



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

NIBIO RAPPORT | NIBIO REPORT

**VOL.: 1, NR.: 65, 2015**

# Dokumentasjon av miljøverdier i nøkkelbiotoper basert på MiS

IVAR GJERDE & MAGNE SÆTERS DAL

## TITTEL/TITLE

DOKUMENTASJON AV MILJØVERDIER I NØKKELBIOTOPER BASERT PÅ MIS

## FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

IVAR GJERDE &amp; MAGNE SÆTERS DAL

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
31.01.2016	1/65/2015	Åpen	126064	15/1913
ISBN-NR./ISBN-NO:	ISBN DIGITAL VERSJON/ ISBN DIGITAL VERSION:	ISSN-NR./ISSN-NO:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01526-0		2464-1162	24	

## OPPDRA GSGIVER/EMPLOYER:

## KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

## STIKKORD/KEYWORDS:

Miljøregistreringer, dokumentasjon,  
livsmiljøer, prioriteringer

## FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Miljøregistreringer

## SAMMENDRAG/SUMMARY:

I rapporten gjennomgås noen sentrale temaer med relevans for vurdering av miljøregistreringene i skogbruksplanleggingen så langt. Videre skisseres en fremgangsmåte for kvalitetsbedømming av gjennomførte registreringer basert på kvalitetskrav, arealkrav og dokumentasjonskrav, og til slutt oppsummeres anbefalinger for revisjon og videreføring av MiS i en 7-punkts liste.

## LAND/COUNTRY:

Norge

## GODKJENT /APPROVED

Bjørn Håvard Evjen

NAVN/NAME

## PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Magne Sætersdal

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# FORORD

Prosjektet «*Dokumentasjon av miljøverdier i nøkkelbiotoper basert på MiS*» er gjennomført i 2015 av Skog og landskap/NIBIO og ble finansiert av Utviklingsfondet og Tiltaksfondet for skogbruket. Prosjektet har blitt til i samarbeid med Norges Skogeierforbund og NORSKOG.

Fana, 31.01.16

Ivar Gjerde og Magne Sætersdal

# INNHold

1	INNLEDNING.....	5
2	HVA ER MIS? - PRINSIPPER OG OPPBYGNING.....	6
2.1	Komplementære miljøer for rødlistearter .....	6
2.2	Registrering av livsmiljøer .....	6
2.3	Verdisetting av arealer .....	6
2.4	Utvelgelse og regionale prioriteringer .....	6
3	MILJØREGISTRERINGER I SKOGBRUKSPLANLEGGINGEN – I HVILKEN GRAD FANGES LIVSMILJØENE OPP?.....	7
4	FRA REGISTRERING TIL FORVALTNING – HVORDAN HAR UTVELGELSEN AV AREALER PÅVIRKET SAMMENSETNINGEN AV NØKKELBIOTOPENE? .....	11
5	DOKUMENTASJON OG EVALUERING AV NØKKELBIOTOPER BASERT PÅ OBSERVASJONER AV RØDLISTEARTER .....	14
6	KVALITETSBEVØMMING AV GJENNOMFØRTE KARTLEGGINGSPROSJEKTER .....	19
7	SAMMENDRAG: ANBEFALINGER FOR REVISJON OG VIDerefØRING AV MIS I SKOGBRUKSPLANLEGGINGEN.....	21
	LITTERATUR.....	23

# 1 INNLEDNING

For 15 år siden ble det faglige grunnlaget og prinsippene for miljøregistreringer i skog (MiS) lagt frem, og året etter var instruksen for praktisk bruk av MiS i skogbruksplanleggingen klar. Per november 2015 er ca 119 000 livsmiljøer kartlagt og 87 000 er utvalgt og forvaltes i form av i overkant av 70 000 «nøkkelbiotoper». Totalt areal av disse er ca 750 000 dekar. Nøkkelbiotopene inngår som en viktig komponent i Norsk PEFC Skogstandard.

Når miljøregistreringene nå nærmer seg fullført første omløp for områder der det drives skogbruk i Norge, vil det være behov for å gjøre opp status og vurdere behovene for endringer og bruk av nye og utfyllende tiltak. I løpet av de 15 årene med MiS er det kommet til ny kunnskap både om biologisk mangfold og om utviklingen av livsmiljøer, og vi har fått ny skogbrukslov med bærekraftforskrift, naturmangfoldlov, artsdatabank, og et enhetlig system for typifisering av natur (NiN).

På denne bakgrunnen ble det søkt om finansiering av et prosjekt som tar for seg noen spørsmål som er relevante ved innledningen av en revisjonsprosess for MiS. Prosjektet skulle evaluere i hvilken grad MiS i skogbruksplanleggingen har fanget opp faktiske forekomster av de ulike livsmiljøene, undersøke hvordan utvalgsprosessen har påvirket sammensetningen av nøkkelbiotopene, vurdere om funn av rødlistete arter i skog er egnet til å si noe om nøkkelbiotopenes effektivitet, og foreslå hvordan man skal gå frem for å evaluere innhold, kvalitet og mangler ved eksisterende nøkkelbiotoper.

Prosjektet skal altså ikke gi svar på tilstand og kvalitet for nøkkelbiotopene i norsk skog, men foreslå hvordan man kan gå frem for å dokumentere kvaliteten av den innsatsen som er gjort, og dermed bedre kunne vurdere hva som er behovene for fremtiden.

## 2 HVA ER MIS? - PRINSIPPER OG OPPBYGNING

### 2.1 Komplementære miljøer for rødlistearter

MiS er et registreringsopplegg rettet inn mot livsmiljøer i skog som er særlig rike på sjeldne og truede arter. Disse ble i utgangspunktet funnet frem til ved å gå gjennom opplysninger om rødlistearters levesteder, og da primært innen artsgrupper med små arealkrav (virvelløse dyr, karplanter, moser, sopp og lav). De 12 livsmiljøene er enten miljøer som blir sjeldne i områder der skogen hogges og primært forvaltes for skogbruk, miljøer som er spesielt næringsrike, eller miljøer med jevnt høy luftfuktighet.

De 12 livsmiljøene er (Baumann m.fl. 2001a):

«Stående død ved», «Liggende død ved», «Rikbarkstrær», «Trær med hengelav», «Eldre lauvsuksesjoner», «Gamle trær», «Hule lauvtrær», «Brannflater», «Rik bakkevegetasjon», «Bergvegger», «Leirraviner», «Bekkekløfter».

### 2.2 Registrering av livsmiljøer

Registreringen av livsmiljøene gjennomføres som en del av skogbruksplanleggingen, og utføres av skogbruksplanlegger eller annet personell som har gjennomgått tilsvarende opplæring i MiS-metodikken. Bare arealer som tilfredsstillende gir kvalitative og kvantitative inngangsverdier utfigureres på kart (Baumann m.fl. 2001b). Registrerte livsmiljøer klassifiseres videre etter næringsrikhet og fuktighet, som er de to miljøgradientene som er mest bestemmende for artssammensetningen på skogbestandskala. I felt benyttes vegetasjonstyper, treslag og topografisk posisjon til å indikere kombinasjoner av næringsrikhet og fuktighet.

### 2.3 Verdisetting av arealer

Innen hver type livsmiljø rangeres utfigurerte livsmiljøer etter tetthet av elementer som er tellende for det aktuelle livsmiljøet, med unntak for «Rik bakkevegetasjon» som rangeres etter kalkrikhet og «Hule lauvtrær» der alle trærne settes igjen (Baumann m.fl. 2002).

