



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

2018

ISSN: 2535-2806

MINA fagrapport 50

Nasjonal overvåking av hule eiker: Resultat første omløp og forslag til videreføring

Anne Sverdrup-Thygeson
Marianne Evju
Olav Skarpaas
Rannveig M. Jacobsen
Tone Birkemoe



Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M., Skarpaas, O., Jacobsen, R.M. & Birkemoe, T. 2018. **Nasjonal overvåking av hule eiker: Resultat første omløp og forslag til videreføring.** - MINA fagrapport 50. 33 s.

Ås/Oslo, april 2018

ISSN: 2535-2806

RETTIGHETSHAVER

© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Dordi Kjersti Mogstad

FORSIDEBILDE

Overvåkingseiker nær Mandal. Foto: Anne Sverdrup-Thygeson

NØKKEWORD

Hule eiker, utvalgt naturtype, overvåking, ARKO-prosjektet

KEY WORDS

monitoring, hollow oaks, ancient trees, selected habitat type

Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no) og Tone Birkemoe, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås. Marianne Evju og Rannveig M. Jacobsen, Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Olav Skarpaas, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo og Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	5
Sammendrag.....	7
Abstract.....	9
1. Innledning og bakgrunn	11
2. Beskrivelse av data og metode	14
3. Resultat antall og status for hule eiker	16
3.1. Antall hule eiker i Norge	16
3.2. Verdi.....	16
3.3. Størrelse	17
3.4. Eik i skog.....	18
3.5. Rekrutteringstrær	19
4. Resultat metodeevaluering.....	20
4.1. Muligheter for mer presise estimater.....	20
4.2. Behov for videre kartlegging av hule eiker	21
5. Overvåking av insekter i hule eiker	22
5.1. Status for kartlegging av biller i hule eiker	22
6. Forslag til videreføring	24
6.1. Videre overvåking av hule eiker.....	24
6.2. Videre kartlegging av hule eiker	24
6.3. Overvåking av insekter i hule eiker	25
7. Oppsummering og konklusjon	25
Litteratur	27
Vedlegg	28
Vedlegg 1 Statistiske analyser.....	28
Vedlegg 2 Mer detaljerte resultater	29
Vedlegg 3 Utkast til overordnet budsjett for videreføring	33

Forord

Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold ble etablert i 2003 og avsluttet i 2015. Målet var å stedfeste og verdiklassifisere viktige områder for biologisk mangfold, undersøke endringer i biologisk mangfold over tid og årsakene til endringene, samt komme med forslag til tiltak og oppfølging av disse. Programmet skulle både kvalitetssikre eksisterende data, etablere aktiviteter for å tette kunnskapshull og videreutvikle kartleggings- og overvåkingsaktiviteter.

ARKO-prosjektet (Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking) var en del av Nasjonalt program i hele prosjektperioden. Formålet med ARKO-delprosjektet var tredelt; øke kunnskapen om rødlistearter, identifisere viktige forvaltningsarealer for rødlistearter og utvikle metoder for overvåking av rødlistearter. ARKO-prosjektet fokuserte på sjeldne, velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter/truete arter, gjerne også med mange habitatspesifikke arter, såkalte hotspot-habitater. All publisering finnes på prosjektets hjemmeside www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx.

Et av hotspot-habitatene i ARKO var hule eiker, som har vært fulgt opp fra starten i 2004. I 2013 utarbeidet prosjektgruppen et forslag til en metodikk for en nasjonal overvåking av hule eiker, og i årene 2012-2016 gjennomførte vi det første omløpet av denne overvåkingen. Denne rapporten er en oppsummering av resultatene fra det første omløpet av nasjonal overvåking av hule eiker, utført som et oppdrag om forskning og utvikling med Miljødirektoratet som oppdragsgiver. Prosjektet har vært gjennomført av NMBU og NINA i samarbeid, med Anne Sverdrup-Thygeson ved MINA, NMBU som prosjektleder.

Ås, april 2018

(sign.)

Anne Sverdrup-Thygeson, MINA/NMBU

Sammendrag

Rapporten oppsummerer resultatene fra det første omløpet av nasjonal overvåking av hule eiker, der 657 hule eiker ble kartlagt i de 500 overvåkingsrutene som overvåkingen omfatter. Vi forholder oss til definisjonen slik den foreligger i Forskrift om utvalgt naturtype Hule eiker <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512>, og bruker begrepet forskrifteik om hul eik som står innenfor forskriftens virkeområde.

Antall forskrifteiker og antall hule eiker i Norge

Våre estimater tilsier at det i Norge finnes om lag 60 000 forskrifteiker (med et 95 % konfidensintervall fra 34 000 til 98 000 trær). Dette innebærer at et stort antall forskrifteiker ikke er kartlagt. I tillegg finnes om lag 77 000 hule eiker som står utenfor forskriftens virkeområde (95 % konfidensintervall 32 000–144 000). Det betyr at det også i produktiv skog er et stort antall hule eiker som ikke er fanget opp i dagens miljøkartlegging.

Flertallet av hule eiker i Norge har en omkrets på mellom 200 og 249 cm, men det er også et stort antall trær (22 % av forskrifteikene og 36 % av de hule eikene som ikke omfattes av forskriften) som har liten omkrets (149 cm eller mindre). Av alle hule eiker (i og utenfor forskriftens virkeområde) er 18 % trær av A-verdi, mens 38 % har B-verdi og 44 % C-verdi. De mest verdifulle trærne er dårligst dekket av forskriften. Bare 18 % av A-verdi-trærne omfattes av forskriften, det vil si anslagsvis 4 500 eiketær.

En stor del av eikene som i felt ble beskrevet å ligge i skog av våre feltregistranter, er ikke i skog ifølge forskriftens kartgrunnlag (AR5). Fordi forskriftens virkeområde er koblet til dette kartgrunnlaget og det er en kjent prosess at tidligere åpne arealer i det norske jordbrukslandskapet nå gror igjen, vil dette betyr at ajourføring av kartet samtidig kan endre forskriftsstatus for hule eiker. Våre resultater tilsier at dette kan medføre at et ikke ubetydelig antall trær, til dels av høy verdi, kan miste sin status som forskriftstrær ved kommende periodiske oppdateringer av AR5.

Metodeevaluering

Analysene fra første omløp viser at omfanget av overvåkingen er tilfredsstillende for de fleste formål, og vil oppdage nokså små prosentvise endringer i antall trær og tilstand (f.eks. omkrets og gjenvoksing). Samtidig vil selv en prosentvis liten endring representere et stort antall trær, slik at flere tusen forskriftstrær gå tapt uten at dette kan påvises som en statistisk signifikant endring med det nåværende overvåkingsopplegget. Oppdagbarheten vil i liten grad øke ved å øke antall overvåkingsruter i dagens design. I stedet anbefaler vi alternative supplerende strategier: eksisterende data kan bearbeides med tanke på å utvikle et kart over sannsynlighet for funn av hule eiker, som kan brukes til en videre, målrettet kartlegging av flere hule eiker. I tillegg kan man utvikle fjernmålingsverktøy som kan brukes til å følge med på avgang av allerede kartlagte hule eiker.

Videre overvåking vil ikke gi forventningsrette estimater for utviklingen for hule eiker i Norge siden alle overvåkingseikene ligger i Naturbase, og det er sannsynlig at dette medfører en lavere sannsynlighet for hogst enn gjennomsnittet for all eik.

Videreføring

Vi anbefaler at overvåkingen fortsetter, og at det legges opp til en fast årlig aktivitet, i første omgang i et femårig omløp. Vi foreslår at år 1 benyttes til en overvåking av de 114 rutene med overvåkings-eiker (657 trær) og rekrutteringstrær, mens år 2–5 vil benyttes til overvåking av eikeinsekter.

