



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# En sammenligning av gamle og nye miljøregistreringer i Follsjå-området

- og en vurdering av hvordan viktige livsmiljøer for rødlistearter i skog fanges opp av registreringene

NIBIO RAPPORT | VOL. 7 | NR. 139 | 2021



Ivar Gjerde, Magne Sætersdal, Marius Hauglin & Ken Olaf Storaunet  
Divisjon for skog og utmark, avdeling for skoggenetikk og biomangfold

**TITTEL/TITLE**

En sammenligning av gamle og nye miljøregistreringer i Follsjå-området, og en vurdering av hvordan viktige livsmiljøer for rødlistearter i skog fanges opp av registreringene.

**FORFATTER(E)/AUTHOR(S)**

Ivar Gjerde, Magne Sætersdal, Marius Hauglin & Ken Olaf Storaunet

<b>DATO/DATE:</b>	<b>RAPPORT NR./ REPORT NO.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:</b>	<b>PROSJEKTNR./PROJECT NO.:</b>	<b>SAKSNR./ARCHIVE NO.:</b>
23.07.2021	7/139	Åpen	52207	20/01437
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:</b>	
978-82-17-02895-6	2464-1162	24	2	

**OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:**

Norges Skogeierforbund

**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Hans Asbjørn Sørli

**STIKKORD/KEYWORDS:**

MiS, registrering, nøkkelbiotoper, rødlistearter

**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Miljøregistreringer

**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

I rapporten sammenlignes resultatene av to ulike MiS-registreringer gjennomført i henholdsvis 2009 og 2020 i Follsjåområdet i Notodden kommune. Resultatene viste betydelige forskjeller mellom takstene både når det gjaldt totalt areal av registrerte livsmiljøer, fordeling av areal på ulike typer livsmiljøer, og evnen til å fange opp viktige livsmiljøer for rødlistearter. Vi diskuterer årsaker til disse forskjellene, og foreslår også noen muligheter for forbedringer av registreringene.

**LAND/COUNTRY:**

Norge

**FYLKE/COUNTY:**

Telemark og Vestfold

**KOMMUNE/MUNICIPALITY:**

Notodden

**GODKJENT /APPROVED**

Tor Myking

NAVN/NAME

**PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER**

Ivar Gjerde

NAVN/NAME

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Denne rapporten er en del av prosjektet «Arts- og naturtypekartlegging og skogbrukets hensyn til biologisk mangfold» ledet av Skogeierforbundet og finansiert av Skogtiltaksfondet. NIBIO fikk i den forbindelse et oppdrag fra Skogeierforbundet der målet var å vurdere kvaliteten av gamle og nye miljøregistreringer i utvalgte områder i Gransherad i Notodden kommune.

Bergen, 23.07.21

Ivar Gjerde

# Innhold

1 Innledning.....	5
2 Metoder.....	6
2.1 Studieområder.....	6
2.2 Takstdata .....	7
2.3 Sammenligning av første og andre takst .....	7
2.4 Rangering av registrerte livsmiljøer.....	8
2.5 Effekter av utvelgelse på sammensetning av nøkkelbiotoper.....	8
2.6 Rødlistearter i MiS-arealer .....	8
3 Resultater .....	10
3.1 Bestandsalder og alder for målte enkelttrær .....	10
3.2 Registrert areal for livsmiljøer .....	11
3.3 Utvelgelse av nøkkelbiotoper .....	13
3.4 Arealoverlapp i takstene.....	15
3.5 Rødlistearter i registrerte MiS-arealer .....	15
4 Diskusjon .....	18
4.1 Å sammenligne to registreringer.....	18
4.2 Betydningen av forskjellige inngangsverdier.....	18
4.3 Overlapp for arealer med registrerte livsmiljøer.....	19
4.4 Ble instruksene fulgt ved første registrering? .....	19
4.5 Effekter av utvelgelse på sammensetningen av nøkkelbiotoper.....	19
4.6 Regionale og lokale prioriteringer av livsmiljøer .....	19
4.7 Fanger MiS-arealene godt nok opp rødlistearter? .....	20
4.8 Potensielle forbedringer i furudominerte skoger.....	21
4.9 Bedre kriterier for registrering av rik bakkevegetasjon.....	22
5 Konklusjoner .....	23
Litteraturreferanser.....	24
Vedlegg.....	25

# 1 Innledning

*Miljøregistrering i skog etter MiS metodikken er gjennomført på store deler av det produktive skogarealet i Norge siden tidlig på 2000 tallet. Det har i senere tid ikke vært gjennomført systematisk validering av registrering med hensyn til om instruksene er fulgt, samt hvordan ulike valg i prosessen har innvirket på resultatet. Skognæringen ved Norges Skogeierforbund og NORSKOG ser derfor behov for å gjøre en systematisk gjennomgang av kvaliteten på miljøregistreringene i noen utvalgte områder. I de samme områdene ønsker vi å få en faglig drøfting av årsaker til eventuelle forskjeller i hvilke arealer som fremstår som viktige for biologisk mangfold i skog (fra prosjektbeskrivelsen).*

De siste årene har skogområdene omkring Follsja i Gransherad, Notodden kommune, vært gjenstand for en konflikt omkring skogbrukets innsats for å bevare biologisk mangfold i skog. Det har vært hevdet at skogbrukets miljøregistreringer i Gransherad fra 2009 er et eksempel på at MiS-registreringer ikke i tilstrekkelig grad fanger opp forekomster av truede rødlistearter (Blindheim m.fl. 2019). Hva som fanges opp er imidlertid ikke bare avhengig av kvaliteten på MiS-registreringer, men også av forskjeller i registreringsmetoder, mål med registreringene, og ikke minst mengden skog som settes av som nøkkelbiotoper og bredden av livsmiljøer som de inneholder. I vår undersøkelse var målet først og fremst å øke kunnskapen om hvordan ulik praktisering av MiS kan gi ulikt kartleggingsresultat. Dette er et tema som angår alle typer registreringer av natur, og som for eksempel også står sentralt i utprøvingen av NiN.

Når det gjelder spørsmålet om kvaliteten av MiS-registreringene i Gransherad fra 2009, så er et sentralt punkt om instruksene er fulgt i henhold til de forhåndsbestemte kriteriene for avgrensning og kartfesting av livsmiljøer (inngangsverdier). Som en del av prosjektet fikk Skogeierforbundet derfor gjennomført en ny MiS-registrering sommeren 2020 på utvalgte arealer i Gransherad, arealer som også ble registrert i 2009. Fordi det var stilt spørsmål om kvaliteten på den første registreringen, ble det lagt ekstra vekt på at den nye registreringen kunne betraktes som en «referanse-registrering» for MiS-registreringer foretatt etter NiN-tilpasset instruks.

NIBIOs oppgave i prosjektet har vært å sammenligne data fra de to registreringene og de påfølgende utvelgelsene av nøkkelbiotoper, finne ut i hvilken grad de skiller seg fra hverandre og hvorfor, og hvordan dette påvirker arealmengden og sammensetningen av livsmiljøer. Resultatene diskuteres i sammenheng med kjente forekomster av rødlistearter i området, og også med tanke på eventuelle livsmiljøer for rødlistete arter som i liten grad fanges opp av MiS-registreringene.





Artskart ble også besøkt. Hensikten var først og fremst og ha sett litt av skogene i området før vi gikk i gang med å vurdere taksdataene fra miljøregistreringene. Under befaringene ble det spesielt lagt vekt på å danne seg et inntrykk av skogstruktur, treslagssammensetning, og forekomster av død ved, brannspor, og gamle trær i områdene. I forbindelse med befaringene ble det tatt 17 borprøver for aldersbestemmelse av trær.

## 2.2 Takstdata

Det ble gjennomført Miljøregistreringer i studieområdene første gang i 2009. Viken Skog benyttet på denne tiden takstselskapet Prevista for oppdrag i forbindelse med skogbruksplanlegging og MiS-registreringer. Prevista var på denne tiden under utvikling og arbeidet med slutføring av avtalte prosjekter. Data på registrerte livsmiljøer og utvalgte nøkkelbiotoper fra registreringene i 2009 for våre studieområder ble hentet fra kartdatabasen Kilden. Opplysninger om inngangsverdier benyttet i 2009 ble innhentet fra Fylkesmannen i Vestfold og Telemark.

De nye MiS-registreringene ble gjennomført sommeren 2020 av Glommen-Mjøsen Skog. Arbeidet ble gjort av 2 skogbruksplanleggere, som brukte 31 dagsverk på å kartlegge livsmiljøer i studieområdene. Det tilsvarer ca 1 km<sup>2</sup> produktiv skog kartlagt per dagsverk. Registreringene ble foretatt etter gjeldende nasjonal instruks, altså at det ble benyttet siste utgave (1.0.3) av NiN-tilpasset veileder for miljøregistrering (Landbruksdirektoratet 2020), og uten at det ble gjort lokale tilpasninger til regler for utfigurering av livsmiljøer i felt (inngangsverdier). Vedlegg 1 gir en oversikt over registrerte arealer med MiS-livsmiljøer i delområdene Koplundsåsen og Hea-Ramsåsen for takstene i 2009 og 2020.

## 2.3 Sammenligning av første og andre takst

Total mengde areal av registrerte livsmiljøer innen studieområdet, samt arealfordelingen på de enkelte livsmiljøene, ble sammenlignet for de to takstene. Overlappet i areal A mellom takstene 1 og 2 ble beregnet ved hjelp av GIS *overlay* og deretter regnet ut som arealdekningen av overlapp delt på arealdekningen av livsmiljøet i de to takstene til sammen ( $A1 \cap A2 / A1 \cup A2$ ). Maksimum mulig arealoverlapp vil da være gitt ved arealet i taksten med minst registrert areal, med andre ord når alt registrert areal i denne taksten er en delmengde av arealet i taksten med mest registrert areal. For sammenligningen ble det også sett på forskjeller i inngangsverdier. I den første taksten ble det gjort endringer sett i forhold til den opprinnelige MiS-instruksen (Baumann m.fl. 2001). Dette omfattet «innstramminger» i kriteriene for tellende død ved (fra 10 cm til 20 cm DBH), og at bare ospetrær talte som nordlige løvtrær i *Eldre lauvsuksesjoner*. For *Rikbarkstrær* ble det gjort «lettelser» i kriteriene ved at minimumsarealet for registrering ble satt ned fra 2 dekar til 1 dekar. I tillegg kommer forskjeller mellom registreringene i 2009 og 2020 som skyldes endringene i den nasjonale instruksens i tiden mellom takstene. Dette er delvis endringer som har bakgrunn i erfaringer fra praktiske registreringer, som lettelser i kravene for *Rikbarkstrær* og *Gamle trær* fra minimum 4 trær til henholdsvis minimum 2 og 3 trær per dekar, men også endringer for *Rik bakkevegetasjon* etter tilpasning av MiS til NiN. En oversikt over inngangsverdier som ble brukt i de to takstene er gitt i Tabell 1.