### 2.4 Utvelgelse og regionale prioriteringer

Klassifiseringen av livsmiljøer danner grunnlaget for utvelgelse av nøkkelbiotoper med en komplementær artssammensetning, som skal sikre at ikke bare høyt rangerte arealer med høy tetthet av sjeldne og truede arter («hotspots») tas vare på, men også at et bredt spekter av disse artene kan nås gjennom tiltakene («komplementaritet») (Gjerde m.fl. 2007). I tillegg kommer muligheten for å gjøre prioriteringer regionalt som skal sørge for at livsmiljøer som er spesielt viktige for rødlistearter i regionen gis særlig prioritet (Blom m.fl. 2002).

### 3 MILJØREGISTRERINGER I SKOGBRUKSPLANLEGGINGEN – I HVILKEN GRAD FANGES LIVSMILJØENE OPP?

Instruksen for Miljøregistreringene i skogbruksplanleggingen ble ferdigstilt i 2001 (Baumann m.fl. 2001b). Denne instruksen inneholder bestemte krav for hva som skal til for at et areal skal kunne avgrenses som et MiS-livsmiljø, såkalte inngangsverdier. De samme inngangsverdiene ble senere også benyttet da MiS ble en del av målingene på Landsskogtakseringens faste prøveflater i 2003. I et oppslag i Dagens Næringsliv 10. januar 2015 ble det stilt spørsmål om de store arealforskjellene mellom MiS i Landsskogtakseringen og i skogbruksplanleggingen: Hvordan kan MiS i Landsskog utgjøre ca 22 % av produktiv skog, mens MiS i skogbruksplanleggingen bare utgjør ca 2 %?

Det korte svaret på dette spørsmålet er at de to registreringene har helt forskjellige formål. Landsskogtakseringen skal gi arealrepresentativ informasjon om MiS-livsmiljøer over tid i ulike landsdeler, og skal dokumentere hvordan tilstanden av disse miljøverdiene i skog endrer seg. MiS i Landsskogtakseringen er altså et overvåkingsopplegg med faste prøveflater spredd utover all produktiv skog. Skogbruksplanene derimot, er et verktøy som skal bidra til operativ forvaltning på eiendomsnivå. Det gjøres prioriteringer som skal sørge for at de viktigste miljøverdiene blir registrert der behovene for tiltak for å bevare biologisk mangfold i skog er størst. Kartleggingsinnsatsen blir derfor rettet mot skogtyper og arealer der det forventes skogbruksaktiviteter i planperioden. Når registreringene og nøkkelbiotopene skal vurderes er det derfor ikke forskjellen i andelen areal med MiS-livsmiljøer i Landsskogtakseringen og i skogbruksplanene som er mest interessant, men om valgene som er gjort med hensyn til registrering og utvelgelse i skogbruksplanleggingen er gode prioriteringer for bevaring av biologisk mangfold (se kapittel 4).

Rent teknisk er det tre mulige (ikke eksklusive) forklaringer på forskjellen i andel areal som er registrert som MiS-livsmiljøer i skogbruksplanleggingen og i Landsskogtakseringen:

1. All produktiv skog blir ikke MiS-kartlagt i skogbruksplanleggingen (reduisert søksareal).
2. Inngangsverdiene for utfigurering av areal er høyere (reduisert areal utfigurert).
3. Arealer som skulle vært kartfestet ifølge instruks blir ikke fanget opp (reduisert oppdagbarhet).

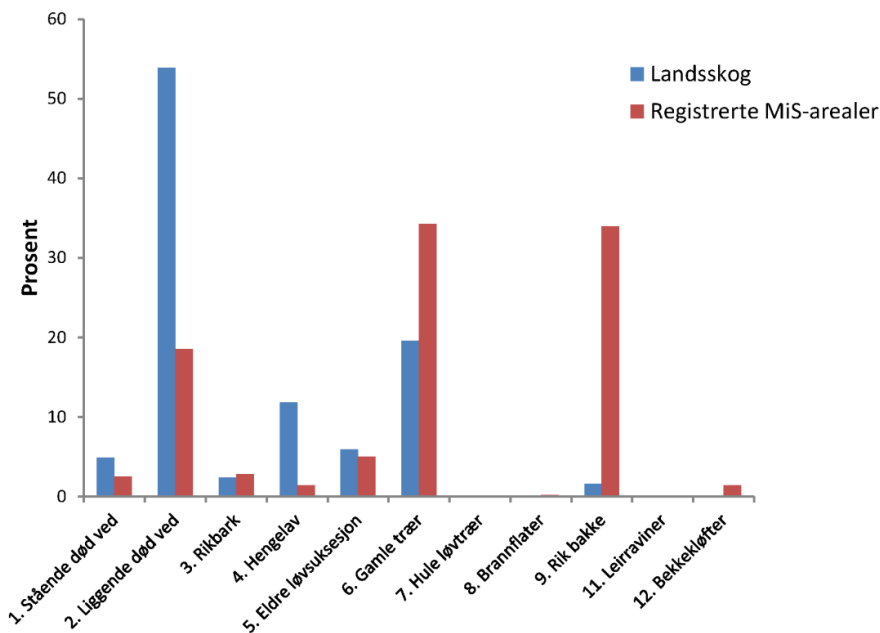
Under det første punktet kommer at MiS i skogbruksplanleggingen etter instruks omtrent utelukkende blir kartlagt i hogstklasse 4 og 5 (arealer som er hogstmodne eller som blir det i løpet av planperioden). På bakgrunn av 10 prøvekommuner (Rendalen, Nord-Aurdal, Etnedal, Aurskog-Høland, Ullensaker, Tokke, Vinje, Marnardal, Songdalen og Søgne), beregnet vi andelen MiS i hogstklasse 4 og 5 innenfor disse arealene til å være ca 4 % i skogbruksplanleggingen og ca 24 % i Landsskogtakseringen. Ulikheter i hvordan andel areal med MiS-livsmiljøer regnes ut forklarer altså en god del av forskjellene, men fremdeles er det nesten 6 ganger så høy andel i Landsskogtakseringen.

I instruksen for skogbruksplanleggingen (Baumann m.fl. 2001b) står det at kartleggingen i hovedsak skal gjøres i hogstklasse 4-5, men med unntak for tørre og fattige miljøer på bonitet 6-8 (lavskog og bærlyngskog). Bonitet 6-8 utgjør 61 % av arealet i Landsskogstakseringens flater i hogstklasse 4-5, og utelates registreringer på disse bonitetene vil andelen MiS på gjenværende registrert areal øke til i overkant av 8%. En gjennomgang av prøvekommunene viste imidlertid at bonitet 6-8 bare var utelatt fra registreringene i 4 av 10 kommuner. Denne effekten vil derfor trolig bidra til at andelen MiS av undersøkt areal vil være i størrelsesorden 5-6 %.

En annen faktor som har begrenset arealet hvor det har blitt gjennomført MiS i skogbruksplanleggingen er områder som ikke er drivbare i skogbrukssammenheng, eller det som gjerne kalles nullområder. Dette er ikke arealer som kan leses ut fra kart, men er vurderinger som er foretatt under skogbruksplanleggingen. I mange kommuner har store arealer blitt utelatt fra registrering fordi de ble vurdert til å være uaktuelle for skogbruk i planperioden. Hvor mye areal med produktiv skog dette utgjør innen planområdene har vi ikke oversikt over i dag, da dokumentasjonen her er relativt svak (se kapittel 5).