Overvåkingen av eikene innebærer å oppsøke alle trærne i felt for å sjekke status og utrede måleusikkerhet. I tillegg er det viktig å følge opp ved periodiske oppdateringer av kartgrunnlaget (AR5), for å se på effekten i endret status for forskrifteiker. Insektovervåkingen innebærer en

innsamling av insekter i to underutvalg av overvåkingseiker. Disse underutvalgene kartlegges annethvert år (i 4 av 5 omløpsår).

Abstract

This report summarizes the results from the first cycle of the national monitoring of hollow oaks, during which 657 hollow oaks were surveyed in the 500 monitoring sites. We use the definition of hollow oak from the Nature Diversity Act <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512>.

Number of hollow oaks and number of oaks covered by the regulation in Norway

Our estimates indicate that there are approximately 60 000 trees covered by the regulation for hollow oaks in Norway (with a 95% confidence interval spanning 34 000 to 98 000 trees). Consequently, many trees covered by the regulation have not yet been registered. Additionally, there are approximately 77 000 hollow oaks not covered by the regulation (95% confidence interval; 32 000–144 000). It follows from this that many hollow oaks in productive forests have not been registered in environmental surveys at present.

The majority of the hollow oaks in Norway have a circumference of 200 to 249 cm, but there are also many trees with a small circumference of 149 cm or less (22% of the trees covered by the regulation and 36% of the trees not covered). Of all the hollow oaks (including trees both within and outside the scope of the regulation), 18% are considered to have the highest value (A-trees) in terms of tree characteristics known to be important to biodiversity (size, hollowness etc.), while 38% are considered to have a so-called B-value and 44% are considered to have C-value. The regulation covers a lower proportion of the most valuable trees. Only 18% of the A-trees (i.e. an estimated 4 500 trees) are covered, in comparison with 47% and 53% of the B- and C-trees, respectively.

A large proportion of the oaks reported by the field workers to occur in forest, did *not* occur in forest according to the map layer (AR5) upon which the regulation is based. It is well known that a process of forest expansion is currently taking place in formerly open areas in Norwegian agricultural landscapes. Since the regulation follows the forest status given by the AR5 map, an update of this map after regrowth can alter the coverage of the regulation. Our results indicate that this might lead to the loss of regulation status for a significant number of trees, some with high conservation value, at the next map update.

Evaluation of the monitoring method

Our analyses from this first monitoring cycle shows that the scope of the monitoring is satisfactory for most purposes and will allow changes of relatively small percentages in number of trees or their condition (e.g. in terms of circumference or surrounding regrowth) to be discovered. At the same time, a relatively small change in terms of percentages will still represent a large number of trees, and thousands of hollow oaks covered by the regulation can be lost without being noticeable in terms of a statistically significant change with the current surveillance procedure. Increasing the number of surveillance sites in the current procedure will not increase detectability of change significantly.

Instead, we recommend alternative supplementary strategies: existing data can be analysed in order to develop a map of probable occurrence of hollow oaks, which can be used to implement a targeted survey to increase the number of registered hollow oaks. In addition, it is possible to develop a remote sensing methodology that can be used to monitor status of already registered hollow oaks.

However, continued monitoring of the already registered hollow oaks will not provide accurate estimates of the development for hollow oaks in general, since the registration of hollow oaks in Naturbase is likely to reduce the probability that these trees will be cut, relative to hollow oaks not registered in Naturbase.

Continuation

We recommend continuing the monitoring, and that a regular yearly activity is planned, with a five year cycle. We suggest that the 114 sites with hollow oaks (657 trees) and recruitment trees are surveyed in year one, while the insect community in hollow oaks are surveyed in years 2–5.

Monitoring of the hollow oaks includes checking on all trees in the field, to control their status and test accuracy of measurements. It is also important to reassess regulation coverage in the event of a map layer (AR5) update. The insect monitoring includes sampling of insect communities in two subsets of monitoring oaks. These subsets will be sampled every second year during the years 2–5 of a monitoring cycle.

1. Innledning og bakgrunn

Eik er et sydlig treslag, med en begrenset utbredelse i Norge. Vi har hovedsakelig to arter, sommereik (*Quercus robur*) og vintereik (*Q. petraea*), som vi her behandler under ett. Vi finner eik i et belte langs kysten fra svenskegrensa via Oslo og Sørlandet og nord til Sør-Trøndelag. Selv om eika bare utgjør noen få prosent av skogarealet i Norge, har den likevel et rikt og unikt sett av arter knyttet til seg. Svenske anslag antyder at minst 1 500 ulike arter lever i og på eiketrær (Hultengren et al. 1997).

Eiketrær kan bli svært gamle, og med alderen oppstår spesielle mikrolevesteder – som grov sprekkebark, døde partier på stammen, døde grener i kronen, og hulrom med vedmuld. Disse spesielle mikrohabitatene danner grunnlaget for eikas rike tilknyttede artsmangfold.

Hulrommene som gjerne dannes etter hvert som eika eldes, er spesielt viktige. Nedbrytningsprosesser drevet fram av sopp, småkryp og bakterier gjør at eikeveden blir myk og omdannes til en løs, kornet, rødbrun struktur, kalt vedmuld eller rødmuld. Denne blandingen av ved, sopphyfer, rester av fuglereir, insektmøkk og døde insekter har et langt høyere næringsinnhold enn intakt eikeved. Den er derfor et attraktivt, men eksklusivt levested for mange truede arter av småkryp, spesielt biller, tovinger, veps og mosskorpioner. Mange av artene kan bare leve i vedmuld i hule trær, og siden eik er et treslag som både lever lenge og ofte danner hulrom, kan hule eiker i mange tilfeller være det eneste levestedet for disse artene.

Mange av artene vi finner i tilknytning til eik, er spesialister på dette treslaget og har en fåtallig forekomst i hele Europa (Sverdrup-Thygeson et al. 2011). I Norge er mange eikespesialister regnet som utrydningstruet, både av sopp, lav og insekter. Samtidig dekker en hul eik et svært begrenset areal, slik at det er gode muligheter for å ivareta et rikt og unikt artsmangfold med enkle og lite arealkrevende tiltak.

Det rike og unike artsmangfoldet var bakgrunnen for at ARKO-prosjektet rettet søkelyset mot hule eiker. Det er også en vesentlig del av grunnen til at hule eiker fikk status som en utvalgt naturtype.

Juridisk status og forvaltning

Hule eiker ble i 2011 vedtatt som utvalgt naturtype (Lovdata 2011). Det betyr at eikene får en bedre beskyttelse mot trusler som nedbygging og hogst. Naturmangfoldloven pålegger alle en aktsomhetsplikt for utvalgte naturtyper som hule eiker. Lovens utgangspunkt er at enhver skal gjøre det som er rimelig for å unngå skade på naturmangfoldet. Private og offentlige grunneiere, utbyggere, entreprenører og offentlige myndigheter har alle ansvar for å ta vare på hule eiker i sin arealforvaltning og saksbehandling.

Hule eiketrær har en egen handlingsplan (Direktoratet for naturforvaltning 2012). Den skal ivareta og legge til rette for en gunstig utvikling av hule eiker, slik at artene som er knyttet til hule eiker, kan beholde eller eventuelt utvikle levedyktige populasjoner. Handlingsplanen revideres i 2018.

Kartlegging av eiketrær og tilhørende artsmangfold i ARKO

I ARKO-prosjektet har vi fulgt de hule eikene i snart 15 år. Totalt har vi kartlagt om lag 800 hule eiker over hele eikeregionen. Alle data er oversendt Miljødirektoratet for innlegging i Naturbase.

