøkt for sjeldne arter.

For å belyse verdien av ulike tilnærminger for rødlistearter har vi valgt ut enkelte metoder for utprøving i felt (se Kap. 3.2) og i analyser av eksisterende og simulerte data. Foreløpige resultater fra analysene viser, ikke overraskende, at rutenett og tilfeldig utvalg treffer svært få forekomster av rødlistearter, særlig når de er klumpvis fordelt. Det betyr at presisjonen på estimater av abundans og utvikling over tid blir lav. Vi er i gang med tester av ulike samplingstrategier ved ulike kilder til romlig struktur (egenskaper ved habitat og/eller arten selv), inklusive adaptiv sampling – en form for selektivt utvalg som har blitt utviklet for å ta høyde for slike egenskaper som sjeldenhet og klumpvis fordeling i rom, samt å tilpasse biologers "leteadferd" (Thompson 2004). Varianter av adaptiv sampling har vært gjenstand for noe utprøving og betegnes som lovende i den statistiske litteraturen, men har hittil i mindre grad blitt tatt i bruk og testet av biologer i feltstudier og overvåkingsprogrammer.

3.1.4 Eksisterende og foreslåtte overvåkingsprogrammer for biomangfold

Her presenterer vi en kortfattet oversikt over systemer for overvåking av biologisk mangfold, for å sette overvåkingsopplegg for rødlistearter i en bredere sammenheng. Denne oversikten er ikke ment å være komplett, men å gi en bakgrunn for overvåking av rødlistearter.

Overvåking av biologisk mangfold foregår i flere ulike programmer, med ulike formål, i marine, limniske og terrestriske systemer (Brandrud et al. 2000, Framstad & Kålås 2001, Kvamme 1992, Skjelkvåle et al. 2003, Skjelkvåle et al. 2006). Overvåkingsprogrammer for biologisk mangfold kan grovt deles i (1) ekstensiv (arealrepresentativ) overvåking, (2) intensiv overvåking i utvalgte prøveområder, og (3) overvåking av truede og sårbare arter (**Tabell 9**). Denne inndelingen er basert på hovedelementene i DNS plan for overvåking av biologisk mangfold (DN 1998, Framstad & Kålås 2001).

Selv om noen av de eksisterende systemene for ekstensiv og intensiv overvåking kan brukes til overvåking av *habitater* for rødlistearter, og for enkelte mindre sjeldne rødlistearter, er det grunnlag for å hevde at disse systemene ikke er tilstrekkelig for overvåking av rødlistearter med det formål som er beskrevet ovenfor (Kap. 3.1.1) (Framstad & Kålås 2001). Den viktigste grunnen er at systemene utviklet med andre hovedformål enn overvåking av sjeldne arter, og derfor ikke har egnede utvalgsmetoder og utvalgsmetoder for å fange opp slike arter. Det er derfor nødvendig med en målrettet innsats mot disse artene.

Hvordan en slik innsats skal legges opp, er gjenstand for diskusjon i denne rapporten og for utprøving i prosjektet (se Kap. 3.1.3 og 3.2). Det er få etablerte eksempler å støtte seg til. I Norge eksisterer overvåkingsinnsats rettet spesifikt mot truede og sårbare arter bare fragmentert i form av systematisk bestandsovervåking av enkelte arter, som for eksempel store rovdyr, og mer indirekte i form av systematiske datasett samlet over tid i naturhistoriske samlinger og lignende. I Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold (DN 2002) er det et uttrykt ønske å utvikle mer systematiske metoder for overvåking av et større utvalg av truede og sårbare arter. Også i Riksrevisjonens evaluering av myndighetenes oppfølging av St.t.meld 42 om biomangfold påpekes svakheter i myndighetenes arbeid med å kartlegge og overvåke biologisk mangfold, inkludert rødlistearter (Riksrevisjonen 2006).

Selv om det er få etablerte eksempler å støtte seg på, finnes det en voksende litteratur om metoder for sampling av sjeldne arter (se f.eks. Thompson 2004). I det følgende (kapittel 3.2) beskrives alternative metoder som vi foreslår å teste i et referanselandskap.

Tabell 9. Pågående overvåkingsprogrammer av terrestrisk biologisk mangfold i Norge. Basert på Framstad og Kålås (2001, kap. 4.4).

Overvåkingssystem	Hovedformål	Metode	Start	Ansvarlig institusjon
<i>Ekstensive</i>				
Landsskogtakseringen	Utvikling av skogtilstand: treslags sammensetning, alderstruktur, død ved, mm.	nasjonalt forband (3x3 km) i skog, flatestørrelse 250 m ²	1920	Skog og landskap
Overvåkingsprogram for skogskader (OPS, Level I)	Skader på dominerende skogstrær, tresammensetning og jordkjemi	nasjonalt forband (9x9 km i barskog, 18x18 km i bjørkeskog), flatestørrelse?	1984	Skog og landskap
Tilstandsrapportering og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap (3Q)	Utvikling av arealdekke og landskapsstruktur i kulturlandskapet	nasjonalt forband (3x3 km) i kulturlandskap, flater 1 km ²	1998	Skog og landskap
Terrestrisk naturovervåking (TOV)	Nasjonale data for forurensningspåvirkning av utvalgte organismer	landsdekkende, men ikke statistisk representative	1990	NINA
<i>Intensive</i>				
Terrestrisk naturovervåking (TOV)	Geografiske fordeling av biologisk mangfold, endring i tid, og effekter av langtransportert forurensing	7 permanente områder langs forurensingsgradient	1990	NINA
Intensivovervåking av vegetasjon i granskog	Overvåking av effekter på biologisk mangfold i markvegetasjon i granskog, inkludert effekter som følge av luftforurensinger og klima.	10 områder langs regionale hovedgradienter med permanent merkede flater (50 á 1x1m i hvert område)	1988	Skog og landskap
Overvåkingsprogram for skogskader (OPS, Level II)	Effekter av forurensing på skogøkosystemer	17 områder i eldre barskog	1986	Skog og landskap
ICP Integrated Monitoring	Effekter av langtransporterte forurensninger i nedbørfelt	Små nedbørfelt i 2 kommuner	1989	Skog og landskap, NIVA, NILU
<i>Truete/sårbare arter</i>				
Bestandsovervåking	Populasjonsstørrelse og trender	Tellinger / merkede individer av enkelte organismer, f.eks. store rovdyr, vilt, sjøfugl	varierer	NINA, div. andre forsknings-miljøer
Vitenskapelige samlinger	Taksonomisk, biogeografisk	Objektsamlinger / lister som dokumenterer forekomst	ca. 1800	Museer med bidrag fra div. fagfolk og amatører

3.2 Overvåking i et referanselandskap

3.2.1 Innledning

På bakgrunn av litteraturen er det uklart hvilken form for utvalg i tid og rom som gir best estimater av trender for sjeldne arter (se 3.1.3). Før man setter i gang overvåking av sjeldne arter på nasjonal skala, bør derfor alternative metoder testes for et mindre område. Vi foreslår å gjøre dette for utvalgte artsgrupper i et "referanselandskap". Et referanselandskap er et større geografisk område (10-100 km²) med variasjon innen habitater og påvirkningsfaktorer (både naturlig dynamikk og menneskelig påvirkning), og med et høyt antall rødlistearter innen flere taxa. Referanselandskapet er ikke tenkt som nasjonalt representativt, men som et laboratorium for utprøving av metoder, og som en mulig byggestein for et eventuelt framtidig nasjonalt nettverk av overvåkingsområder å la TOV, men spisset mot truede og sårbare arter.

Fordelene med et referanselandskap er flere: Ved å fokusere innsatsen i ett område kan vi få direkte sammenlignbare resultater for flere overvåkingsmetoder. Ved å velge et område med relativt høy konsentrasjon av rødlistearter, kan vi overvåke mange arter samtidig. Ved å velge et område med et vidt spenn av påvirkningsfaktorer og forvaltningsregimer, kan vi dekke det uttalte målet om å overvåke effekter av ulike trusler og tiltak mot disse. Selv om vi i utgangspunktet ikke kan anta at et referanselandskap er nasjonalt representativt, vil det utvilsomt gi betydelig kunnskap i oppbyggingen av en nasjonal overvåking av truet biologisk mangfold. Avhengig av utforming, vil også en innsats i et referanselandskap kunne gi viktig kunnskap om utvalgte rødlistearters populasjonsdynamikk i tid og rom innenfor en landskapsskala, deres romlige fordeling og artenes økologiske krav.

Vi tenker oss å konsentrere innsatsen om artsgrupper i skog, som dominerer rødlista (se kap. 2.2.1 og Kålås et al. 2006). Den boreonemorale sonen i Sørøst-Norge er en av de regionene i Norge som har høyest konsentrasjon av slike rødlistearter, og vi foreslår derfor Larvik som referanselandskap. Larvik representerer noe av det rikeste innen boreonemoral skog i nord-europeisk sammenheng, både med tanke på habitater og arter. Kommunen inneholder alle habitater/substrater som er viktige i regionen og har stor spennvidde i påvirkningsgrad og i eierstruktur.

I de følgende seksjonene (3.2.2 og 3.2.3) vil vi beskrive to overvåkingsmoduler som er foreslått av prosjektgruppa, og diskutere muligheter, begrensninger og kostnader ved gjennomføring av de ulike modulene. Disse overvåkingsmodulene er begge basert på et tilfeldig utvalg av faste prøveflater, men skiller seg fra hverandre i forhold til hvor mye man stratifiserer.

Stratifisering på forvaltningsregime

Gjennomgående i alle modulene er en stratifisering på følgende tre forvaltningsnivåer:

1. Reservater: større arealer uten hogstpåvirkning i nyere tid
2. Biologisk viktige områder (BVO): mindre arealer med liten/moderat hogstpåvirkning (inkluderer både MiS-områder og nøkkelbiotoper)
3. Matrix: arealer med ordinært skogbruk

Dette gir muligheter for å overvåke effekten av skogbruksregimer, den antatt viktigste menneskelige påvirkningen av sjeldne arter i skog. Stratifisering er nødvendig for å sikre et tilstrekkelig antall plot i hvert forvaltningsnivå.

Stratifiseringen er nærmere grunngitt nedenfor:

Artsovervåkingen bør primært fange opp *kvalitative habitat-endringer*. Kvantitative habitat-endringer i form av arealtap i forbindelse med utbygging av boligfelter/hytter, veier, gruvedrift bør fanges opp av ekstensiv habitat-overvåking, og ikke intensiv overvåking av artspopulasjoner.

Kvalitative endringer i skogslandskapet er i stor grad knyttet til skogsdrift (i tillegg til effekter av langtransportert forurensning og klima-endringer som fanges opp i andre overvåkingsprogrammer). Vi har derfor valgt primært å stratifisere overvåkingsprogrammet etter ulike nivåer av påvirkningsgrad fra skogbruk (reservat – MiS-områder – ordinært skogbruk).

To parametre synes særlig viktig når det gjelder påvirkningsgrad; (i) grad av hogstpåvirkning og (ii) fragmentering av opprinnelig habitat som følge av (i) samt av arealomdisponeringer/utbygging. For å fange opp dette kan man tenke seg en tre- eller firedeling av skogslandskapet;

- Naturreservat med presumptivt større, sammenhengende områder med (i nyere tid) liten påvirkningsgrad.
- MiS-områder/nøkkelbiotoper med forvaltning urørt, dvs. mindre arealer med liten påvirkningsgrad.
- MiS-områder/nøkkelbiotoper med forvaltning lukket hogst, mindre arealer med liten/moderat hogstpåvirkning og definerte, omfattende miljøhensyn.
- Bestand med vanlig skogbruk. Områder som drives etter levende Skog-strandarter.

Utfordringer. Mange av MiS-biotopene med forvaltning urørt kan være like lite påvirket/like naturskogsne som de aktuelle hotspot-habitat-arealene i naturreservatene. Her er antageligvis forskjellen at MiS-figurene vil representere mindre, mer fragmenterte (gammel)skogsarealer. En mulig løsning her vil være å slå sammen overvåkingsseriene reservat og "MiS urørt" til en serie.

Mange av MiS-biotopene med forslag lukket hogst/gjennomhogst vil sannsynligvis ikke bli hogst med det første fordi lønnsomheten er liten. Mange av disse områdene kan således komme til å få en forvaltning som ikke avviker fra MiS-figurer med forvaltning urørt.

For mange hotspot-habitater vil det være meget vanskelig å finne hogstklasse IV-V-bestand med vanlig skogbruk, da disse bestandene med for eksempel rik lågurveikeskog (som inneholder mange rødlistearter) automatisk vil bli valgt ut som MiS-områder. Derimot vil man kunne finne bestander i hogstklasse I-III. Disse vil imidlertid ofte være nokså vanskelig å kartlegge og vurdere m.h.p. habitattilhørighet, og det vil kunne føre til at lokaliteter i kategori vanlig skogbruk ikke blir representative for hogstklassefordelingen i landskapet.

Konklusjon: Med den usikkerheten som foreligger m.h.p. forvaltning på de ulike nivåene, foreslås at MiS urørt og MiS gjennomhogst slås sammen til en gruppe, og at det legges ut 3 overvåkingsserier, men at det innenfor serie 2 (MiS) forsøkes valgt ut fifty-fifty urørt og gjennomhogst-lokaliteter.

Videre foreslår vi å overvåke permanente plot, og i ettertid teste effekten av utskifting av plot ved å variere utvalg av de permanente plotene i estimering av trender. Tilsvarende vil vi overvåke abundans i hvert plot, og teste om kun forekomst/fravær ville gitt tilsvarende resultater ved å forenkle abundansmål til forekomst-fravær. Forekomst-fravær kan være et kostnadseffektivt alternativ til abundans (Pollock 2006).

Vi kjenner ikke fordelingen av rødlistearter innen referanseområdet. Vi har heller ikke god nok kunnskap om de viktige habitatenes fordeling i vårt referanselandskap i Larvik. En god del arealfestet kunnskap om habitatene finnes riktignok, men den er dels basert på ulike registreringsmetodikk og presisjonsnivå, og vi har så langt ikke fått sammenstilt denne kunnskapen. Et viktig og aktuelt spørsmål blir hvilken ny kunnskap om habitaters forekomst og kartfesting av naturtyper (skogtyper, viktige treslag osv.) vi faktisk trenger for å kunne gjøre gode tester av metodikk fram mot 2010.

Dess mer vi spisser utvalgsriterier mot areal typer med antatt høy konsentrasjon av rødlistearter, dess mindre representativt vil utvalget være for hele referanselandskapet (utgjøre stadig mindre andel av referanselandskapets totale areal). På den annen side, gitt at vi har god kunnskap om habitattilhørighet og at habitattilhørigheten er klar og sterk, vil et spisset utvalg være representativt og presist for den artsgruppen vi ønsker å overvåke.

Hvis kunnskapen om habitattilhørighet ikke er god nok eller habitattilhørigheten ikke er så presis, vil det medføre usikkerhet rundt fordelingen av rødlisteartene i referenseområdet, og en sterk spissing av utvalgskriteriene kan da føre til at en ekskluderer viktige habitater for artsgruppen som skal overvåkes. Ulempen med å overvåke et begrenset antall flater som er valgt ut etter videre og for landskapet mer arealrepresentative kriterier, kan være at det vil gi et lite antall viktige habitatelementer per prøveflate og en lav fangst av rødlistearter.

Det er nettopp denne avveiningen mellom målet om representativitet for referenselandskapet og målet om å kunne få samlet nok data om mange rødlistearter prosjektet må teste ut fram mot 2010.

Vi foreslår derfor en uttesting av to utfyllende metoder, begge basert på tilfeldig uttrekk av faste prøveflater: A. En artsovervåking der prøveflater trekkes fra *hele* skoglandskapet ved hjelp av grid-design (Kap. 3.2.2) og B. En mer spisset artsovervåking der prøveflatene kun trekkes blant områder som inneholder et bestemt hotspot-habitat (Kap. 3.2.3), eksemplifisert ved 1. et overvåkingsopplegg for jordboende sopp i hotspot-habitatet rike eik-lindeskoger og 2. et overvåkingsopplegg for rødlistearter tilknyttet hul eik.

3.2.2 Artsovervåking basert på tilfeldig utvalg (grid-design)

Formål

Målet med artsregistreringer og overvåking av permanente prøveflater basert på tilfeldig utvalg er at de kan gi representative data for forekomst og populasjonsutvikling av rødlistearter innen de tre forvaltningsnivåene vi har delt området inn i, og for referenselandskapet totalt. Fordelingen av rødlisteartene og deres habitater i referenselandskapet er nøkkelen til valg av overvåkingsmetodikk. Uttesting av praktisk samplingsmetodikk som samtidig gir mer kunnskap om rødlisteartenes fordeling i landskapet er derfor helt avgjørende for at vi i 2010 kan gi anbefalinger basert på dokumentert kunnskap om et overvåkingsopplegg for referenselandskap i boreonemoral skog.

Metodikk

Metodikken er forsøkt illustrert i **Figur 5**. Det trekkes tilfeldig et likt antall kvadratiske 100x100 m ruter fra hver av de tre forvaltningsnivåene. Utvalget baseres på en tilfeldig valgt grid med cellestørrelse 10 daa og orientert N/S Ø/V lagt over hele referenseområdet på 1:5000 kart der arealene som utgjør de tre forvaltningsområdene er inntegnet.

Utvalgskriterier

Valg av utvalg/forkastelseskriterier for tilfeldig valgte flater er per i dag begrenset av den kunnskap vi har om fordeling av naturtyper og habitater i Larvik for de tre forvaltningsnivåene.

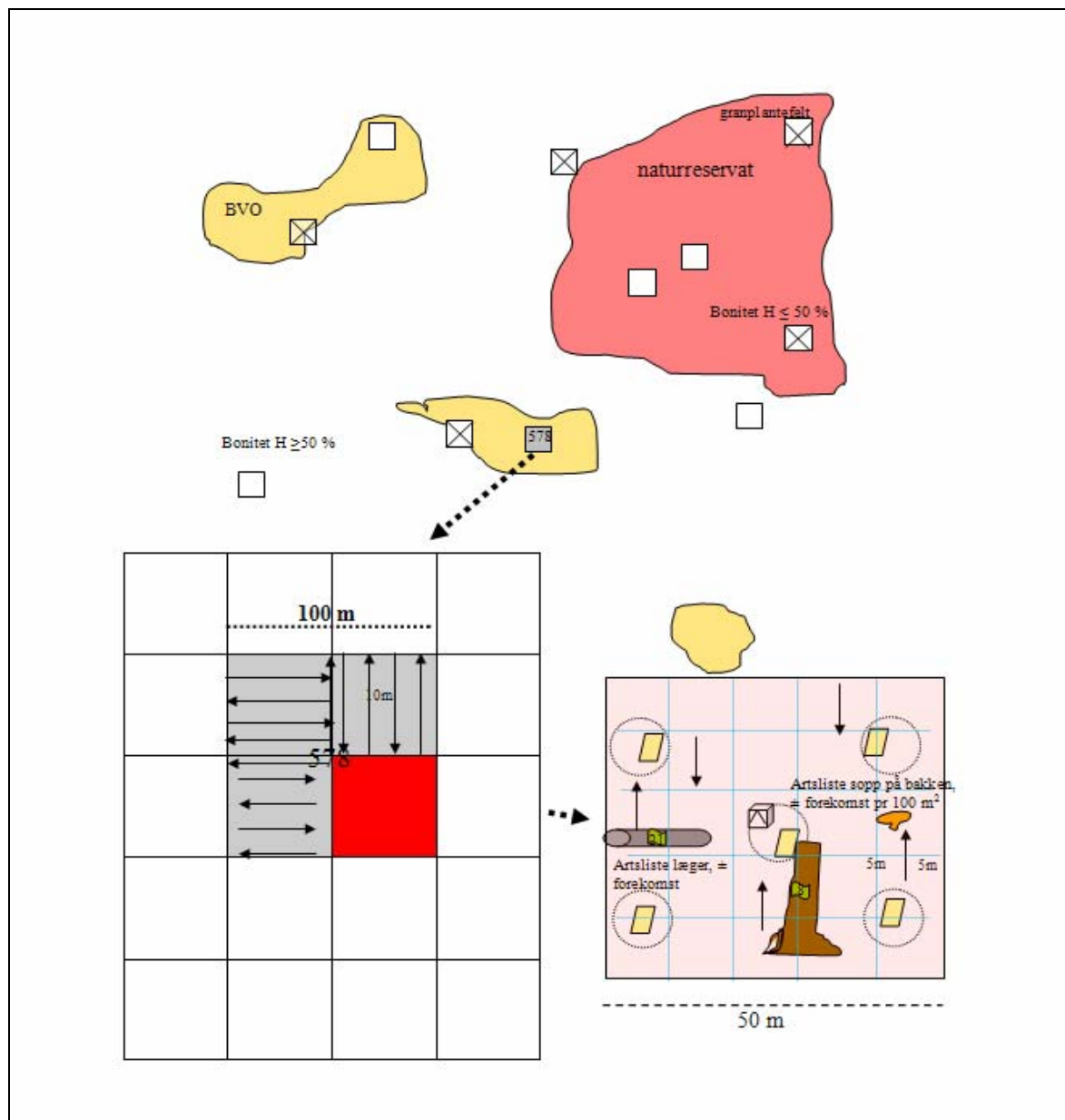
En mulighet kan være å benytte bonitet som utvalgs/forkastelseskriterium for tilfeldig valgte prøveflater. Dette kan begrunnes slik:

- Praktisk: Vi har arealdekkende kartfestet kunnskap (ØK, 1:5000) om disse parametrene innen hele referenselandskapet.
- Faglig: Det er en klar positiv korrelasjon mellom ulike mål for rikhet/produktivitet og antallet rødlistarter i skog, både på landsbasis og særlig innen MiS skogsregion 2a hvor Larvik befinner seg (dog med hovedunntak for de rike, fuktige utformingene, som har få rødlistearter av de store gruppene sopp og insekter).