Den andre faktoren som kan forklare forskjeller i registrert areal i Landsskogstakseringen og i skogbruksplanleggingen er knyttet til forskjeller i inngangsverdier. Inngangsverdier blir benyttet i registreringene fordi livsmiljøene opptrer på en gradvis skala fra lave til høye verdier, og målet for registreringene i skogbruksplanleggingen har vært å lokalisere de mest verdifulle arealene. Da inngangsverdiene ble bestemt for instruksene eksisterte det et relativt begrenset erfaringsmateriale for hvordan disse kriteriene ville slå ut på mengden areal registrert for de ulike livsmiljøene. For de fleste livsmiljøene ble det lagt opp til at tettheter av viktige elementer, i form døde eller levende trær med bestemte kvaliteter, skulle være minst 4 elementer per minsteareal på 2 dekar. Disse inngangsverdiene ble også implementert i Landsskogstakseringen. Etter at praktiske erfaringer ble gjort med instruksene i skogbruksplanleggingen kom det frem at det i mange kommuner ikke var mulig å få gjennomført kartleggingen innen rammene for prosjektet, fordi mengden areal som lå over inngangsverdiene var for stor. Inngangsverdiene ble derfor hevet slik at kriteriene for å utfigurere livsmiljøer for død ved ble strengere. I Aurskog-Høland, for eksempel, ble diameter i brysthøyde hevet fra 10cm til 20cm for døde trær, noe som gir en betydelig reduksjon i utfigurert areal, da de fleste døde trær er av små dimensjoner. Denne effekten fremkommer tydelig når vi sammenligner den prosentvise fordelingen av livsmiljøer i våre prøvekommuner med fordelingen i Landsskogstakseringen der forskjellen i andelen av det vanligst forekommende livsmiljøet «Liggende død ved» er særlig stor (Figur 1). I noen tilfeller blir inngangsverdiene også justert *ned* fordi livsmiljøet er dårlig representert i kommunen. I Aurskog-Høland ble for eksempel definisjonen av gamle trær justert ned til 140 år for gran og 180 år for furu, fra opprinnelig henholdsvis 150 og 200 år. Disse nedjusteringer er imidlertid begrunnet i faren for ikke å få registrert noe som helst av livsmiljøet, og representerer små endringer i areal sammenlignet med oppjusteringer av inngangsverdiene.





Figur 1. Prosentvis sammensetning av areal av MiS-livsmiljøer i Landsskogsregistreringen og i skogbruksplanleggingen. Sammenligningen er basert på materiale fra 6 prøvekommuner.

Den siste forklaringen er at arealer som tilfredsstillte inngangsverdiene ikke er blitt fanget opp av registrator i skogbruksplanleggingen. Arealene som avses i Landsskogsregistreringen (prøveflatene) er små og gir tett opp til 100 % oppdagbarhet for livsmiljøene. For MiS i skogbruksplanleggingen viste innledende undersøkelser etter prøveregistreringer i 1999 at registrantene fant ca 90 % av arealene som reelt tilfredsstilte kriteriene i instruksene (Svein M. Søgne, pers. med.). Det mangler tilsvarende dokumentasjon av hvor mye som blir fanget opp etter at registreringene i skogbruksplanleggingen kom i gang for fullt i 2002.

**Anbefaling:** For å fullt ut kunne forklare forskjellene i estimert areal av MiS-livsmiljøer i Landsskogsregistreringen og registrert areal av livsmiljøer i skogbruksplanleggingen, så er det nødvendig med bedre dokumentasjon av hvilke arealer det faktisk ble gjennomført registreringer på i skogbruksplanleggingen. Det anbefales at slik dokumentasjon legges til grunn for fremtidige registreringer. Videre anbefales at det kommuniseres tydelig at miljøregistreringene i skogbruksplanleggingen ikke er heldekkende, men er rettet inn mot de delene av skogarealet der det er skogbruksaktivitet, og dermed behov for miljøhensyn. Med dette på plass vil det være lettere å fokusere på det som er viktigst, nemlig kvaliteten og sammensetningen av de registrerte og avsatte livsmiljøene.

Tre typer informasjon fra de siste årene er særlige viktige i forbindelse med revisjonsarbeidet for MiS. Det første er MiS-data fra Landsskogtakseringen og skogbruksplanene som viser hvor mye areal som er registrert av de ulike livsmiljøene, slik de er definert, det er andre er ny kunnskap om hvordan forekomsten av livsmiljøene endrer seg over tid (Moum 2014, Storaunet & Rolstad 2015), og det tredje er kunnskap om hvor livsmiljøene ligger i skoglandskapene (Sverdrup-Thygeson m.fl. 2014, Sætersdal m.fl. 2016). Storaunet & Rolstad (2015) viser for eksempel at volumet av døde trær i norske skoger de siste tiårene har økt med 45 % i løpet av 16 år, og med størst økning på de større dimensjonene. Samtidig vet vi nå at inngangsverdiene brukt for liggende død ved i MiS gjør at dette livsmiljøet blir registrert med desidert størst areal i Landskogstakseringen (56 % av alt areal med MiS-livsmiljøer). Høyere inngangsverdier har imidlertid bidratt til å redusere andelen dette livsmiljøet utgjør av alt registrert areal i skogbruksplanleggingen (23 %). Eksempelet viser at det i en revisjon av MiS må gjøres vurderinger om hvor det i fremtiden er mest behov for å sette inn tiltak for biologisk mangfold i skogbruksplanleggingen, og hvordan dette skal avspeiles i bruk av inngangsverdier i fremtidig kartlegging. Er det hensiktsmessig å prioritere registrering og oppretting av nøkkelbiotoper for alle typer død ved når bidraget fra disse tiltakene trolig utgjør i størrelsesordenen 10 % av en generell økning i mengden død ved på skogarealene i samme periode? Svaret på spørsmålet vil neppe være entydig, og vil variere med skogtilstanden i de ulike regionene og med vurderinger av avvirkningsnivået de kommende årene.

## 4 FRA REGISTRERING TIL FORVALTNING – HVORDAN HAR UTVELGELSEN AV AREALER PÅVIRKET SAMMENSETNINGEN AV NØKKELBIOTOPENE?

Ved utformingen av MiS ble det lagt opp til et registreringsomfang som var større enn det som den gang var aktuelt å sette av som nøkkelbiotoper (ca 1 % av produktiv skog). Hensikten var at registreringene skulle gi et grunnlag for gode løsninger i valg av nøkkelbiotoper, slik at arealer med høye miljøverdier kunne settes av uten at konfliktene med skogbruksinteressene på eiendommene ble unødvendig store. I dette kapittelet skal vi se nærmere på om beslutningene som har blitt tatt på utvalgsmøtene i skogbruksplanleggingen har påvirket sammensetningen av nøkkelbiotoper i bestemte retninger, sett i forhold til de registrerte MiS-miljøene.

Vi brukte et materiale bestående av miljøregistreringer i 10 kommuner for å studere forskjeller mellom registrerte og utvalgte arealer. I 6 av disse kommunene var det angitt hvilke MiS-arealer som var valgt ut: Rendalen, Etnedal, Tokke, Vinje, Songdalen og Søgne. Miljøregistreringene i disse kommunene gav 5481 registrerte MiS-figurer som til sammen utgjorde ca 48 km<sup>2</sup>. Av disse arealene var 23 km<sup>2</sup> (49 %) valgt ut som nøkkelbiotoper.