Vi har også kartlagt både insekter, sopp og lav tilknyttet trærne. Insektkartleggingen omfatter mer enn 185 000 biller fra mer enn 1 400 forskjellige arter. En del av disse er spesialister som bare bor i eik, eller bare i hule trær, helst eik. Om lag hundre arter av disse er rødlistet. Artsfunn er innrapportert og er åpent tilgjengelig for alle interesserte, gjennom Artsdatabankens database.

Det er et stort behov for arealrepresentative data som kan fortelle oss mer om utbredelse og status for hule eiker i Norge. Dette er nødvendig for å sikre en kunnskapsbasert forvaltning og en målrettet virkemiddelbruk. I siste del av ARKO-prosjektet ble det derfor utviklet et forslag til metode for en nasjonal overvåking av hule eiker.

Metode for innsamling av overvåkingsdata for hule eiker

Metodikken som legges til grunn i den nasjonale overvåkingen av hule eiker, er grundig beskrevet i Sverdrup-Thygeson et al. (2013). Noen hovedpunkter gjengis her. Overvåkingen har tatt utgangspunkt i data fra pilotstudier, som er benyttet til å estimere grunnleggende parametere. Vi hentet også inspirasjon fra det svenske forslaget til overvåking av "Skyddsvärda träd" (Naturvårdsverket 2009).

Innledningsvis bestemte vi et definisjonsområde for overvåkingen. Det inkluderte alt areal under 400 moh. i kommuner med minst to funn av eik i Artskart, eller forekomst av utvalgt naturtype hul eik, eller naturtypelokaliteter der det er sannsynlig at det forekommer grov/hul eik, utfra det datasettet som var tilgjengelig i 2013. Dette ga et definisjonsområde for overvåking av hul eik på ca. 41 000 km².

Området ble delt opp i 200 472 ruter á 500 m × 500 m. Rutene ble sortert i to grupper, avhengig av om det er antatt forekomst eller antatt fravær av eik (enkelt kalt ja-ruter og nei-ruter). Denne antagelsen var basert på beskrivelser av gammel/hul eik i Naturbase eller registrering av hule lauvtrær av ulike treslag i Miljøregistreringer i Skog (MiS). Fordi denne informasjonen er lite presis på flere måter, gir den ingen garanti for at det faktisk finnes hul eik i ruta. Mindre enn 2 % av rutene var ja-ruter; de aller fleste av disse fordi de hadde registreringer av hule lauvtrær i MiS.

Vi vurderte ulike prinsipper for å velge ut overvåkingsruter (tilfeldig versus sannsynlighetsbasert), og testet hvor mange ruter vi måtte ha for å oppdage en gitt endring med en viss sannsynlighet. Vi endte vi med å foreslå 500 faste overvåkingsruter, fordelt på 20 % ja-ruter og 80 % nei-ruter. Dersom estimatene basert på pilotundersøkelsen viser seg å være gyldige, skulle denne utvalgsstørrelsen og fordelingen av ja- og nei-ruter gi en rimelig mulighet for å kunne oppdage relativt små endringer både i størrelsen og gjenvoksingstilstanden til eiketrærne.

Selve feltundersøkelsen av rutene ble fordelt over 5 år. Første omløp pågikk fra 2012 til 2016 og resulterte i funn av 657 hule eiker, fordelt på 114 av de 500 undersøkte rutene.

Behov for overvåking av insekter tilknyttet hule eiker

I kraft av sin tallrikhet og det faktum at insektene er tilstede nesten overalt i terrestriske og limniske økosystemer, er insekter en vesentlig del av norsk biologisk mangfold, og av prosesser og funksjoner i norsk natur. Samtidig peker en rekke studier fra andre land på en kraftig nedadgående trend for insekter. En studie med data fra flere land viser at mens vi mennesker har blitt dobbelt så mange de siste 40 årene, er antallet insektindivider fra de få eksisterende langtidsseriene som finnes, nær halvert (Dirzo et al. 2014). Et tysk studie antyder enda mer dramatiske endringer – på 27 år er insektbiomassen i over 60 verneområder i Tyskland blitt redusert med 75 % (Hallmann et al. 2017).

Vi har lite detaljert kunnskap om status og utvikling for norske insekter, men rødlistevurderingene angir at 1 163 insektarter er truet, mens 655 er nær truet. Det er særlig to grupper av insekter som peker seg ut: pollinerende insekter og insekter knyttet til død ved/naturskog.

Hule eiker representerer et betydelig livsmiljø for en rekke av disse artene. Det er kjent om lag 100 rødlistete billearter fra hule eiker i Norge. En stor andel av disse har larveutvikling i vedmuld inne i hule trær eller i døde partier på treet, og flere er (som voksne biller) blomsterbesøkere som bidrar i

pollinering. Mange av artene er på retur over hele Europa. Det er derfor viktig å få i gang en overvåking av insektmangfoldet i hule eiker, og det er særlig biller det er aktuelt å følge med på.

Oppdraget

Nå som første overvåkingsomløp er avsluttet, er det behov for en sammenstilling av resultater, en sjekk av forutsetningene vi la til grunn og en plan for veien videre. Denne rapporten dekker følgende tre hovedtema, i henhold til avtale med Miljødirektoratet:

- Dataene fra første omløp analyseres og sammenholdes med forutsetningene i metoderapporten. Disse analysene vil gi grunnlag for å vurdere om dette datasettet er tilstrekkelig for å overvåke status og tilstand for hule eiker i Norge, eller om datainnsamlingen bør forlenges for å sikre tilstrekkelig utsagnskraft.
- Funnene fra første omløp oppsummeres på en måte som er nyttig for miljøforvaltningen. Her beskriver vi hvordan de kartlagte eikene fordeler seg med hensyn på plassering (innenfor/utenfor forskriftens virkeområde), diameter, verdi (A–C) osv.
- På bakgrunn av konklusjoner og resultater fra de første to punktene beskriver vi et opplegg for videreføring av overvåkingen. Denne skal også inkludere et forslag til artsovervåking rettet mot det unike insektmangfoldet, på et utvalg av eikene som inngår i overvåkingen.

2. Beskrivelse av data og metode

Målsetningen med overvåkingen er å få oversikt over status og tidsutvikling for antall og økologisk tilstand for hule eiker i Norge, i praksis vurdert ut fra endring i antall hule eiker og endring i tilstand, primært treomkrets og gjenvoksing.

I denne rapporten bruker vi følgende begrep og definisjoner:

- **Hule eiker:** Eiker som tilfredsstiller forskriftens krav til egenskaper ved treet.
- **Forskriftseiker:** Hule eiker som står innenfor forskriftens virkeområde.
- **Overvåkingseiker/trær:** Hule eiker registrert i overvåkingen, i alt 657 trær.