Plantefelt innen forvaltningsnivå naturreservat ekskluderes fordi de utgjør fremmedelementer i forhold til intensjonen for forvaltningsformen som er valgt, og kan tenkes fjernet i nær framtid.

Det er også en positiv korrelasjon mellom lauvinnslag og antallet rødlistarter i skog; de fleste hotspot-habitater i Larvik er knyttet til rikere lauv- og blandingskoger med mye edellauv og osp.

Dette kan også være et mulig utvalgs/forkastelseskriterium for tilfeldig valgte prøveflater. Det er imidlertid også sterke argumenter som taler *mot* å trekke inn bonitet eller lauvinnslagsom utvalgs-kriterium. I realiteten innebærer slike kriterier at man ikke lenger har et tilfeldig, representativt utvalg for hele skogslandskapet, men bare for skog på høy bonitet eller med lauvdominans. Dersom det er riktig at det er en positiv korrelasjon mellom disse kriteriene og antall rødlistearter, nærmer dette seg hotspot-utvalgsmetoden. Dette punktet må diskuteres og avklares før oppstart av feltarbeidet.



Figur 5. Skisse over et Referenselandskap og metodikk med tilfeldig utvalg av permanente prøveflater ved grid-design. Utvalgs-kriterier, feltmetodikk for artsregistreringer og adaptiv sampling av punktforekommende habitater er illustrert. Sampling stratifiseres på forvaltnings-kategoriene naturreservat (oransje), Biologisk viktig område (BVO) (gult) og omgivende skog (hvitt). På grunnlag av et overliggende rutenett trekkes tilfeldig et likt antall ruter fra hver forvaltningskategori. Ruter med kryss går ut. I hver utvalgte rute plasseres et overvåkingsplot på 50x50 m. Innenfor plotet (rosa felt nederst til høyre) gjøres artsregistreringer av sopp, lav, moser på relevant substrat (bakke / læger / gadd), og man henger opp 5 vindusfeller og evt. ett malaisetelt (innenfor små sirkler). I tillegg går transekter i resten av 100x100 m ruten (piler i grå ruter). Se tekst for detaljer.

Representasjon innen referenseområdet – hvor mange prøveflater?

Utpøvingen av metodikk med artsregistreringer vil kunne gi noen svar på hvor mange tilfeldig utvalgte prøveflater av en viss størrelse vi bør ha for å kunne få statistisk holdbare tall for estimater for hvert av de tre overordnede forvaltningsnivåene basert på det samlede resultatet av artsregistreringer fra prøveflatene innen hver av dem. Referenslandskapetets totale størrelse og det samlede arealet av de tre forvaltningsnivåene vil, sammenholdt med litteraturen på området, kunne gi noen klare anbefalinger om minimumsantall prøveflater. Vi antar per i dag at **25** 50x50m eller 100x100m prøveflater per forvaltningsnivå er nær et slikt minimumstall. Alternativt vil en kunne variere antallet prøveflater mellom de tre forvaltningsnivåene i forhold til den del av totalarealet i referenslandskapet de utgjør, men en kan neppe gå lavere enn 25 prøveflater som et minimumstall for representasjon av naturreservater eller BVOer.

Prøveflatestørrelse, simultan uttesting av 2 arealstørrelser og adaptiv sampling av viktige punktførekommende habitater

For å få et bilde av frekvens av viktige punkthabitater per arealenhet, viktige treslagsfordelinger inklusive dimensjonsfordeling, samt oppnådd fangst av rødlistearter foreslås det å prøve ut to prøveflatestørrelser: **2,5 daa** (50x50 m) og **10 daa** (100x100m) i den første uttestingsfasen i 2007. Valg av prøveflatestørrelse i det endelig overvåkingsdesignet er en avveining mellom innsats og fangst av arter (som jo igjen er relatert til habitatforekomst på arealet som undersøkes, og dermed dets arealstørrelse).

2,5 daa store ruter ble anvendt til artsregistrering i MiS forskningsprosjektet og ligger litt over minimumsgrensen for avgrensning av BVO basert på MiS figurer (2 daa). Selv den minste rutestørrelsen har derfor relevans ut fra en forvaltningssynsvinkel. Utgangspunktet er tilfeldig utvalgte 10 daa ruter som deles opp i 4 kvadranter. En starter med å ferdigsample 1 kvadrant for arter før en suksessivt gjør registreringer i hver av de tre andre kvadrantene. Undersøkelsen av kvadrant 2-4 utføres simultant som en utpøving av en metodikk for adaptiv sampling av viktige punkthabitater for en valgt rutestørrelse på 2,5daa. Hver kvadrant blir gjennomført ved at en går opp 10 m brede transekter (orientert N-S) som vist på figuren. Dette er også en metodikk som styrer registrator slik at en med større sikkerhet faktisk kan si at en har ettersøkt artene på hele arealet; med andre ord en praktisk tilnærming for enhetlig feltregistrering. Etter at en har talt opp (sjekket antallet) av de viktige punkthabitatene (med andre ord de punkthabitater som skal være representert med et visst minimumstall for hver prøveflate) i kvadrant 1, registreres videre langs transektene i kvadrant 2-4 til en har oppnådd minimumstallet ("fått nok") for hvert av de viktige habitatelementene og en måler arealet en har undersøkt når dette antallet er nådd (antall meter en har gått opp x 10). I 2007 utføres dette, men vi fortsetter også registreringene til vi har ettersøkt arter i *alle* 4 kvadrantene slik at vi får tall for artsregistreringer (og det samlede antall punkthabitatforekomster) også for hele 100x100m prøveflaten. (Hvis 10 daa flaten hadde vært utgangspunktet, ville tilleggsregistreringene vært utført langs 100m lange 10m brede transekter etter samme prinsipp). Dette gir mulighet for å sammenligne antall registreringer av viktige habitatelementer og arter for de to foreslåtte rutestørrelsene, 2,5 daa og 10 daa.

Adaptiv sampling - viktigste punkthabitater og minimumstall.

Det foreslås at de viktigste punktførekommende habitatelementene som skal samples til en "få nok" er levende eiketrær, læger eik og læger osp. Minimumstallet foreslås å settes til 5 for hvert element.

Artsregistreringer - Organismegrupper

Kontinuerlig habitater: Jordboende sopp (evt. kan moser og karplanter også trekkes inn)

Punkthabitater: Biller og andre insektgrupper som effektivt fanges opp med det felleoppsettet vi vil anvende, epifyttiske lav (evt. kan moser også trekkes inn), sopp på levende og døde trær.

En fordel med permanente tilfeldig utvalgte prøveflater er at det er lett å kunne inkludere andre organsimegrupper enn dem som er testet ut i prosjektet så langt. Det ville for eksempel være

av stor interesse å inkludere en organismegruppe som representerer andre livsstrategier og ikke minst annen spredningsbiologi for å kunne sammenligne utvikling og dynamikk med "våre" grupper på de samme arealene; f.eks. karplanter vs. sporespredde planter som sopp og moser.

Utvalget (bortvalget) av arter som skal registreres er kritisk i et overvåkingsopplegg: *bordet fanger*. En mister verdifull resultater fra omdrev i tidsserien hvis tilleggsarter må inn på et seinere tidspunkt. Det er på den annen side store fordeler, rent praktisk, med en ferdig artsliste til bruk under feltarbeidet. Utgangspunktet må være gjeldende norsk rødliste som et minimum. Like selvsagt er det at arter en ikke kjenner og som kan representere arter nye for landet tas med. For artsgrupper der tidsforbruket ved å registrere (og å bestemme innsamlet materiale) *alle* arter er overkommelig på ett, flere, eller alle habitater eller for økologisk avgrensede artsgrupper (for eksempel alle bakkeboende sopp?, alle rikbarksmoser?, alle lavarter knyttet til lungeneversamfunnet?), bør vurderes.

Rødlista er ikke konstant, og det er i et langt perspektiv umulig å forutsi hvilke arter som kommer inn på listen (mange av dem kan være arter ikke kjent fra Norge i dag) og hvilke som blir tatt ut. Nasjonalt sjeldne arter, arter strengt knyttet til habitater som påvirkes av skogbruk (klart definert trusselfaktorer), samt arter som er tatt ut av Rødlista eller var vurdert i rødlistearbeidet er andre klare grupper av kandidater av tilleggsarter. Norske *ansvarsarter* er en meget aktuell gruppe å inkludere i forhold til forvaltningsrelevans.

Sampling av habitater

Ideelt sett bør en gjøre en totalregistrering av alle rødlistearter og andre målarter innen hele den permanente prøveflaten for de organismegruppene som inngår i overvåkningsopplegget. Tre forhold taler imidlertid for å gjøre et utvalg av punktforekommende habitater: 1) Noen habitater er kjent for å huse ingen eller få rødlistearter i regionen. 2) Levende trær og læger av små dimensjoner er mindre viktige for rødlistearter (en av grunnene til dette er at unge trær og små læger ikke er mangelvare i skogen) enn elementer av større dimensjoner. Det er meget vanskelig og arbeidskrevende reint praktisk å gjennomføre en enhetlig artsregistrering av alle habitatelementer innen et så stort areal som 2,5 daa eller 10 daa.

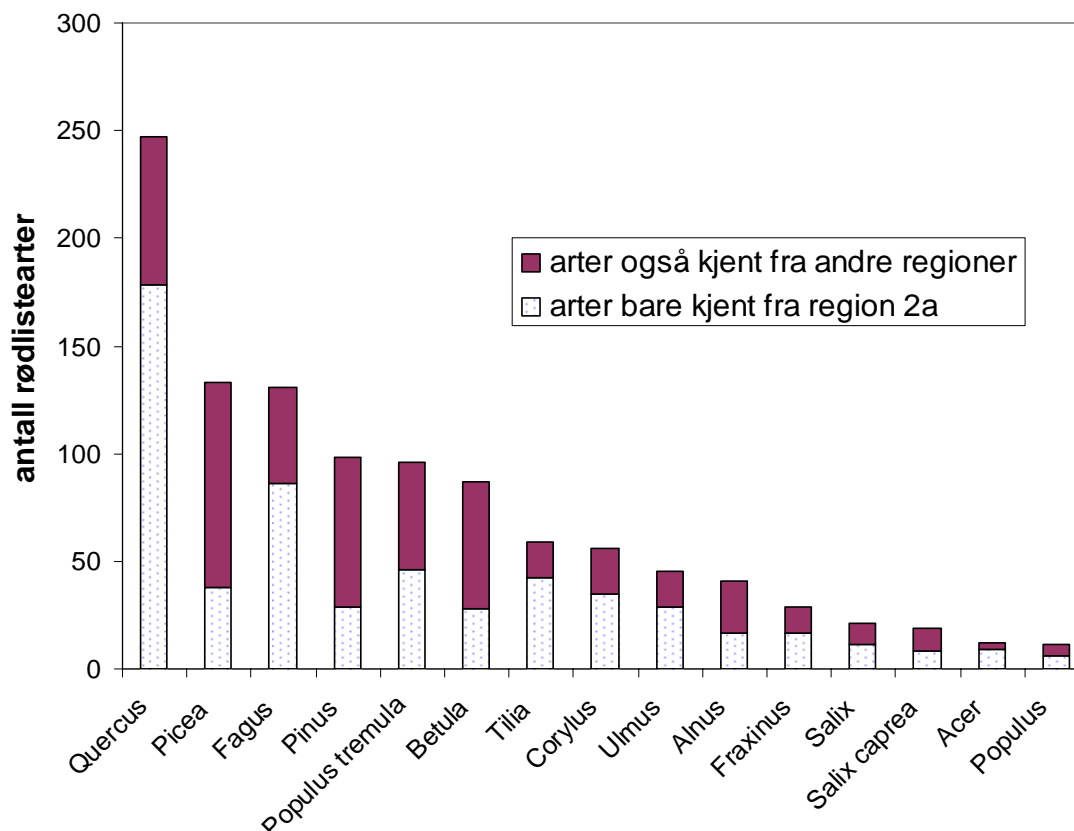
Utvalg av treslag: Dette er et meget vanskelig punkt. Hvis epifytter av lavarter og mosearter inngår, mener vi det beste er å inkludere alle treslag som kan være levested for rikbarksarter. I prinsipp er dette omtrent alle treslag eventuelt bortsett fra vanlig bjørk, *Betula pubescens*. En strengere utvelgelse bør følge rangeringen av de ulike treslagenes betydning for rødlistearter i regionen, men inkludere treslag som har arter knyttet spesifikt til treslaget og som har hovedtyngden av populasjonen i regionen Larvik representerer (se **Figur 6**).

I det valgte referenselandskapet i Larvik, vil én hypotese være å forvente at det kvantitative forholdet mellom de tre dominante treslagene eik, gran og bøk vil kunne endres over tid, og medføre en omfordeling av arter med preferense for nettopp disse treslagene, men også kunne medføre forandringer i livsbetingelsene for andre arter som en følge av forandringer i kronedekke/lysforhold, relativ humiditet osv. Artsregistreringer på disse treslagene i tillegg til osp og trolig furu bør inngå også i et minimumsopplegg for en overvåkningsdesign i Larvik.

Utvalg av dimensjoner: Det foreslås at artsregistreringene begrenset til levende trær og læger >15 cm DBH.

Sampling av arter

Det er en klar fordel å registrere rødlistefunn slik at man får et mål på abundans, altså at man teller antall individer. Eventuelt kan man for å øke effektiviteten anslå antall individer innen intervaller. Det er også mulig å benytte forekomst/ikke forekomst per habitatene for visse grupper der individtelling blir for tidkrevende, men det er viktig å være klar over at man da mister



Figur 6. Relativ viktighet av treslag for rødlistearter i MiS region 2a (borenemoral og nemoral sone på Sør-Østlandet og Sørlandet basert på Norsk rødliste (DN 1999).

informasjon. Det er alltid mulig å konvertere abundans til forekomst/ikke forekomst, for eksempel for å lette sammenligninger mellom artsgrupper, men det er ikke mulig å gå motsatt vei.

Det foreslås at en tester ut å registrere jordboende sopp i relasjon til transektmetodikken som er skissert her: Antall fruktlegemer/heksringer eller forekomst/ikke forekomst av artene per 10 m transekt (per 100 m²). Dette gir 25 "småruiter" per 2,5 daa prøveflate. Alternative opplegg for forekomstangivelser for større arealenheter innen hver 2,5 daa/10 daa prøveflater er mange og bør diskuteres, for eventuelt å kunne minske tidsforbruken ved artsregistreringene på kontinuerlige arealer.

Sampling av insekter - felleoppsett

Det foreslås å teste ut et felleoppsett for den minste prøveflateruten (2,5 daa) i 2007. **Figur 5** skisserer et oppsett av vindusfeller rundt sentrumspunktet i 50x50 m ruten, i alt 5. Sirkene rundt fellene angir muligheten for å variere den nøyaktige plassering av fellene for å optimalisere fangsten (søke åpnere partier). I tillegg er det skissert et oppsett av ett malaisetelt per rute, som event kan erstatte sentrumsvindusfellen eller tre vindusfeller totalt i ruten (telt + to vindusfeller per rute).

Registrering og merking av habitatelementer

I de utvalgte rutene må alle habitatelementene (læger, trær) som skal undersøkes for arter merkes (nummereres) og punktfestes (GPS + skisse etc.). Dessuten må viktige kvalitative og kvantitative parametre måles for hvert punktelement (treslag, DBH, nedbrytningsgrad, barkstruktur, event. aldersbestemmelser etc.). Dette må utføres profesjonelt med en enhetlig meto-

dikk. Merking er særdeles viktig for å kunne relatere artsregistreringer for ulike organismegrupper - utført av ulike registratorer til ulike tidspunkt - til ett og samme tre eller en og samme låg. Det foreslås at dette arbeidet kjøpes inn og utføres av en av de beste og mest interesserte skogtakseringsfolkene vi kjenner før artsregistreringene starter. Oppmerking av prøveflate-
ne/kvadranter gjøres samtidig.

Kostnader

Vi har gjort noen grove anslag over totalkostnadene per prøveflate for første registrering i et omdrev. Kostnadene fordeler seg på kartanalyser med utvalg av prøveflater, oppmerking av de permanente prøveflatene, merking og måling av habitatelementene på flaten, felleoppsett, tømning og bestemmelse av insektmateriale, samt feltregistreringer av bakkeboende og vedboende sopp og epifyttiske lav og mosearter. Anslaget over totalkostnaden per rute er ca kr. 60 000 som gir kr. 4 500 000 som totalkostnad for det skisserte minimumsopplegget for hele referenslandskapet med 25 ruter fra hvert av de tre forvaltningsnivåene. Kostnadene vil reduseres en del ved seinere omdrev i tidsserien.

3.2.3 Artsovervåking basert på tilfeldig utvalg innen hotspot-habitater

Formål

Formålet er å overvåke rødlistearter i de arealene der disse forekommer mest hyppig, dvs. i de skogtypene der rødlistearter forekommer konsentrert (hotspot-habitater), herunder der de truede artene (CR, EN og VU-artene) er konsentrert. Slik overvåking kan være fokusert mot enkeltarter, eller artsgrupper med like habitatkrav.

Formålet er videre å overvåke tre nivåer av påvirkningsgrad i skoglandskapet slik det er skissert tidligere; nemlig Reservater, Biologisk viktige områder og Matrix.

Avgrensning av overvåkingsuniverset/hotspot-habitater

Hovedprinsippet er at dette skal være en artstilpasset overvåking, dvs. artene må overvåkes der de enten (i) har kjente forekomster, eller (ii) der det er mest sannsynlig at de finnes. Skal man si noe om utvikling bør man også helst kunne sannsynliggjøre at man har fanget opp arealene der arten/artsgruppen har sitt tyngdepunkt. Men det kan også være ønskelig å fange opp marginalområder, der arten/artsgruppen mest sannsynlig er utsatt for tilbakegang.

For at overvåkingsenhetene skal være sammenliknbare og med overføringsverdi til andre regioner, må man unngå å overvåke tilfeldige arealer som velges ut *kun* pga. høy konsentrasjon av rødlistearter. Overvåkingen bør forankres i veldefinerte naturtyper/hotspot-habitater (koblet til det pågående arbeidet med NNN Nye Norske Naturtyper).