Tabell 1. Oversikt over forskjeller i inngangsverdier for registrering i henholdsvis 2009 og 2020. Der inngangsverdiene er forskjellig mellom de to registreringene er de laveste inngangsverdiene merket med uthevet tekst. For noen livsmiljøer er inngangsverdiene forskjellige uten at det kan avgjøres hvordan dette slår ut i mengde areal.

Nr	Livsmiljø	Inngangsverdier 2009	Inngangsverdier 2020 <sup>a</sup>
1	Stående død ved	DBH ≥ 20 cm.	<b>DBH ≥ 10 cm.</b>
2	Liggende død ved	DBH ≥ 20 cm.	<b>DBH ≥ 10 cm.</b>
3	Rikbarkstrær	Areal ≥ 1 dekar.	≥ 2 trær/dekar.
4	Hengelav	2009=2020	2020=2009
5	Eldre lauvsuksesjon	≥4 ospetrær/dekar	<b>≥4 boreale lauvtrær/dekar</b>
6	Gamle trær	4 eller flere trær/dekar	<b>3 eller flere trær/dekar</b>
7	Hule lauvtrær	Alle løvtrær > 80 cm	Alle hule løvtrær
8	Brannflater	2009 =2020	2020=2009
9	Rik bakke	<b>Svak lågurt inkludert</b>	Svak lågurt ikke inkludert, kun sjiktet skog
10	Bergvegger	2009 =2020	2020=2009
11	Raviner	2009 =2020	2020=2009
12	Bekkekløfter	2009 =2020	2020=2009

<sup>a</sup> Se Landbruksdirektoratet (2020) for beskrivelse av gjeldende nasjonale inngangsverdier

## 2.4 Rangering av registrerte livsmiljøer

Rangering av livsmiljøer fulgte metodikken beskrevet i Baumann m.fl. (2002). For de fleste livsmiljøene regnes det ut såkalte konsentrasjonsverdier basert på mengde og kvalitet av egenskaper. For eksempel vil mengde liggende død ved være antall liggende død ved pr arealenhet, mens kvaliteter er gitt ved treslag, diameterklasse og nedbrytingsgrader. Detaljert beskrivelse av utregning av konsentrasjonsverdi innen de ulike livsmiljøene er beskrevet i Baumann m.fl. (2002).

## 2.5 Effekter av utvelgelse på sammensetning av nøkkelbiotoper

En utvelgelse av nøkkelbiotoper basert på MiS gjennomføres ved at registreringsdataene sammenstilles, og at det foretas en rangering av hvert livsmiljø etter bestemte kriterier (Baumann m.fl. 2002). Deretter setter takstselskap i samarbeid med biolog sammen et forslag til utvelgelse av nøkkelbiotoper som grunneierne får anledning til å kommentere og eventuelt forelå endringer til. Prosessen med utvelgelse har derfor potensial til å endre sammensetningen av livsmiljøer som inngår i nøkkelbiotopene, sett i forhold til de registrerte livsmiljøene. Et av målene med undersøkelsen vår var å se hvor store disse endringene var, og dette ble gjort ved å sammenligne den prosentvise fordelingen av areal av livsmiljøer for registrert areal og utvalgt areal.

For to eiendommer i studieområdet er ikke utvelgelsen av nøkkelbiotoper for taksten i 2020 endelig bestemt ved slutføring av rapporten. Årsaken var at det i områdene rundt Follsjå var flere områder for frivillig vern under vurdering. Noen av grunneierne i takstområdene ønsket ikke å avsette nøkkelbiotoper utenfor verneområdene før eventuelt vern var avgjort. Her har vi derfor valgt å vise forslaget til nøkkelbiotoper tilnærmet slik det fremstod etter innspill fra grunneiere, og altså uten eventuelle fremtidige justeringer på grunn av samkjøring med reservater i området.

## 2.6 Røddlistearter i MiS-arealer

Områdene som inngikk i undersøkelsen, har i de senere år trolig blitt mer enn gjennomsnittlig undersøkt for forekomster av røddlistearter, særlig for grupper som vedboende sopp, lav og insekter. Kjente forekomster lagt inn i Artskart er likevel bare en liten andel av de faktisk eksisterende



forekomstene av alle rødlistearter. Registreringene er heller ikke systematisk gjennomført, og har derfor begrenset verdi for sammenligninger av arealer med hensyn til tetthet av reelle forekomster av rødlisteforekomster (Gjerde & Sætersdal 2015). I rapporten har vi benyttet rapporterte funn av rødlistearter i området for et begrenset formål, nemlig for å sammenligne i hvilken grad rødlistearter knyttet til ulike typer substrater er fanget opp av de registrerte MiS-arealer fra takstene i 2009 og 2020. Det er altså en sammenligning av grupper av rødlistearter med hensyn til hvor stor andel av kjente forekomster i området som finnes innen de registrerte MiS-figurene, vel vitende om at dette bare kan gi en indikasjon. Forutsetningen for denne sammenligningen er at det for rødlisteartene i de forskjellige gruppene i gjennomsnitt er gjort en noenlunde sammenlignbar leteinnsats etter rødlistearter per arealenhet innenfor og utenfor MiS-arealene, og at søket etter MiS livsmiljøer er noenlunde sammenlignbart i områder med ulik mengde kartfestete funn av rødlistearter.

Vi sorterte funn av rødlistearter (registrert i Artskart i november 2020) tilhørende karplanter, sopp, lav, moser og insekter innenfor grensene av våre studieområder etter hvilke substrater/livsmedier de står oppført med i beskrivende tekst fra Rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015). Følgende kategorier av substrattilknytning ble benyttet for å sortere artene i grupper: *Stående død ved*, *Stående død ved furu*, *Liggende død ved*, *Liggende død ved furu*, *Kelo-ved* (tørr, brannpåvirket ved, Niemele m.fl. 2002, Santaniello m.fl. 2017), *Gamle trær*, *Gamle trær furu* (Vedlegg 2). Furusubstratene var en delmengde av hovedgruppene stående død ved, liggende død ved og gamle trær, mens *kelo-ved* omfattet stående og liggende død ved både av gran og furu. Forekomsten av rødlistearter i de ulike habitatgruppene innen MiS-arealene ble deretter målt mot alle registrerte forekomster i samme habitatgruppe innen studieområdene, for å sammenligne de ulike kategorier av arter med hensyn på hvor godt de var representert i MiS-arealene.

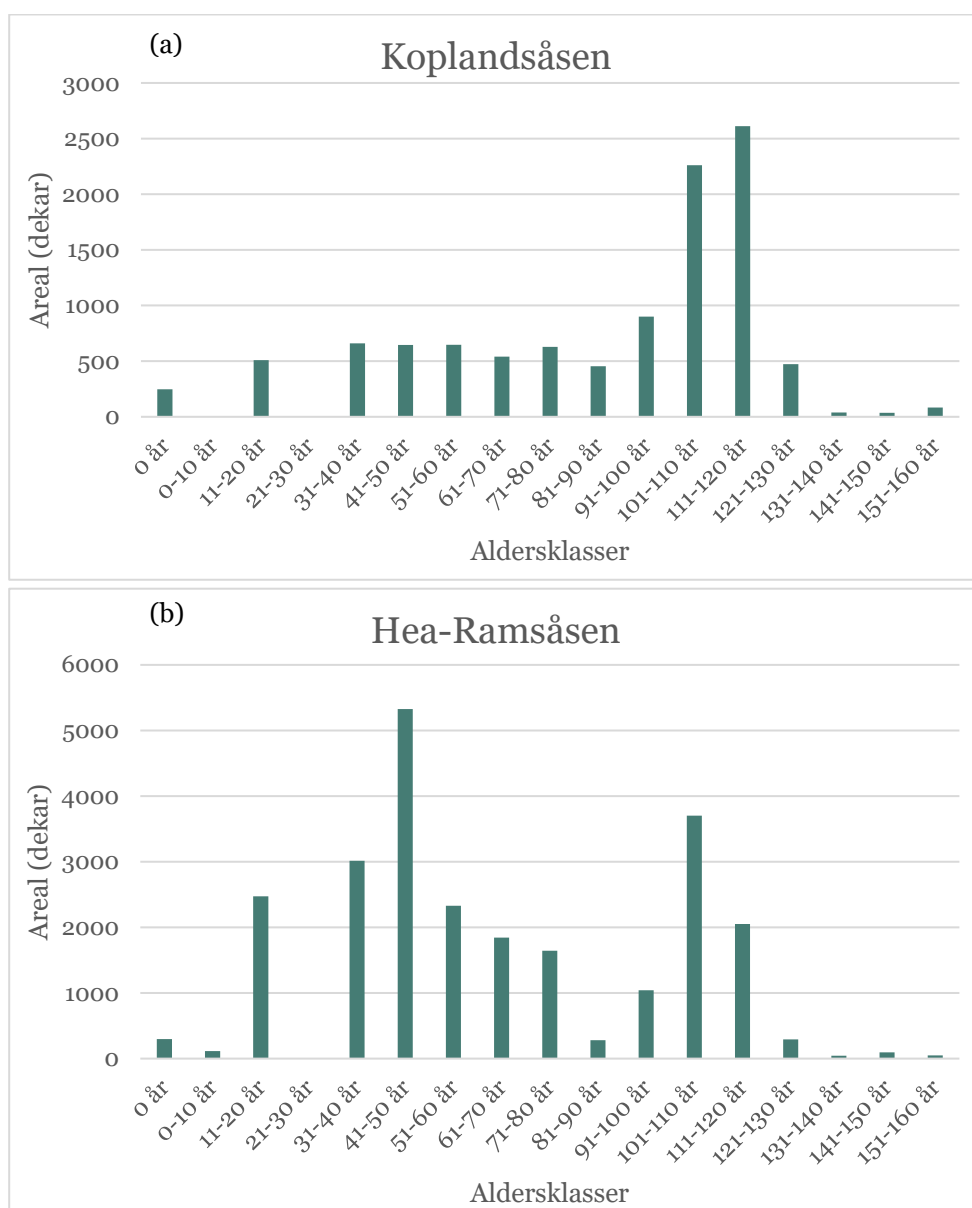


Figur 2. Barblandingskog i delområdet Hea-Ramsåsen med innslag av omkring 200 år gamle trær. Foto: Ken Olaf Storaunet.