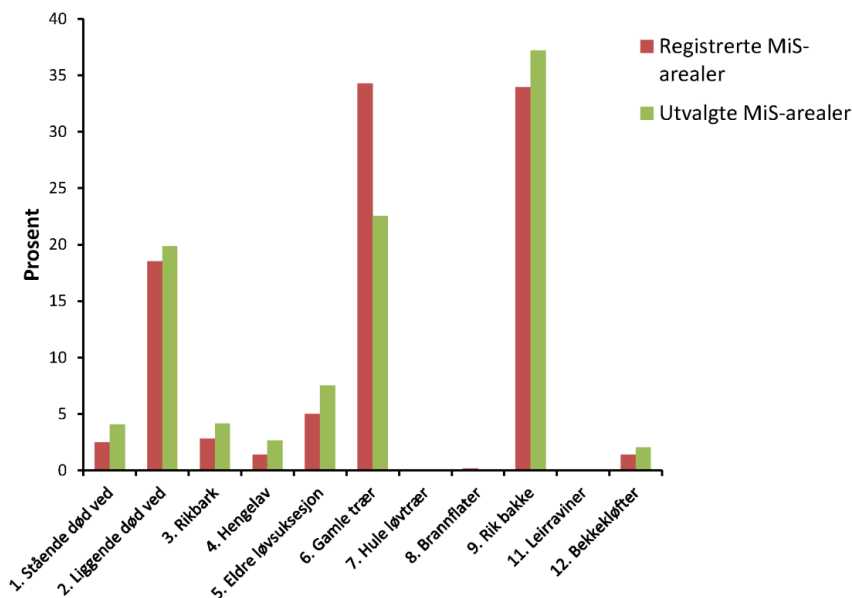


Fig. 2. Prosentvis sammensetning av areal av livsmiljøer registrert og valgt ut som nøkkelbiotoper i skogbruksplanleggingen. Sammenligningen er basert på materiale fra 6 prøvekommuner.

En sammenligning av den prosentvise fordelingen av areal for registrerte og utvalgte livsmiljøer er vist i Figur 2. Resultatene viser at det bare har skjedd mindre endringer i sammensetningen av livsmiljøene som en følge av utvelgelsen, med unntak av livsmiljøet «Gamle trær». For dette livsmiljøet viser resultatene at en forholdsvis stor andel av registrert areal er valgt bort. Det er ikke klart hva som er årsaken til dette, men i kommunene på Østlandet er livsmiljøet overrepresentert i høyereliggende skog på lavere boniteter, og dette er skog som ofte har lavere hogstpåvirkning, og kan således ha blitt vurdert som å ha mindre behov for tiltak. Vi undersøkte også om det var forskjeller i størrelsen på registrerte og utvalgte MiS-arealer, og samlet sett var utvalgte MiS-arealer noe mindre (0,83 hektar) enn gjennomsnittet for alle registrerte (0,89 hektar). Når vi så nærmere på de enkelte livsmiljøene viste det seg at det var bare ett livsmiljø som viste en betydelig endring i gjennomsnittsstørrelse fra registrert til utvalgt, nemlig «Gamle trær» (Tabell 1). For dette livsmiljøet var størrelsen av de utvalgte i gjennomsnitt 71 % av de registrerte, og forklarer hele arealnedgangen for «Gamle trær» fra registrert til utvalgt (Figur 2). Livsmiljøet var også klart størst i utstrekning (2,08 hektar i gjennomsnitt), noe som kan ha gjort at de mindre arealene har blitt foretrukket ved utvelgelse.

Tabell 1. Areal av registrerte livsmiljøer og utvalgte livsmiljøer (som inngår i nøkkelbiotoper) basert på data for de vanligste livsmiljøene i 6 prøvekommuner.

Livsmiljø	Registrerte		Utvalgte	
	Antall	Gj.snitt areal (hektar)	Antall	Gj.snitt areal (hektar)
Stående død ved	93	1,25	80	1,19
Liggende død ved	1185	0,70	609	0,76
Rikbarkstrær	208	0,63	156	0,62
Trær med hengelav	44	1,43	43	1,44
Eldre lauvsuksesjoner	523	0,44	351	0,50
Gamle trær	748	2,08	357	1,47
Rik bakkevegetasjon	1931	0,81	1069	0,81
Bekkekløft	210	0,38	143	0,33
Alle	4942	0,92	2808	0,83

MiS-prosjektets hovedrapport anbefalte i sin tid regionale prioriteringer i utvelgelsen av livsmiljøer etter en inndeling i 8 regioner (Blom m.fl. 2002). Hensikten var at regionale forskjeller i viktigheten av livsmiljøer og deres innhold av arter skulle innarbeides i utvelgelsen av arealer, med andre ord en komplementær utvalgsstrategi på regional skala (Sætersdal m.fl. 2002). De 6

kommunene der vi undersøkte utvelgelsen av areal hører til to ulike MiS-regioner: Boreal hovedregion (Rendalen, Etnedal, Tokke og Vinje) og Sørøst-Norge (Songdalen og Søgne). Når vi splitter opp materialet i de to regionene finner vi en svak prioritering av «Stående død ved», «Liggende død ved» og «Eldre lauvsuksesjon» for kommunene i boreal hovedregion, mens «Gamle trær» er nedprioritert i forhold til registrert areal. I anbefalingene om regionale prioriteringer er ikke «Eldre lauvsuksesjoner» eller «Gamle trær» vurdert, fordi kunnskapen om regionale forskjeller, og rødlistearters bruk av disse livsmiljøene ikke var god nok. «Liggende død ved» av bartrær derimot, ble gitt høyeste prioritet i regionen (Blom m.fl. 2002), men fremstår ikke som prioritert i utvelgelsen. Utvelgelsene i de to kommunene på Sørlandet (Sørøst-Norge) er mer i overensstemmelse med de anbefalte prioriteringene, da både «Rikbarkstrær», «Rikbakkevegetasjon» og «Hule lauvtrær» (alle registrerte trær valgt ut) er noe overrepresentert i de utvalgte nøkkelbiotopene.

*Anbefalinger:* Gjennomgangen viser at utvelgelsen av nøkkelbiotoper i de 6 kommunene har gitt relativt små forskyvninger i sammensetningen av livsmiljøer sett i forhold til alle registrerte MiS-arealer, med unntak av «Gamle trær». De regionale anbefalingene av prioriterte livsmiljøer har hatt begrenset innflytelse på utvelgelsen, noe som delvis kan skyldes at disse anbefalingene ble underkommunisert. Regional inndeling og anbefalinger ble presentert i hovedrapporten (Gjerde & Baumann 2002) og på kursene som ble holdt for registratorer, men er ikke med i selve veilederen for rangering og utvelgelse (Baumann m. fl. 2002). En gjennomgang og revisjon av MiS vil være en anledning til å gjennomgå regionale prioriteringer på nytt. Rødlistene har gjennomgått endringer, og det er kommet en del ny kunnskap om rødlistearters tilknytning til livsmiljøer. I tillegg er det kommet ny kunnskap om utviklingen av livsmiljøer (ikke minst for volum og dimensjoner av døde trær; Storaunet & Rolstad 2015). De regionale prioriteringene må delvis baseres på naturgitte forskjeller mellom regioner i viktigheten av ulike livsmiljøer for artene, og delvis på regionale forskjeller i påvirkningsgrad. Således vil det være aller viktigst å prioritere livsmiljøer i tilbakegang i områder der de er rikest på arter. Med forbedrete regionale prioriteringer av livsmiljøer vil det bli lettere å foreta supplerende registreringer og utvelgelse der det måtte være behov for det.