Begrunnelsen for å benytte strengt og ganske snevert definerte naturtyper/hotspot-habitater er:

- Dette gir grunnlag for en arealrepresentativ overvåking av visse arealtyper, og å påkoble dette til arealrepresentativ overvåking også i andre Referanselandskap og annen, lands/regiondekkende overvåking. Jo mer vidtfavnende og heterogene man gjør overvåkingsarealene, jo vanskeligere vil det være å sammenlikne disse med presumtivt tilsvarende arealer i andre regioner.
- Dette gir også grunnlag for en overvåking av miljø-parametre (fysisk-kjemiske og biologiske parametre) som vil ha overføringsverdi til tilsvarende overvåking i andre landskap og nettverk.
- Det er en "cost-benefit" situasjon å kunne overvåke arealer som huser en høy andel av de aktuelle artenes/artsgruppens populasjoner, spesielt gjelder dette de særlig sjeldne, truede artene som er tilnærmet umulig å fange opp i tilfeldige overvåkingsnettverk, og som vil være vanskelig å systematisk fange opp i mer heterogent utvalgte habitat-areal.

Hvordan definere viktige/egnete hotspot-habitater

For å optimalisere "rødlistetreff" kan det være aktuelt å definere hotspot-habitater lokalt-regionalt, dvs. gjøre en grundig undersøkelse av Referanselandskapet og sette opp en liste over de hotspot-habitatene som huser (i) flest rødlistearter/truete arter og (ii) størst populasjoner av rødlistearter innenfor ulike organsimegrupper innenfor landskapet. Ulempen med dette kan være at disse "hote" arealtypene i for eksempel Larvik ikke nødvendigvis representerer de hotteste arealene på region/landsbasis.

Forslag til framgangsmåte vil således være at man:

- Gjør en gjennomgang av habitat-data knyttet til den nye rødlista (se Artsdatabankens Rødlistebase, habitat-del), eller habitat-data i underliggende nasjonale artsdatabaser (tilgjengelig på Internett for sopp, lav (og moser?))
- Lage oversikt over de for eksempel 10/20 viktigste hotspot-habitatene (i skog) for de ulike organsimegruppene på nasjonalt nivå.
- Plukke ut den/de nasjonalt viktigste habitatene som også er blant de viktigste hotspot-habitatene innenfor Referanselandskapet

Kan mange organismegrupper overvåkes samtidig?

Ut i fra prinsippene nevnt ovenfor vil kun én eller få organismegrupper kunne overvåkes samtidig innenfor et utvalg av én hotspot-habitattype. Dvs., kun de organsimegruppene som har et regionalt-nasjonalt tyngdepunkt i de respektive hotspot-habitatene bør/kan overvåkes der. ARKO-kartleggingen har vist at det innenfor snevert definerte hotspot-habitater ofte er relativt liten overlapp mellom ulike grupper av rødlistearter. Dette innebærer at det i (rik) lågurtelikeskog kanskje bare er jordboende sopparter som kan overvåkes, mens man i gammel eikeskog kan overvåke både vedboende sopp, epifyttiske lav og biller/insekter (se også overvåking av habitat-elementer).

Hvilke organismegrupper er mest egnet for hotspot-habitat-overvåking?

I prinsippet er alle organismegrupper egnet for hotspot-habitat overvåking, dvs. alle typer habitater som huser rødlistearter kan overvåkes. Men et pr. i dag begrenset kunnskapsgrunnlag om habitattilhørighet kan gjøre det vanskelig å designe et optimalt overvåkingsopplegg for en del grupper. For slike grupper vil man sannsynligvis foreløpig måtte leve med at man ikke har mulighet til å vite at man virkelig fanger opp og overvåker kjernearealer for de enkelte arter/artsgrupper.

Følgende organismegrupper peker seg ut som særlig godt egnet for hotspot-habitat-overvåking:

- Arter/artsgrupper der man har god kunnskap om habitat-tilknytning pga. generelt omfattende artskartlegging (gjelder rødlisteartsgrupper med lave mørketall som karplanter og (hekke-habitater for) fugl).
- Arter/artsgrupper der man har god kunnskap om habitat-tilknytning for visse, godt studerte habitater (gjelder for eksempel grupper av oseaniske epifyttiske lav, lavararter på kalkberg, kalkkrevende sopparter og insekter i hule eiker)
- Arter/artsgrupper som har strengt definerte, spesialiserte habitat-krav (stor andel av populasjonene knyttet til svært få habitater, for eksempel arter strengt knyttet til ett treslag, kalkgrunn og/eller høy luftfuktighet)
- Arter/artsgrupper knyttet til svært sjeldne, velavgrensede og rimelig godt kartlagte hotspothabitater (for eksempel fossesprøytoner, hule eiker, kalklindeskoger, lysåpne kalkberg, styvehager med alm/ask)
- Arter/artsgrupper med store individkonsentrasjoner og mange rødlistearter knyttet til ett og samme samme hotspothabitat (for eksempel jordboende sopp der det kan være opp til 50 rødlistearter på en lokalitet av lågurtelikeskog eller kalklindeskog, eller biller i hule eiker med sannsynligvis ditto artsantall).
- Arter som er fastsittende/stasjonære kan være mer egnet enn arter som beveger seg over store avstander. Dette avhenger imidlertid mye av kunnskapsnivået, og bevegelige arter kan ha stadier der de er stasjonære og habitat-spesifikke.

- Arter med høy gjenoppdagbarhet, med andre ord arter man med høy sannsynlighet kan påvise ved hvert besøk gitt at omgivelsesforholdene ikke endrer seg.

Ut i fra erkjennelsen om at det neppe er ressurser til å igangsette en optimal art/artsgruppe-overvåking av alle rødlistearter, virker det fornuftig å prioritere for overvåking arter/artsgrupper som scorer høyt på de ovennevnte punkter.

På flere av disse punktene er det arter/artsgrupper knyttet til svært spesifikke, naturgitte forhold som peker seg ut som mest egnet, mens arter knyttet til bestemte struktur/tilstandsbetingete habitater/substrater som for eksempel arter knyttet til gammel granskog/granlæger kan være mindre egnet.

Samtidig er det ofte at tilstandsbetingete elementer også er knyttet til bestemte, naturbetingete kvaliteter, for eksempel er mange dødved-granarter knyttet til rike bekkekløfter og tilsvarende rike, berglente brattskråninger/rasmarker, og arter knyttet til gammel eik/hul eik er knyttet til ganske bestemt geologi og bestemte habitattyper.

I prinsippet kan også strukturbetingete habitater og deres artsinventar overvåkes ved en hotspot-areal-metodikk, ved å velge ut bestemte arealtyper som bekkekløfter med rik (gammel) granskog, naturlig osperike habitater (med gammel ospeskog), osv. Hvis overvåkingsuniverset for dødved-arter på gran avgrenses til hogstklasse VI-V-bestander (fordi hogstklasse I-III i mange områder knapt inneholder egnet dødved-substrat), så kan gammel granskog defineres som et hotspot-habitat som kan overvåkes med permanente overvåkingsflater. Ulempen vil da kunne være at man med permanente lokaliteter *ikke* fanger opp de til enhver til viktigste konsentrasjonene av egnet habitat (for eksempel gran/ospelæger).

Hotspot-habitat-overvåkingen er selektiv, den vil ikke være like godt egnet til å fange opp alle arter innenfor et landskap, samtidig vil metoden (gjennom art-habitat-kunnskap) kunne dokumentere hvilke arter som forventes fanget opp og hvilke som ikke fanges opp. I andre, mindre habitat-forankrede metoder vil det være vanskelig å dokumentere om man har fanget opp representative arealer samt kjerneområder for de enkelte arter/artsgrupper, med mindre man (i) har svært god artskartlegging fra området på forhånd, eller (ii) gjennomfører totalinventeringer, og eventuelt med (iii) arealdekkende overvåking av større arealer.

Metodikk

Utvalgsprosedyrer

Hotspot-habitat-typer velges blant de habitater som på nasjonal nivå huser flest rødlistearter (og størst populasjoner) av de ulike organismegruppene (se tekst ovenfor). Videre må det gjøres en lokal/regional tilpasning. For jordboende sopp i Larvik vil det for eksempel være aktuelt å prioritere edellauvskogs-habitater, mens andre rødlisteartsrike habitater for jordboende sopp som for eksempel kalkbarskog knapt forekommer i Larvik.

Videre må det gjøres vurderinger på faglig grunnlag og ut fra kunnskapsnivå hvor bredt den/de utvalgte hotspot-habitat kan defineres. For jordboende sopp viser det seg at svært mange av de samme artene er sterkt knyttet til rike utforminger av lågurteikeskoger, lindeskoger (og hasselskoger). Da disse skogtypene også ofte opptrer i blanding i Larvik og andre steder, kan det være naturlig å velge hotspot-habitatet her forholdsvis vidt, som rike eik-lindeskoger, alternativt snevrere som for eksempel lågurteikeskoger. For å minske heterogeniteten, kan man også snevre inn overvåkingsuniverset til bare å gjelde sør- og vestvendte lågurteikeskogsbestand, for eksempel. Det kan også være aktuelt ut i fra et sett med kriterier, å velge ut bare de rikeste utformingene (som huser de fleste rødlisteartene/truete artene), for eksempel i Larvik utforminger med blåveis og enkelte andre kravfulle indikatorarter.

Når hotspot-habitat-typer for overvåking er valgt ut/prioritert, foreslås følgende prosedyre:

Omfattende registrering ved år null.

Det gjøres en supplerende kartlegging for å få oversikt over utbredelse og eventuelt ulike utforminger av hotspot-habitatet innenfor (deler av) referanselandskapet. Det kan være nødvendig å supplere eksisterende kunnskap for eksempel i naturreservatene som ikke er naturtype/MiS/nøkkelbiotop-kartlagt.

Det foretas et tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter (OL) innenfor de tre overvåkingsseriene med ulik forvaltningsregime. Det velges ut 5-10 overvåkingslokaliteter (OL) i hver serie, til sammen 15-30 lokaliteter.

Det foretas ved år 0 en omfattende artskartlegging av artselementet/elementene som skal fanges opp i hotspot-habitat-typen som skal overvåkes. Denne kartleggingen kan enten (i) være arealdekkende i et større område rundt overvåkingslokalitetene (OL), (ii) dekke et så stort antall som mulig av forekomster av hotspot-habitattypen i Referanselandskapet, eller (iii) dekke hotspot-habitat-typen samt beslektede habitater som forventes å kunne ha et innslag av artselementet som skal kartlegges.

Utvælgsdesign

Det gjøres et tilfeldig uttrekk av 5 alternativt 10 av OL for det utvalgte hotspot-habitatet innenfor hver overvåkingsserie. Uttrekket kan alternativt gjøres ved at man legger ut et rutenett, og plukker ut OL fra der rutenettpunktene berører en lokalitet av hotspot-habitattypen. Siden disse hotspot-habitatene kan være meget sjeldne, kan det også være aktuelt å registrere *alle* kjente bestand/figurer (etter en nøye kartlegging).

Det må antas at egnete OL i naturreservatene kan være en minimumsfaktor, og kan bli noe styrende for (i) avgrensning av hotspot-habitat-typen og (ii) den romlige fordelingen av OL.

Hvis en ender opp med 2-3 nærliggende OL i reservatene (fordi det ikke finnes andre), bør tilsvarende 2-3 OL i de andre seriene også ligge i nærheten av hverandre.

3.2.3.1 Case jordboende sopp i rike eik-lindeskoger

Plot-design og art/populasjonsregistrering

Tre alternativer er aktuelle for utlegging av registreringsplot i OL:

1. Totalregistrering av hele OL: Hele MiS-figurer, bestander eller nærmere avgrensede arealer med hotspot-habitatet benyttes som OL, innenfor arealstørrelser (5-)10-20 da. Hvis avvik fra MiS-figur/bestand, må OL GPS-registreres, tegnes inn og arealet beregnes. Registreringen kan deles opp i mindre, topografisk egnete areal-enheter som merkes opp (for eksempel ca. 2 da).
2. Et visst antall (små)ruter i et rutenett eller transekt-design registreres i hver OL (dvs. i hver figur/bestand/areal med hotspot-habitat), for eksempel tilsvarende 10 da.
3. Hele/deler av areal innenfor en rute på for eksempel 100 x 100 m (10 da) registreres. Ruta kan sentreres om et avgrenset hotspot-habitat-areal, eller plukkes ut fra grid.

Alternativ (i) er metodisk enklest og trolig raskest, og gir en optimal registrering av alle arter innenfor vegetasjonstypen. Ulempen er at arealstørrelsene ikke er like, men denne forskjellen vil drukne i den erfaringsmessig store forskjellen i antall rødlistefunn fra OL til OL. Dermed vil dette sannsynligvis ikke bety mye for statistisk behandling, så lenge arealstørrelsene (i) står fast over tid, og arealet til sammen i de ulike overvåkingsseriene er noenlunde likt (så kan man for eksempel lage art-areal-kurver).

Alt. (ii) kan være et slags "kompromiss" hvor man kan operere med like arealstørrelser, men likevel få registrert store deler av hotspot-arealet i hver OL. Ulempen er at det vil være langt mer tidkrevende.

Alternativ (iii) er uheldig fordi det kan gi en "pseudo-areal-likhet"; noen ruter vil ha mye av hotspot-habitatet, og derfor få inn mange arter, mens andre ruter vil ha mindre, og i noen ruter vil kanskje det aller hotteste/rikste partiet falle utenfor, med samme problem som nevnt under (ii). Hvis bare de delene av stor-ruta som har det rette habitat registreres, er vi omtrent tilbake til (i), og kan like gjerne benytte denne.

Metodikk for ulike organismegrupper

rødliste-soppene scores ved registrering av fruktlegemer, og primært med to parametre;

- antall avgrensede grupper/hekseringer av fruktlegemer (antatte geneter/individer). Gjøres skjønnsmessig, men som regel uproblematisk da rødlisteartene opptrer med svært få og spredte individer. Hvert individ/genet registreres med GPS som ett funn (seinere kan ulike funn tilordnes samme individ).
- antall fruktlegemer i hvert funn/registrering

Det foretas 2-3 registreringer pr. soppsesong over 2-3 år pr. omløp (for å fange en god sopp-sesong pr. omdrev)

Registreringsvariabler

Det må lages en design for å registrere og overvåke et antall fysisk, kjemisk og biologiske parametre som kan reflektere utviklingen i habitat-kvaliteten for organismegruppen som overvåkes. Dette må arbeides noe videre med, og harmoniseres med registreringsskjemaer i del-prosjekt I.

Aktuelle registreringsparametre for hver OL for eksempel for overvåking av rike eik-lindeskoger:

- eik versus lindedominans (begge typer inkluderes i hver serie)
- innslag av hassel, bøk, osp gran og furu
- kulturpåvirkning (plukkhogst, beiteskog, hagemark)
- skredjord versus grunnlendt, rikt berg
- størrelse
- rikhet
- fuktighet
- nitrogeninnhold/nitrofile arter (ev. jordprøver)

Aktuelle registreringsparametere pr. rødlistefunn

- GPS-posisjon
- mykorrhizatrær innen 20 m
- lokal rikhet (indikatorarter)
- jordsmonn (mold, humus, strø, pinner, annet)

Kostnadsoverslag

Kostnadsoverslag pr. omdrev, eksempel jordboende sopp: Anslagsvis kan 5 OL dekkes pr. felt-dag (10 timers), dvs. ved 20 OL og 2 feltrunder, vil 1 års registrering inkludert reise kreve ca. 10 feltdager og ca 3 dager bearbeiding/innpunching = 13 dager (men stor variasjon fra svært hotte til mindre hotte OL). Hvis 40 OL ca. 24 dager.

Kostnad pr. år: ca. kr. 180.000,-. Kostnad pr. omdrev (2-3 års registrering innen hvert overvåkingsomløp): ca. 360.000,- - 540.000,-

3.2.4.2 Case hule eiker

Hule grove eiker er et eksempel på et hotspot-habitat som er relativt enkelt å avgrense og overkommelig å kartlegge tilnærmet fullstendig innenfor Referanselandskapet i Larvik. Samti-

dig har det vist seg å være svært mange truede og rødlistete insekter (først og fremst biller er undersøkt hittil) knyttet til hul eik i området fra sørlige Vestfold til Telemark (se tidligere i denne rapporten samt Ødegaard et al. 2006, Aarrestad et al. 2006). Områdene i Larvik peker seg ut som spesielle både i nasjonal og skandinavisk sammenheng mht. artsammensetning og antall av rødlistede biller.

En videre overvåking av rødlistearter av biller og evt. andre insektgrupper i hul grov eik vil gi et vesentlig bidrag til vår kunnskap om disse artene. Også for vedboende sopp og epifyttiske lav er grov eik et viktig hotspot-habitat, selv om overlapp med hensyn til hvilke eiker som huser flest rødlistearter ikke er 100% mellom organismegruppene (se kap. 2.3.1.3).

Metodikk

Totalkartlegging

En metodikk for overvåking av hule eiker i et Referanselandskap kan ta utgangspunkt i en relativt komplett oversikt over alle grove hule eiker som finnes i landskapet, siden dette er et element som er overkommelig å kartlegge og avgrense. For Larvik vil det være aktuelt å benytte

- MiS-punktdata over Hule trær, spesifisert på treslag eik
- Nøkkelbiotop-data. Her må man følge opp beskrivelser av hul eik med nærmere registrering i felt, siden trærne ikke er punktfestet i nøkkelbiotopene. Ofte viser det seg at beskrivelser av hule eiker snarere beskriver grove eiker, og at det ikke er så mange av dem som faktisk er hule.
- Kommunens naturtyperegistrering

Disse dataene kan suppleres med flyfoto, samt mer indirekte kilder som bestandsdata, økonomisk kartverk og loklakunnskap.

Når man har gått gjennom all tilgjengelig informasjon må potensielt egnede eiker befares. Alle eiker som tilfredsstiller visse minimumskrav, punktfestes med GPS. Minimumskrav kan være

- Treet må være minimum 30 cm i brysthøydiameter
- Treet må ha hulrom i kategori 2-5 i hht. **Figur 7**.

Utvalg

Kartlaget med oversikt over forekomst av hule eik legges over et kartlag der Referanselandskapet er inndelt i de tre forvaltningsnivåene, og et likt antall eiker, for eksempel 10, trekkes fra hvert nivå. Alternativt, dersom det totale antall hule eiker viser seg å være lite, kan alle overvåkes.

Hvorvidt det er ønskelig å stratifisere uttaket på f.eks. diameter eller hulltrestadium vil avhenge av hvor mange eiketrær det er budsjett for å overvåke. Det er også et prinsipielt spørsmål om vårt uttak i de tre nivåene skal være så likt som mulig mht. habitatelement-kvalitet, også der som det fremgår at det er en kvalitetsforskjell mellom elementene i de tre nivåene (for eksempel ved å velge likt antall eik i stadium 4, selv om datasettet viser at det er langt flere slike i forvaltningsnivået naturreservat), eller om vårt utvalg da skal reflektere denne forskjellen. Den beste løsningen er sannsynligvis å etterstrebe like utvalg, samtidig som man trekker inn evt. kvalitetsforskjeller mellom nivåene i tolkning av resultatene.

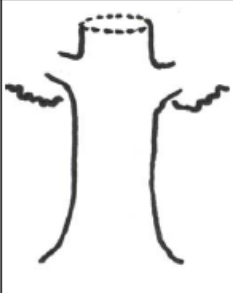
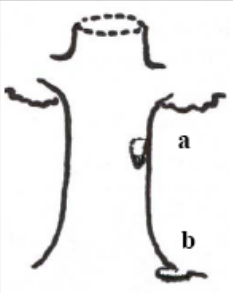
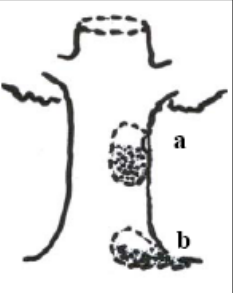
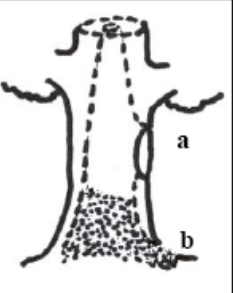
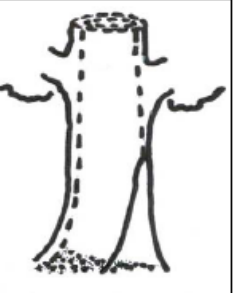
Arts- og miljøregistrering

Registrering av relevante miljøparametre gjøres ved oppstart og gjentas med f.eks. 5 års intervaller.