## 3 Resultater

### 3.1 Bestandsalder og alder for målte enkeltrær

De to delområdene hadde ganske ulik arealfordeling på bestandsalder. Koplandsåsen hadde mest areal av skog med husholdningsalder mellom 90 og 120 år, mens Hea-Ramsåsen utmerket seg med betydelig mer areal med ungskog (Figur 2). I begge delområdene var det relativt lite nytt areal med hogstflater kommet til i perioden mellom takstene. Husholdningsalder er basert på representative trær i herskende tresjikt, og måles i brysthøyde. Bestandsalder i Koplandsåsen viste en relativt jevn fordeling opptil 90 år, mye areal med bestandsalder mellom 90 og 120 år, og ingen bestand med alder over 160 år (Figur 2a).



Figur 2. Areal (dekar) i ulike aldersklasser (husholdningsalder) for skogbestand innen (a) delområdet Koplandsåsen og (b) delområdet Hea-Ramsåsen.

Estimert totalalder for utvalgte trær i eldre bestand viste imidlertid relativ hyppig forekomst av trær mellom 150 og 200 år, og flere trær over 200 år (Tabell 2). Det ble ikke funnet trær med alder over 250 år i det relativt begrensede utvalget, men inntrykket er at trær med alder mellom 150 og 200 år er relativt vanlig i hogstmoden furu- og barblandingsskog i studieområdet, men også at området ikke utmerker seg med forekomster av trær med spesielt høy alder.

**Tabell 2. Alder for utvalgte trær estimert fra årringprøver innsamlet under befaringene. De borete Trærne var vurdert å være blant de eldste i bestandet.**

ID	Lok	Treslag	Dbh	Borehøyde (cm)	Eldste trerring	Estimert spireår	Alder
NO01	Ljostjønn, Ramsås N	Furu	26	60	1873	1867	153
NO02	Ljostjønn, Ramsås N	Furu	30	60	1804	1783	237
NO03	Ljostjønn, Ramsås N	Furu	37	60	1832	1811	209
NO04	Ljostjønn, Ramsås N	Gran	22	90	1830	1810	210
NO05	Fossbuvada	Furu	30	110	1892	1871	149
NO06	Fossbuvada	Furu	29	130	1854	1829	191
NO07	Fossbuvada	Furu	18	30	1893	1885	135
NO08	Fossbuvada	Furu	17	25	1872	1864	156
NO09	Fossbuvada	Furu	39	75	1837	1824	196
NO10	Fossbuvada	Furu	29	40	1896	1882	138
NO11	Hea	Furu	49	60	1788	1777	243
NO12	Hea	Furu	33	70	1786	1776	244
NO13	Brannstjønnåsen <sup>a</sup>	Furu	31	50	1887	1874	146
NO14	Brannstjønnåsen <sup>a</sup>	Furu	37	55	1827	1816	204
NO15	Brannstjønnåsen <sup>a</sup>	Furu	33	50	1852	1845	175
NO16	Brannstjønnåsen <sup>a</sup>	Furu	14	40	1858	1848	172
NO17	Folseråsen <sup>a</sup>	Furu	63	70	1812	1770	250

<sup>a</sup> Follsjå-området, men utenfor de to delområdene som utgjør studieområdet

## 3.2 Registrert areal for livsmiljøer

Totalt areal produktiv skog i studieområdet utgjorde 30517 dekar. Livsmiljøer registrert i 2020 utgjorde et samlet areal på 3078 dekar, mens registreringene fra 2009 til sammenligning utgjorde 1180 dekar (Tabell 3). Arealdekning av kartfestete livsmiljøer (når overlapp mellom livsmiljøer ikke teller med) var 2699 dekar (8,8%) i 2020 og 1079 dekar (3,5%) i 2009. Det ble altså registrert 2,6 ganger så mye areal av livsmiljøer i 2020, med 2,5 ganger så høy arealdekning.

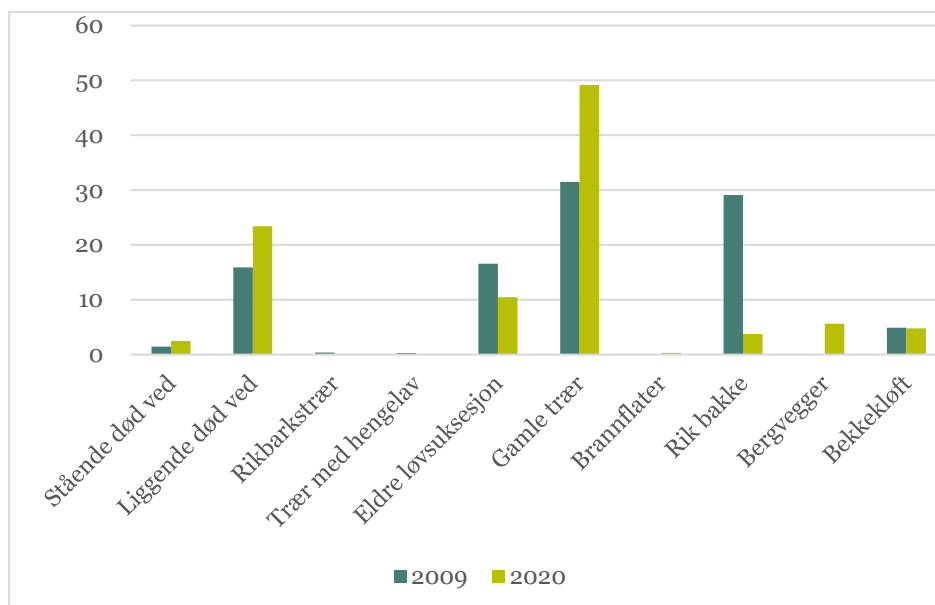
Ettersom MiS-registreringene primært utføres i hogstklassene 4 og 5 i produktiv skog er det særlig relevant å se på arealdekningen av registrerte livsmiljøer i denne kategorien. Arealet her utgjør 20294 dekar, og registrerte livsmiljøer utgjorde 5,3% i 2009 og 13,3 % i 2020.

Forskjellene i registrert areal mellom takstene var størst for bergvegger (ingen registrert i 2009, men 19 figurer registrert i 2020), stående død ved (4,4 ganger mer i 2020) og gamle trær (4,1 ganger mer i 2020). Det var imidlertid også noen livsmiljøer som det ble registrert mer av i første takst (Tabell 2), og viktigst her var *Rik bakkevegetasjon* med hele 3 ganger så mye registrert areal i 2009 som i 2020.

Tabell 3. Oversikt over antall og areal (dekar) livsmiljøer som ble registrert og utvalgt i 2009/2010 og registrert og foreslått utvalgt i 2020.

	2009/2010				2020			
	Registrert		Utvalgt		Registrert		Utvalgt	
	Antall	Areal	Antall	Areal	Antall	Areal	Antall	Areal
Stående død ved	2	17,2	2	17,2	13	76,2	10	48,0
Liggende død ved	16	187,3	8	132,9	69	719,9	39	469,1
Rikbarkstrær	2	4,5	2	4,5	1	1,7	1	1,7
Trær m/hengelav	1	3,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Eldre lauksuksjoner	12	195,4	6	101,5	13	322,4	7	285,7
Gamle trær	14	371,4	10	258,7	66	1513,7	35	716,8
Brannflater	0	0,0	0	0,0	1	9,3	1	9,3
Rik bakkeveg.	23	342,9	15	306,7	1	115,6	1	115,6
Bergvegger	0	0,0	0	0,0	19	172,6	14	132,0
Bekkekløfter	4	57,5	4	57,5	7	146,5	7	146,5
<b>Totalt</b>	<b>74</b>	<b>1179,6</b>	<b>47</b>	<b>879,0</b>	<b>190</b>	<b>3078,0</b>	<b>115</b>	<b>1924,7</b>
<b>Arealdekning</b>		<b>1079,0</b>				<b>2699,0</b>		

I tillegg til forskjellene i registrert areal ble det også funnet tydelige forskjellig i prosentvis fordeling av registrert areal på livsmiljøer. Registreringen i 2009 utmerket seg med særlig høy andel med *Rik bakkevegetasjon* og *Eldre lauksuksjon*, mens registreringen i 2020 hadde en betydelig større andel av areal i *Stående* og *Liggende død ved* og *Gamle trær* (Figur 3).



Figur 3. Prosentvis arealfordeling av registrerte livsmiljøer i takstene i 2009 og 2020.