Beskrivelse av rådata

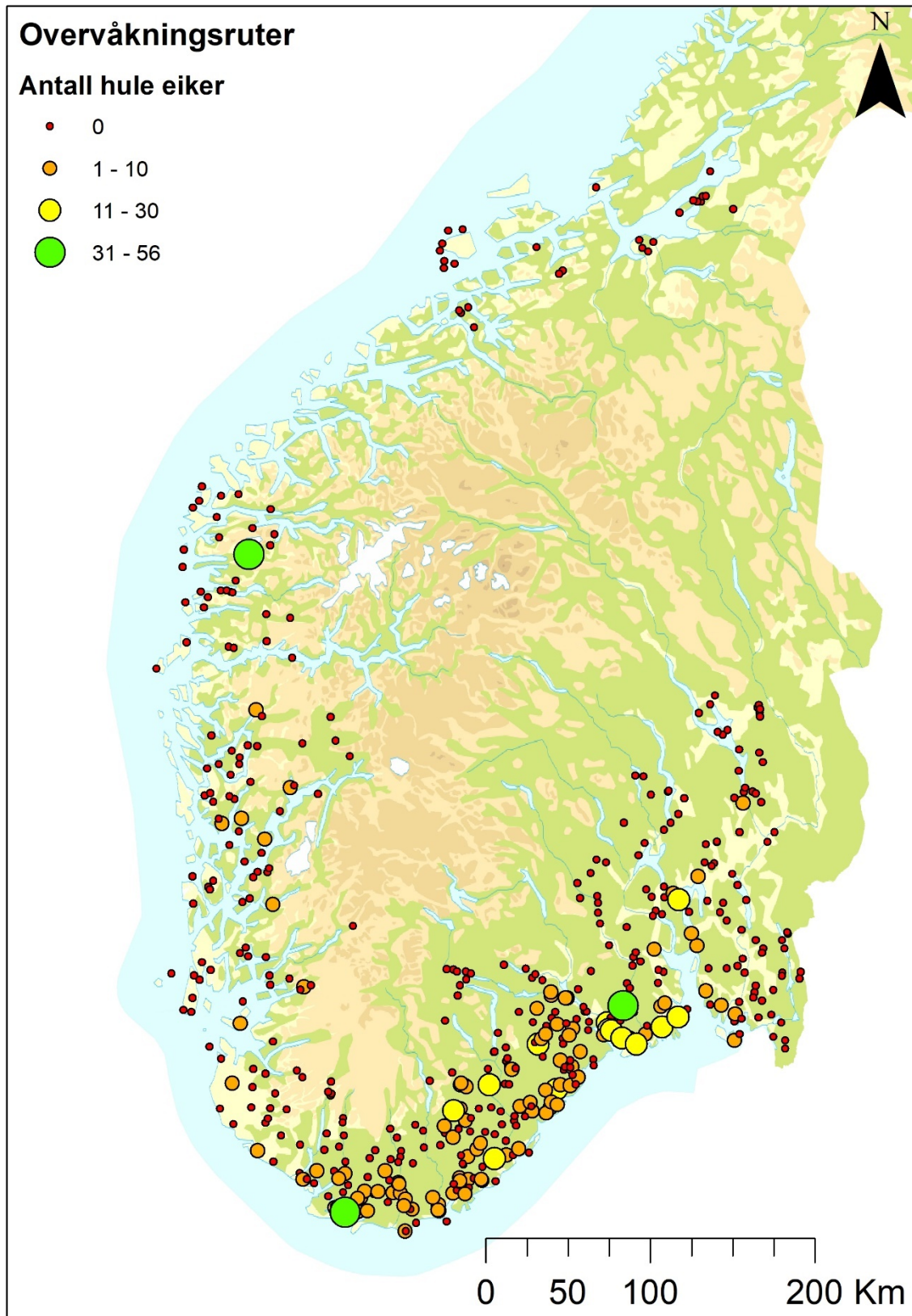
Som nevnt i innledningskapittelet, ble totalt 500 ruter i utgangspunktet valgt ut for feltundersøkelse. Alle rutene ble vurdert med flyfoto. Ruter som var svært vanskelig tilgjengelig, og som basert på flyfoto ble vurdert å ikke ha forekomst av eik, ble ikke oppsøkt. Dette gjaldt totalt 58 ruter. Vi har brukt alle 500 rutene i videre analyser.

I alt ble 657 hule eiker registrert i de 500 rutene (**Figur 1**). Antall hule eiker var skjevt fordelt mellom rutene – 386 ruter hadde ingen slike trær, 38 ruter hadde 1 hul eik, 60 ruter hadde fra 2 til 10 hule eiker, mens 16 ruter hadde mer enn 10 hule eiker (av disse hadde 4 ruter hhv. 30, 36, 54 og 56 hule eiker). Med andre ord er de 657 hule eikene fordelt på bare 114 ruter.

I alt 300 trær (46 % av overvåkingseikene) står innenfor forskriftens virkeområde, hvorav 67 trær (10 % av overvåkingseikene, 22 % av forskriftseikene) står i kantsonen. De resterende 357 trærne (54 % av overvåkingseikene) omfattes ikke av forskriften. Av disse trærne er 28 (8 %) utenfor forskriftens virkeområde fordi de står i verneområder; de øvrige 329 overvåkingseikene befinner seg i produktiv skog.

Omkretsen på de 657 overvåkingseikene varierer mellom 65 og 830 cm (snitt \pm standardavvik: 207 ± 85 cm). I alt var 63 % av overvåkingseikene synlig hule, og 14 % av eikene var vurdert til verdi A, 43 % var gitt verdi B og 43 % hadde fått verdi C.

Selv om ja-rutene i Norge utgjør om lag 2 % av arealet, utgjør de i vårt datasett 20 % – vi oversamlet ja-ruter for å være sikre på å få nok trær. Dette må vi korrigere for når rådataene skal brukes til å si noe representativt om hule eiker i hele Norge. Dette er gjort i kapittel 3.



Figur 1. Oversikt over alle kartlagte ruter, der størrelse angir antall overvåkingseiker som ble funnet i ruten.

3. Resultat antall og status for hule eiker

3.1. Antall hule eiker i Norge

Vi har anslagsvis 138 000 hule eiker i Norge, med et 95 % konfidensintervall på 73 000–229 000. Antallet forskriftstrær er anslagsvis 60 500 (95 % konfidensintervall 34 000–98 000). Av disse trærne står ca. 16 000 forskriftstrær i kantsonen til produktiv skog (95 % konfidensintervall: 5 000–33 000).

Om lag 77 000 trær omfattes ikke av forskriften (95 % konfidensintervall 32 000–144 000). Av disse står om lag 2 300 hule eiker i verneområder (95 % konfidensintervall 230–6 000), mens de resterende hule eikene står i produktiv skog der de skal omfattes av skogbrukets miljøsønsyn.

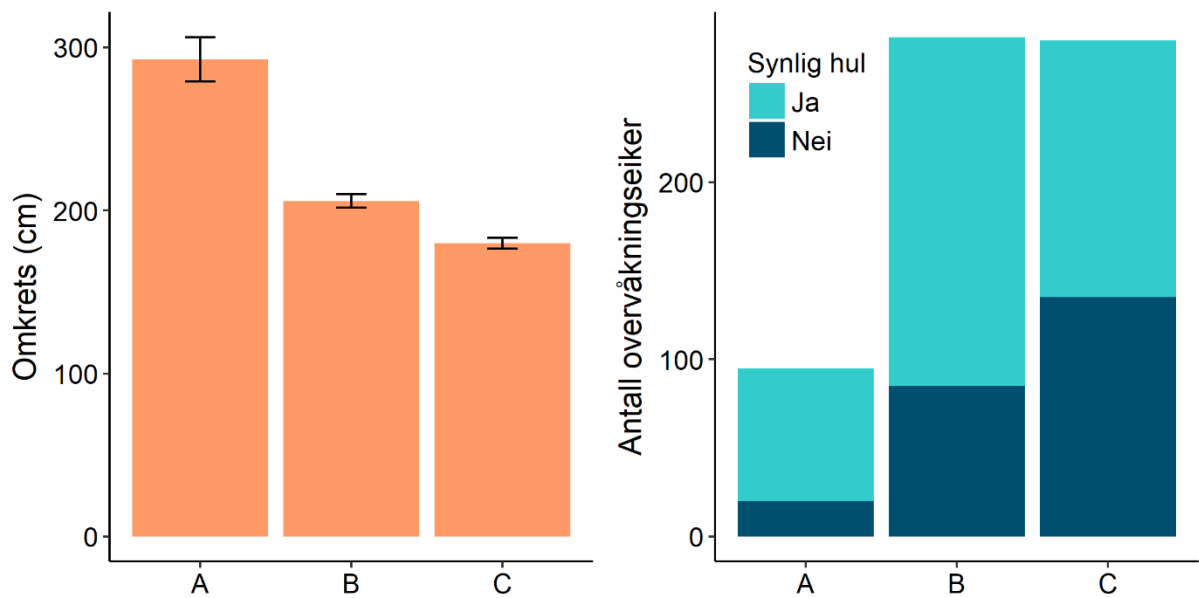
En detaljert beskrivelse av hvordan vi har beregnet estimater for antall hule eiker og antall forskriftseiker ligger i **Vedlegg 1**.