Insekter

Hver utvalgte eik overvåkes med følgende metoder:

- 1 vindusfelle i trekronen (heist opp i grener)
- 1 vindusfelle foran åpning til hulrom
- evt. 2 fallfeller inne i hulrommet, hvis mulig

				
1	2a/2b	3a/3b	4a/4b	5
Trær uten hull.	Trær med lite hull og lite rødmuld (inngangshullets diameter ca 5cm).	Trær med middelstort hull og mye rødmuld (inngangshullets diameter ca 15 cm).	Trær med stort hull og mye rødmuld (inngangshullets diameter ca 30 cm)	Trær med stort hull og lite rødmuld, som ligger på bakken (inngangshullet når ned til bakken).

Figur 7. Oversikt over hulltrestadier (omarbeidet etter Jansson (1998)).

Fellene bør settes ut primo mai og stå ute til primo august, og tømmes hver 4. uke (3 tømninger per år). Det er ønskelig at utsettings og tømmedatoer er mest mulig like fra overvåkingsår til overvåkingsår. Også plasseringen av fellene på det enkelte tre bør dokumenteres med foto og være så lik som mulig mellom årene. På grunn av stor forventet årsvariasjon bør fellene være operative hvert år, iallfall de første årene. Registrering av relevante miljøparametre gjentas med f.eks. 5 års intervaller.

Det er ønskelig at alt materiale i insektfellene bestemmes og kurateres, men som en minimumsløsning kan man begrense seg til arter på Rødlista og et lite utvalg andre spesielt interessante arter (slik det ble gjort med hul eik-materialet i prosjektet for 2004 og 2005).

Sopp og lav

Ved oppstart gjøres også registreringer av rødlistede lav og vedboende sopp på de samme eikene. Overvåkingsintervallene for disse organismegruppene kan sannsynligvis være lengre, iallfall for lav som ikke oppviser tilsvarende årsvariasjon som insekter og til dels sopp. Undersøkelsene gjøres fortrinnsvis på samme tid hvert overvåkings-år.

Både for sopp og lav vil det være aktuelt å utvide registreringene til også å omfatte et utvalg av grove, gamle eiker med sprekkebark, eikegadd, samt eikelæger på lokalitetene.

Kostnadsoverslag

Den årlige kostnaden ved å operere insektfeller på hul eik vil avhenge mye av transportavstand til hver enkelt eik, siden hvert tre oppsøkes 4 ganger per sesong (utsetting av feller + 3 tømninger). Vi anslår en kostnad i gjennomsnitt på 8 000 kr per eiketree per år i felt- og bestemmelseskostnader. Dette tallet vil øke dersom alle trærne ligger spredt, og reduseres dersom alle ligger klumpvis. I tillegg kommer forarbeid med kartsøk, befaring, klargjøring av feller etc. samt analyser og rapportering.

For lav og vedboende sopp vil ett besøk per sesong være tilstrekkelig, og kostnaden kan antas å være ca 1 500 kr per hul eik-lokalitet for hver av de gruppene, med de samme forbehold som over. Innenfor denne summen bør det være mulig i noen grad å supplere med sopp- og lav registreringer på andre aktuelle eike-substrat i nærheten av felletreet. Dette tilsier en summert felt- og bestemmelseskostnad for utvalgte rødlistearter i hul eik anslått til størrelsesorden kr 11 000 per eik per år. I oppstartsåret vil det i tillegg være et betydelig forarbeid.

4 Konklusjon

Kartlegging

I 2006 har kartleggingsfokus vært på to hotspot-habitat-typer, nemlig *kalkrike* arealer (kalkbar-skog, tørrenger, kalklindeskog) i pressområdet rundt Oslo samt hule eiker i en sone fra Agderfylkene til Østfold. AR-KO prosjektet har i 2006 bidratt med nye funn av 29 ulike rødlistede insekter i kalkrike områder rundt Oslo og 53 rødlistede insekter i tilknytning til hule eiker fra Agder til Østfold, i tillegg til en lang rekke andre sjeldne insektarter. Totalt er mer enn 150 forekomster av rødlistede og uvanlige insekter påvist i 2006, og dette utgjør sammen med prosjektets tidligere artsfunn et vesentlig bidrag til ny kunnskap om insekter i Norge. På sopp siden har prosjektet i 2006 hatt fokus på kalklindeskoger som er et særnorsk element med en unik ansamling av rødlistearter i høye kategorier. Det ble registrert 52 rødlistearter i kalklindeskog, til sammen ca. 75 rødlistearter av jord- og vedboende sopp i 2006. Registreringene omfatter 30 spesialiserte kalklindeskogsarter (true arter). For disse artene er 47 forekomster registrert 2004-2006, som innebærer at foreliggende kartlegging har økt antall forekomster av dette elementet med over 30%. Tross beskjeden feltinnsats har prosjektet også registrert 6 rødlistede lavararter på hule eiker i to eikeskogslokaliteter.

Totalt har vi i prosjektet så langt kartlagt snaut 400 lokaliteter i kulturlandskap og skog. Over 2600 forekomster av mer enn 500 rødlistearter er registrert, inkludert 10 nye billearter og 5 nye sopparter for Norge. Kunnskapen som er samlet inn i dette prosjektet har vært svært viktig bakgrunnsinformasjon i den nye Rødlista som kom ut i 2006, der sopp og biller utgjør henholdsvis 21% og 20% av de rødlista artene.

Vi har også i 2006 foretatt en analyse av den nye Rødlista som kom ut på tampen av 2006, med tanke på å avlede a) hvilke habitater som ut fra dagens kunnskap huser flest rødlistearter (Hotspot-habitater), b) dagens kunnskap om disse habitatene samt c) kartleggingsbehov fremover. Denne gjennomgangen er begrenset til sopp (i skog) og insekter (med hovedvekt på biller), men det er behov for videreføring av denne type analyse for andre artsgrupper, blant annet lav. Når det gjelder jordboende sopp, peker lågurteikeskog og rike rasmarklindeskoger seg ut som viktige hotspot-habitater i skog, med mange rødlistearter og stort kartleggingsbehov, tett fulgt av kalklindeskog og kalkgranskog. Nordpå er rike boreale lauvskoger et av de viktigste hotspot-habitatene. For vedboende sopp peker gamle, rike granskog/bekkekløftmiljøer seg ut som det rikeste hotspot-miljøet. Gammel eikeskog og gammel furuskog er andre viktige hotspot-habitater for vedboende sopp. Når det gjelder insekter er det særlig åpenmarksarealer som peker seg ut med høyt antall rødlistearter, omfattende negativ påvirkning og lite kunnskap. Naturtyper som er spesielt viktige for insekter er sandområder, elvebredder, kalktørrenger og ugjødsla beitemark. I tillegg er fortsatt fokus på skog viktig. Dette gjelder særlig gammelskog i lavlandet, inkludert hule eiker som er habitater der økt kartlegging og oppstart av overvåking er spesielt viktig.

Overvåking

En viktig del av AR-KO prosjektets målsetning er å utvikle en metodikk for overvåking av rødlistede arter. For å nå dette målet, har vi benyttet ulike innfallsvinkler.

For det første har vi gjennomgått norske og internasjonale publikasjoner som omhandler eksisterende overvåkingsopplegg og ulike samplingsteknikker for sjeldne arter. På denne måten har vi fått et bedre grunnlag for metodeutviklingen.

For det andre har vi tatt utgangspunkt i allerede innsamlede data, og startet analyser av disse. Det arbeides nå med analyser av fangbarhet og romlig autokorrelasjon på data fra insektfangst fra ca 75 hule eiker med støtte fra statistikere med spesialkunnskap på feltet. De samme dataene benyttes også i NINA i et arbeid med å finne fram til prediksjonsmodeller for å forutsi forekomst av rødlistede biller i hul eik. For sopp arbeider vi med en tilsvarende prediksjonsmodell for jordboende sopp i kalklindeskog. Dette er et tidkrevende arbeid som ikke er ferdigstilt ennå.

Vi har i 2006 fokusert på metodeutvikling for artsovervåking i et Referanselandskap, som er et større geografisk område med stort innhold av rødlistearter. Fordelene med et Referanselandskap er flere: ved å fokusere innsatsen til ett område kan vi få direkte sammenlignbare resultater for flere overvåkingsmetoder. Ved å velge et område med relativt høy konsentrasjon av rødlistearter, kan vi overvåke mange arter samtidig. Ved å velge et område med et vidt spenn av påvirkningsfaktorer og forvaltningsregimer, kan vi dekke det uttalte målet om å overvåke effekter av ulike trusler og tiltak mot disse. Selv om vi i utgangspunktet ikke kan anta at et referanselandskap er nasjonalt representativt, vil det utvilsomt gi betydelig kunnskap i oppbyggingen av en nasjonal overvåking av truet biologisk mangfold. Avhengig av utforming, romlig fordeling og økologisk krav, vil også en innsats i et referanselandskap kunne gi viktig kunnskap om utvalgte rødlistearters populasjonsdynamikk i tid og rom innenfor en landskapsskala. Referanselandskapet er tenkt både som et laboratorium for utprøving av metoder, og som en byggestein for et eventuelt framtidig nasjonalt nettverk av overvåkingsområder spisset mot truete og sårbare arter.

Vi kan tenke oss tre hovedstrategier for overvåking av rødlistearter, basert på hhv. Tilfeldig utvalg av habitat, Stratifisert utvalg av habitat, og Overvåking av kjente lokaliteter. I denne rapporten beskriver vi to tilnærminingsmetoder for overvåking gjennom stratifisert utvalg av habitat. Metodene er grunnleggende like gjennom at begge baserer seg på et tilfeldig (randomisert) utvalg av faste prøveflater, og at begge foreslår stratifisert etter tre forvaltningskategorier (naturreserver, Biologisk Viktige Områder (MiS-figur/nøkkelbiotop) og omgivende skog). De to metodene skiller seg fra hverandre når det gjelder hvor mye man *ytterligere* stratifiserer prøveflateutvalget, ved at B er en mer spisset artsovervåking der motivasjonen er å fange opp rødlistearter med sterk tilknytning til bestemte (hotspot)habitater. De to metodene kan beskrives slik:

- A. En artsovervåking der prøveflater trekkes fra *hele* skoglandskapet ved hjelp av grid-design.
- B. En artsovervåking der prøveflatene kun trekkes blant områder som inneholder et bestemt, nærmere definert hotspot-habitat.

Metode B er beskrevet med to konkrete eksempler: Et overvåkingsopplegg for jordboende sopp i hotspot-habitatet rike eik-lindeskoger og et overvåkingsopplegg for rødlistearter tilknyttet hul/grov/gammel eik.

Disse metodene kan testes ut videre fremover i prosjektet. Et egnet område for oppstart av en slik overvåkingsaktivitet er Larvik kommune, som utmerker seg med et stort antall rødlistearter innenfor flere taxa og kan være et aktuelt Referanselandskap for boreonemoral skog.

5 Referanser

- Bjureke, K. & Hansen, L. O. 2003. Botaniske og entomologiske vurderinger i tilknytning til reguleringsplan for Østre vei – Storengvei på Nesøya, Asker kommune, Akershus: 27 s.
- Brandrud, T. E., Schartau, A. K., Brittain, J., Erlandsen, A., Hesthagen, T., Huru, H., Johannessen, T., Klock, T., Lindstrøm, E.-A., Lyche-Solheim, A., Nybø, S., Raddum, G. G., Saltveit, S., Sandøy, S., Selvik, J. R., Tvede, A. & Aagaard, K. 2000. Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann. Forslag til et nasjonalt nettverk av elver og innsjøer for intensiv overvåking av representative vassdragsbiotoper. - DN-rapport 2000-8. 74 s. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Bratli, H. & Haugan, R. 1997. *Caloplaca lucifuga* new to Norway. - Graphis Scripta 8: 41-43.
- DN. 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold. - DN-rapport 1998-1. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- DN. 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian red List 1998. - Direktoratet for naturforvaltning rapport 3:1-161
- DN. 2002. Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Arbeidsgruppe 1. Truede arter/naturtyper, fremmede arter. - Direktoratet for naturforvaltning
- Framstad, E. & Kålås, J. A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold - videreutvikling av dagens naturovervåking (TOV). - NINA Oppdragsmelding 702. 49 s., Oslo.
- Frøslev, T. G., Brandrud, T. E. & Jeppesen, T. S. 2006. New species and combinations in *Cortinarius* subgenus *Phlegmacium* section *Calochroi*. - Mycotaxon 367-377.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N. G., Lehmann, A. & Zimmermann, N. E. 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. - Conservation Biology 20: 501-511.
- Hanssen, O., Borgersen, B. & Zachariassen, K. E. 1985. Registrering av truede insektarter i gamle hule trær. - Norsk Entomologisk Forening
- Hanssen, O. & Hansen, L. O. 1998. Verneverdige insekthabitater i Oslofjordområdet. - 131 s. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Jansson, N. 1998. Miljöövervakning av biotoper med gamla ekar i Östergötland. - 15 s + vedlegg. Länsstyrelsen i Östergötlands län
- Kvamme, H. 1992. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". - Rapport nr. 1/92. NIJOS, Ås.
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T., red. 2006 Norsk Rødliste 2006 – Norwegian Red List: 416. - Artsdatabanken, Norway.
- Miljøverndepartementet. 2004. Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (Naturmangfoldloven). - NOU 2004: 28.
- Nimis, P. L., Wolseley, P. A. & Scheidegger, C. 2002. Monitoring with lichens - monitoring lichens. NATO science series. Series IV, Earth and environmental sciences vol. 7. - Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Pollock, J. F. 2006. Detecting Population Declines over Large Areas with Presence-Absence, Time-to-Encounter, and Count Survey Methods. - Conservation Biology 20: 882-892.

Riksrevisjonen. 2006. Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder. Dokument nr. 3:12 (2005–2006). - 104 s.

Skjelkvåle, B. L., Christensen, G. N., Fjeld, E., Høgåsen, T., Oredalen, T. J., Rognerud, S., Schartau, A. K. & Solheim, A. L. 2003. Nasjonale programmer for innsjøovervåking: samordning av lokaliteter og framtidige utfordringer. - NIVA-rapport 4655-2003. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Skjelkvåle, B. L., Christensen, G. N., Rognerud, S., Schartau, A. K. & Fjeld, E. 2006. Samordnet nasjonal overvåking: effekter av langtransporterte forurensninger - plan for programmet og framdriftsrapport for 2004 og 2005. - NIVA-rapport 5228-2006. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Thompson, W. L. 2001. Comparison of three plot selection methods for estimating change in temporally variable, spatially clustered populations. - BPA Report DOE/BP-25866-10. US Department of Agriculture Forest Service

Thompson, W. L., red. 2004. Sampling rare or elusive species: concepts, designs and techniques for estimating population parameters. - Island Press, Washington, DC.

Timdal, E., Bratli, H., Haugan, R., Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. Lav "Lichenes". - I Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T., red. Norsk rødliste 2006 - 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Trondheim. S. 129-140.

Ødegaard, F., Bakken, T., Brandrud, T.E., Blom, H., Stokland, J.N. & Aarrestad, P.A. 2005. Habitatklassifisering og trusselvurderinger av rødlistearter. Forslag til standardisert system. - NINA Rapport 96. 39 s.

Ødegaard, F., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Jordal, J. B., Nilsen, J. E., Stokland, J., Sverdrup-Thygeson, A. & Aarrestad, P. A. 2006. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (AR-KO). Framdriftsrapport 2003-2004. - NINA Rapport 174, 54 s. +vedlegg. Trondheim.

Aarrestad, P. A., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Nilsen, J. E., Stokland, J., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2006. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (AR-KO). Framdriftsrapport 2005. - NINA Rapport 175, 42 s. Trondheim.

Vedlegg 1: Faktaark for hotspot-habitattyper for sopp (eksempler) Kalklindeskog

Økologisk karakteristikk

Tørr lind-hasseldominert skog på grunnlendt kalkstein og kalkrik skifer. Ofte innslag av eik og furu, og gjerne spisslønn, ask og alm (mest i busksjiktet). Opptrer oftest som små bestander og fragmenter på grunne kalkhyller og på skredjord (mineralgrus). Humuslaget er meget tynt til nærmest manglende. Undervegetasjonen er sparsom, dominert av lågarter som blåveis, fingerstarr og sveve-arter.

Beslektede habitater

På lokalitetene opptrer kalklindeskogen gjerne i mosaikk med, eller med overgangssoner mot (i) mer åpen, urterik kalkfuruskog, og (ii) friskere, mer ask(alme-)dominerte utforminger. Sistnevnte mangler de rødlistede soppartene (muligens pga. for høye nitrogen-nivåer), selv om det kan være innslag av lind og hassel. Videre opptrer på kalk liknende (iii) reine hasselskoger og (iv) hasselrike granskoger. Utenfor kalkområdene opptrer beslektede (v) rike, tørre skredjordslindeskoger på rikere bergarter som amfibolitt, gabbro, larvikitt, og i oppknusningssoner langs forkastningssprekker.

Utbredelse

Kalkområdene langs Oslofjorden fra Grenland til Oslo, med utposter på Ringerike (Nes) og ved Mjøsa (Biri). Meget få og små lokaliteter. I alt 30 lokaliteter er kjent (20 i indre Oslofjord-Ringerike), hvorav 14 lokaliteter kan betegnes som noe større og velutviklede (>10 da) (3 i Grenland, 8 i indre Oslofjord, 2 på Ringerike, 1 ved Mjøsa). Nesten ikke forekomster ellers i Norden (*norsk ansvarshabitat*).

Rødlistede sopper

Kalklindeskog er et av de tre viktigste habitatene for rødlistede jordboende sopper (statistikk ekstrahert fra Rødlistebasen). I alt 69 jordboende rødlistearter har iflg. Rødlistebasen <15% av sine kjente forekomster i kalklindeskog, hvorav 42 av disse er regnet som truet (kategori CR, EN, VU). I alt ca. 50 jordboende rødlistearter har sitt hovedhabitat i kalklindeskog, de langt fleste er kun funnet i dette habitatet i Norge. (Totalt ca 85 rødlistede sopparter er registrert i kalklindeskog.)

Hotspot-konsentrasjoner (sopp)

Kalklindeskog er trolig det habitatet som har den høyeste tettheten av rødlistede- og spesielt av truede sopparter i Norge. Artsrikste lokaliteter: Dronningberget, Bygdøy (Oslo); 50 rødlistearter av sopp er kjent (24 truede; godt undersøkt) (ca. 50 arter pr. 100 da), Løkkeåsen (Bærum) 23 rødlistede sopparter (15 truede) (ca. 25-30 pr. 100 da), Spireodden på Løkeneshalvøya (Asker) 19 rødlistede sopparter (12 truede) (ca. 25-30 pr. 100 da). På de fire rikeste lokalitetene i indre Oslofjord er det registrert 66 rødlistearter (på ca. 250-300 da); på de 8 litt større lokalitetene i indre Oslofjord er det til sammen registrert 69 arter (på ca. 500 da).

Rødlistede arter fra andre organsimegrupper

Lokaliteter med gammelskog huser en del rødlistede billearter (særlig Dronningberget, Løkkeåsen). Det er videre registrert noen få, rødlistede karplanter i kalklindeskog (kviterot i Grenland, flere asal-arter), og det er også registrert enkelte rødlistede mosearter på kalk/skiferberg i tilknytning til slike lokaliteter. (Kalklindeskog er ikke brukt som spesifikt habitat i Rødlistebasen for andre organismegrupper enn sopp.)

Status hotspot-kartlegging

Skogtypen/habitatet er meget godt kartlagt, med lave mørketall. Det antas at dagens ca. 30 kjente forekomster utgjør ca. 80-90% av det totale tilfanget i Norge, og at det knapt finnes lokaliteter utenfor dagens kjente utbredelsesområde i kalkdistriktene i Oslofeltet. Størst er mørke-

tallene i Grenland, der flere MiS-biotoper kartlagt som rik alm-lindeskog bør oppsøkes og vurderes nærmere. Det forekommer også kalklindeskogsfragmenter i- og omkring Sandebukta (Vestfold/Buskerud) som ikke er nærmere oppsøkt.

Rødlistearter av sopp er relativt sett godt kartlagt i kalklindeskogen, bl.a. gjennom prosjekter på 1980-90-tallet, men det er fortsatt flere av de litt større og velutviklede, nylig oppdagete lokalitetene i indre Oslofjordsområdet som bare er kartlagt i 1-2 middels bra soppesonger, og her er mørketallene store. I Grenland er det flere lokaliteter som ikke er soppkartlagt i det hele tatt. Kartlegging i indre Oslofjord 2004-2006 økte antall forekomster her med over 30%. Vi antar at pr. i dag er størrelsesorden 40-50% av de totale forekomstene her kjent, mens i Grenland antas 20-40% av forekomstene kjent. I gjennomsnitt antas ca. en tredjedel av forekomstene å være kjent.