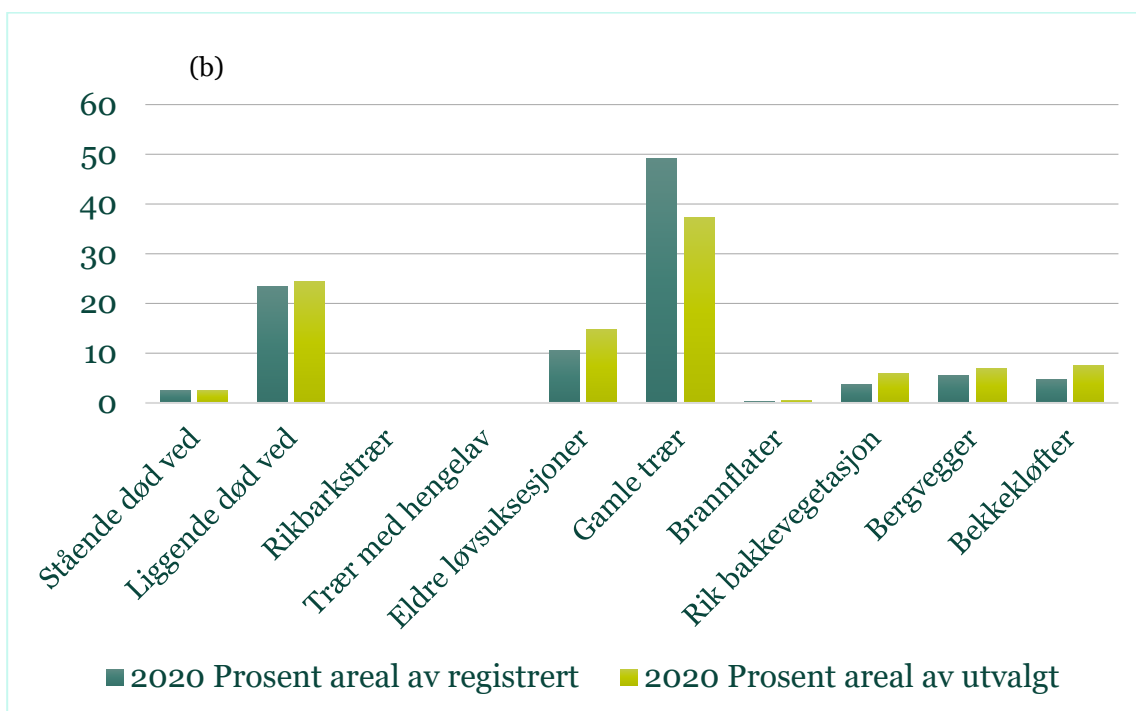
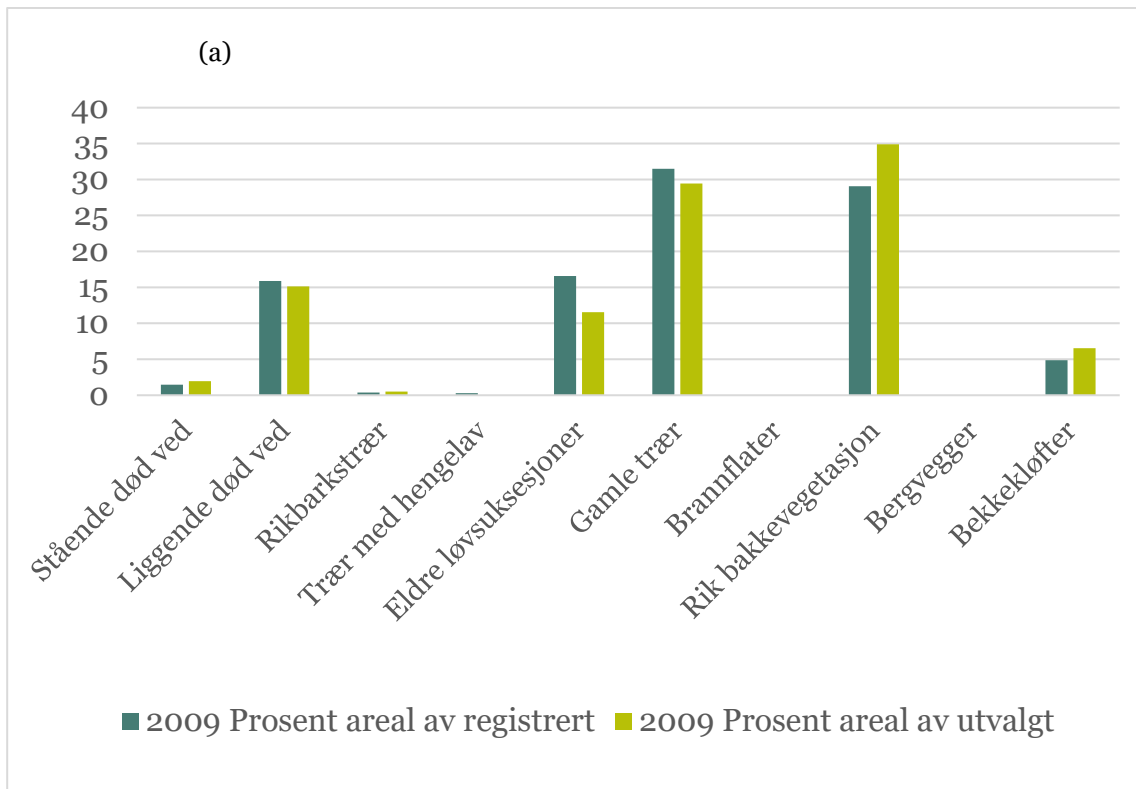
### 3.3 Utvalgelse av nøkkelbiotoper

Utvalgelse av nøkkelbiotoper etter registreringene i 2009 ble foretatt i mars 2010. Av det registrerte arealet på 1180 dekar ble 879 dekar valgt ut (75%). I utvalget var det en tendens til at de mer sjeldent registrerte livsmiljøene ble prioritert, slik som *Stående død ved*, *Rikbarkstrær* og *Bekkekløfter*, mens mer hyppig registrerte livsmiljøer som *Liggende død ved*, *Gamle trær* og *Eldre lavsuksesjoner* ble prioritert lavere. Et klart unntak er *Rik bakkevegetasjon*, som ble høyt prioritert til tross for at det er det livsmiljøet som hadde flest utfigurerte arealer og størst arealdekning totalt (Tabell 3).

Registrerte arealer for de ulike livsmiljøer ble rangert av NIBIO høsten 2020, og forslag til utvalgelse av nøkkelbiotoper basert på registreringene fra 2020 ble ferdigstilt av Glommen-Mjøsen Skog i desember 2020. Av det registrerte arealet på 3078 dekar ble 1925 dekar foreslått valgt ut (63%). Som i første takst ble noen sjeldne livsmiljøer prioritert, i betydningen at alle registrerte arealer ble foreslått valgt ut som nøkkelbiotoper. I 2020 gjaldt det livsmiljøer med ett enkelt område registrert, henholdsvis *Rikbarkstrær*, *Brannflater* og *Rik bakkevegetasjon* (Tabell 3). I tillegg ble en høy andel av registrerte arealer med *Eldre lavsuksesjoner* og *Bekkekløfter* valgt ut som nøkkelbiotoper. Ett livsmiljø hadde vesentlig lavere andel utvalgt areal enn de andre, nemlig *Gamle trær* (47%). For utvalget av *Gamle trær* må det legges til at registrert areal i utgangspunktet var klart høyest for dette livsmiljøet, og at utvalgt areal uansett var nesten tre ganger så stort som utvalgt areal i 2010.

Når vi ser på den prosentvise fordelingen av registrerte og utvalgte livsmiljøer, så var det relativt små forskjeller mellom registrert og utvalgt i 2009/2010, men med noe høyere andel *Rik bakkevegetasjon* og noe lavere andel *Eldre Lauvsuksesjoner* (Fig. 4a). Med andre ord hadde utvalget relativt liten innvirkning på sammensetningen av livsmiljøer. Det var også små endringer fra registrert sammensetning til utvalgt sammensetning i 2020, med unntak av gamle trær som i større grad enn andre livsmiljøer ble valgt bort (Fig. 4b).





Figur 4. Oversikt over prosentvis fordeling av livsmiljøene for registrert og utvalgt i MiS i takseringene i (a) 2009 og (b) registrert og foreslått utvalgt i 2020.

### 3.4 Arealoverlapp i takstene

Muligheten for arealoverlapp for figurer av samme livsmiljø, kartfestet i 2009 og 2020, var i utgangspunktet begrenset av at det ble registrert betydelig mer livsmiljø-areal i siste takst (Tabell 3). Når graden av overlapp ble målt som % av maksimalt mulig overlapp, så lå gjennomsnittet for livsmiljøene på rundt 27% arealoverlapp mellom arealer i første og andre takst. Høyest innbyrdes overlapp var det for livsmiljøene *Bekkekløft* (80%) og *Rik bakkevegetasjon* (58%), mens det var lavest overlapp for livsmiljøene *Bergvegger* (0%, ingen registrert i 2009) og *Rikbarkstrær* (ett område registrert i hver av takstene med 0% overlapp). Blant de resterende var det *Stående død ved* (28%) som hadde lavest overlapp i de to takstene.

Når samlet overlapp mellom registrerte MiS-livsmiljøer i de to takstene ble målt uten hensyn til hvilke livsmiljø de var registrert som, så økte overlappet til 67% av mulig overlapp. Dette betyr at mange MiS-arealer var registrert som en type livsmiljø i den ene taksten og en annen type i den andre taksten.

Tabell 4. Overlapp mellom registrerte arealer av livsmiljøer i første og andre takst. Overlapp er angitt som area i dekar, andel av alt utfigurert areal etter to takster, andel ved maksimalt mulig overlapp, og hvor mange % målt andel overlapp utgjorde av maksimalt mulig overlapp.

	Areal (daa) 2020	Areal (daa) 2009	Overlapp (daa)	Andel overlapp	Mulig overlapp	% av mulig overlapp
Stående død ved	26,2	17,2	6,8	0,186	0,656	28,3
Liggende død ved	720	187,2	79,5	0,096	0,260	36,9
Rikbarkstrær	1,7	4,5	0	0	0,378	0
Trær m. hengselav	0	3,4	0	0	0	-
Eldre lauvs.	322,4	195,3	83,5	0,192	0,606	31,7
Gamle trær	1513,7	371,4	137,1	0,078	0,245	31,8
Brannflater	9,3	0	0	0	0	-
Rik bakkeveg.	115,6	342,9	75,1	0,196	0,337	58,2
Bergvegger	172,6	0	0	0	0	-
Bekkekløfter	146,5	57,5	48,9	0,315	0,392	80,4
Alle livsmiljøer	2699	1079	796,3	0,267	0,361	66,8