3.2. Verdi

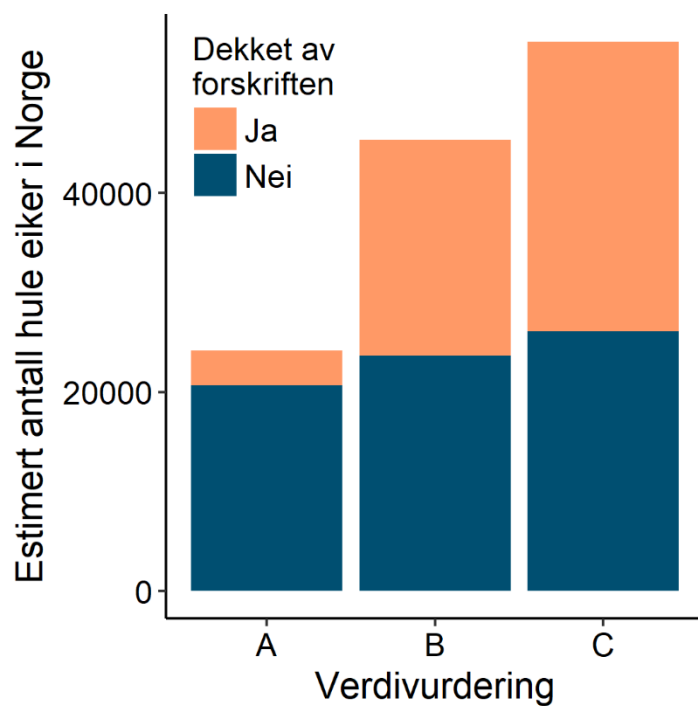
Overvåkingseikene ble vurdert i felt til verdi A, B eller C i felt på grunnlag av treets egenskaper, som en helhetsvurdering av treet der det står. Kriterier som bidrar til A-verdi er meget stor omkrets, dype barksprekker, hulrom med mye vedmuld og om eika er en del av en større ansamling hule eiker. Eiker av B-verdi er typisk middels store og kan ha synlig hulrom, men ikke med store mengder vedmuld, mens eiker med C-verdi vanligvis er eiker med mindre omkrets, jevnere barkstruktur, uten synlig hulrom eller med lite utviklet hulrom uten vedmuld.

Eikene som ble vurdert til verdi A, hadde gjennomsnittlig større omkrets (293 cm for A-trær mot henholdsvis 206 cm og 180 cm for B- og C-trær) og var oftere synlig hule (79 % av A-trærne mot henholdsvis 70 % og 52 % for B- og C-trærne) enn eikene som ble vurdert til verdi B eller C (**Figur 2**, se **Vedlegg 2** for resultater fra statistiske analyser). Definisjonen av utvalgt naturtype hul eik førte til at eiker med omkrets under 200 cm nødvendigvis måtte være synlig hule for å bli registrert som overvåkingseiker. Dersom man kun vurderer overvåkingseikene med omkrets på 200 cm eller mer, blir forskjellene mellom verdikategoriene når det gjelder synlig hulhet enda tydeligere; 73 % av A-trærne, 41 % av B-trærne og 5 % av C-trærne med omkrets \geq 200 cm var synlig hule.

Vi har anslagsvis 25 000 hule eiker i verdikategori A i Norge (95 % konfidensintervall 4000–60 500), 51 500 B-trær (95 % konfidensintervall 26 000–84 000) og 60 000 hule eiker i verdikategori C (95 % konfidensintervall 35 000–97 000). Med andre ord er om lag 18 % av de hule eikene A-trær, 38 % er B-trær og 44 % er C-trær. Mens henholdsvis 47 % og 53 % av B- og C-trærne er antatt dekket av forskriften, gjelder dette kun 18 % av A-trærne (**Figur 3**). Det betyr at forskriften totalt bare omfatter omlag 4 500 A-trær i Norge, og at signifikant færre av de mest verdifulle trærne er dekket av forskriften (for dekning når det gjelder overvåkingseikene i de 500 rutene, se **Vedlegg 2**).



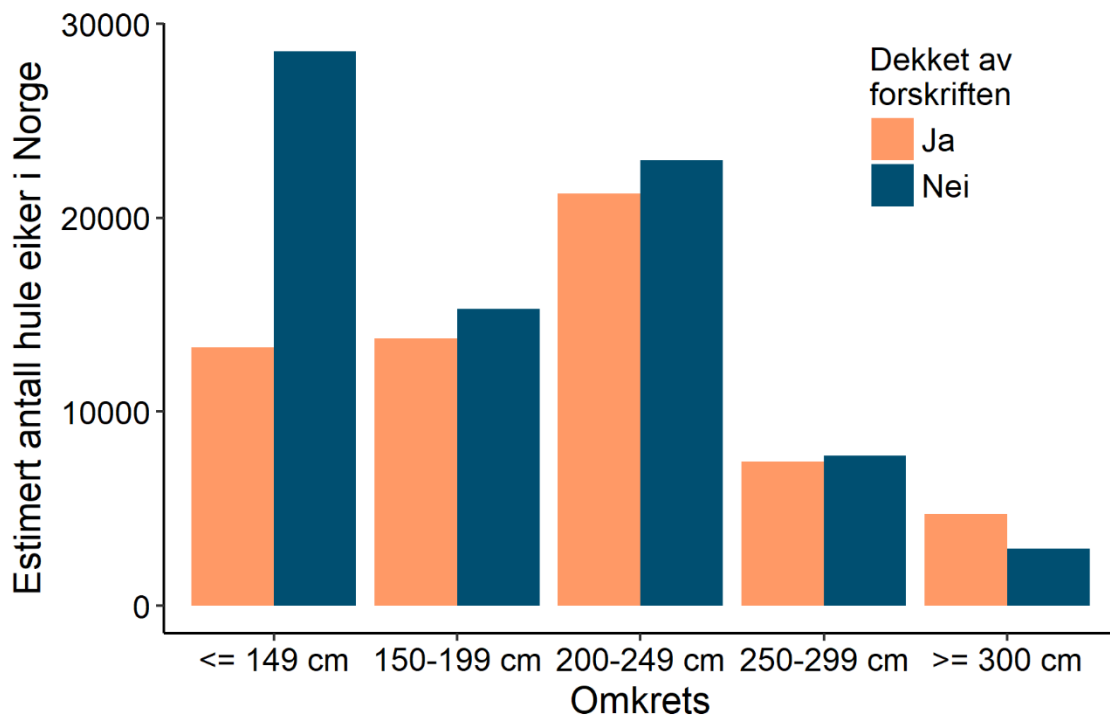
Figur 2. Overvåkingseikenes omkrets (gjennomsnitt cm \pm standardfeil) og antall synlig hule trær i verdikategoriene A, B og C.