Kartleggingsbehovet er faglig sett størst i Grenland (se over). Forvaltningens behov for kartlegging er stort både i Grenland og indre Oslofjord, der flere av lokalitetene med mange truede arter ligger i områder med stort utbyggingspress.

Kunnskap om habitat-tilknytning

Kunnskap om habitat-tilknytning vurderes å være meget god. En stor gruppe er mer eller mindre eksklusivt knyttet til kalklindeskoger eller kalklindeskoger + kalkhasselskoger. Dette er spesialiserte mykorrhizasopper særlig av slekten slørsopper (*Cortinarius*; subgen. *Phlegmacium*) som er godt undersøkt i hele Europa, og er overalt strengt bundet til kalkrikt jordsmonn med eik, bøk, lind eller hassel. I Norge opptre slike kalkskoger kun som linde- og hassel dominerte bestand. Dette elementet er for eksempel med noen ganske få unntak ikke funnet på Sørlandet og Vestlandet, der det opptre andre, beslektede, rike typer lind-hassel-eikeskoger som ikke har så kalkrikt jordsmonn. En annen gruppe arter er strengt knyttet til *hele* elementet av rike lind-hassel-eikeskoger (se også faktaark for lågurveikeskog og rike rasmarkslindeskoger).

Trusler/påvirkningsfaktorer og tilbakegang

Kalklindeskogene ligger i pressområder, og selv om flere etter hvert er vernet, så er de mange ytterst sjeldne rødlisteartene her sterkt truet av arealomdisponering i forbindelse med utbygging. Der lokalitetene ligger nær boliger/boligfelt er det flere steder observert tendenser til slitasje på marksjikt og forsøpling. Ordinært skogbruk er i minkende grad en påvirkningsfaktor, da kalklindeskoger i regelen blir satt av som MiS-biotoper/nøkkelbiotoper i områder der det drives skogbruk. Men det er flere eksempler de seinere tiår på vedhogst/ryddehogst i lokaliteter, samt hogst for å skaffe utsikt for tilliggende bebyggelse.

Tilbakegang: Dronningberget på Bygdøy har vært sopp-registrert i over 25 år, og det er ikke funnet klare tendenser til tilbakegang av rødlistearter på denne lokaliteten (som er svært lite endret i denne perioden). På lokalitetene der det er foretatt vedhogst/ryddehogst er det gjort få gjenfunn etter hogsten, men det er mulig at artene re-etableres etter hvert. Det ser ut til at svært få områder som kan antas å ha vært kalklindeskog er utbygd/omdisponert de siste 20 årene (ingen kjente lokaliteter), men det er åpenbart at noen/en del lokaliteter må ha gått tapt før dette. F. eks. er det flere av dagens lokaliteter som grenser til villatomter, veier og boligfelt. Elementet som helhet vurderes å være svak tilbakegang.

Forvaltningsstatus

Av de 14 litt større, velutviklede og mest verdifulle kalklindeskogsbestandene er 4 pr. i dag i sin helhet vernet som naturreservat/naturminne (Åsstranda NR og Blekebakken NR i Porsgrunn, Baneåsen NR i Bamble, Eiksrud NR i Gjøvik, dessuten er deler av Spireodden vernet som naturminne), mens resten har status som Naturtype-lokaliteter (A-områder) eller MiS/nøkkelbiotoper, hvorav minst ett (Dronningberget) er foreslått vernet som naturreservat.

Kommentarer

Kalklindeskog er i likhet med enkelte andre rødlisteartrike habitater som boreal regnskog vanskelig å karakterisere ved vanlig brukte biologiske-floristiske indikatorer. Den er for eksempel ikke skilt ut som en egen vegetasjonstype i forhold til andre, tørre utforminger av (alm-)lindeskog pga mangel på karakteristiske arter i felt- og bunnsjikt (jfr. Fremstad 1997). Typen huser riktignok en helt spesiell funga, men de karakteristiske soppartene her er sjeldne og lite kjent, og er derfor lite egnet som indikatorer for å karakterisere typen i kartlegging/forvaltningssammenheng. Typen bør derfor primært karakteriseres av fysisk-kjemiske parametre (se over).

Alternativt kan typen håndteres kun som en utforming av "rike lindeskoger", men det er forvaltningsmessig lite hensiktsmessig, da en rekke (sterkt) truede arter er spesifikt knyttet til kalklindeskog, som også er et norsk ansvarshabitat.

Lågurteikeskog

Økologisk karakteristikk

Tørr eikedominert skog på rikere bergarter som amfibolitt, gabbro, larvikitt, også på rike, vel-drenerte marine sedimenter og på finkornet, helt tørr skredjord. Danner ofte sesongfuktige, grasrike, mer eller mindre åpne utforminger på helt grunnlendte, skråttstilte svaberg. Skogtypen opptrer bare helt fragmentarisk på kalkstein. Ofte innslag av lind, hassel, osp og furu. Noen typer har innslag og ofte økende innslag av gran. De rikeste utformingene finnes i tette mosaikker med lindebestand på sterkt oppsprukket amfibolitt- eller larvikitt-berg (amfibolitt eik-lindeskog). Undervegetasjonen er sjelden frodig, men med innslag av lågurter som jordbær, skogfiol, knollerteknapp og svarterteknapp, mot vest også med kusymre. De rikeste kan være sterkt dominert av blåveis. Mange bestand ble tidligere benyttet som utmarksbeite, og en ser i dag stedvis en tilgroing/fortetning. Mange bestand har også vært skjøttet som mer åpne eikehager-eikelunder. De fleste bestander med gammel, grov eikeskog med mye dødved har elementer av lågurteikeskog, bl.a. står de fleste utpostlokaliteter av eik (som gjerne utgjør den eldste skogen) på lågurtmark. Se faktaark for grov, hul eik og gammel eikeskog.

Beslektede habitater

Mange steder særlig i utpostområder som Åmli og Larvik opptrer ofte de tørre, rikeste edellauvskogene som blandingsbestand av eik og lind, og her kan det være vanskelig å skille lågurteikeskog fra rik lindeskog. I sigefuktige svabergområder kan det også være tette vekslinger mellom lågurteikeskog og lågurtfuruskog.

Utbredelse

I hovedsak fra Ytre Oslofjord og i en bred kyststripe sørvestover til Lyngdal-Farsund, men med utposter i Indre Oslofjord, Boknafjorden-Suldal og langs Hardangerfjorden. Det er også utposter i Agder-Telemark inn til Drangedal-Åmli-Bygland. I Drangedal nesten opp til 600 m. oh. Kjerneområde langs kysten fra ca. Bamble/Kragerø til Kristiansand/Søgne. Et mindre kjerneområde i Farris-Langangen-området, og kjerneområde for hagemarksutforminger i kystområder i Vestfold-Østfold. De rikeste, berglendte utformingene (amfibolitt eik-lindeskog) med en del tilhørende rødlistearter forekommer knapt i våre naboland og kan regnes for *norsk ansvarshabitat*.

Rødlistede sopper

Lågurteikeskog er et av de tre viktigste habitatene for rødlistede jordboende sopper (statistikk ekstrahert fra Rødlistebasen). I alt *87 jordboende rødlistearter av sopp* har iflg. Rødlistebasen <20% av sine kjente forekomster i lågurteikeskog, hvorav halvparten (43) er regnet som truet (kategori CR, EN, VU). I alt 15 arter (mykorrhizasopper) er strengt knyttet til eik, mens resten tilhører et element knyttet til rike lågurteikeskoger, lindeskoger og hasselkratt. Omtrent 15 av artene har en meget begrenset utbredelse i kjerneområdet Kragerø-Kristiansand. Dette elementet betegnes sørlandsopper, og flere av disse har sin nordiske hovedutbredelse her (norske ansvarsarter). I tillegg forekommer det c. 15 vedboende arter på rødlista knyttet til gammel eik, eikegadd og eikelæger, og disse er i stor grad funnet i lågurteikeskog og tilsvarende hagemark (se eget faktaark).

Hotspot-konsentrasjoner (sopp)

Det er registrert meget høye tettheter av rødlistede sopparter i lågurteikeskog, særlig i de rikeste amfibolitt eik-lindeskogene. Artsrikeste lokaliteter: Vigeland-Bjellandshaugene (Arendal); ca. 55 rødlistearter av sopp er kjent (inkludert ca. 10 vedboende; godt undersøkt); Landbø (Arendal), ca 45 rødlistearter kjent (godt undersøkt), dessuten flere lokaliteter med >30 rødlistearter i Grimstad-Arendal-Tvedestrand.

Rødlistede arter fra andre organsimegrupper

Enkelte rødlistede karplanter er mer eller mindre knyttet til (åpen) lågurteikeskog, det gjelder særlig hvit skogfrue, buskvikke og ertevikke. Gamle eiker med grov sprekkebark er også et viktig habitat for rødlistede knappenålslav, og enkelte rødlistede makrolav og moser inngår på

rikere eikebark. Gammel eikeskog og eikelunder med grove, hule eiker og mye dødved er et særdeles viktig habitat for rødlistede biller, med mange titalls arter eksklusivt knyttet til dette miljøet (se eget faktaark).

Status hotspot-kartlegging

Skogtypen/habitatet er i prinsippet godt kartlagt gjennom MiS og Naturtypekartlegging. Den mest arealdekkende kartleggingen er gjennom MiS (all lågurteikeskog kartlagt og angitt), men det krever en bearbeidelse av data for å få en oversikt over utbredelse og tetthet av lågurteikeskog, samt en vurdering av hvor de rikeste utformingene finnes. Noen få områder dekkes av vegetasjonskart eller spesialstudier (for eksempel Søgne).

I kommuner i kjerneområdene er det kartlagt 20-40 MiS-figurer med dominans av lågurteikeskog, og det totale antallet kjente lokaliteter som kan trekkes ut av MiS og andre kilder antas å ligge på størrelsesorden 400-600, da er fragmenter/mosaikker < 1-2 da ikke inkludert. Det forekommer også noen bestander utenfor produktiv skog og i andre arealer som ikke kartlegges i MiS, slik at det reelle antall lokaliteter >1 da kan være størrelsesorden 1000, dvs. kjente forekomster kan utgjøre ca. 50% av totale.

Rødlistearter av sopp er middels godt kartlagt i lågurteikeskog, men det er store regionale forskjeller. Grimstad og Arendal er stedvis meget godt kartlagt, det samme er enkelte kystnære områder av Vestfold og Østfold, mens de rike områdene rundt Farris i Larvik-Siljan-Porsgrunn, samt hele "vestflanken" vest for Kristiansand er dårlig kartlagt for arter. Vi antar at pr. i dag er størrelsesorden 40-50% av de totale forekomstene kjent i de best kartlagte kommunene som Grimstad-Arendal. I gjennomsnitt antas ca. 10(-20)% av forekomstene å være kjent.

Kartleggingsbehovet er størst i kyststrøk av Vest-Agder og Farris-Langangen-området i Vestfold/Telemark der det er store områder med relativt mye lågurteikeskog som ikke har hatt noe kartlegging av jordboende rødlistearter. Vi vet ennå ikke hvor mye av det spesialiserte lågurteikeskogselementet som opptrer h.h.v. så langt vest og nordøst.

Kunnskap om habitat-tilknytning

Kunnskapen om habitat-tilknytning for de kravfulle lågurteikeskogsartene vurderes som meget god, gjennom bl.a. intensiv kartlegging innen kjerneområder for habitatet som Arendal-Grimstad, og ditto i tilsvarende habitater utenfor eller i randsonen av eikas utbredelse som fjordstrøk i Møre og Romsdal og Oslo-Asker. Få rødlistearter er strengt knyttet til lågurteikeskog, mens mange er strengt knyttet til gruppen av rike, tørre eik, lind og hasselskoger.

Trusler/påvirkningsfaktorer og tilbakegang

Lågurteikeskogene ligger ofte i tilknytning til kulturlandskapet, og kan ha vært begünstiget av åpenhet og beite for å få fram gamle, grove trær, og hindre for sterk humusdannelse og utarming av kravfulle arter. Mange steder synes den største trusselen mot det rike biomangfoldet således å være tilgroing pga. opphørt hevd, herunder framrykking av gran som fører til økt humusdannelse og tilbakegang av eike-elementet.

Ordinært skogbruk synes i minkende grad å være en påvirkningsfaktor, da rike lågurteikeskoger i regelen blir satt av som MiS-biotoper/nøkkelbiotoper i områder der det drives skogbruk. I disse MiS-biotopene blir det ofte lagt opp til skjøtsel med uttak av gran, og fristilling av grov eik. I blandingsbestand kan imidlertid treslagsskifte fortsatt være en trussel ved neste omløp, dessuten kan vedhogst være en økende påvirkningsfaktor.

Lågurteikeskoger ligger stedvis i pressområder, og er truet av utbygging. Et eksempel på dette er utbygging av ny E18-trasé gjennom Telemark-Agder, som har ført til tap av flere lokaliteter. I Grimstad-Arendal er det også eksempler på nylig tap av lokaliteter i forbindelse med tettstedsutvikling.

Tilbakegang: Det foreligger ikke tidsseriedata fra enkelt-lokaliteter som kan si noe om utvikling av enkelt-arter eller artsgrupper. Basert på habitat-utvikling i pressområder samt tilgroing/humifisering vurderes elementet som helhet å være i (svak) tilbakegang.

Forvaltningsstatus

Meget få, rike lågurteikeskoger ble sikret gjennom de fylkesvise verneplanene på 1970- og 1980-tallet. Flere rike og gamle lågurteikeskoger er imidlertid sikret som reservat i det siste, og mange bestand er avsatt som MiS-områder med ikke-hogst eller lukket hogst med vekt på å ivareta (gammel) eik/edellauvtrær.

Gammel eikeskog (lågurt- og blåbæreikeskog)

Økologisk karakteristikk

Gammel eikeskog defineres her som bestand som i dag framtrer som naturskogspregete, der forekomst av meget gammel eik med død ved, herunder grove og hule trær, eikegadd og grove eikelærer har fått stå igjen etter tidligere tiders plukkhogster. I ekstreme utpostområder er ofte ikke de eldste trærne og tørrgaddene grovere enn 40-50 cm i diam, (men alder på ca. 350 år registrert på slike). Slike tørrgadder er ofte uten hul stamme, men svært grove og hule trær på > 1m diam. forekommer også, og alderen på slike må antas å være opp mot 800-1000 år, i tillegg til at de kan stå flere hundre år som gadd.

Slike eikebestand forekommer ofte på opprevet kolle-topografi, på kanter av sprekkedaler, og i sørberg. I de minst påvirkede utpostområdene finner man gjerne eikebestand på litt riker bergarter, som lågurtikeskog (se eget faktaark), men stedvis med overganger til rein, fattig, lyngdominert blåbæreikeskog. Ofte er imidlertid vegetasjonen så sterkt mosaikk-preget og vekslende at man knapt kan betegne dette som eikeskogsbestand, men blandingsbestand med mye osp, lind, spisslønn, barlind furu og stedvis gran (gjærne betegnet som boreonemoral (eike)blandingsskog). (Gamle, grove, hule eiker i åpne kulturlandskap er her ikke inkludert.)

Beslektede habitater

Gammelskogselementene forekommer ofte svært spredt i den glisne og saktevoksende eikeblandingskogen, og det er vanskelig å sette grensene for hva som er gammel, strukturrik eikeskog.

Utbredelse

Større bestand med gammel eikeskog med regulært innslag av meget gamle trær (>300-400 år), grove/hule trær (eikejemper >(60-)80 cm diam.), eikegadd og eikelærer er meget sjelden, og forekommer i hovedsak i utpostområder et stykke inn i landet, og særlig i (i) Farris-området i Larvik, Siljan og Porsgrunn, (ii) Drangedal-indre Gjerstad og (iii) deler av Åmli, dessuten mindre forekomster i Mykland i Froland og midtre deler av Setesdal i Evje og Hornnes og Bygland.

Rødlistede sopper

Eik er (etter gran og furu) det viktigste treslaget for rødlistede vedboende sopper. I alt ca. 15 vedboende arter på rødlista er knyttet mer eller mindre til gammel eik, og 12 av disse er strengt eikebundet. De fleste artene opptrer mest på eikegadd og døde/svekkede deler av gamle, levende eiketrær, mens noen (som ruteskorpe) prefererer eikelærer.

Hotspot-konsentrasjoner (sopp)

De rikeste lokalitetene kan huse 4-5 rødlistede eikearter. På disse lokalitetene opptrer ofte også flere arter knyttet til osp, lind og andre lauvtrær, slik at de "hotteste" lokalitetene for dette elementet kan inneholde et titalls arter. Områder med litt større eikeblandingskogsarealer kan inneholde et 20-talls rødlistede, vedboende sopper (for eksempel Steinknapp NR i Drangedal på ca. 3,5 km²).

Rødlistede arter fra andre organismegrupper

Gamle eiker med grov sprekkebark er også et viktig habitat for rødlistede knappenålslav, og enkelte rødlistede makrolav og moser inngår på rikere eikebark. Gammel eikeskog og eikelunder med grove, hule eiker og mye dødved er et særdeles viktig habitat for rødlistede biller, med mange titalls arter eksklusivt knyttet til dette miljøet (se eget faktaark).

Status hotspot-kartlegging

Skogtypen/habitatet er relativt godt kartlagt gjennom MiS og Naturtypekartlegging, men gammel eikeskog fanges ikke opp i MiS hvis ikke (i) bestandene ligger i produktiv skog, (ii) trærne er > 40 cm. diam. og/eller (iii) bakkevegetasjonen er rik. Derimot fanges opp i MiS alle forekomster av hule eiketrær (og generelt eikejemper >80 cm diam.). Etter hvert har mange av de

viktigste områdene med gammel eikeskog som framkommer i MiS eller Naturtypekartlegging vært oppsøkt i forbindelse med hot-spot-kartlegging av rødlistearter.

I de aller rikeste kommunene (Larvik, Drangedal) anslåes det å kunne være < 50 lokaliteter med gammel eikeskog eller eikeblandingsskog (>2 da) med svært gamle trær (> ca 300-400 år), gadd og læger. I de eikerike kystkommunene er tallene lavere. I de minst påvirkede områdene av Vest-Agder er det kun registrert 5-10 lokaliteter med gammel eikeskog, og nesten ikke hule eiketrær. Det antas å være kjent ca. 250 lokaliteter med gammel eikeblandingsskog. Med arealer utenfor produktiv skog anslåes det reelle antallet å være størrelsesorden 500, dvs. kjente forekomster kan utgjøre ca. 50% av totale. I Drangedal er det registrert >500 eikekjemper > 60 cm diam. innenfor arealer med produktiv skog (MiS-kartlegging), og i Larvik er trolig tallene av samme størrelsesorden. I disse kommunene er de i MiS registrert ca. 100 hule eiketrær [sjekk!]. Til sammen anslåes antallet hule eiker kartlagt i MiS å være ca. 400(-500), og at det reelle tallet kan være 600(-750).

Rødlistearter av sopp kan betegnes som middels godt kartlagt. Noen kjerneområder som Larvik og Drangedal kan virke godt kartlagt med mange lokaliteter oppsøkt med artsregistreringer. Men siden de svært gamle eiketrærne og dødved av eik forekommer så spredt, er det meget vanskelige substrater å kartlegge uttømmende. Best er nok kartleggingen i Drangedal, der muligens 40-50% av forekomstene kan være kartlagt. I gjennomsnitt er trolig størrelsesorden 10(-20)% av forekomstene kartlagt.

Kartleggingsbehovet antas fortsatt å være størst "på innerflanken" av eikas utbredelsesområde, der gammelskogstettheten er størst, selv om kartlegging har vært prioritert her (Farris-Drangedal-Åmli). Det er behov for en grundig totalkartlegging i kjerneområdene (herunder ikke-produktive skogdekte arealer som i sørberg), siden dette er et norsk ansvarshabitat (gammel eik forekommer ellers i Norden mest i kulturlandskapet).