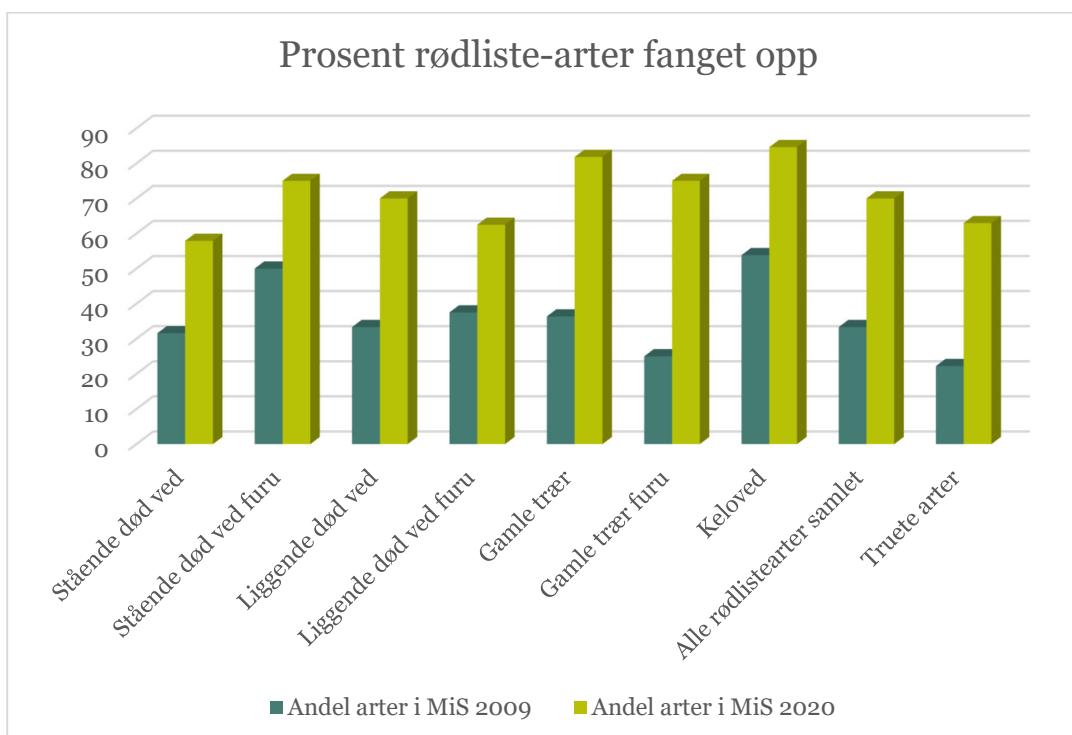
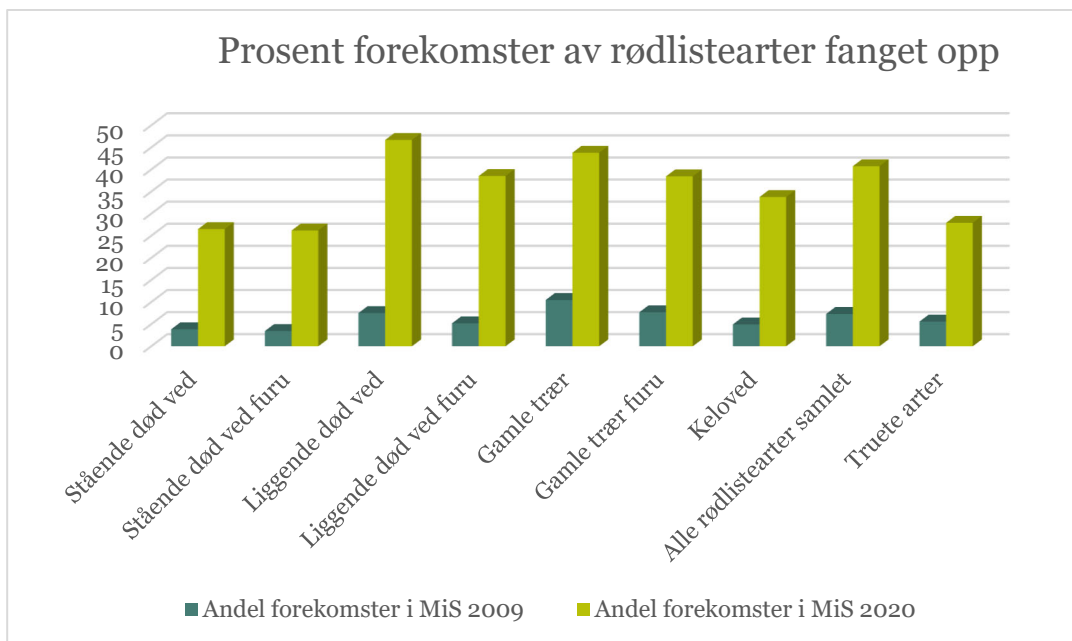
### 3.5 Rødlistearter i registrerte MiS-arealer

I studieområdet ble det funnet i alt 601 registrerte forekomster av rødlistearter i Artskart, fordelt på 60 arter innen gruppene karplanter, moser, lav, sopp og insekter (Vedlegg 2). Av disse var 545 forekomster i produktiv skog i hogstklasse 4 og 5, der MiS-registreringene ble foretatt.

Livsmiljøer registrert i 2009 utgjorde 5,3% av arealet med produktiv eldre skog (hogstklasse 4 og 5). Innen disse arealene var det i Artskart høsten 2020 registrert 44 forekomster av de 545 kjente forekomstene av rødlistearter i takseringsområdene (8,1 %). Det betyr at det var ca 1,5 ganger flere kjente forekomster i livsmiljøene enn et tilfeldig valg av en tilsvarende andel av arealet skulle tilsi. Dette er et relativt svakt resultat sammenlignet med det som tidligere studier har vist (Gjerde m.fl. 2004, Gjerde m.fl. 2007), nemlig i størrelsesordenen 3-4 ganger så høy tetthet av forekomster som i tilfeldig utvalgte bestand i hogstklasse 4 og 5.

Livsmiljøer registrert i 2020 utgjorde 13,3 % av produktiv eldre skog i takseringsområdet, mens de kartfestete livsmiljøene inneholdt 245 av de 545 kjente forekomster av rødlistearter i området (45%). Dette gir en tetthet av forekomster som var 3,4 ganger høyere enn den gjennomsnittlige tettheten av forekomster i hogstklasse 4 og 5, og altså mer i overensstemmelse med hva tidligere undersøkelser har vist. Det må igjen understrekes at resultatene her er avhengig av leteinnsatsen er like stor innenfor som utenfor kartlagte livsmiljøer.

Når vi sammenlignet artsgruppene definert etter substratilknytning, så var det forekomster av arter knyttet til gamle trær og liggende død ved som i størst grad ble fanget opp i begge takstene, mens forekomster av arter knyttet til stående død ved (og særlig stående død furuved og *kelo*-ved) som i minst grad ble fanget opp (Figur 5a). Andelen av registrerte rødlistearter som var knyttet til *kelo*-ved, og som ble fanget opp i MiS-livsmiljøer, var derimot høyest av alle gruppene i begge takstene (Figur 5b). Dette skyldes først og fremst mange registrerte funn av artene i denne gruppen, noe som øker sannsynligheten for at minst en forekomst av artene blir fanget opp.



Figur 5. (a) Forekomster av rødlistearter og (b) ulike rødlistearter fanget opp av de registrerte MiS-arealene i takstene i henholdsvis 2009 og 2020 i prosent av alle registrerte forekomster og arter funnet innenfor takstområdet (fra Artskart). Rødlisteartene er fordelt på livsmiljøer/treslag etter beskrivelser i Rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015).

## 4 Diskusjon

### 4.1 Å sammenligne to registreringer

En sammenligning av kartfestete MiS-arealer fra takstene i 2009 og 2020 viste relativt store forskjeller i totalt areal med registrerte livsmiljøer (særlig for delområdet Koplandsåsen), i fordeling av registrert areal på livsmiljøer, og også i den geografiske beliggenheten av registrerte arealer for ett og samme type livsmiljø. Den siste taksten ble gjennomført med mål om at den skulle fungere som en «referanseregistrering» og dermed egnet for å kunne sjekke om den første var gjort etter instruks. Det er ingen grunn til å tvile på at den siste taksten hadde god kvalitet, men det er likevel ikke mulig å tolke alle forskjeller mellom de to takstene som feil i den første. Dette fordi at selv med to svært gode registreringer i samme område vil det normalt forekomme forskjeller i avgrensninger av livsmiljøer. Slik variasjon vil være en realitet for alle registreringer med en viss grad av kompleksitet (Hearn m.fl. 2011, Eriksen m.fl. 2018). Hvor stor denne effekten har vært i de aktuelle registreringene er vanskelig å bedømme, blant annet fordi det ble brukt forskjellige inngangsverdier for utfigurering av livsmiljøer i de to takstene (se Tabell 1). Med gjennomgående lavere inngangsverdier i den siste taksten skal også resultatet være at det registreres mer areal av livsmiljøer.

### 4.2 Betydningen av forskjellige inngangsverdier

I registreringen i 2009 ble inngangsverdiene for flere livsmiljøer endret i forhold til den generelle nasjonale instruks fra 2001 (Baumann m.fl. 2001). Ved heving av inngangsverdier er målet å begrense registrerte arealer til arealene med høyest tetthet av elementer og/eller prioriterte kvaliteter, altså de arealene som uansett vil havne høyt på rangeringslisten. I 2020 ble imidlertid den siste nasjonale instruks/veilederen for MiS (Landbruksdirektoratet 2020) benyttet, og uten lokale tilpasninger i inngangsverdiene. Denne instruks skiller seg fra Baumann m.fl. (2001) ved å ha en NiN-tilpasning for livsmiljøet *Rik bakkevegetasjon* og ved å ha lavere inngangsverdi for *Gamle trær*. Den totale effekten av endrete inngangsverdier i 2009 og revidert MiS-instruks (og bruk av nasjonale inngangsverdier for denne i 2020), var at ble det operert med forskjellige inngangsverdier i 2009 og 2020 for 7 av de 12 MiS-livsmiljøene. For de 5 vanligste livsmiljøene *Stående død ved*, *Liggende død ved*, *Eldre lauvsuksjoner*, *Gamle trær* og *Rik bakkevegetasjon* var det strengere inngangsverdier i 2009 for de fire første, men motsatt for den sistnevnte. Dette skulle tilsi at det i 2020-taksten skulle bli registrert mer areal av de fire første livsmiljøene, og mindre av livsmiljøet *Rik bakkevegetasjon* sammenlignet med 2009-taksten. Resultatene viste at dette også var tilfellet. Det er derfor klart at forskjellene i areal registrert i de to takstene delvis skyldes forskjeller i inngangsverdier, selv om vi ikke kan kvantifisere denne effekten.