## 5 DOKUMENTASJON OG EVALUERING AV NØKKELBIOTOPER BASERT PÅ OBSERVASJONER AV RØDLISTEARTER

MiS-metoden bygger på grunnleggende prinsipper om differensiering av areal. Registreringene er rettet inn mot det praktiske skogbruket og skal bidra til å bevare biologisk mangfold i områder hvor det drives skogbruk. Videre har registreringene innen disse arealene som mål å identifisere de viktigste arealene for biologisk mangfold, slik at tiltak kan rettes mot en liten andel av arealet med en relativt høy grad av effektivitet. Et sentralt spørsmål ved utviklingen av MiS var derfor hva som er viktigst å bevare. Høyt artsmangfold målt på bestandsskala ble tidlig forkastet som mål for registreringene. Dette fordi et høyt antall arter ofte bare er et uttrykk for stor lokal variasjon i miljøforhold som gir et stort antall arter som totalt sett er vanlig forekommende på skogarealene. I stedet ble registreringene rettet inn mot kartfesting av livsmiljøer med høy tetthet av skoglevende rødlistearter. Dette er et utvalg av arter (20-30 % av alle vurderte arter) som i større eller mindre grad er regnet for å være truet på nasjonalt nivå. For et flertall av disse artene er skogbruk vurdert som den viktigste trusselen.

Rødlistearter stod altså sentralt i utformingen av MiS. Det ble valgt ut livsmiljøer med særlig betydning for relevante rødlistearter ved å gå gjennom rødlisten og sortere relevante arter på ulike levesteder. *Relevante rødlistearter* er i denne sammenhengen arter som kan ivaretas ved småskalatiltak som nøkkelbiotoper, dvs arter med små arealkrav som karplanter, moser, lav, sopp, snegl, insekter og edderkoppdyr (Gjerde og Baumann 2002). Livsmiljøer rike på slike rødlistearter kunne deles i tre typer (Gjerde m.fl. 2007): (1) Livsmiljøer som det blir mindre av ved hogst i skogen («Stående død ved» og «Liggende død ved», «Eldre lauvsuksesjoner», «Hule lauvtrær», «Trær med hengelav», «Gamle trær», «Brannflater»), (2) næringsrike livsmiljøer («Rikbarkstrær», «Rik bakkevegetasjon», rike «Bergvegger») og (3) fuktige livsmiljøer (fuktige «Bergvegger», «Leirraviner», «Bekkekløfter»). Denne tilnærmingen innebærer at MiS prioriterer rødlistearter indirekte gjennom å registrere livsmiljøer som er spesielt viktige for disse skogsartene.

Men hva med kartfestete observasjoner av rødlistearter? Kan slike data benyttes i verdisetting og valg av nøkkelbiotoper? Artsdatabankens artskart gir tilgang til et stort antall kartfestete artsobservasjoner, inkludert rødlistearter. En gjennomgang av 10 prøvekommuner (Rendalen, Etnedal, Sør-Aurdal, Vinje, Tokke, Marnardal, Songdalen, Søgne, Ullensaker og Aurskog-Høland) viste at det var ca 0,85 observasjoner per km<sup>2</sup> av relevante rødlistearter i produktiv skog (Gjerde & Sætersdal, upubliserte data). Det ble da ikke stilt krav om alder, presisjon eller kvalitet på observasjonene. På en skala av 1 hektar (nøkkelbiotopskala) tilsvarer dette kjente forekomster av rødlistearter på mindre enn 1 % av arealet. Spørsmålet er om dette gir et tilstrekkelig grunnlag for verdisetting av arealer. Dette er tema for en egen studie som er under arbeid, og her skal vi bare kort referere hva som er kjent fra tidligere undersøkelser. Fra registreringer på 180 tilfeldig valgte prøveflater i hogstklasse 4 og 5 i ni kommuner fant vi at 18,3 % av prøveflatene (50x50 m) hadde rødlistearter av makrolav, moser, kjuker eller karplanter. På en skala av 1 hektar tilsvarer dette forekomst av rødlistearter innen disse gruppene på 55 % av arealet (Gjerde m.fl. 2004). En

tilsvarende høy andel av areal med forekomst av rødlistearter er også dokumentert fra Sverige (Gustafson m.fl. 2004). Rødlisteartene innen de undersøkte gruppene utgjør bare ca 15 % av alle rødlisteartene, og hadde vi gjort fullstendige undersøkelser av alle relevante rødlistearter må vi regne med at det ville blitt funnet rødlistearter på en betydelig høyere andel av arealet. Alt i alt kan vi gå ut fra at kartfestete observasjoner av relevante rødlistearter per i dag utgjør i størrelsesorden 1-2 % av de faktiske forekomstene av disse artene. Innen kategorien truede rødlistearter (VU, EN, CR) vil forholdstallet være tilsvarende lavt eller enda lavere (observasjoner av rødlistearter på 0,2 % av arealet og faktiske forekomster på 22 % av arealet for 15 % av de relevante artene på rødlisten). Statistisk sett er dette i utgangspunktet et meget spinkelt grunnlag for verdisetting og prioriteringer av arealene basert på rødlistearter.

Den lave andelen som kartfestete forekomster utgjør av de faktiske forekomstene innebærer en betydelig svekkelse av mulighetene for å bruke kartfestete observasjoner av rødlistearter for verdisetting og prioritering av arealer, men er ikke i utgangspunktet nødvendigvis verdiløst. Følgende faktorer bidrar imidlertid til ytterligere å redusere verdien av en slik tilnærming:

- (1) Liten graden av klumping av forekomster av rødlistearter innen hogstklasse 4-5.
- (2) Indikatorarter for arealer med mange rødlistearter fungerer dårlig.
- (3) Romlig dynamikk i rødlisteartenes opptreden.
- (4) Endringer i rødlistens sammensetning.

Hvis deler av arealene hadde hatt mange ganger høyere tetthet av forekomster av rødlistearter enn resten av arealet, så ville valg av disse arealene til nøkkelbiotoper gi høy effektivitet som tiltak (en høy andel av alle forekomstene ville være representert i nøkkelbiotopene). Hvis noen av rødlisteartene i tillegg nesten bare forekommer på disse arealene, så vil disse artene kunne fungere som indikatorarter for arealer med mange rødlistearter. Det betyr altså at selv om kjente forekomster utgjør en svært liten andel av de faktiske forekomstene, så ville indikatorartene kunne vise veien til de beste konsentrasjonene av rødlistearter i skoglandskapet. Dessverre er ikke dette tilfellet. Rødlisteartene opptrer signifikant mer klumpet enn tilfeldig når vi ser all eldre skog under ett, men innenfor hovedskogtyper (granskog, furuskog, nordlig løvskog og edelløvskog) så avviker ikke graden av klumping fra en tilfeldig grad av klumping (Gjerde m.fl. 2004). Sammen med det faktum at sjeldne arter er uforutsigbare i opptredenen, så gjør dette at det er svært lite eller ingenting å hente gjennom å anvende indikatorarter for lokalisering av konsentrasjoner av rødlistearter innen en hovedskogtype (Sætersdal m.fl. 2005, Sætersdal & Gjerde 2011, Heegaard m.fl. 2013).

På en såpass liten arealskala som nøkkelbiotoper representerer (skogbestandsskala) vil det over tid også være en betydelig grad av endringer i hvor rødlisteartene forekommer. Dette skyldes tilfeldigheter i lokal utdøing og kolonisering, men også endringer i forekomst og kvalitet av habitater. NIBIO er nå i gang med å registrere rødlistearter på nytt i prøveflater som ble undersøkt i 1997-98 for å kvantifisere endringer som skjer over tid i reservater. Slik dynamikk i artenes forekomst på liten arealskala vil også ramme kartfestete artsobservasjoner som er akkumulert over tid. For mange arter vil det være stor sannsynlighet for at en art observert med 100x100 m nøyaktighet for 50 år siden ikke lenger finnes på samme sted. Det betyr at selv om observasjonene akkumulerer over tid, så vil også et økende antall observasjoner i denne sammenheng være foreldet.