Trusler/påvirkningsfaktorer og tilbakegang

Den største trusselen mot den gamle eikeblandingsskogen og dens arter i dag er trolig ekspansjon av gran. Denne ekspansjonen er delvis naturlig, men også sannsynligvis betydelig framskyndet av endret hevd, samt mye granplanting i nærheten av eikeskog (med tilhørende frøspredning) og noen ganger også inne i eikeblandingsskog (treslagsskifte). Tidligere har en del gammel, grov eik blitt hogd (også eikegadd), og det er også eksempler på slik hogst de siste ca. 10 årene.

Ordinært skogbruk er imidlertid sannsynligvis i minkende grad en påvirkningsfaktor, da gammel eikeskog i regelen blir satt av som MiS-biotoper/nøkkelbiotoper i områder der det drives skogbruk. Imidlertid foregår det en del vedhogst av eik. Omfanget av dette, og i hvor stor grad det berører gammelskog er ikke kjent.

Tilbakegang: Det foreligger ikke tidsseriedata fra enkelt-lokaliteter som kan si noe om utvikling av enkelt-arter eller artsgrupper. Det foreligger heller ikke konkrete data som dokumenterer endringer/tilbakegang av grov/hul eik.

Punkt-habitatene som grov, hul eik og eikegadd har en meget lang genereringstid. Hogstinn-grep, selv de som er foretatt for lang tid siden, kombinert med dårlig re-generering av eik i utpost-områder, samt utskygging av gran indikerer at habitatet er på tilbakegang og vil kunne være det i lang tid framover, også i bestand som er vernet. Elementet av arter knyttet til gammel eik vurderes således også å være i tilbakegang.

Forvaltningsstatus

Det ble nesten ikke fanget opp et eneste bestand av grov, gammel eikeskog og eikekjemper gjennom de fylkesvise verneplanene for edellauvskog på 1970- og 1980-tallet. Flere gamle eikeblandingsskoger er imidlertid sikret som reservat i det siste, bl.a. i Larvik og Drangedal og mange bestand er avsatt som MiS-områder/nøkkelbiotoper. Pga. særlig høy verdi for biomang-

foldet, bør imidlertid vern og andre forvaltningstiltak av dette habitatet fortsatt prioriteres. Skjøtsel, for eksempel i form av uttak av gran bør vurderes i en del verneområder, for å motvirke tilbakegang og tap av rødlistearter.

Vedlegg 2: Samletabell for insekter Oslo-området 2004-2006

Samlet oversikt over rødlistede og faunistisk interessante biller, nebbmunner og årevinger funnet på 19 lokaliteter i Oslo-området som er undersøkt i løpet av prosjektperioden 2004-2006. Tabellen inneholder også arter funnet etter 1980 oppgitt i (Hanssen & Hansen 1998). Ellers er tabellen basert på **Tabell 8** i denne rapporten, samt Bjureke & Hansen (2003), Aarrestad et al. (2006), Ødegaard et al. (2006) og upubliserte data i private samlinger (F. Ødegaard og O. Hanssen). Denne oversikten er på ingen måte fullstendig, verken mht. hva som er funnet eller hva som finnes på lokalitetene.

FAMILIE	ART	Antall lok	RL	Asker, Nesøya/Nesøyjern	Asker, Sjøstrand	Asker, Skaugumåsen	Asker, Spirebukta og Spirodden	Asker, Vollen	Bærum, Fornebu (v/Snarøya)	Bærum, Høvikodden	Bærum, Løkkåsen	Bærum, Oksenøya	Bærum, Ostøya	Frogn, Håøya S	Nesodden, Langøyene	Oslo, Bygdøy, Dronningberget	Oslo, Bygdøy, Hengsenga	Oslo, Bygdøy, Kongsgården	Oslo, Bøler, Kirkeskogen	Oslo, Gresshømen/Rambergøya	Oslo, Hovedøya	Oslo, Montebello
COLEOPTERA																						
Carabidae	<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	1												x								
Carabidae	<i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)	1	NT																		x	
Ptiliidae	<i>Ptenidium turgidum</i> Thomson, 1855	2	NT	x								x										
Ptiliidae	<i>Ptinella limbata</i> (Heer, 1841)	1								x												
Ptiliidae	<i>Ptinella johnsoni</i> Rutanen, 1985	1										x										
Ptiliidae	<i>Ptinella aptera</i> (Guérin-Ménéville, 1839)	1	NT					x														
Leiodidae	<i>Hydnobius latifrons</i> (Curtis, 1840)	1	DD									x										
Leiodidae	<i>Liocytusa vittata</i> (Curtis, 1840)	1	DD									x										
Leiodidae	<i>Colenis immunda</i> (Sturm, 1807)	3			x		x							x								
Staphylinidae	<i>Bibloporus minutus</i> Raffray, 1914	4		x									x	x					x			
Staphylinidae	<i>Trichonyx sulcicollis</i> (Reichenbach, 1816)	1	EN															x				
Staphylinidae	<i>Thiasophila inquilina</i> (Märkel, 1844)	1	EN																			x
Staphylinidae	<i>Alevonota gracilenta</i> (Erichson, 1839)	1	DD																	x		
Staphylinidae	<i>Pycnota paradoxa</i> (Mulsant & Rey, 1861)	1																		x		
Staphylinidae	<i>Gyrophæna munsteri</i> Strand, 1935	1											x									
Staphylinidae	<i>Pseudomicrodota paganettii</i> (Bernhauer, 1909)	2	DD		x		x															

FAMILIE	ART	Antall lok	RL	Asker, Nesøya/Nesøytjern	Asker, Sjøstrand	Asker, Skaugumåsen	Asker, Spirebukta og Spirodden	Asker, Vollen	Bærum, Fornebu (v/Snarøya)	Bærum, Høvikodden	Bærum, Løkkåsen	Bærum, Oksenøya	Bærum, Ostøya	Frogn, Håøya S	Nesodden, Langøyene	Oslo, Bygdøy, Dronningberget	Oslo, Bygdøy, Hengsenga	Oslo, Bygdøy, Kongsgården	Oslo, Bøler, Kirkeskogen	Oslo, Gresshømen/Rambergøya	Oslo, Hovedøya	Oslo, Montebello
Scaphidiidae	<i>Scaphisoma boleti</i> (Panzer, 1793)	1										x										
Staphylinidae	<i>Anotylus clavatus</i> (Strand, 1946)	1												x								
Staphylinidae	<i>Lathrobium pallidum</i> Nordmann, 1837	1	DD																	x		
Staphylinidae	<i>Quedius brevicornis</i> Thomson, 1860	1	VU															x				
Scarabaeidae	<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	4				x					x	x				x						
Buprestidae	<i>Lamprodila rutilans</i> (Fabricius, 1777)	2	EN													x	x					
Buprestidae	<i>Agrilus laticornis</i> (Illiger, 1803)	1	NT								x											
Buprestidae	<i>Trachys scrobiculata</i> Kiesenwetter, 1857	2	EN									x	x									
Eucnemidae	<i>Xylophilus corticalis</i> (Paykull, 1800)	3		x	x									x								
Eucnemidae	<i>Hylis procerulus</i> (Mannerheim, 1823)	2	EN	x									x									
Eucnemidae	<i>Hylis cariniceps</i> (Reitter, 1902)	2	NT	x							x											
Eucnemidae	<i>Microrhagus lepidus</i> Rosenhauer, 1847	2	NT	x	x																	
Eucnemidae	<i>Microrhagus pygmaeus</i> (Fabricius, 1792)	4		x									x				x		x			
Elateridae	<i>Ampedus hjorti</i> (Rye, 1905)	2	EN	x																		x
Elateridae	<i>Ampedus praeustus</i> (Fabricius, 1792)	1	NT											x								
Elateridae	<i>Melanotus villosus</i> (Geoffroy, 1785)	1																				x
Drilidae	<i>Drilus concolor</i> Ahrens, 1812	6			x						x		x			x					x	x
Cantharidae	<i>Malthinus balteatus</i> Suffrian, 1851	1	NT			x																
Dermestidae	<i>Ctesias serra</i> (Fabricius, 1792)	2	NT													x						x
Anobiidae	<i>Hedobia imperialis</i> (Linnaeus, 1767)	4				x					x			x			x					
Anobiidae	<i>Ptinus dubius</i> Sturm, 1837	2	DD								x		x									
Anobiidae	<i>Dryophilus pusillus</i> (Gyllenhal, 1808)	2			x																	x

FAMILIE	ART	Antall lok	RL	Asker, Nesøya/Nesøyltjern	Asker, Sjøstrand	Asker, Skaugumåsen	Asker, Spirebukta og Spirodden	Asker, Vollen	Bærum, Fornebu (v/Snarøya)	Bærum, Høvikodden	Bærum, Løkkåsen	Bærum, Oksenøya	Bærum, Ostøya	Frogn, Håøya S	Nesodden, Langøyene	Oslo, Bygdøy, Dronningberget	Oslo, Bygdøy, Hengsenga	Oslo, Bygdøy, Kongsgården	Oslo, Bøler, Kirkeskogen	Oslo, Gresshømen/Rambergøya	Oslo, Hovedøya	Oslo, Montebello
Anobiidae	<i>Ernobius abietinus</i> (Gyllenhal, 1808)	1											x									
Anobiidae	<i>Anobium nitidum</i> Fabricius, 1792	3		x	x														x			
Anobiidae	<i>Anobium rufipes</i> Fabricius, 1792	4		x	x						x					x						
Anobiidae	<i>Anobium thomsoni</i> (Kraatz, 1881)	1	NT	x																		
Anobiidae	<i>Xyletinus ater</i> (Creutzer, 1796)	4			x		x					x								x		
Anobiidae	<i>Stagetus borealis</i> Israelson, 1971	2	NT								x			x								
Anobiidae	<i>Dorcatoma chrysomelina</i> Sturm, 1837	1																				x
Anobiidae	<i>Dorcatoma punctulata</i> Mulsant & Rey, 1864	1											x									
Anobiidae	<i>Caenocara bovistae</i> (Hoffmann, 1803)	1										x										
Trogossitidae	<i>Nemozoma elongatum</i> (Linnaeus, 1761)	2															x					x
Melyridae	<i>Aplocnemus impressus</i> (Marsham, 1802)	2	VU								x			x								
Melyridae	<i>Trichocele memnonia</i> (Kiesenwetter, 1861)	1	NT													x						
Nitidulidae	<i>Meligethes corvinus</i> Erichson, 1845	1	NT																			x
Nitidulidae	<i>Meligethes caudatus</i> Guillebeau, 1897	3									x	x	x									
Nitidulidae	<i>Meligethes norvegicus</i> Easton, 1959	6	EN	x			x		x			x	x								x	
Nitidulidae	<i>Meligethes planiusculus</i> (Heer, 1841)	1										x										
Nitidulidae	<i>Meligethes tristis</i> Sturm, 1845	3							x			x								x		
Cucujidae	<i>Pediacus depressus</i> (Herbst, 1797)	1	EN										x									
Laemophloeidae	<i>Laemophloeus monilis</i> (Fabricius, 1787)	1	CR															x				
Laemophloeidae	<i>Cryptolestes corticinus</i> (Erichson, 1846)	1	VU																			x
Cryptophagidae	<i>Ootypus globosus</i> (Waltl, 1838)	1														x						
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus intermedius</i> Bruce, 1934	1				x																

FAMILIE	ART	Antall lok	RL	Asker, Nesøya/Nesøyltjern	Asker, Sjøstrand	Asker, Skaugumåsen	Asker, Spirebukta og Spirodden	Asker, Vollen	Bærum, Fornebu (v/Snarøya)	Bærum, Høvikodden	Bærum, Løkkåsen	Bærum, Oksenøya	Bærum, Ostøya	Frogn, Håøya S	Nesodden, Langøyene	Oslo, Bygdøy, Dronningberget	Oslo, Bygdøy, Hengsenga	Oslo, Bygdøy, Kongsgården	Oslo, Bøler, Kirkeskogen	Oslo, Gresshømen/Rambergøya	Oslo, Hovedøya	Oslo, Montebello
Biphyllidae	<i>Diplocoelus fagi</i> Guérin-Ménéville, 1844	2				x											x					
Corylophidae	<i>Orthoperus corticalis</i> (Redtenbacher, 1849)	2					x														x	
Corticariidae	<i>Enicmus planipennis</i> Strand, 1940	1	NT	x																		
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus atomarius</i> (Fabricius, 1787)	3			x	x										x						
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus fulvicollis</i> Fabricius, 1792	1	NT	x																		
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus populi</i> Fabricius, 1798	2	VU											x								x
Ciidae	<i>Cis dentatus</i> Mellié, 1848	2	NT			x							x									
Ciidae	<i>Orthocis vestitus</i> (Mellié, 1848)	1			x																	
Ciidae	<i>Hadreule elongatula</i> (Gyllenhal, 1827)	1	NT										x									
Melandryidae	<i>Anisoxya fuscula</i> (Illiger, 1798)	1	EN		x																	
Melandryidae	<i>Serropalpus barbatus</i> (Schaller, 1783)	1											x									
Melandryidae	<i>Osphyia bipunctata</i> (Fabricius, 1775)	1	EN											x								
Mordellidae	<i>Mordella brachyura</i> Mulsant, 1856	1	DD											x								
Mordellidae	<i>Mordellaria aurofasciata</i> (Comolli, 1837)	1	DD	x																		
Mordellidae	<i>Mordellistena secreta</i> Horák, 1983	2	DD									x	x									
Rhipiphoridae	<i>Ripidius quadricaps</i> Abeille de Perrin, 1872	1	"DD"																			x
Zopheridae	<i>Synchita humeralis</i> (Fabricius, 1792)	4		x	x								x						x			
Tenebrionidae	<i>Prionychus ater</i> (Fabricius, 1775)	1	NT																			x
Tenebrionidae	<i>Pseudocistela ceramoides</i> (Linnaeus, 1758)	3		x							x											x
Tenebrionidae	<i>Mycetochara humeralis</i> (Fabricius, 1787)	3	EN								x						x					x
Tenebrionidae	<i>Ctenopus sulphureus</i> (Linnaeus, 1758)	1	EN																		x	
Oedemeridae	<i>Ischnomera sanguinicollis</i> (Fabricius, 1787)	1	EN											x								

FAMILIE	ART	Antall lok	RL	Asker, Nesøya/Nesøyltjern	Asker, Sjøstrand	Asker, Skaugumåsen	Asker, Spirebukta og Spirodden	Asker, Vollen	Bærum, Fornebu (v/Snarøya)	Bærum, Høvikodden	Bærum, Løkkåsen	Bærum, Oksenøya	Bærum, Ostøya	Frogn, Håøya S	Nesodden, Langøyene	Oslo, Bygdøy, Dronningberget	Oslo, Bygdøy, Hengsenga	Oslo, Bygdøy, Kongsgården	Oslo, Bøler, Kirkeskogen	Oslo, Gresshømen/Rambergøya	Oslo, Hovedøya	Oslo, Montebello
Oedemeridae	<i>Ischnomera caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	1	VU											x								
Salpingidae	<i>Lissodema cursor</i> (Gyllenhal, 1813)	2	NT	x													x					
Aderidae	<i>Euglenes pygmaeus</i> (Degeer, 1774)	1	NT									x										
Aderidae	<i>Euglenes oculatus</i> (Paykull, 1798)	1	NT																			x
Aderidae	<i>Anidorus nigrinus</i> (Germar, 1831)	1					x															
Cerambycidae	<i>Dinoptera collaris</i> (Linnaeus, 1758)	6					x		x		x	x	x								x	
Cerambycidae	<i>Leioderus kollari</i> Redtenbacher, 1849	3	VU												x	x					x	
Cerambycidae	<i>Mesosa curculionoides</i> (Linnaeus, 1761)	1	VU											x								
Cerambycidae	<i>Oplosia cinerea</i> (Mulsant, 1839)	1															x					
Cerambycidae	<i>Exocentrus lusitanus</i> (Linnaeus, 1767)	3			x						x						x					
Cerambycidae	<i>Oberea linearis</i> (Linnaeus, 1761)	1	CR								x											
Chrysomelidae	<i>Cryptocephalus sericeus</i> (Linnaeus, 1758)	6	NT				x		x			x	x							x	x	
Chrysomelidae	<i>Cryptocephalus moraei</i> (Linnaeus, 1758)	6					x		x			x	x							x	x	
Chrysomelidae	<i>Altica carinthiaca</i> Weise, 1888	1	EN									x										
Chrysomelidae	<i>Neocrepidodera transversa</i> (Marsham, 1802)	1	DD									x										
Chrysomelidae	<i>Crepidodera aurata</i> (Marsham, 1802)	1															x					
Chrysomelidae	<i>Cassida vibex</i> Linnaeus, 1767	1	EN										x									
Chrysomelidae	<i>Cassida denticollis</i> Suffrian, 1844	2	NT									x	x									
Apionidae	<i>Protapion interjectum</i> (Desbr. des Loges, 1895)	1	NT									x										
Apionidae	<i>Oxystoma cracca</i> (Linnaeus, 1867)	1													x							
Apionidae	<i>Ceratapion penetrans</i> (Germar, 1817)	1	CR				x															
Curculionidae	<i>Simo hirticornis</i> (Herbst, 1795)	1	VU												x							

FAMILIE	ART	Antall lok	RL	Asker, Nesøya/Nesøytjern	Asker, Sjøstrand	Asker, Skaugumåsen	Asker, Spirebukta og Spirodden	Asker, Vollen	Bærum, Fornebu (v/Snarøya)	Bærum, Høvikodden	Bærum, Løkkåsen	Bærum, Oksenøya	Bærum, Ostøya	Frogn, Håøya S	Nesodden, Langøyene	Oslo, Bygdøy, Dronningberget	Oslo, Bygdøy, Hengsenga	Oslo, Bygdøy, Kongsgården	Oslo, Bøler, Kirkeskogen	Oslo, Gresshømen/Rambergøya	Oslo, Hovedøya	Oslo, Montebello
Curculionidae	<i>Hypera plantaginis</i> (Degeer, 1775)	1	NT				x															
Curculionidae	<i>Hypera venusta</i> (Fabricius, 1781)	4							x			x								x	x	
Curculionidae	<i>Cossonus parallelepipedus</i> (Herbst, 1795)	2	EN														x	x				
Curculionidae	<i>Bagous diglyptus</i> Boheman, 1845	1	EN									x										
Curculionidae	<i>Curculio nucum</i> Linnaeus, 1758	1																				x
Curculionidae	<i>Curculio villosus</i> Fabricius, 1781	1			x																	
Curculionidae	<i>Tychius polylineatus</i> (Germar, 1824)	1	NT									x										
Curculionidae	<i>Tychius squamulatus</i> Gyllenhal, 1836	1	NT					x														
Curculionidae	<i>Tychius meliloti</i> Stephens, 1831	6					x		x		x	x					x			x		
Curculionidae	<i>Bradybatus kellneri</i> Bach, 1854	1										x										
Curculionidae	<i>Baris artemisiae</i> (Herbst, 1795)	3										x			x		x					
Curculionidae	<i>Trichosirocalus troglodytes</i> (Fabricius, 1787)	2										x		x								
Curculionidae	<i>Trichosirocalus barnevillei</i> (Grenier, 1866)	1	NT									x										
Curculionidae	<i>Ceutorhynchus roberti</i> Gyllenhal, 1837	1	DD										x									
Curculionidae	<i>Ceutorhynchus hampei</i> Bris. de Barneville, 1869	3							x			x									x	
Curculionidae	<i>Mogulones euphorbiae</i> (Bris. de Barneville, 1866)	1	VU																	x		
Curculionidae	<i>Hylesinus crenatus</i> (Fabricius, 1787)	3				x											x	x				
Curculionidae	<i>Hylesinus oleiperda</i> (Fabricius, 1792)	1											x									
Curculionidae	<i>Pityogenes trepanatus</i> (Nördlinger, 1848)	3		x									x									x
Curculionidae	<i>Xyleborus cryptographus</i> (Ratzeburg, 1837)	1												x								
Curculionidae	<i>Xyleborinus saxesenii</i> (Ratzeburg, 1837)	1																				x

FAMILIE	ART	Antall lok	RL	Asker, Nesøya/Nesøytjern	Asker, Sjøstrand	Asker, Skaugumåsen	Asker, Spirebukta og Spirodden	Asker, Vollen	Bærum, Fornebu (v/Snarøya)	Bærum, Høvikodden	Bærum, Løkkåsen	Bærum, Oksenøya	Bærum, Ostøya	Frogn, Håøya S	Nesodden, Langøyene	Oslo, Bygdøy, Dronningberget	Oslo, Bygdøy, Hengsenga	Oslo, Bygdøy, Kongsgården	Oslo, Bøler, Kirkeskogen	Oslo, Gresshømen/Rambergøya	Oslo, Hovedøya	Oslo, Montebello
HEMIPTERA																						
Aradidae	<i>Aradus conspicuus</i> (Herrich-Schaeffer, 1835)	1	CR		x																	
Aradidae	<i>Mezira tremula</i> (Buetner, 1822)	1	NT											x								
Berytinidae	<i>Metatropis rufescens</i> (Herrich-Schaeffer, 1835)	1		x																		
Cicadidae	<i>Cicadetta montana</i> (Scopoli, 1772)	3	VU	x							x		x									
Cydnidae	<i>Legnotus picipes</i> (Fallén, 1807)	2							x			x										
Delphacidae	<i>Kosswigianella exigua</i> (Boheman, 1847)	1	VU				x															
Delphacidae	<i>Euides speciosa</i> (Boheman, 1845)	1										x										
Pentatomidae	<i>Troilus luridus</i> (Fabricius, 1775)	2		x									x									
Psyllidae	<i>Cacopsylla rhamnicola</i> (Scott, 1876)	1	VU	x																		
Rhopalidae	<i>Brachycarenum tigrinus</i> (Schilling, 1829)	1	VU									x										
Scutelleridae	<i>Sciocoris cursitans</i> (Fabricius, 1794)	1	VU																		x	
Scutelleridae	<i>Odontoscelis fuliginosa</i> (Linnaeus, 1761)	2			x							x										
Tingidae	<i>Physatocheila smreczynskii</i> China, 1952	2											x							x		
HYMENOPTERA																						
Scolidae	<i>Scolia hirta</i> Schrenk, 1781	1	VU											x								
Sphecidae	<i>Crossocerus annulipes</i> (Lep. & Brulle, 1834)	1	NT																			x
	Sum antall RL-arter		78	13	4	1	6	2	2	0	8	14	15	11	2	4	4	3	1	4	6	11

Vedlegg 3: Samletabell for insekter i hule eiker 2004-2006

Samlet oversikt over rødlistede og faunistisk interessante biller funnet på 15 lokaliteter som er undersøkt i løpet av prosjektperioden 2004-2006. Tabellen er basert på **Tabell 5** denne rapporten, Aarrestad et al. (2006) samt Ødegaard et al. (2006). Denne oversikten er på ingen måte er fullstendig mht. hva som finnes på lokalitetene.