Figur 3. Estimert antall hule eiker i Norge som vurderes til verdi A, B eller C på grunnlag av treets egenskaper, og hvorvidt de er dekket av forskriften.

3.3. Størrelse

Flertallet av hule eiker i Norge har en omkrets på mellom 200 og 249 cm, men det er også et stort antall trær (22 % av forskriftseikene og 36 % av de hule eikene som ikke omfattes av forskriften) som har liten omkrets (149 cm eller mindre) (**Figur 4**). Eiker som er dekket av forskriften, har en tendens til å være noe større enn eiker som ikke er dekket av forskriften.



Figur 4. Omkrets for estimert antall hule eiker i Norge, og hvorvidt de er dekket av forskriften.

3.4. Eik i skog

I felt noterte registranten omgivelsene i en 50 meters radius rundt hver overvåkingseik. I prinsippet skal trær som står i skog, ikke falle inn under forskriften. Vi ville undersøke hvorvidt det var samsvar mellom registrantens opplevelse av eikas omgivelser og forskriftens gyldighetsområde.

Av de 300 overvåkingseikene som omfattes av forskriften, står 201, dvs. 67 % i skog ifølge registranten. Det er altså liten grad av samsvar mellom registrantens opplevelse av eikas omgivelser og forskriftens gyldighetsområde. Dette betyr at ved kartlegging av hule eiker er det så og si umulig å avgjøre i felt om en eik er dekket av forskriften eller ikke. Dersom en ønsker å prioritere kartlegging av forskriftseiker framfor hule eiker generelt, må en på forhånd gjennomføre en GIS-analyse av kartlaget for AR5 og avgrense arealene som skal kartlegges.

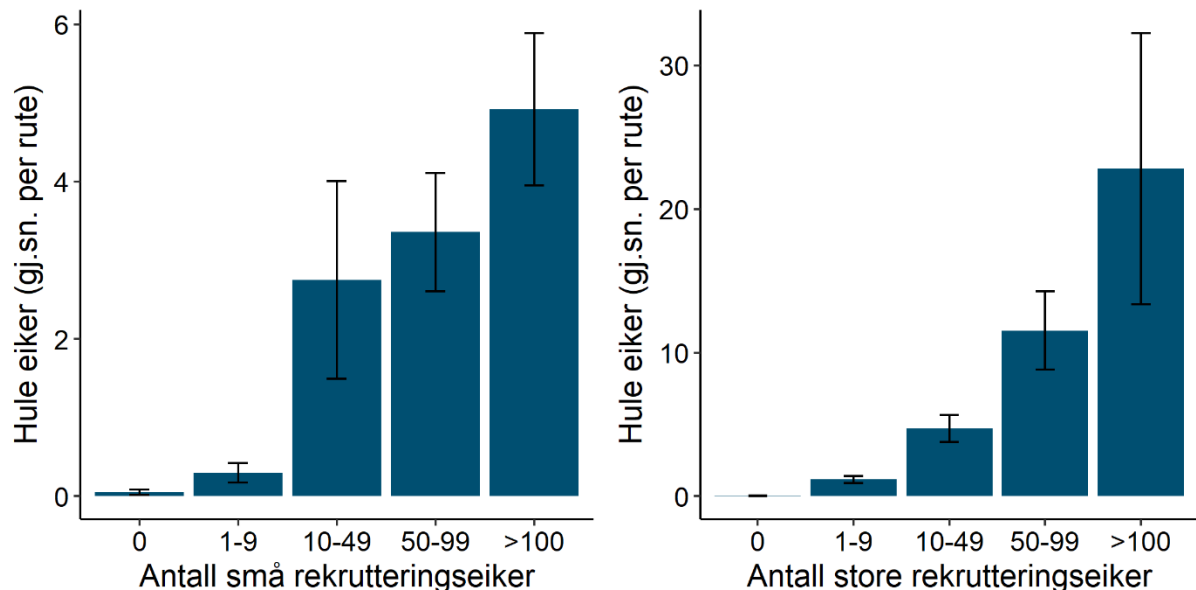
Samtidig viser våre data at 57 % av alle ruter i definisjonsområdet som har hule eiker, har *både* forskriftseiker og hule eiker som ikke omfattes av forskriften i samme rute. Det betyr at det er nødvendig å se egen GPS-posisjon på kartgrunnlaget mens man er i felt, samt ta høyde for usikkerhet i GPS-posisjon, for å avgjøre hvilke trær som omfattes av forskriften.

Dette tilsynelatende misforholdet mellom kartgrunnlag og virkelighet kan bero på at opplevelsen av skog ikke tilsvarer definisjonen i AR5 (hvilket vi mener er lite sannsynlig), og/eller at oppdateringen av kartgrunnlaget henger etter. Det er vist i andre sammenhenger (f.eks. Framstad et al. 1998) at 'Norge gror igjen', og dette betyr at gjenvokringen over tid vil dekke arealer med hule eiker som nå er definert som forskriftseiker. Dersom arealene med produktiv skog dermed utvides i nye, oppdaterte versjoner av AR5, vil mange hule eiker falle ut av forskriftens virkeområde. Dette er spesielt uheldig fordi mange hule eiker står nettopp i overgangen mellom skog og jordbrukslandskap (Skarpaas et al. 2017), og vi kan anta at mange av dem har vokst fram i åpnere omgivelser og gunstige vekstforhold, og dermed blitt både store og utviklet brede kroner – altså egenskaper av stor verdi for det tilhørende artsmangfoldet i hule eiker.

Periodisk ajourhold av AR5 avtales i kartsamarbeidet Geovekst og utføres av NIBIO, med utgangspunkt i orthofoto og annen info, se mere info på <https://www.nibio.no/tema/jord/arealressurser/arealressurskart-ar5>. Det er tidligere anbefalt at periodisk ajourhold av AR5 gjennomføres hvert 4.-7. år https://register.geonorge.no/data/documents/FKB-AR5_Produktark_S-L_FKB-AR5.pdf.

3.5. Rekrutteringstrær

Av de 500 overvåkingsrutene hadde totalt 203 ruter små rekrutteringstrær (brysthøydiameter (bhd) fra 10 cm til 40 cm), og 148 ruter hadde store rekrutteringstrær (bhd fra 40 cm til 63 cm). De hule eikene og rekrutteringstrærne forekommer ofte sammen (**Figur 5**). Kun tre av rutene med hule eiker hadde ikke samtidig enten små eller store rekrutteringstrær. Samtidig fant vi 34 ruter med store rekrutteringstrær, men uten hule eiker, dvs. ruter hvor vi på sikt kan forvente å finne hule eiker.



Figur 5. Gjennomsnittlig antall (\pm standardfeil) hule eiker registrert på ruter med 0, 1-9, 10-49, 50-99 eller >100 små (bhd 10-40 cm) eller store (bhd 40-63 cm) rekrutteringseiker.