I tillegg til dynamikken i artenes opptreden på liten skala, så vil verdisetting av areal basert på rødlistearter påvirkes av endringer i rødlistens sammensetning over tid. Noen arter går ut av listen mens andre arter kommer til, som følge av ny kunnskap og endringer i artenes populasjoner. Arealer som ble verdisatt og prioritert på grunnlag av en bestemt utgave av rødlisten vil derfor avvike fra arealer valgt ut basert på en senere rødliste. Hvor stor denne effekten er måles ved å sammenligne fordelingen av rødlisteforekomster på arealer ved bruk av ulike utgaver av rødlisten. På 5 av 6 av MiS-prosjektets studieområder ser vi for øvrig en økning av andel prøveflater med rødlistearter når man legger de nyere utgavene av rødlisten til grunn. Dette skyldes at det etter innføring av IUCN-kriteriene i rødlistearbeidet er kommet flere arter på rødlisten som er relativt vanlige, men som er vurdert å ha en populasjonsnedgang.

På bakgrunn av eksisterende kunnskap er det klart at kartfestete forekomster av rødlistearter er lite egnet for verdisetting og prioritering av arealer på mindre arealskala for bevaring av biologisk mangfold. Forestillingen om at arealer med kjente funn av rødlistearter er verdt å prioritere står sterkt, antagelig fordi det intuitivt virker fornuftig. Å basere prioriteringer av areal på slike forekomster må være bedre enn ingenting, blir det gjerne hevdet. Men det forutsetter at forekomster av rødlistearter bare finnes konsentrert på en liten del av arealet, og det er dokumentert at så ikke er tilfellet (Gustafsson m.fl. 2002 og 2004, Gjerde m.fl. 2004 og 2007). Det statistisk ugunstige utgangspunktet (lav andel registrerte forekomster fra en vid romlig fordeling) kombinert med en skjevhet i artsobservasjoner (der sopp og lav blir overrepresentert og insekter og andre virvelløse dyr blir underrepresentert), vil i mange tilfeller ikke gi et signifikant bedre resultat enn tilfeldig valgte arealer i forhold til å fange opp faktiske forekomster av hele bredden av rødlistearter. Under slike betingelser er det bedre å prioritere arealer for tiltak ut fra miljøkvaliteter som er komplementære og hver for seg er dokumentert å være viktige for rødlistearter (Sætersdal & Gjerde 2011).

Det er imidlertid ikke bare forekomst av livsmiljøer og elementinnhold som bestemmer artsmangfold og artssammensetning i en nøkkelbiotop basert på utfigurerte MiS-livsmiljøer. Livsmiljøene i MiS klassifiseres etter gradientposisjoner i forhold til næring og fuktighet, men i tillegg finnes blant annet klimagradianter på større skala som også har stor innvirkning på hva som finnes av arter. Artsmangfoldet avtar i områder med kjøligere sommerklima, og antall rødlistearter i Norge avtar i overenstemmelse med dette mot nord og vest (Kålås m.fl. 2010). I 2014 ble det publisert en artikkel som viste at skog i såkalte villmarksområder (>5 km + buffersone fra tyngre tekniske inngrep, heretter kalt INON) hadde MiS-livsmiljøer på dobbelt så stor andel av arealet som skogen totalt sett, og like stor som i skogreservater (Sverdrup-Thygeson m.fl. 2014). Forskjellen er imidlertid liten (og ikke statistisk signifikant,  $P = 0.09$ ) når vi sammenligner den hogstmodne skogen i INON med annen hogstmoden skog. I hogstklasse 5 var det forekomst av MiS-miljøer på 50 % av Landsskogsflatene i INON-områder, mens annen hogstklasse 5 hadde forekomst av MiS-miljøer på 43 % av flatene (Tabell 2). Dette er et resultat av at skog i INON har en høyere andel hogstmoden skog (64 % i INON-områder og 36 % i annen skog), hvor de fleste MiS-miljøene befinner seg. Effekten på forekomst av livsmiljø av å hogge en flate i INON, sammenlignet med annen hogstmoden skog, er derfor nokså lik. Det er heller ikke mulig å konkludere med at hogstmoden skog i INON generelt er mer verdifull for artsmangfoldet enn hogstmoden skog ellers (se Pressey 2014), i Norge fordi INON-skogarealene hovedsakelig ligger langt nord i landet (72 % i Nord-Trøndelag, Nordland og Troms) og jevnt over i høyereliggende skog. I kjøligere klima vil det være et mindre mangfold av rødlistearter (Kålås m.fl. 2010). Det



betyr ikke at MiS-arealer i kjøligere klima ikke er viktige for å bevare artsmangfold og rødlistearter i skog, men mangfoldet av arter vil i gjennomsnitt være lavere enn for tilsvarende MiS-arealer i mer temperert klima.

Tabell 2. Andel hogstmoden skog (Hogstklasse 5), hogstmoden skog med MiS-miljøer, og hogstmoden skog med MiS-miljøet «Liggende død ved» i Villmarkspregete områder (INON) og i annen produktiv skog. Tallene er basert på målinger fra Landsskogtakseringens flater.

	INON-områder		Annen	
	Antall flater	% av prod.skog	Antall flater	% av prod.skog
Produktiv skog	236	100	9195	100
Hogstklasse. 5	151	64,0	3407	36,1
H.kl. 5 med MiS-miljøer	75	49,7	1447	42,5
Hkl. 5 m/ liggende død ved	67	44,4	903	26,5

Her kan det også være verdt å minne om at MiS ikke ensidig søker å maksimere artsmangfold per tiltaksenhet, men også søker å maksimere artsmangfoldet totalt gjennom komplementaritet. Det betyr at metoden søker å kombinere de beste utformingene (hotspots) av ulike miljøer med ulik artssammensetning (komplementaritet). Da kan høyereliggende skog også være viktig å ha med.

*Anbefalinger:* Vi anbefaler en fortsatt utvelgelse av arealer basert på regioner, naturtyper, topografi, og livsmiljøer. Da kan man sette sammen et utvalg av arealer som dekker et bredt spekter av livsmiljøer og arter («komplementaritet»), samtidig som man kan prioritere arealer med konsentrasjoner av kvalitetene («hotspots») som livsmiljøene representerer. Hvilke rødlistearter som til en hver tid forekommer eller er påvist på disse arealer bør ikke vektlegges, men det må kunne dokumenteres at arealene generelt er viktige for rødlistearter (Figur 3).

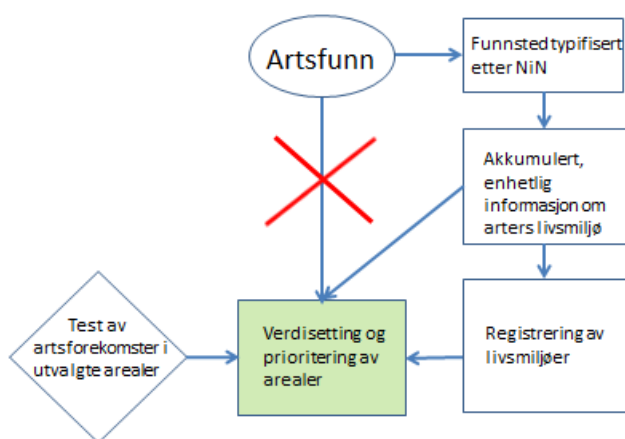


Fig. 3. Bruken av artsdata i registrering og verdsetting av MiS-arealer. Det anbefales å bruke artsdata til å styrke kunnskapen om hvilke arter som finnes i ulike typer livsmiljøer/NiN-enheter og i ulike regioner, og ikke benytte funn av arter for direkte verdsetting av arealer.