Mengden av noen livsmiljøer kan også i realiteten ha økt i perioden 2009 til 2020. Dette gjelder særlig livsmiljøene *Gamle trær* og *Stående og Liggende død ved*. Mange bestand i studieområdene inneholder i dag trær med alder omkring definisjonen for gamle trær (grantrær eldre enn 150 år eller furutrær eldre enn 200 år), noe som tilsier en utvikling mot flere reelle arealer for *Gamle trær* selv uten endringene i inngangsverdiene. Det er også sannsynlig at det har skjedd en økning i mengden av død ved i området i tidsrommet mellom takstene, i overensstemmelse med en generell økning i død ved i norske skoger de siste tiårene (Storaunet & Rolstad 2015).

For tre livsmiljøer med uendrete inngangsverdier (*Brannflate*, *Bergvegg*, *Bekkekloft*) ser vi også en økning i registrert areal fra første til andre takst, noe som antyder at det generelt ble registrert mer areal i den siste taksten. For et av disse livsmiljøene (*Brannflate*) har forskjellene imidlertid en naturlig forklaring, da økt areal stammer fra en skogbrann-hendelse i perioden mellom de to takstene.



### 4.3 Overlapp for arealer med registrerte livsmiljøer

Hvis ulike inngangsverdier er den eneste faktoren som forklarer forskjellene mellom de to takstene, skal alt areal av et livsmiljø være en delmengde av arealene i den taksten med lavest inngangsverdier. Dette var i liten grad tilfellet når vi så på overlapp av arealer for hvert enkelt livsmiljø (27% i gjennomsnitt), mens overlappet mellom totalt registrert areal i de to takstene (uansett livsmiljø) var 67% av maksimalt mulig overlapp. Det var altså en klar tendens til at et og samme areal ble registrert som forskjellige livsmiljøer i de to takstene. Dette resultatet var noe overraskende, men en sannsynlig forklaring kan være at når registrator (i minst en av takstene) oppdager ett livsmiljø på stedet, så er det en tendens til at bare dette livsmiljøet blir registrert, selv om andre livsmiljøer også tilfredsstiller inngangsverdiene. En tilleggsforklaring kan være endringer i sammensetningen av skogen i perioden 2009 til 2020. Under befaringene ble det for eksempel registrert at et område som i 2009 ble registrert som stående død ved nå var blitt til et område for liggende død ved etter at flere av døde trærne hadde falt ned.

### 4.4 Ble instruksene fulgt ved første registrering?

Registreringene fra 2009 fremstår med mindre registrert areal og en annen prosentvis fordeling av livsmiljøer, sammenlignet med registreringene fra 2020. Som diskutert ovenfor, så skyldes mye av forskjellene ulike inngangsverdier i de to takstene. Det var imidlertid også en tendens til at det ble registrert mindre areal for livsmiljøer der inngangsverdiene var de samme eller til og med lavere i 2009 (*Eldre lauvsuksessjoner, Bergvegger, Bekkekløfter*). Totalt sett er vår vurdering at forskjeller i inngangsverdier delvis forklarer at såpass lite areal ble registrert i 2009, men at det ikke kan forklare hele forskjellen.

Det er også grunn til å tro at de store forskjellene i registrerte forekomster av død ved og gamle trær mellom de to takstene overstiger det man kunne forvente på grunn av forskjellige inngangsverdier eller på grunn av økning i alder og død ved i perioden. Noen områder bare registrert i 2020 hadde for eksempel mengder av død ved som også må ha vært over inngangsverdiene som ble benyttet 2009. Dette betyr i tilfellet at registreringene av disse livsmiljøene har vært mangelfulle i 2009.

### 4.5 Effekter av utvelgelse på sammensetningen av nøkkelbiotoper

Utvelgelsen av nøkkelbiotoper på grunnlag av registreringer av MiS-livsmiljøer gjennomføres på utvalgsmøter med utgangspunkt i registrerte data der registratorer, grunneiere og biologer påvirker utfallet. Denne utvelgelsen endrer ikke nødvendigvis så mye på sammensetningen av livsmiljøer, men en tidligere studie viste at ett livsmiljø skilte seg ut når det gjelder en tendens til å bli valgt bort, nemlig *Gamle trær* (Gjerde & Sætersdal 2015). Det samme synes også å være tilfellet i det aktuelle studieområdet, da *Gamle trær* var det livsmiljøet som hadde henholdsvis størst og nest største arealreduksjon etter utvelgelse i 2009 og 2020. Dette kan ha sammenheng med at områder med gamle trær ofte har relativt stor utstrekning, og at de største arealene kan ha en tendens til å bli valgt bort (Gjerde & Sætersdal 2015, Sætersdal m.fl. 2016). I det aktuelle området var imidlertid *Gamle trær* også livsmiljøet med størst registrert areal i begge takstene, noe som gjorde at livsmiljøet likevel utgjorde en stor andel av utvalgt areal.

### 4.6 Regionale og lokale prioriteringer av livsmiljøer

Gransherad og Follsjå-området ligger i den sørboreale sonen, og nærmeste meteorologiske stasjon (Notodden flyplass) hadde en julitemperatur på 17,1 °C i perioden 1991-2020. Ifølge regioninndelingen i MiS ligger området helt sør i den boreale hovedregionen (1a), og det skulle derfor tilsi regionale prioriteringer av livsmiljøene *Stående og Liggende død ved, Brannflater og Rik bakkevegetasjon* (Blom m.fl. 2002). Regional prioritering av *Gamle trær* ble ikke vurdert den gangen på grunn av for svak dokumentasjon på regionale forskjeller i rødlistearters bruk av gamle trær. Nyere

kunnskap om regional fordeling av rødlistete skorpelav (som ikke var på rødlisten tidligere) og insekter (Henriksen & Hilmo 2015) tilsier at livsmiljøet *Gamle trær* bør prioriteres høyt i den boreale hovedregionen.

I utvelgelsen fra 2010 er det først og fremst *Rik bakkevegetasjon* som fremstår som høyt prioritert, mens *Liggende død ved* og *Gamle trær* ble lavt prioritert. Den foreslåtte utvelgelsen i 2020 viser liten grad av prioritering av livsmiljøer med unntak av *Bekkekløfter*. Det er lite som tyder på at det systematisk har vært benyttet regionale prioriteringer av livsmiljøer (Blom m.fl. 2002) i forslagene til utvelgelse av nøkkelbiotoper i de to takstene. Et unntak kan være *Rik bakkevegetasjon* i 2010, som var overrepresentert i nøkkelbiotopene til tross for at det også var det livsmiljøet med mest registrert areal. Resultatene viser heller en tendens til å sette sammen et komplementært utvalg av nøkkelbiotoper gjennom å sørge for at alle registrerte typer livsmiljøer ble representert i nøkkelbiotopene.

Regionale prioriteringer av livsmiljøer er en måte å sørge for at et stort artsmangfold fanges opp i nøkkelbiotoper basert på MiS. Regionalt prioriterte livsmiljøer er livsmiljøer som i hver region gir de største unike bidragene til artsmangfoldet i skog, og som sammen sørger for en høy grad av komplementaritet av arter på nasjonalt nivå. Dette bidraget må veies mot komplementaritet på andre nivåer. Regionale prioriteringer synes i liten grad å ha blitt anvendt i utvelgelse av nøkkelbiotoper, og en grunn til dette er at det ofte ikke blir registrert noe særlig mer areal enn det som utvelges. I slike tilfeller vil det være mer hensiktsmessig å anvende regionale prioriteringer ved å senke inngangsverdiene for livsmiljøer man ønsker å prioritere. Regionale prioriteringer og prioriteringer på andre skalaer vil være et tema i revisjon av MiS, og det bør lages en veileder for hvordan komplementaritet best kan anvendes på ulike skalaer.

## 4.7 Fanger MiS-arealene godt nok opp rødlistearter?

Hvor mange forekomster av rødlistearter som fanges i registrerte og utvalgte arealer avhenger av flere faktorer. Fordelingen av forekomstene i skoglandskapet er et viktig utgangspunkt, og i eldre, tidligere plukkhogd skog i Norge, er forekomster av rødlistearter spredt utover mange skogbestand (Gjerde m.fl. 2004). Den neste viktige faktoren er hvor mye areal som registreres og settes av. Har man fullstendig kartfestet forekomster av artene som skal fanges opp, vil man med nøkkelbiotoper basert på de beste konsentrasjonene av artene kunne fange opp i størrelsesorden 20% av alle forekomstene av rødlistearter på 5% av arealet (Gjerde m.fl. 2004). I den første registreringen i Notodden ble det registrert MiS-livsmiljøer på ca 5% av den eldre skogen, men bare 7% av de kjente forekomstene ble fanget opp på disse arealene. Teoretisk kunne man tenke seg at dette skyldes en spesielt jevn fordeling av de kjente forekomster i skogen. I den andre registreringen ble det imidlertid fanget opp 44% av kjente forekomstene på 13% av arealet. Når en registrering skal vurderes med hensyn til hvor godt den fanger opp arter eller egenskaper, så må dette vurderes i forhold til areal. En registrering som gir et større areal vil selvsagt kunne fange opp flere forekomster enn en som gir mindre areal som resultat, men økende areal gir også avtagende effektivitet. Den siste taksten ga 2,5 ganger mer areal enn den første, men den var i tillegg også betydelig mer effektiv til å fange opp kjente forekomster av rødlistearter per arealenhet (3,4 mot 1,5 ganger mer effektiv enn tilfeldig).

En viktig medvirkende årsak til det svake resultatet i første takst, med hensyn på å fange opp rødlistearter, er at den første taksten i større grad hadde et stort innslag *Rik bakkevegetasjon*, mens den siste i større grad hadde tyngdepunktet i livsmiljøer med død ved. Når 83% av de kjente forekomstene av rødlistearter var knyttet til *Stående* og *Liggende død ved* og bare 1% var knyttet til *Rik bakkevegetasjon*, så vil dette naturlig nok ha betydninger for resultatene. Et annet fokus i artsregistreringene vil altså kunne gi et annet resultat. Dette viser at resultater må tolkes med forsiktighet når artsdata benyttes for å vurdere effektivitet av tiltak.

Selv om forekomster av rødlistearter knyttet til død ved ble langt bedre fanget opp i den siste taksten, så fremgår det av resultatene at rødlistearter knyttet til *kelo*-ved var de forekomstene som i minst grad ble fanget opp. Dette antyder at det for disse kvalitetene av død ved kan være rom for forbedringer i både registreringsmetodikken og praktiseringen av den.