FAMILIE	Art	Ant lok	Sum indiv	RL	V-Agder, Søgne: Åros (2006)	A-Agder, Åmli: Gangseid (2006)	Østfold, Halden: Knardal (2006)	Oslo: Montebello (2006)	A-Agder, Åmli: Simonstona (2006)	Vestfold, Larvik: Vemansås (2006)	Vestfold, Siljan: Brenndalsskarven (2005)	Vestfold, Larvik: Budalsåsen (2005)	Vestfold, Borre: Karl Johans Vern (2005)	Vestfold, Stokke: Melsomvik (2005)	Vestfold, Borre: Østøya (2005)	Telemark, Drangedal: Steinknapp NØ (2004)	Telemark, Drangedal: Steinknapp V (2004)	Hordaland, Kvam: Skeianes (2005)	Hordaland, Kvam: Berge (2005)
Histeridae	<i>Plegaderus caesus</i> (Herbst, 1792)	3	4							1		1				2			
Histeridae	<i>Gnathoncus nannetensis</i> (Marseul, 1862)	1	2									2							
Histeridae	<i>Dendrophilus corticalis</i> (Paykull, 1798)	1	1									1							
Histeridae	<i>Paromalus flavicornis</i> (Herbst, 1792)	2	2	NT									1		1				
Histeridae	<i>Paromalus parallelepipedus</i> (Herbst, 1792)	1	1							1									
Ptiliidae	<i>Ptenidium gressneri</i> Erichson, 1845	1	1	EN								1							
Ptiliidae	<i>Ptenidium turgidum</i> Thomson, 1855	2	4	NT						1	3								
Ptiliidae	<i>Euryptilium saxonicum</i> (Gillmeister, 1845)	1	1					1											
Ptiliidae	<i>Ptiliolum caledonicum</i> (Sharp, 1871)	1	1					1											
Ptiliidae	<i>Ptinella aptera</i> (Guérin-Ménéville, 1839)	1	1	NT									1						
Ptiliidae	<i>Pteryx splendens</i> Strand, 1960	2	3	NT						1	2								
Leiodidae	<i>Nemadus colonoides</i> (Kraatz, 1851)	5	76	VU			4	1	68	1	2								
Leiodidae	<i>Sciodrepoides fumatus</i> (Spence, 1815)	1	10								10								
Leiodidae	<i>Leptinus testaceus</i> Müller, 1817	1	1								1								
Scydmaenidae	<i>Euthiconus conicicollis</i> (Fairm. & Lab., 1855)	4	4	EN						1	1					1	1		
Scydmaenidae	<i>Nevraphes plicicollis</i> Reitter, 1879	2	2	VU	1						1								
Scydmaenidae	<i>Scydmorephes minutus</i> (Chaudoir, 1845)	3	5	NT						2						2	1		
Scydmaenidae	<i>Microscydmus nanus</i> (Schaum, 1844)	3	9	NT	4					3								2	
Scydmaenidae	<i>Microscydmus minimus</i> (Chaudoir, 1845)	3	3	NT				1	1							1			

FAMILIE	Art	Ant lok	Sum indiv	RL	V-Agder, Søgne: Åros (2006)	A-Agder, Åmli: Gangseid (2006)	Østfold, Halden: Knardal (2006)	Oslo: Montebello (2006)	A-Agder, Åmli: Simonstona (2006)	Vestfold, Larvik: Vemansås (2006)	Vestfold, Siljan: Brenndalskarven (2005)	Vestfold, Larvik: Budalsåsen (2005)	Vestfold, Borre: Karl Johans Vern (2005)	Vestfold, Stokke: Melsomvik (2005)	Vestfold, Borre: Østøya (2005)	Telemark, Drangedal: Steinknapp NØ (2004)	Telemark, Drangedal: Steinknapp V (2004)	Hordaland, Kvam: Skeianes (2005)	Hordaland, Kvam: Berge (2005)
Scydmaenidae	<i>Scydmaenus hellwigii</i> (Herbst, 1792)	1	1	NT							1								
Staphylinidae	<i>Hapalareae pygmaea</i> (Paykull, 1800)	3	7	NT				3			3	1							
Staphylinidae	<i>Euplectus nanus</i> (Reichenbach, 1816)	3	6						4	1				1					
Staphylinidae	<i>Euplectus piceus</i> Motschulsky, 1835	4	17		7			8	1									1	
Staphylinidae	<i>Euplectus bescidicus</i> Reitter, 1881	1	2							2									
Staphylinidae	<i>Euplectus brunneus</i> (Grimmer, 1841)	4	10									1			1			3	5
Staphylinidae	<i>Bibloporus minutus</i> Raffray, 1914	8	21			4		3	3		2		1	5				2	1
Staphylinidae	<i>Trichonyx sulcicollis</i> (Reichenbach, 1816)	1	1	EN											1				
Staphylinidae	<i>Mycetoporus baudueri</i> Mulsant & Rey, 1875	2	2		1							1							
Staphylinidae	<i>Parabolitobius inclinans</i> (Gravenhorst, 1806)	1	1															1	
Staphylinidae	<i>Oxypoda arborea</i> Zerche, 1994	9	81		26	21		6	2			1				4	10	5	6
Staphylinidae	<i>Thiasophila wockii</i> (Schneider, 1862)	1	1							1									
Staphylinidae	<i>Thiasophila inquilina</i> (Märkel, 1844)	1	1	EN			1												
Staphylinidae	<i>Haploglossa gentilis</i> (Märkel, 1844)	2	21	NT					1		20								
Staphylinidae	<i>Haploglossa marginalis</i> (Gravenhorst, 1806)	2	5	NT						2			3						
Staphylinidae	<i>Atheta (Enalodroma) hepatica</i> (Erichson, 1839)	1	1					1											
Staphylinidae	<i>Neohilara subterranea</i> (Mulsant & Rey, 1853)	1	1								1								
Staphylinidae	<i>Thamiaraea cinnamomea</i> (Thomson, 1856)	5	31							14	7	5	3	2					
Staphylinidae	<i>Thamiaraea hospita</i> (Märkel, 1844)	1	1	NT						1									
Staphylinidae	<i>Euryusa sinuata</i> Erichson, 1837	1	1	EN									1						
Staphylinidae	<i>Holobus apicatus</i> (Erichson, 1837)	2	2					1			1								
Scaphidiidae	<i>Scaphidium quadrimaculatum</i> Olivier, 1790	1	1	NT				1											

FAMILIE	Art	Ant lok	Sum indiv	RL	V-Agder, Søgne: Åros (2006)	A-Agder, Åmli: Gangseid (2006)	Østfold, Halden: Knardal (2006)	Oslo: Montebello (2006)	A-Agder, Åmli: Simonstona (2006)	Vestfold, Larvik: Vemansås (2006)	Vestfold, Siljan: Brenndalskarven (2005)	Vestfold, Larvik: Budalsåsen (2005)	Vestfold, Borre: Karl Johans Vern (2005)	Vestfold, Stokke: Melsomvik (2005)	Vestfold, Borre: Østøya (2005)	Telemark, Drangedal: Steinknapp NØ (2004)	Telemark, Drangedal: Steinknapp V (2004)	Hordaland, Kvam: Skeianes (2005)	Hordaland, Kvam: Berge (2005)
Scaphidiidae	<i>Scaphisoma boleti</i> (Panzer, 1793)	2	2					1			1								
Scaphidiidae	<i>Scaphisoma boreale</i> Lundblad, 1952	2	2					1			1								
Scaphidiidae	<i>Scaphisoma balcanicum</i> Tamanini, 1954	1	1	VU											1				
Staphylinidae	<i>Bisnius subuliformis</i> (Gravenhorst, 1802)	1	1	VU			1												
Staphylinidae	<i>Quedius cruentus</i> (Olivier, 1795)	2	3				2					1							
Staphylinidae	<i>Quedius brevicornis</i> Thomson, 1860	7	12	VU		1	3	1	3	1	1		2						
Staphylinidae	<i>Quedius scitus</i> (Gravenhorst, 1806)	2	3				2								1				
Trogidae	<i>Trox scaber</i> (Linnaeus, 1767)	1	1							1									
Scarabaeidae	<i>Protaetia marmorata</i> (Fabricius, 1792)	1	1	VU								1							
Scarabaeidae	<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	6	22			2		3	7	2	5			3					
Scirtidae	<i>Prionocyphon serricornis</i> (Müller, 1821)	4	61	VU		58		1				1							1
Buprestidae	<i>Agrilus sulcicollis</i> Lacordaire, 1835	1	1							1									
Eucnemidae	<i>Melasis buprestoides</i> (Linnaeus, 1761)	1	1	NT											1				
Eucnemidae	<i>Xylophilus corticalis</i> (Paykull, 1800)	8	22		6	2	4			2	2	1			3	2			
Eucnemidae	<i>Hylis foveicollis</i> (Thomson, 1874)	1	1	VU	1														
Eucnemidae	<i>Microrhagus pygmaeus</i> (Fabricius, 1792)	3	3											1				1	1
Eucnemidae	<i>Eucnemis capucina</i> Ahrens, 1812	3	4	EN					1		2				1				
Elateridae	<i>Hemicrepidius hirtus</i> (Herbst, 1784)	1	1					1											
Elateridae	<i>Crepidophorus mutilatus</i> Rosenhauer, 1847	1	1	EN								1							
Elateridae	<i>Selatosomus cruciatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1				1												
Elateridae	<i>Calambus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	2	2	EN								1		1					
Elateridae	<i>Procaerus tibialis</i> (Lacordaire, 1835)	1	1	CR								1							
Elateridae	<i>Ampedus hjorti</i> (Rye, 1905)	7	17	EN			1	5		1	3	1			5	1			

FAMILIE	Art	Ant lok	Sum indiv	RL	V-Agder, Søgne: Åros (2006)	A-Agder, Åmli: Gangseid (2006)	Østfold, Halden: Knardal (2006)	Oslo: Montebello (2006)	A-Agder, Åmli: Simonstona (2006)	Vestfold, Larvik: Vemansås (2006)	Vestfold, Siljan: Brenndalskarven (2005)	Vestfold, Larvik: Budalsåsen (2005)	Vestfold, Borre: Karl Johans Vern (2005)	Vestfold, Stokke: Melsomvik (2005)	Vestfold, Borre: Østøya (2005)	Telemark, Drangedal: Steinknapp NØ (2004)	Telemark, Drangedal: Steinknapp V (2004)	Hordaland, Kvam: Skeianes (2005)	Hordaland, Kvam: Berge (2005)
Elateridae	<i>Ampedus cinnabarinus</i> (Eschscholtz, 1829)	1	1	NT						1									
Elateridae	<i>Elater ferrugineus</i> Linnaeus, 1758	1	5	"CR"					5										
Elateridae	<i>Melanotus villosus</i> (Geoffroy, 1785)	3	19				14	3	2										
Elateridae	<i>Ectinus aterrimus</i> (Linnaeus, 1761)	2	4				1	3											
Drilidae	<i>Drilus concolor</i> Ahrens, 1812	1	1				1												
Cantharidae	<i>Malthinus seriepunctatus</i> Kiesenwetter, 1851	2	2	VU	1										1				
Dermestidae	<i>Megatoma undata</i> (Linnaeus, 1758)	1	1										1						
Dermestidae	<i>Ctesias serra</i> (Fabricius, 1792)	8	71	NT	1	13	1	4		5	3	43					1		
Anobiidae	<i>Hedobia imperialis</i> (Linnaeus, 1767)	5	6		2		1	1							1	1			
Anobiidae	<i>Ptinus dubius</i> Sturm, 1837	1	1	DD	1														
Anobiidae	<i>Dryophilus pusillus</i> (Gyllenhal, 1808)	3	3				1				1				1				
Anobiidae	<i>Xestobium rufovillosum</i> (Degeer, 1774)	11	105		29	3	1		19	9	15	15	1		5	6	2		
Anobiidae	<i>Gastrallus immarginatus</i> (Müller, 1821)	4	34	EN						25		1			7		1		
Anobiidae	<i>Anobium nitidum</i> Fabricius, 1792	5	11				4	4				1			1		1		
Anobiidae	<i>Ptilinus pectinicornis</i> (Linnaeus, 1758)	3	5				1			1		3							
Anobiidae	<i>Ptilinus fuscus</i> Geoffroy, 1785	1	1					1											
Anobiidae	<i>Dorcatoma chrysomelina</i> Sturm, 1837	11	586		2	1	410	48	2	22	13	9	4	56	19				
Anobiidae	<i>Xyletinus pectinatus</i> (Fabricius, 1792)	1	1	EN											1				
Anobiidae	<i>Caenocara bovista</i> (Hoffmann, 1803)	1	1		1														
Lymexylidae	<i>Lymexylon navale</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	CR						2									
Trogossitidae	<i>Thymalus limbatus</i> (Fabricius, 1787)	3	9			5			2	2									
Trogossitidae	<i>Grynocharis oblonga</i> (Linnaeus, 1758)	2	4	VU			2			2									
Trogossitidae	<i>Nemozoma elongatum</i> (Linnaeus, 1761)	2	2				1			1									

FAMILIE	Art	Ant lok	Sum indiv	RL	V-Agder, Søgne: Åros (2006)	A-Agder, Åmli: Gangseid (2006)	Østfold, Halden: Knardal (2006)	Oslo: Montebello (2006)	A-Agder, Åmli: Simonstona (2006)	Vestfold, Larvik: Vemansås (2006)	Vestfold, Siljan: Brenndalskarven (2005)	Vestfold, Larvik: Budalsåsen (2005)	Vestfold, Borre: Karl Johans Vern (2005)	Vestfold, Stokke: Melsomvik (2005)	Vestfold, Borre: Østøya (2005)	Telemark, Drangedal: Steinknapp NØ (2004)	Telemark, Drangedal: Steinknapp V (2004)	Hordaland, Kvam: Skeianes (2005)	Hordaland, Kvam: Borge (2005)
Cleridae	<i>Tillus elongatus</i> (Linnaeus, 1758)	2	6						5	1									
Melyridae	<i>Dasytes cyaneus</i> (Fabricius, 1775)	4	9			2	1	4		2									
Melyridae	<i>Hypebaeus flavipes</i> (Fabricius, 1787)	1	1	CR					1										
Nitidulidae	<i>Epuraea guttata</i> (Olivier, 1811)	4	6	NT					1		1		3	1					
Nitidulidae	<i>Epuraea neglecta</i> (Heer, 1841)	1	1											1					
Nitidulidae	<i>Meligethes corvinus</i> Erichson, 1845	1	1	NT			1												
Nitidulidae	<i>Cryptarcha strigata</i> (Fabricius, 1787)	5	87	NT			3		47	11		18	8						
Nitidulidae	<i>Cryptarcha undata</i> (Olivier, 1790)	5	46	NT					10	7		9	14	6					
Nitidulidae	<i>Glischrochilus quadriguttatus</i> (Fabricius, 1777)	4	4	NT	1	1				1	1								
Cucujidae	<i>Cucujus cinnaberinus</i> (Scopoli, 1763)	1	1	VU											1				
Laemophloeidae	<i>Cryptolestes corticinus</i> (Erichson, 1846)	4	4	VU		1	1	1	1										
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus populi</i> Paykull, 1800	7	42				12		12	7	1	5	2		3				
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus labilis</i> Erichson, 1846	2	2	VU		1						1							
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus confusus</i> Bruce, 1934	1	1	EN			1												
Cryptophagidae	<i>Cryptophagus intermedius</i> Bruce, 1934	2	2						1				1						
Endomychidae	<i>Leiestes seminigra</i> (Gyllenhal, 1808)	1	1	NT											1				
Corylophidae	<i>Orthoperus punctatus</i> Wankowicz, 1865	1	1							1									
Corylophidae	<i>Orthoperus corticalis</i> (Redtenbacher, 1849)	1	2							2									
Corticariidae	<i>Enicmus planipennis</i> Strand, 1940	1	2	NT			2												
Corticariidae	<i>Aridius norvegicus</i> (Strand, 1940)	1	1	DD								1							
Mycetophagidae	<i>Triphyllus bicolor</i> (Fabricius, 1777)	1	1	EN	1														
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus piceus</i> (Fabricius, 1777)	5	22	VU		4		1	1	14	2								
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus atomarius</i> (Fabricius, 1787)	1	1											1					