I stedet for å dokumentere viktigheten av MiS-nøkkelbiotopene ved å telle opp kartfestete observasjoner av rødlistearter (artskart) innenfor og utenfor arealene, så anbefaler vi en mer forskningsbasert metode for å unngå alvorlige feilkilder. Det bør legges ut prøveflater i nøkkelbiotoper og i tilfeldige skogbestand, og gjennomføres uttømmende registrering av rødlistearter for utvalgte artsgrupper og utvalgte arealer. En slik undersøkelse ble gjennomført etter de første MiS-registreringene i skogbruksplanleggingen. Den gang ble 180 prøveflater på 50x50m i registrerte MiS-livsmiljøer sammenlignet med 180 tilsvarende prøveflater i tilfeldig valgte bestand i hogstklasse 4-5. Resultatene viste at det var 3,9 ganger så høy tetthet av observasjoner av rødlistearter (karplanter, moser, kjuker, makrolav) i MiS-livsmiljøene som i de tilfeldig valgte prøveflatene (Gjerde m.fl. 2007). Ut fra den spredte fordelingen av rødlisteartene (Gjerde m.fl. 2004), må dette anses som et bra resultat, og tettheten av rødlistearter i nøkkelbiotoper ble funnet å være den samme som på prøveflater i skogreservater (Gjerde & Baumann 2002). Undersøkelsene var rettet mot livsmiljøene «Rikbark», «Liggende død ved» og «Bergvegger». Tilsvarende dokumentasjon av forekomst av rødlistearter kan med fordel gjennomføres for andre livsmiljøer, og behovet for dokumentasjon vurderes å være størst for livsmiljøene «Gamle trær» og «Rik bakkevegetasjon».

## 6 KVALITETSBEDØMMING AV GJENNOMFØRTE KARTLEGGINGSPROSJEKTER

Det er gjennomført et betydelig kartleggingsarbeid av MiS-livsmiljøer i skogbruksplanleggingen, og det er nå behov for å gjennomgå materialet for å kunne bedømme kvaliteten av det som er gjort og behovet for supplerende og nye registreringer. Da vil det være behov for gode og kostnadseffektive måter å bedømme kvaliteten av de ulike kartleggingsprosjektene på. Første steg vil være å formulere noen grunnleggende krav som registreringene må innfri, og vi foreslår følgende hovedpunkter:

1. *Kvalitetskrav.* Registreringene må fange opp et sett av livsmiljøer i det aktuelle planområdet som ut fra dagens kunnskap er viktige for biologisk mangfold i norsk skog, og som sannsynligvis vil gå tilbake hvis de ikke blir tatt hensyn til i skogbruksplanleggingen.
2. *Arealkrav.* Kartleggingen må fange opp et minimum av arealer, slik at ønsket omfang av livsmiljøer kan velges ut som nøkkelbiotoper og implementeres i skogbruksplanen.
3. *Dokumentasjonskrav.* Det må kunne dokumenteres at MiS-metoden er benyttet og hvilke avvik fra registreringsinstruksen som eventuelt er foretatt. Videre er det viktig med dokumentasjon på hvilke deler av planområdet som ikke har feltregistreringer, oversikter over hva registrerte og utvalgte livsmiljøer inneholder, samt informasjon om hvilke kriterier som ble benyttet ved utvelgelse.

Når det gjelder kvalitetskravene, så vil det være mulig å sette opp en liste over livsmiljøer og utforminger av disse (treslag, dimensjoner, vegetasjonstyper, topografiske posisjoner) i hver kommune, som bør være dekket av tiltak i form av nøkkelbiotoper. En slik liste vil kunne baseres på reviderte prioriteringer for MiS-regionene (se side 8), lokalkunnskap om skogen i planområdet, og ny kunnskap om utviklingen av livsmiljøer generelt. Disse forventningene kan deretter sammenholdes med det som hittil er registrert og satt av som nøkkelbiotoper, slik at planer om eventuelle supplerende registreringer kan utarbeides.

Arealer med MiS-livsmiljøer vil variere fra kommune til kommune. Det kan likevel være aktuelt å sette et minimumskrav for hvor stor andel areal som skal settes av som nøkkelbiotoper (jamfør punktet om minimum 5 % biologisk viktige områder i Norsk PEFC Skogstandard). Svært lave andeler med registrerte livsmiljøer kan enten skyldes at det finnes svært lite arealer som tilfredsstillende inngangsverdiene, eller at betydelige egnede arealer har blitt oversett ved registreringene. I begge tilfeller vil det være aktuelt med supplerende eller nye registreringer: I det første tilfellet fordi behovet er stort for arealer som kan utvikle rette kvaliteter på sikt, og i det andre tilfellet fordi registreringene ikke har vært gode nok.

En nærliggende mulighet for vurdering av registreringene i de enkelte kommunene ville være å benytte MiS-registreringene i Landsskogtakseringen som sammenligningsgrunnlag. De fleste kommuner har imidlertid for få Landsskogflater til at de kan utgjøre et tilstrekkelig materiale for

sammenligning (gjennomsnitt 36 flater for kommuner på Østlandet). Hvis kommuner i samme region slås sammen for å få nok flater for en referanse, så vil dette på den annen side gå utover muligheten for fruktbare sammenligninger. De naturgitte forutsetningene for forekomst av livsmiljøer varierer mye mellom kommunene innen samme region, og da vil livsmiljøer som er representert på regionsnivå ikke nødvendigvis være representert på kommunenivå. Sammenligninger med materialet fra Landsskogtakseringen kan gi nyttig informasjon (se for eksempel Fig. 1), men mulighetene for å benytte landsskogflatene til vurdering av skogbruksplanregistreringene i de enkelte kommune er begrensete.

For en gjennomgang av kartleggingsprosjektene i kommunene foreslår vi derfor følgende prosedyre:

1. Sett et arealkrav for nøkkelbiotoper uttrykt som minimum prosentandel av produktiv skog i planområdene eller i kommunen.
2. For kommuner som ikke tilfredsstillere arealkravet vurderes behovet for supplerende registreringer for å oppfylle arealkravet.
3. Sammensetningen av allerede kartlagte livsmiljøer i kommunen sammenholdes med reviderte regionale prioriteringer i den aktuelle regionen for å finne ut hvilke livsmiljøer som skal suppleres.
4. Supplerende registreringer av utvalgt(e) livsmiljø(er) rettes mot de deler av skoglandskapet hvor det er størst sannsynlighet for å finne dem.

Dokumentasjon av fremgangsmåte i registrering og utvelgelse av livsmiljøene og deres kvaliteter er avgjørende viktig, ikke bare for troverdigheten utad, men også for den videre utviklingen av MiS. For kartleggingsprosjekter uten tilstrekkelig dokumentasjon finnes det ingen garanti for kvaliteten av arbeidet. I arbeidet med gjennomgangen av utvalgte prøvekommuner kom det frem at kvaliteten på dokumentasjonen er varierende, og en svakhet har vært at det ikke har vært utviklet tilstrekkelig enhetlige rutiner for dokumentasjon og sikring av data.