4. Resultat metodeevaluering

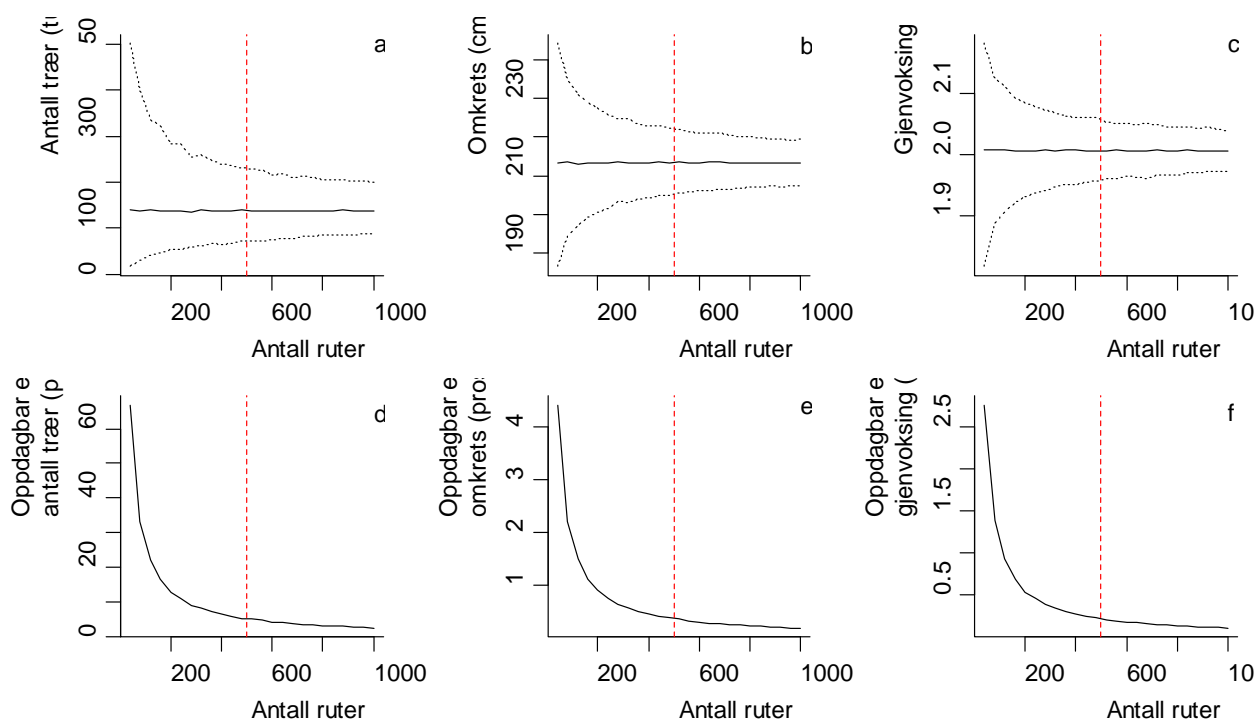
Resultatene fra første omløp samsvarer bra med forventningene fra forstudiene (Sverdrup-Thygeson et al. 2013). Frekvensen av eik er noe lavere i overvåkingsdatasettet enn i pilotdatasettet. Dette er som forventet, i og med at pilotstudien ble foretatt med et stratifisert utvalg i mer sentrale deler av eikas utbredelse.

4.1. Muligheter for mer presise estimater

I overvåkingsdatasettet, som i pilotdatasettet, er det betydelige forskjeller i antall trær mellom ruter med antatt forekomst av eik (ja-ruter) og ruter med antatt fravær (nei-ruter). Ruter med antatt forekomst ble overrepresentert, som skissert i beskrivelsen for overvåkingsopplegget (Sverdrup-Thygeson et al. 2013), og dette tas hensyn til i beregningene (se **Vedlegg 1** og **2**).

Analysene av overvåkingsdata fra første omløp antyder at det er lite å vinne på å øke antall ruter i overvåkingen ytterligere. Selv en dobling av det antallet ruter vi har i dag (500) ser ikke ut til å kunne gi vesentlig mer presise estimater av antall trær i overvåkingsområdet (**Figur 6a**; se **Vedlegg 1** og **2** for detaljer om hhv. beregninger og resultater). Tilsvarende vil et økt antall ruter antakelig bare gi en liten økning i presisjonen av variabler målt på enkelttrær, som omkrets og gjenvoksing av omgivelsene (**Figur 6b,c**).

Beregninger basert på variasjonen i datasettet tilsier at med dagens overvåkingsopplegg vi vil kunne oppdage nokså små relative endringer i antall trær (ca. 5 % endring; **Figur 6d**), omkrets (ca. 0,5 %, **Figur 6e**) og gjenvoksing (ca. 0,25 %, **Figur 6f**). Overvåkingen vil med andre ord sannsynligvis kunne oppdage mindre prosentvise endringer enn hva vi antydte som akseptabelt da overvåkings-



Figur 6. Presisjon (a-c) og oppdagbar endring (d-f) som funksjon av antall overvåkingsruter (500 × 500 m) for overvåkingsvariablene antall eiketrær (a,d), omkrets av eiketrær (b,e) og gjenvoksing rundt eiketrær (c,f). I presisjonsgrafene (øverst) angir den heltrukne linjen gjennomsnittlig estimat, og de stiplede linjene 95 % konfidensintervall (bootstrap n=2 000). Beregningene av oppdagbar endring (nederst) forutsetter 80 % teststyrke og signifikansnivå 0,05 (se **Vedlegg 1** for detaljer). I alle figurene angir den lodrette røde linjen dagens overvåkingsopplegg (500 ruter).

opplegget ble utviklet (Sverdrup-Thygeson et al. 2013). Likevel bør man være oppmerksom på at 5 % av 138 000 trær er hele 6 900 trær, hvorav om lag halvparten omfattes av forskriften. Med andre ord kan mer enn 3 000 forskriftstrær gå tapt uten at dette kan påvises som en statistisk signifikant endring med det nåværende overvåkingsopplegget med 500 ruter. Det skal mye til å presse dette tallet betydelig ned: selv med 1 000 overvåkingruter (dobling av innsatsen) vil tap av bortimot 2 000 forskriftstrær kunne gå uoppdaget (i betydningen statistisk signifikant).

Beregningene av oppdagbare endringer antar at variablene måles slik at målefeilen er betydelig mindre enn endringene. For en del variabler kan det motsatte være tilfelle. For eksempel vil endringene i omkrets mellom overvåkingsomdrev være nokså liten, mens målefeilen kan være betydelig. Per i dag vet vi ikke hvor stor målefeilen er, men både plasseringen av målingene på trestammen (brysthøyde), plassering av registranten (side av treet), måleverktøy og registrant kan påvirke resultatet. Dette bør undersøkes nærmere.

Det er også viktig å påpeke at overvåkingsdata på frafall av overvåkingseiker ikke vil gi forventningsrette estimater for hule eiker i Norge generelt, ettersom de eikene som overvåkes ligger inne i nasjonale databaser. Det er grunn til å forvente at de av den grunn har en mindre sannsynlighet for å bli felt enn en eik som ikke er kartlagt i Naturbase. Våre tall for hogst av eik kan derfor bli for lave i forhold til hva som er realiteten. For å beregne størrelsen på denne feilen har vi i tidligere notat til oppdragsgiver (Miljødirektoratet) foreslått at noen overvåkingseiker burde holdes utenfor nasjonale databaser, men dette har ikke vært ønskelig fra oppdragsgivers side.

4.2. Behov for videre kartlegging av hule eiker

Våre resultater viser at mange hule eiketrær ikke er kartlagt, og at svært mange trær kan gå tapt uten at det oppdages eller kan påvises statistisk.

Ved hjelp av eksisterende forkunnskap har vi lagt opp til en betydelig overrepresentasjon av områder hvor det er sannsynlig å finne eik. Likevel var ikke forkunnskapen bedre enn at et betydelig antall eik nå er oppdaget i områder hvor vi ikke hadde noe forkunnskap. Første omløp av overvåkingen tilsier at titusenvis av verdifulle eiketrær ennå ikke er registrert. Dette gjør at mange trær kan gå tapt uten at vi vil kunne påvise det med dagens overvåking.