FAMILIE	Art	Ant lok	Sum indiv	RL	V-Agder, Søgne: Åros (2006)	A-Agder, Åmli: Gangseid (2006)	Østfold, Halden: Knardal (2006)	Oslo: Montebello (2006)	A-Agder, Åmli: Simonstona (2006)	Vestfold, Larvik: Vemansås (2006)	Vestfold, Siljan: Brenndalskarven (2005)	Vestfold, Larvik: Budalsåsen (2005)	Vestfold, Borre: Karl Johans Vern (2005)	Vestfold, Stokke: Melsomvik (2005)	Vestfold, Borre: Østøya (2005)	Telemark, Drangedal: Steinknapp NØ (2004)	Telemark, Drangedal: Steinknapp V (2004)	Hordaland, Kvam: Skeianes (2005)	Hordaland, Kvam: Berge (2005)
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus fulvicollis</i> Fabricius, 1792	3	4	NT				1						2	1				
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus populi</i> Fabricius, 1798	4	4	VU	1		1		1						1				
Ciidae	<i>Ropalodontus perforatus</i> (Gyllenhal, 1813)	2	2												1				1
Ciidae	<i>Cis micans</i> (Fabricius, 1792)	1	1	NT									1						
Ciidae	<i>Cis fagi</i> Walth, 1839	6	19			12	1		2	1	2	1							
Ciidae	<i>Cis dentatus</i> Mellié, 1848	2	2	NT					1						1				
Ciidae	<i>Orthocis vestitus</i> (Mellié, 1848)	7	20			2			3	1	5	2			2	5			
Melandryidae	<i>Orchesia luteipalpis</i> Mulsant & Guillebeau, 1857	1	1	VU	1														
Melandryidae	<i>Orchesia fasciata</i> (Illiger, 1798)	2	2	NT						1	1								
Melandryidae	<i>Phloiodytes rufipes</i> (Gyllenhal, 1810)	4	5	VU							2				1	1		1	
Melandryidae	<i>Conopalpus testaceus</i> (Olivier, 1790)	4	12	NT	1	1			1	9									
Rhipiphoridae	<i>Ripidius quadricaps</i> Abeille de Perrin, 1872	1	1	"DD"				1											
Zopheridae	<i>Synchita humeralis</i> (Fabricius, 1792)	2	2					1			1								
Tenebrionidae	<i>Palorus depressus</i> (Fabricius, 1790)	1	1									1							
Tenebrionidae	<i>Eledona agricola</i> (Herbst, 1783)	2	3	VU					1	2									
Tenebrionidae	<i>Prionychus ater</i> (Fabricius, 1775)	6	29	NT	1		17	1			1		7		2				
Tenebrionidae	<i>Prionychus melanarius</i> (Germar, 1813)	1	1	EN			1												
Tenebrionidae	<i>Pseudocistela ceramoides</i> (Linnaeus, 1758)	13	122		4	2	66	12	14	6	3	4	1		1	1	2		6
Tenebrionidae	<i>Mycetochara humeralis</i> (Fabricius, 1787)	1	6	EN				6											
Tenebrionidae	<i>Mycetochara linearis</i> (Illiger, 1794)	6	43	NT						2	4	8	9	7	13				
Oedemeridae	<i>Ischnomera caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	VU		1													
Salpingidae	<i>Lissodema cursor</i> (Gyllenhal, 1813)	1	3	NT										3					
Salpingidae	<i>Sphaeriestes castaneus</i> (Panzer, 1796)	1	1		1														

FAMILIE	Art	Ant lok	Sum indiv	RL	V-Agder, Søgne: Åros (2006)	A-Agder, Åmli: Gangseid (2006)	Østfold, Halden: Knardal (2006)	Oslo: Montebello (2006)	A-Agder, Åmli: Simonstona (2006)	Vestfold, Larvik: Vemansås (2006)	Vestfold, Siljan: Brenndalsskarven (2005)	Vestfold, Larvik: Budalsåsen (2005)	Vestfold, Borre: Karl Johans Vern (2005)	Vestfold, Stokke: Melsomvik (2005)	Vestfold, Borre: Østøya (2005)	Telemark, Drangedal: Steinknapp NØ (2004)	Telemark, Drangedal: Steinknapp V (2004)	Hordaland, Kvam: Skeianes (2005)	Hordaland, Kvam: Berge (2005)
Aderidae	<i>Euglenes oculus</i> (Paykull, 1798)	10	1427	NT		1	1	2	324		26	24	986	5		57	1		
Scaptiidae	<i>Scaptia fuscula</i> Müller, 1821	2	64	NT									63			1			
Cerambycidae	<i>Anoplodera sexguttata</i> (Fabricius, 1775)	2	3						2							1			
Cerambycidae	<i>Molorchus umbellatarum</i> (Schreber, 1759)	1	2												2				
Cerambycidae	<i>Phymatodes testaceus</i> (Linnaeus, 1758)	5	10				4			3	1		1	1					
Chrysomelidae	<i>Goniocтена intermedia</i> (Helliesen, 1913)	1	1								1								
Curculionidae	<i>Magdalis cerasi</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	DD										1					
Curculionidae	<i>Phloeophagus lignarius</i> (Marsham, 1802)	1	1	VU											1				
Curculionidae	<i>Phloeophagus turbatus</i> Schönherr, 1845	1	1	VU							1								
Curculionidae	<i>Rhyncolus elongatus</i> (Gyllenhal, 1827)	2	3									2				1			
Curculionidae	<i>Rhyncolus sculpturatus</i> Waltl, 1839	2	3			1				2									
Curculionidae	<i>Curculio nucum</i> Linnaeus, 1758	1	1					1											
Curculionidae	<i>Curculio villosus</i> Fabricius, 1781	2	3						2	1									
Curculionidae	<i>Gymnetron melanarium</i> (Germar, 1821)	1	1													1			
Curculionidae	<i>Acalles roboris</i> Curtis, 1835	1	3			3													
Curculionidae	<i>Coeliodes rana</i> (Fabricius, 1787)	1	1						1										
Curculionidae	<i>Hylesinus crenatus</i> (Fabricius, 1787)	5	8					3		1	1		2		1				
Curculionidae	<i>Hylesinus varius</i> (Fabricius, 1775)	2	5									2			3				
Curculionidae	<i>Pityogenes trepanatus</i> (Nördlinger, 1848)	6	30		11	1		14	1	2									1
Curculionidae	<i>Dryocoetes villosus</i> (Fabricius, 1792)	4	22										8	9	1				4
Curculionidae	<i>Taphrorychus bicolor</i> (Herbst, 1793)	1	1	NT															1
Curculionidae	<i>Xyleborus cryptographus</i> (Ratzeburg, 1837)	1	1													1			
Curculionidae	<i>Xyleborinus saxesenii</i> (Ratzeburg, 1837)	6	423					8			9	128	40	145	93				

FAMILIE	Art	Ant lok	Sum indiv	RL	V-Agder, Søgne: Åros (2006)	A-Agder, Åmli: Gangseid (2006)	Østfold, Halden: Knardal (2006)	Oslo: Montebello (2006)	A-Agder, Åmli: Simonstona (2006)	Vestfold, Larvik: Vemansås (2006)	Vestfold, Siljan: Brenndalsskarven (2005)	Vestfold, Larvik: Budalsåsen (2005)	Vestfold, Borre: Karl Johans Vern (2005)	Vestfold, Stokke: Melsomvik (2005)	Vestfold, Borre: Østøya (2005)	Telemark, Drangedal: Steinknapp NØ (2004)	Telemark, Drangedal: Steinknapp V (2004)	Hordaland, Kvam: Skeianes (2005)	Hordaland, Kvam: Berge (2005)
Curculionidae	<i>Trypophloeus granulatus</i> (Ratzeburg, 1837)	1	2												2				
Curculionidae	<i>Trypophloeus asperatus</i> (Gyllenhal, 1813)	1	1	NT											1				
Sum RL-arter			3932	79	10	11	10	11	15	24	18	19	17	12	11	18	6	2	2

Vedlegg 4: Rødlistede, jordboende sopp i kalklindeskog 2004-2006

Resultater fra kartlegging av rødlistede, jordboende sopparter knyttet til kalklindeskog i Oslo-Bærum-Asker (-Ringerike-Mjøsa) 2004-2006. Data fra kalkrike hasselkratt Hadeland 2006 også inkludert.

X = tidligere funn. Lok. navn fete typer: nye lokaliteter i forhold til kalklundeundersøkelser på 1980- og 90-tallet. Tall fete typer: registreringer i 2006 (andre tall: reg. i 2004). *også funnet 2006, men større forekomst i 2004 (gjelder Reinsdyrlia) hakeparentes: barskogsarter knyttet til enkeltstående gran/furu i bestandet. Grønt: arter som har gått ut av rødlista. kursiv: arter inn på rødliste-2006

Lokaliteter: 1-11: Større, velutviklede, tørre kalklinde(-hassel)skog; Dro = Dronningberget (Bygdøy). Rei = Reinsdyrlia (Bygdøy). Hen = Hengsåsen-Hengsengen. Løk = Løkkeåsen i Sandvika. Spi = Spireodden på Løkeneshalvøya. Vet = Vette på Løkeneshalvøya. Orm = Ormodden v/ Blakstad. Sjø = Sjøstrand v/ Bjerkås. Nes = Nes gård i Hole. Nec = Nes camping i Hole. Eri = Eriksrud NR v/ Honne på Biri. Lok. 12-20: Små fragmenter av kalklindeskog (få lindetrær, eller noe fattigere (mindre kalkpregete), ev. friskere utforminger; Mal = Malmøya. Hov = Hovedøya. Rho = Rhodeløkken-Clausåsen på Bygdøy. Ost = Ostøya NØ. Kal = Kalvøya SV. Hag = Hagabråten ved Østerås. Bla = Blakstadbukta. Bls = Blakstadbukta sør. NeØ = Nes øst (Hole). Rike hasselkratt på kalk: Rås = Råstadtoppen-Råstadbakka (Lunner). Skø = Østre Skøyen (Lunner). Andre = Andre kalklindeskogsforekomster i Oslofjordsomr. SUM = sum av totalt kjente norske forekomster av kalklindeskogsarter. SUny = sum nye forekomster kalklindeskogsarter registrert 2004-06.

		rødl. 98	rødl. 06	Dro	Rei	Hen	Løk	Spi	Vet	Orm	Sjø	Nes	Nec	Eri	Mal	Hov	Rho	Ost	Kal	Hag	Bla	Bls	NeØ	Rås	Skø	Andre	SUM	SUM nye 04-06
Slørsopp (Cortinarius)																												
Villsvinslørsopp	<i>C. aprinus</i>		VU	1(8)	3(20)		1(15)	x			7(74)	x	3(16)	x										3(29)		4	13	2
	<i>C. argenteoilacinus</i>	E	VU					x																				0
[Gullrandslørsopp]	[<i>C. aureopulverulentus</i>]	DC																1(1)										[1]
	<i>C. barbatus</i>		NT	x				x								x												0
	<i>C. balteatoalbus</i>		EN																					1(2)	x	2	4	1
Rasmarkslørsopp	<i>C. caesiocortinatus</i>	V	EN	x	1(1)	12(92)	x	x		2(4)		1(1)			3(4)				1(4)				x			3	13	5
	<i>C. calochrous</i> ss. str.	DC	EN											x												3	4	0
Birislørsopp	<i>C. camptoros</i>	E	EN	x							2(14)	x		x													6	0
	<i>C. catharinae</i> (parvus)		EN									x	x	x									x			3	7	0
	<i>C. coerulescentium</i>	E	EN									x			1(4)											3	5	1
	<i>C. conicus</i> coll.		VU								3(31)									2(16)					4(86)			3
Hasselslørsopp	<i>C. cotoneus</i>	DC	VU	1(1)	1(3)	2(2)		x		3(5)		x	1(4)	x		x							x		4(37)	10	20	2
Gulgrønn melslørsopp	<i>C. flavovirens</i>	E	EN	1(2)	3(33)*				3(27)															3(16)		1	5	2
[Barstrøslørsopp]	[<i>C. fraudulosus</i>]	DC	NT											1(3)				1(13)										[1]
Frøkenlørsopp	<i>C. cf. gracilior</i>	E	CR				x																					0
Askerslørsopp	<i>C. langei</i>	E	CR					x																		1		0
Flasset lørsopp	<i>C. luhmanni</i> (caesiogriseus)	E	CR	x					x		1(3)															1	4	0
[Kananigul lørsopp]	[<i>C. meinhardi</i>]	DC	VU			1(1)	x		2(17)									4(15)	10(50)		1(3)							[4]
	<i>C. nymphicolor</i> (rickenianus)	E	CR									x	x														1	0
Bananslørsopp	<i>C. nanceiensis</i>	V	VU	3(19)	8(128)*	1(12)	x	x		2(11)	2(20)	x	x	x	3(28)			2(15)	3(12)	1(1)	1(5)	5(61)	x			6	23	10
Safranslørsopp	<i>C. olearioides</i> (fulmineus)	R	VU	x	1(3)											x									1(1)			1
Oliven kanelslørsopp	<i>C. olivaceofuscus</i>	DC		x			x	x			1(1)			x	1(2)							3(12)	x	1(1)				3
Osloslørsopp	<i>C. osloensis</i>	E	CR	2(5)	6(22)							x	2(2)														4	1
Brun jordbærlørsopp	<i>C. osmophorus</i>	E	EN					x			3(19)															3	5	1
	<i>C. polymorphus</i> coll.	E	EN	x	3(28)*		x	x		2(20)	4(15)	1(9)	x											4(16)		3	12	4

		rødl. 98	rødl. 06	Dro	Rei	Hen	Løk	Spi	Vet	Orm	Sjø	Nes	Nec	Eri	Mal	Hov	Rho	Ost	Kal	Hag	Bla	Bls	NeØ	Rås	Skø	Andre	SUM	SUM nye 04-06
Kjempeslørsopp	C. praestans	E	VU	x			x	x	3(28)									2(15)										2
	C. prasinocyaneus	E	CR									x															1	0
	C. prasinus (subionochlorus)	E	CR	x							3(5)																2	1
	C. pseudovulpinus		CR						1(1)	1(6)											1(1)						3	3
Rødoliven slørsopp	C. rufoolivaceus	E	CR				1(1)					x														1	3	0
Blå slimslørsopp	C. salor	R	VU	x	1(1)		x								3(18)							1(4)						3
Skrentslørsopp	C. saporatus	V	VU	x	2(3)					2(4)				x							1(10)		x			10	16	3
	C. sciophyllus		NT	1(1)	1(1)	2(15)	x	x			1(2)	x	x	x														3
Lilla jordbærslørsopp	C. suaveolens	E	EN				x			2(3)																5	7	1
Indigoslørsopp	C. terpsichores	E	CR	x							11(79)	x	x													2	6	1
Lindeslørsopp	C. tiliae	E	EN	3(5)	6(221)*	1(1)	1(3)				2(21)				2(11)		2(233)									1	7	5
Svartnende slørsopp	C. uraceus		NT	x																				3(23)	1(7)			1
Sølvslørsopp	C. urbicus	DC	NT	x	1(1)	1(1)	x	x	1(30)	1(1)		x	1(5)					1(4)				2(11)		1(3)				6
Andre mykorrhizasopp:																												
Bleklodden steinsopp	Boletus reticulatus	R		9(16)	2(2)	x		7(25)				1(1)					1(1)											
Svartnende kantarell	Cantharellus melanoxeros	V	NT	x																				1(4)				0
Blek kantarell	C. pallens	DC		3(4)	1(4)	x		x																				
[Flammebrunpigg]	[Hydnellum auratile]		VU				x																					[0]
Gullrandvokssopp	Hygrophorus chrysodon	V	EN	x	2(12)*		x					x	2(40)													5	10	1
Hasselvokssopp	Hygrophorus lindtneri (carpini)	R	EN	x	1(2)	14(78)	x		1(6)															8(47)	x	2	8	4
Eikevokssopp	Hygrophorus persoonii	DC	NT				x						1(12)									1(6)						2
Dvergknoll	Hymenogaster cf. tener	R		x																				1(1)				
	Hymenogaster griseus	R	NT	x		x										x												0
Vårtrevlesopp	Inocybe erubescens	R	NT	x																				x				0
Rødrende knolltrevlesopp	Inocybe godeyi	V	VU								1(1)			x	3(11)													2
	Inocybe splendens		NT	x			x	x			2(14)	x																1
Duftsvovelriske	Lactarius citriolens	R	NT					x		1(3)		2(8)	1(10)															2
Bøkebelteriske	Lactarius evosmus	R	NT				x																					0
Fiolett riske	L. violascens	R		2(5)	1(1)	x		x									3(3)											
Hasselskrubb	Leccinum pseudoscabrum	R						1(2)												1(6)					x			
Grå trompetkantarell	Pseudocraterellus undulatus	DC																							1(12)			

		rødl. 98	rødl. 06	Dro	Rei	Hen	Løk	Spi	Vet	Orm	Sjø	Nes	Nec	Eri	Mal	Hov	Rho	Ost	Kal	Hag	Bla	Bis	NeØ	Rås	Skø	Andre	SUM	SUM nye 04-06
Kokskremle	<i>Russula anthracina</i>	R	NT		1(1)																							
Gullkremle	<i>Russula aurea</i>	DC		6(18)	1(1)		x	3(14)	1(1)	1(2)		1(3)	1(2)				2(2)	1(1)	1(1)	2(6)			2(6)	x				
	<i>Russula cuprea</i>		VU	6(29)	1(1)			1(9)									1(1)			1(5)								4
[Rosenfotkremle]	[<i>Russula roseipes</i>]	V	NT																	1(5)								[1]
[Jodoformkremle]	[<i>Russula turci</i>]	R										1(2)																
[Vrangstorpigg]	[<i>Sarcodon lundellii</i>]	DC	VU															1(6)										[1]
Bittermusserong	<i>Tricholoma acerbum</i>	V	EN					x																				0
[Oransjemusserong]	[<i>Tricholoma aurantiacum</i>]		NT				x											1(1)										[1]
Svartspettet musserong	<i>Tricholoma atosquamosum</i>	DC	NT	x	1(11)*	1(25)																		3(30)				2
[Besk kastanjemusserong]	[<i>Tricholoma batschii</i>]	DC	NT																12(55)									[1]
saprophytter (strøsopper):																												
Kjempesjampinjong	<i>Agaricus urinascens</i>	R				1(1)											1(1)											
Stanknarrevokssopp	<i>Camarophyllophorus foetens</i>	V	VU	x												x												0
	<i>Camarophyllophorus hymenoccephala</i>	EN	x													x												0
Rosa melparasollsopp	<i>Cystolepiota seminuda</i>	DC		x	1(5)	2(2)			1(1)					x			x							1(10)				
Rosabrun grynusmusserong	<i>Dermoloma cuneifolium</i>	V	VU						1(5)								x											1
[Grønn rødskivesopp]	[<i>Entoloma incanum</i>]	DC	NT					1(5)									x											1
[Fiolet rødskivesopp]	[<i>Entoloma mougeotii</i>]	R					x	1(3)																				
Oliven rødskivesopp	<i>Entoloma versatile</i>	R									1(1)																	
Skaftjordstjerne	<i>Geastrum pectinatum</i>	DC	NT			(1(5))																						1
Styltejordstjerne	<i>Geastrum quadrifidum</i>	DC	NT															1(1)										0
Kragejordstjerne	<i>Geastrum striatum</i>	DC	VU	x		x																						0
Musserongvokssopp	<i>Hygrocybe formicata</i>	DC	NT																					1(4)				1
Rustbrun parasollsopp	<i>Lepiota fulvella</i>	R	NT	1(5)					1(15)										1(1)									3
Flasset røyksopp	<i>Lycoperdon mammiforme</i>	V	EN					1(3)				1(2)		x								1(1)				8	12	3
Kantarelløre	<i>Otidea cantharella</i>		NT	1(150)							2(170)																	1
Gulnende begersopp	<i>Peziza succosa</i>	DC				x	x													1(20)								
Hvit småfingersopp	<i>Ramariopsis kunzei</i>	DC	NT	x				x			x																	0
Elegant småfingersopp	<i>Ramariopsis subtilis</i>	DC	NT						1(1)								x								1			1
Sum 2004-2006				9	17	10	3	3	9	9	14	4	7	1	6	0	2	8	6	4	4	5	0	10	4			
Sum 1980-2006				50	17	12	23	19	10	9	15	19	13	15	6	14	2	8	6	4	4	5	6	11	6		198	92[102]

Tillegg; ytterligere rødlistearter registrert tidligere med ett funn: Dronningberget Bygdøy: *Boletus appendiculatus*, *Cantharellus amethysteus*, *Hygrophorus nemoreus*, *Inocybe erubescens*, *Lactarius acris*, *L. luridus*, *Russula grata*, *R. maculata*, *R. rutila*, *Tuber maculatum*, *T. rufum*, *Hymenogaster decorus*, *H. olivaceus*, *H. vulgaris*, *Thelephora anthocephala*, *Clavaria incarnata*, *Cl. pullei*, *Collybia harioforum*, *Mycena arcangeliana*, *Rhodocybe truncata*, *Ramariopsis crocea*, *Tremellodendropsis tuberosa*. Hovedøya: *Entoloma pratulense*, *Hymenogaster arenarius*, *H. muticus*, *Lindtneria trachyspora*, *Microglossum fuscobubens*, *Morchella esculenta*. Løkkeåsen: *Fistulina hepatica*, *Ceriporiopsis pannocincta*, *Inonotus tomentosus*. Eriksrud NR på Biri (barskogsarter): *Cortinarius cupreorufus*, *C. fuscopernatus*.

NINA Rapport 238

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1798-9



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no