## 7 SAMMENDRAG: ANBEFALINGER FOR REVISJON OG VIDEREFØRING AV MiS I SKOGBRUKSPLANLEGGINGEN

1. *Gjennomgang av inngangsverdier i den nasjonale kartleggingsinstruksen.* Det vil være nyttig med en gjennomgang av inngangsverdiene og hvordan disse har slått ut i arealer av ulike livsmiljøer, for å se om det er behov for endringer og supplerende registreringer. Eksempler på miljøer der inngangsverdiene bør gjennomgås er «Liggende død ved», «Rikbarkstrær» og «Rik bakkevegetasjon». Registrering av MiS i Landsskogtakseringen vil kunne brukes til å estimere arealeffektene av endringer i inngangsverdiene.
2. *Revisjon av regionale prioriteringer.* MiS-livsmiljøene er valgt ut på grunn av deres viktige rolle som levesteder for rødlistete arter. Siden MiS ble utviklet har det kommet nye rødlisteter (med nye artsgrupper) og ny kunnskap om arter og utviklingen av deres livsmiljøer. I tillegg har ansvarsarter fått et større fokus. Det bør derfor gjøres en ny vurdering av de ulike livsmiljøers betydning og viktighet i de ulike regionene av landet.
3. *Vurdere behovet for å registrere nye livsmiljøer.* Økende kunnskap om arter og arters levesteder vil kunne føre til at nye livsmiljøer kan være aktuelle for registrering i MiS. Et eksempel er økende kunnskap om epifyttiske lav og moser i vintermilde områder på Vestlandet, der artene hovedsakelig er knyttet til løvtrær i fuktige nordhellinger i furuskogslandskap («boreonemoral regnskog») (Blom 2008). En vurdering av om graden av skogbruksaktivitet før og nå i disse områdene kan gi en pekepinn på behovet for å inkludere dette livsmiljøet i registreringene.
4. *Dokumentasjon av betydningen av MiS-livsmiljøer for rødlistearter.* Det anbefales at verdisetting og prioriteringer av MiS-livsmiljøer i praktisk forvaltning baseres på forekomster av miljøkvaliteter/habitater, og ikke på mer eller mindre tilfeldige og dynamiske forekomster av rødlistearter. Den verdifulle dokumentasjonen fra artsobservasjoner ligger i akkumulert kunnskap om artenes tilknytning til livsmiljøer, og i forskningsbasert dokumentasjon av forekomster av rødlistearter på prøveflater i og utenfor nøkkelbiotopene.
5. *Gjennomgang av kartleggingsprosjekter.* I det store materialet som MiS i skogbruksplanleggingen representerer ligger også mulighetene til å se på eventuelle forbedringer. Ved en gjennomgang av utførte kartleggingsprosjekter anbefaler vi at nøkkelbiotopene vurderes i forhold til minimumskrav om arealomfang, kvalitativ sammensetning og dokumentasjon. Ut fra dette kan behovet for supplerende registreringer klarlegges, og gjennomføring av disse bør baseres på reviderte regionale prioriteringer av livsmiljøer.
6. *Endringer av tiltaksform.* Nøkkelbiotopene er bare et av flere miljøtiltak i skogbruket. Ved en revisjon av MiS vil det også kunne være aktuelt å se på fordelingen av skogareal på de ulike tiltakstypene. Kantsoner langs vann, elver og myr er den tiltaksformen som desidert båndlegger mest areal (Søgaard m.fl. 2012). Kantsonene har ulike formål, men med den relativt tekniske definisjonen som nyttes i dag, kan man stille spørsmål om miljøverdiene for en del av kantsonene.

Nye undersøkelser er nødvendig for å si noe sikkert om dette, og om en del av de mange hektar som settes av som kantsoner i dag hadde vært bedre anvendt som for eksempel nøkkelbiotoper.

7. *Kompatibilitet mellom MiS og NiN.* Det nye systemet for typifisering av natur (NiN) gir muligheten for akkumulering av en enhetlig og økologisk basert informasjon om arters levesteder. Slik informasjon er basis for MiS. Det er derfor gunstig om de to systemene kan samkjøres med hensyn til begrepsapparat. Mye tyder på at en slik oversettelse mellom systemene ikke er forbundet med store problemer, ikke minst fordi NiN i skogsmark bygger på de to samme komplekse miljøgradientene som i MiS, uttørkingsfare (fuktighet) og kalkinnhold (rikhet). MiS vil fortsatt være et registreringsopplegg for MiS-livsmiljøer, men naturtyper, komponenter, tilstander m.m. som de registrerte arealene inneholder vil kunne beskrives i henhold til NiN.

## LITTERATUR

- Baumann, C., Gjerde, I., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. & Ekanger, I. 2001a. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Livsmiljøer. Håndbok i registreringer av livsmiljøer i skog, Hefte 1. Skogforsk og Landbruksdepartementet.
- Baumann, C., Gjerde, I., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. & Ekanger, I. 2001b. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Instruks for registrering 2001. Håndbok i registreringer av livsmiljøer i skog, Hefte 3. Skogforsk og Landbruksdepartementet.
- Baumann, C., Gjerde, I., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. & Ekanger, I. 2002. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Veiledning for rangering og utvelgelse 2002. Håndbok i registreringer av livsmiljøer i skog, Hefte 4. Skogforsk og Landbruksdepartementet.
- Blom, H.H. 2008. Skoglevende rødlistearter og deres tilknytning til livsmiljø. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 13/2008.
- Blom, H.H., Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2002. Regional fordeling av artsmangfold. S. 105-115 i: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i Skog. Hovedrapport. Skogforsk, Ås.
- Gjerde, I. & Baumann, C. 2002. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold, Hovedrapport. Skogforsk, Ås.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J. Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. *Conservation Biology* 18: 1032-1042.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H.H. 2007. Complementary hotspot inventory – a method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. *Biological Conservation* 137: 549-557.
- Gustafsson, L., m.fl. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. *Conservation Biology* 16: 377-388.
- Gustafsson, L., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Persson, A. & Weslien, J.O. 2004. High occurrence of red-listed bryophytes and lichens in mature managed forests in boreal Sweden. *Basic and Applied Ecology* 5: 123-129.
- Heegaard, E., Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2013. Contribution of rare and common species to richness patterns at local scales. *Ecography* 36: 937-946.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. 2010. Norsk rødliste for arter 2010, s. 69. Artsdatabanken, Trondheim.
- Moum, S.O. 2014. Miljøregistrering i skog – livsmiljøer. S. 81-83 i: Tomter, S.M. & Dalen, L. (red.). Bærekraftig skogbruk i Norge. Norsk institutt for skog og landskap, Ås.
- Pressey, R. 2014. Remote regions – The last places where conservation efforts should be intensified. A reply to McCauley et al. 2013. *Biological Conservation* 172: 221-222.

- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 6/2015.
- Sverdrup-Thygeson, A., Søgaard, G., Rusch, G.M., & Barton, D.N. 2014. Spatial overlap between environmental policy instruments and areas of high conservation value. PLoS ONE 9(12): e115001.doi:10.1371/journal.pone. 0115001.
- Sætersdal, M. & Gjerde, I. 2011. Prioritising conservation areas using species surrogate measures: consistent with ecological theory? Journal of Applied Ecology 48: 1236-1240.
- Sætersdal, M., Gjerde, I. & Blom, H.H. 2002. Komplementære livsmiljøer. S. 120-120 i: Gjerde & Baumann (red.). Miljøregistrering i Skog. Hovedrapport. Skogforsk, Ås.
- Sætersdal, M., Gjerde, I. & Blom, H.H. 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. Biological Conservation 122: 305-316.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Heegaard, E., Schei, F.H. & Nilsen, J.-E. 2016. History and productivity determines the spatial distribution of key habitats for biodiversity in Norwegian forest landscapes. Forests (akseptert manus).
- Søgaard, G., Eriksen, R., Astrup, R. & Øyen, B.-H. 2012. Effekter av ulike miljøhensyn på tilgjengelig skogareal og volum i norske skoger. Rapport fra Skog og landskap 2/2012.



# NOTATER

# NOTATER

# NOTATER

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.