## 4.8 Potensielle forbedringer i furudominerte skoger

Resultatene viste at livsmiljøet *Stående død ved* bare utgjorde ca. 1,5% av arealer med registrerte livsmiljøer i den første taksten. I andre taksten var inngangsverdien for tellende trær satt ned fra 20 cm til 10 cm, men likevel utgjorde livsmiljøet bare 2,5% av registrerte MiS-arealer. Dette var resultatet av registreringer i furu- og barblandingsskoger med et relativt rikt innslag av stående døde trær. Forklaringen på dette er sannsynligvis at tetthetene av stående døde trær i relativt åpne furudominerte skoger sjelden kommer opp i inngangsverdien på 8 trær på 2 dekar. Dette var noe man var klar over etter prøveregistreringer i 1999, og det ble derfor lagt inn en mulighet for å registrere forekomst av død ved på bestandsnivå (Baumann m.fl. 2001). Slik informasjon registrert på bestandsnivå synes imidlertid i liten grad å ha blitt benyttet i praksis.

Store deler av det aktuelle studieområdet er furuskog på middels til lave boniteter. Slike skogtyper i områdene omkring Follsjå har stedvis gode forekomster av brannskadde levende og døde trær. Slik hard og bestandig *kelo*-ved er levested for en gruppe med arter, og da særlig innen lav og sopp. Mange av disse artene er rødlistet fordi brannskadde trær i liten grad nyskapes i dag. Det er derfor viktig at disse livsmiljøene fanges opp på en god måte i MiS. Dette kan enten gjøres ved å sette ned inngangsverdiene for stående død ved i furuskog, inkludert brannskadde trær. Andre tilnæringer vil være å registrere områder med brannskadde trær som en egen variant av livsmiljøet *Brannflater*, eller å registrere og sette igjen enkelttrær på samme måte som gjøres med *Hule løvtrær*. I tillegg til å definere nøkkelbiotoper basert på forekomster av brannskadde trær, kan brannskadde trær også settes igjen på hogstflater sammen med livsløpstrær. Hvordan brannskadde trær kan fanges opp av ulike tiltak diskuteres nå i arbeidet med nye krav i PEFC-sertifiseringen. Dette vil også være et tema i det pågående revisjonsarbeidet for MiS.



Figur 6. Noen eksempler på brannskadde stubber og trær fra studieområdet. Foto: Ken Olaf Storaunet.

## 4.9 Bedre kriterier for registrering av rik bakkevegetasjon

Undersøkelsene viste også en svakhet ved den nyeste instruksjonen for MiS-registrering. Mens registrering av *Rik bakkevegetasjon* gav 23 kartfigurer ved første takst, ble det bare registrert én kartfigur ved siste takst. Forklaringen ligger i inngangsverdiene. Den første taksten brukte den opprinnelige instruksjonen (Baumann m.fl. 2001), men den andre taksten brukte den siste utgaven av instruksjonen (Landbruksdirektoratet 2020). Forskjeller i avgrensning av tellende vegetasjonstyper kan ha hatt noe innvirkning, men den største effekten er forbundet med kravet om at skogen skal være sjiktet. Registratorene i siste takst fant vegetasjonstyper som tilfredsstilte kravene til NiN-grunntyper for livsmiljøet, men skogen var én-sjiktet og ble derfor ikke registrert som *Rik bakkevegetasjon*. Det er få holdepunkter for at flersjiktet skog er mer verdifull for arter spesielt knyttet til *Rik bakkevegetasjon*, så det bør vurderes andre måter å sette inngangsverdier og for rangning av kvalitet for dette livsmiljøet.

## 5 Konklusjoner

Sammenligningen av de to MiS-takstene fra 2009 og 2020 viste betydelige forskjeller både i mengde registrert areal og fordelingen av arealene på ulike typer livsmiljøer. Taksten fra 2020 resulterte imellom 2 og 3 ganger så mye registrert areal som i 2009. Noe av dette kan forklares med at inngangsverdiene for flere viktige livsmiljøer var satt høyere i 2009, slik at mindre areal tilfredsstilte kravene for registrering og kartfesting. I tillegg kommer også en økning i forekomster av død ved og gamle trær i området fra første til andre takst ved aldring. Vi vurderer det likevel slik at dette ikke kan forklare hele forskjellen i areal mellom takstene, og at en god del areal som tilfredsstilte kravene i instruks benyttet i 2009 ikke ble fanget opp i taksten.

Arealene registrert som MiS-livsmiljøer i 2009 fanget også opp betydelig færre av dagens registrerte forekomster av rødlistearter per arealenhet enn arealene registrert i 2020. En viktig medvirkende faktor til dette er at registreringene i 2009 i større grad var rettet inn mot næringsrike og løvtredominerte livsmiljøer, mens registreringer av rødlistearter i området (Artskart) er helt dominert av arter knyttet til død ved; livsmiljøer som taksten i 2020 dekker i betydelig bedre grad.

Furu- og barblandingsskogene i studieområdet i Notodden har et relativt rikt innslag av brannpåvirkete døde og levende trær. Selv om taksten i 2020 i større grad fanget opp disse kvalitetene, så viser gjennomgangen vår at disse elementene ofte opptrer såpass spredt slik at de ikke når opp til inngangsverdiene. Vi foreslår derfor at revisjonsarbeidet i MiS ser på mulighetene for hvordan ulike dødved-kvaliteter bedre kan fanges opp i relativt åpne skogtyper.



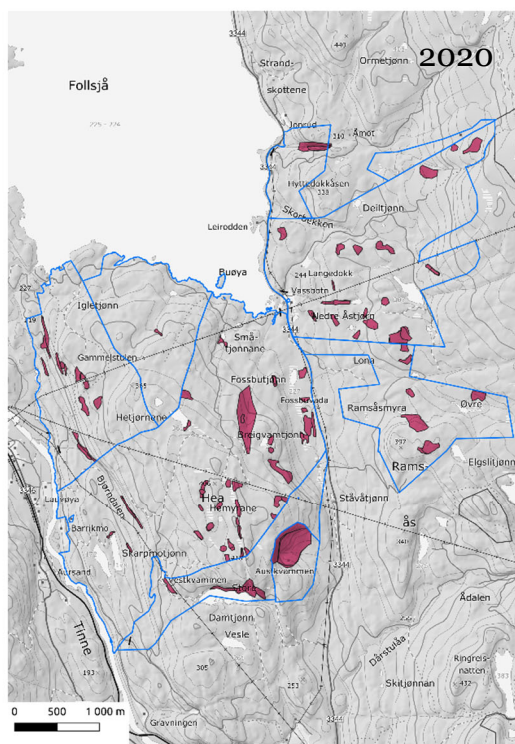
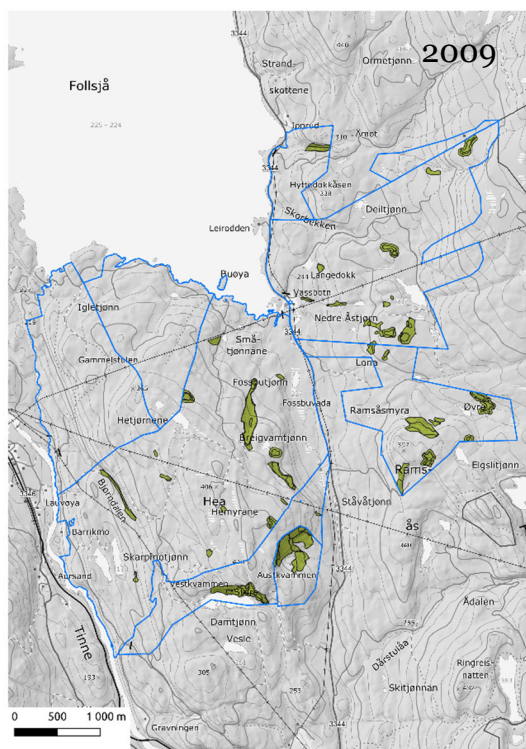
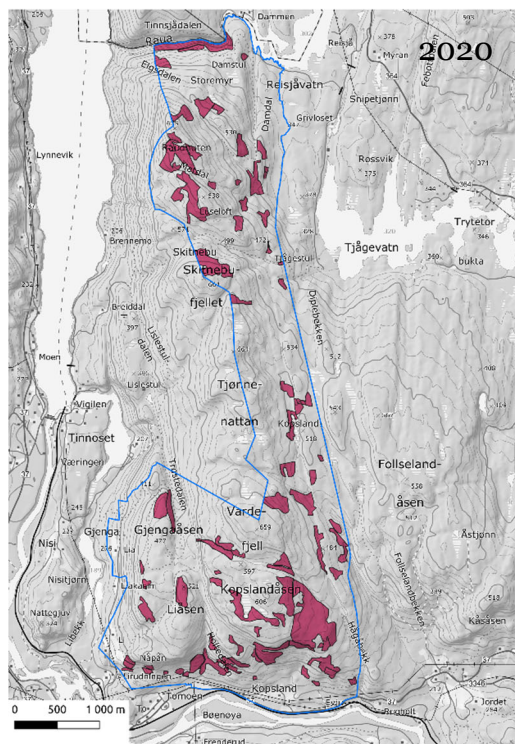
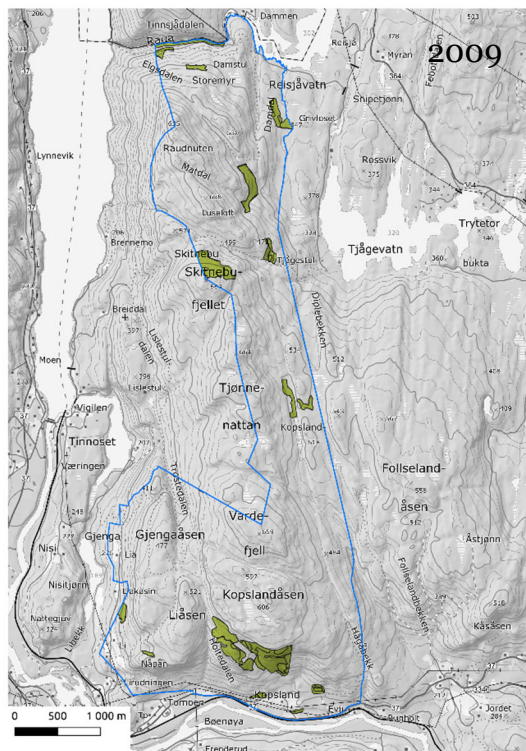
# Litteraturreferanser

- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H.H., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. & Ekanger, I. 2001. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 3. Instruks.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H.H., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. & Ekanger, I. 2002. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 4. Rangering og utvelgelse.
- Blindheim, T., Thylén, A. & Reiso, S. 2019. Sviktende kunnskapsgrunnlag i skog. BioFokus-rapport 2019-11.
- Blom, H.H., Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2002. Regional fordeling av artsmangfold. Side 105-115 i: Gjerde, I & Baumann, C. 2002. Miljøregistrering i Skog – Biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk, Ås.
- Eriksen, E.L., Ullerud, H.A., Halvorsen, R., Aune, S., Bratli, H., Horvath, P., Volden, I.K., Wollan, A.K. & Bryn, A. 2018. Point of view: Error estimation in field assignment of land-cover types. *Phytocoenologia* 49: 135-148.
- Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2015. Dokumentasjon av miljøverdier i nøkkelbiotoper basert på MiS. NIBIO-rapport 1(65).
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H.H. 2007. Complementary Hotspot Inventory – a method for identification of important habitats for biodiversity at the forest stand level. *Biological Conservation* 137: 549-557.
- 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.
- Hearn, S.M., Healey, J.R., McDonald, M.A., Turner, A.J., Wong, J.L.G. & Stewart, G.B. 2011. The repeatability of vegetation classification and mapping. *Journal of Environmental Management* 92: 1174-1184
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter. Artsdatabanken, Trondheim.
- Landbruksdepartementet 2020. Veileder for kartlegging av MiS-livsmiljøer etter NiN. Versjon 1.0.3.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens Kartverk, Hønefoss.
- Niemelä, T., Wallenius, T.H. & Kotiranta, H. 2002. The kelo tree, a vanishing substrate of specified wood-inhabiting fungi. *Polish Botanical Journal* 47: 91-101.
- Reiso, S. 2018. Naturverdier rundt Ramsås og Hea, Notodden. BioFokus-rapport 2018-17.
- Reiso, S. & Olberg, S. 2020. Insekter i brannpåvirket lavlandsfuruskog i Notodden. Kartlegging med fokus på kartlegging og skjøtsel. BioFokus-notat 2020-2
- Santaniello, F., Djupström, L.B., Ranius, T., Weslien, J., Rudolphi, J. & Thor, G. 2017. Large proportion of wood dependent lichens in boreal pine forest are confined to old hard wood. *Biodiversity and Conservation* 26: 1295-1310.
- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). Oppdragsrapport fra Skog og Landskap, 06/2015.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Heegaard, E., Schei, F.H. & Nilsen, J.-E. 2016. History and productivity determine the spatial distribution of key habitats for biodiversity in Norwegian forest landscapes. *Forests* 7 (11).

# Vedlegg

## Vedlegg 1.

Registrerte arealer med MiS-livsmiljøer i delområdene Kopslandsåsen og Hea-Ramsåsen i henholdsvis 2009 og 2020.



## Vedlegg 2.

Antall forekomster av rødlistearter (Henriksen & Hilmo 2015) registrert i studieområdet i Artskart per november 2020 innen gruppene insekter, karplanter, moser, lav og sopp. Tabellen viser viktigste treslag, substrattype (1=stående død ved, 2=liggende død ved, 6=gamle trær, 9=rike vegetasjonstyper, 10=bergvegger, K=kelo-ved) for de enkelte artene, og hvor mange av alle registrerte forekomster som ble fanget opp av registrerte MiS-livsmiljøer i 2009 og 2020.

Norsk navn	Navn	Artsgruppe	RL 2015	Treslag	Substr.	Alle reg.	MiS 2009	MiS 2020
Knuskkjukemøll	<i>Scardia boletella</i>	Sommerfugl	EN	Bjørk	1	13	0	3
Liten tømmermann	<i>Acanthocinus griseus</i>	Biller	EN	Furu	1	3	0	0
Stor blodsmeller	<i>Ampedus cinnabarinus</i>	Biller	NT	Løvtrær	1,2	1	0	0
Furugnagbille	<i>Calitys scabra</i>	Biller	VU	Furu	2	5	0	1
	<i>Cis fagi</i>	Biller	NT	Løvtrær	1	1	0	0
	<i>Corticus longulus</i>	Biller	VU	Furu(nylig død)	1,6	1	0	0
Trollsmeller	<i>Danosoma fasciata</i>	Biller	EN	Bartrær,løvtrær	1	2	0	0
Taigasmeller	<i>Denticollis borealis</i>	Biller	VU	Bjørk(gran,osp)	1	1	0	0
	<i>Eblisia minor</i>	Biller	NT	Bjørk	6	2	0	0
	<i>Leptophloeus alternans</i>	Biller	NT	Gran	1	1	1	0
	<i>Nothorina muricata</i>	Biller	NT	Furu	6	2	0	2
	<i>Orthotomicus longicollis</i>	Biller	RE	Furu(nylig død)	1,6	7	1	1
	<i>Platysoma lineare</i>	Biller	NT	Bartrær	6	3	0	1
	<i>Plegaderus saucius</i>	Biller	EN	Furu	6	3	0	2
Gammelskogbuk	<i>Tragosoma depsarium</i>	Biller	VU	Furu	2	39	0	11
	<i>Cixidia confinia</i>	Vedsikader	VU	Furu	2	1	0	1
	<i>Cixidia lapponica</i>	Vedsikader	NT	Furu	2	19	1	5
Ask	<i>Fraxinus excelsior</i>	Karplanter	VU	NA	9	6	0	2
Bærlind	<i>Taxus baccata</i>	Karplanter	VU	NA	9	1	0	1
Alm	<i>Ulmus glabra</i>	Karplanter	VU	NA	9	5	2	2
Gubbeskjegg	<i>Alectoria sarmentosa</i>	Lav	NT	Gran, furu	6	67	7	28
Kort trollskjegg	<i>Bryoria bicolor</i>	Lav	NT	Gran	6,10	1	0	1
Sprikeskjegg	<i>Bryoria nadvornikiana</i>	Lav	NT	Gran, furu	6	8	2	6
Blanknål	<i>Calicium denigratum</i>	Lav	NT	Furu	1K	79	1	26
Lys brannstubbela	<i>Carbonicola anthracophila</i>	Lav	VU	Furu	1K	11	1	4
Mørk brannstubbela	<i>Carbonicola myrmecina</i>	Lav	VU	Furu	1K	36	2	5
Hvithodenål	<i>Chaenotheca gracilentia</i>	Lav	NT	Løv, bar	1	1	0	0
Smalhodenål	<i>Chaenotheca hispidula</i>	Lav	VU	Løvtrær	1	3	0	2
Taiganål	<i>Chaenotheca laevigata</i>	Lav	VU	Gran, løv	1	3	0	1
Tyrinål	<i>Chaenothecopsis fennica</i>	Lav	NT	Furu	1K	5	0	1

Furuskjell	<i>Cladonia parasitica</i>	Lav	NT	Furu	2	48	2	22
Almelav	<i>Gyalecta ulmi</i>	Lav	NT	Ask, alm	6	2	1	2
Ulvelav	<i>Lethraria vulpine</i>	Lav	NT	Furu, bjørk	1	3	0	1
Rotnål	<i>Microcalicium ahlnerii</i>	Lav	NT	Bartrær	2	13	0	4
Rosa tusselav	<i>Schismatomma pericleum</i>	Lav	VU	Selje, Gran	1, 6	9	0	3
Grønnsko	<i>Buxbaumia viridis</i>	Moser	NT	Gran, osp, +	2	1	1	1
Skyggekjuke	<i>Anomoporia kamtschatica</i>	Sopp	VU	Furu	2K	1	0	0
Flekkhvitkjuke	<i>Anthoporia albobrunnea</i>	Sopp	NT	Furu	2K	4	3	3
Ospehvitkjuke	<i>Antrodia pulvinascens</i>	Sopp	NT	Osp	2	1	0	0
Gul snyltekjuke	<i>Antrodiella citrinella</i>	Sopp	VU	Gran	2	1	0	1
Furutrompetkølle	<i>Artomyces cristatus</i>	Sopp	CR	Furu	2	1	0	0
Furuplett	<i>Chaetodermella luna</i>	Sopp	NT	Furu	2K	19	1	10
Hornskinn	<i>Crustoderma corneum</i>	Sopp	NT	Furu (gran)	2K	34	0	13
Kelokjuke	<i>Dichomitus squalens</i>	Sopp	EN	Furu	2K	1	0	0
Rosenkjuke	<i>Fomitopsis rosea</i>	Sopp	NT	Gran	2	77	11	50
Hårkjuke	<i>Funalia trogii</i>	Sopp	VU	Osp	2	1	1	0
Karminkjuke	<i>Hapalopilus ochraceolateritus</i>	Sopp	VU	Furu	2	1	0	0
Korallpiggsopp	<i>Herisium coralloides</i>	Sopp	NT	Osp, bjørk+	1,2	1	1	1
Skyggebrunpigg	<i>Hydnellum gracilipes</i>	Sopp	VU	Furu	2	1	0	0
Flammevokssopp	<i>Hygrocybe intermedia</i>	Sopp	VU	NA	9	2	2	2
Vedalgekølle	<i>Multiclavula mucida</i>	Sopp	NT	Osp	2	2	0	1
Taigapiggsinn	<i>Odonticium romellii</i>	Sopp	NT	Furu	2K	12	1	5
Svartsonkjuke	<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	Sopp	NT	Gran	2	10	0	6
Rynkesinn	<i>Phlebia centrifuga</i>	Sopp	NT	Gran	2	12	0	6
Flammenettsinn	<i>Pseudomeruleus eurus</i>	Sopp	NT	Furu	2	2	0	0
Pastellkuke	<i>Rhodonina placenta</i>	Sopp	EN	Gran, furu	2	3	0	3
Tyrikjuke	<i>Sidera lenis</i>	Sopp	NT	Furu	2K	4	2	3
Gul strøkjuke	<i>Sistotrema alboluteum</i>	Sopp	NT	bartrær	2	1	0	0
Kronepiggsinn	<i>Sistotrema raduloides</i>	Sopp	NT	Osp	2	2	0	1
Lamellfiolkjuke	<i>Trichaptum laricinum</i>	Sopp	NT	Gran	2	2	0	1

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.