Som vist ovenfor, har dagens overvåkingsdesign begrensninger som gjør det vanskelig å oppdage disse endringene, selv om vi skulle øke innsatsen til det dobbelte eller mer. Dersom det er ønskelig å kunne oppdage mer, må vi vurdere alternative strategier.

For å kunne fange opp eikehotspots og samtidig kunne generalisere til hele eikepopulasjonen, har vi tidligere diskutert sannsynlighetsbasert overvåking av eik med utgangspunkt i simulerte data (Sverdrup-Thygeson et al. 2013). Konklusjonen var at med kunnskapen vi hadde om fordeling av eik den gangen, var den mulige gevinsten av sannsynlighetsbasert overvåking ikke klar nok til å anbefale en slik strategi. Nå derimot finnes både en prediksjonsmodell for hul eik basert på pilotdatasettet (Skarpaas et al. 2017) og et betydelig utvidet overvåkingsdatasett (denne rapporten), og sammen kan dette gi muligheter for å lage bedre prediksjonsmodeller, som igjen kan gi muligheter for effektiv, rettet ny kartlegging. Vi foreslår derfor at dette følges opp i videre arbeid.

5. Overvåking av insekter i hule eiker

5.1. Status for kartlegging av biller i hule eiker

I forbindelse med ARKO har det foregått utstrakt kartlegging av biller i hule eiker. Ved hjelp av et standard oppsett med to vindusfeller, plassert foran hulrom og i trekronen, har et stort antall av hule eiker blitt undersøkt de siste 15 årene. Totalt omfatter kartleggingen mer enn 185 000 biller fra mer enn 1 400 forskjellige arter. Om lag hundre av disse er arter på rødlista. Artsfunn er innrapportert og er åpent tilgjengelig for alle interesserte gjennom Artsdatabankens database. Fangstmetoden fanger godt opp arter som lever som spesialister i hule eiker; til sammenligning fanger feller hengt opp mindre enn 10 meter fra hule eiker bare en liten andel av det samme artsmangfoldet (Isaksen 2015).

En av de første undersøkelsene med fokus på rødlistete arter viste at vi finner forskjellige arter i hule eiketrær i skog og i kulturlandskap (Sverdrup-Thygeson et al. 2010). Denne forskjellen har vi sett i alle andre senere studier, og den er generell også for de eiketilknyttede billene som ikke er rødlistet (Gough et al. 2014, Sverdrup-Thygeson et al. 2017).

Artsrikdommen av rødlistete og eikespesialiserte arter er generelt høyere i områder der eikene står fritt, enn der busker eller skog skygger ut trærne (Gough et al. 2014). Gjengroing rundt hule eiketrær i kulturlandskap er derfor antatt å være negativt for rødlistete og eikespesialiserte insekter.

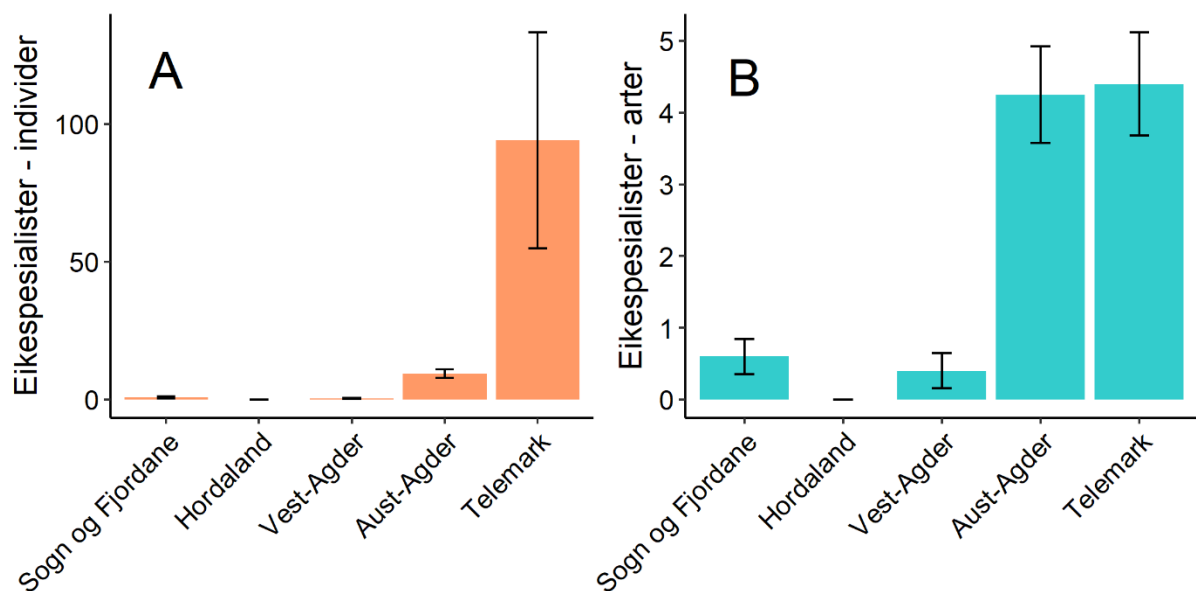
Store, gamle eiketrær med mye død ved og vedmuld er generelt viktig for artsrikdom (Skarpaas et al. 2011, Sverdrup-Thygeson et al. 2017, Sverdrup-Thygeson et al. 2010). For å fange opp alle arter knyttet til død ved, ser det også ut til at variasjon i barksprekkes dybde er viktig (Pilskog et al. submitted-a). Ser vi på eikenes omgivelser, er det tydelig at forekomst av andre hule eiker er viktig. For biller vesentlig spesialisert på hulrom var forekomst av andre hule eiker i en 0,5 km radius rundt treet avgjørende for artsrikdom (Sverdrup-Thygeson et al. 2017). Dette gir klare indikasjoner på at det er viktig å bevare større klynger av hule eiker i landskapet for å bevare artsmangfoldet.

En hul eik kan være levested for insekter knyttet til død ved i flere hundre år. Dette gjør at effektene av arealendringer og redusert habitat i omgivelsene først får betydning for insektpopulasjonene flere tiår, eller til og med århundrer etter at endringen fant sted. Dette ekkoet fra fortiden er særdeles vanskelig å påvise. Et helt nytt studie av en historisk hogstgradient fra kyst til innland i Agder-fylkene og Vestfold antyder at eiker ved kysten er mer utarmet enn eiker i innlandet nettopp på grunn av lengre tid i isolasjon. Storstilt hogst av eik fant sted nære kysten på 1600-tallet, og beveget seg innover i landet fra midten av 1700-tallet (Pilskog et al. Submitted-b).

I Norge har vi stor variasjon i klima innen eikeregionen. Både nedbørsmengde og temperatur kan påvirke artsrikdommen. I en sammenstilling av norske og svenske data fant vi at særlig nedbør var av negativ betydning for artsrikdom av eikespesialister, mens en økt temperatur bare hadde en positiv betydning for artsrikdom av eikespesialister med en nordlig utbredelse (Gough et al. 2015). Dette samsvarer godt med foreløpige resultater fra en pilotundersøkelse vi har gjort av biller i hule eiker basert på et utvalg av overvåkningstrærne fra nasjonal overvåking av hule eiker; antall eikespesialiserte arter er lavest på Vestlandet og betydelig høyere i Aust-Agder og Telemark (**Figur**

7). Vestfold var ikke med i denne undersøkelsen, men vi vet fra tidligere at dette er det området med det rikeste artsmangfoldet i hule eiker (Gough et al. 2014, Sverdrup-Thygeson et al. 2010).

Det er viktig å merke seg at *artssammensetning* av eikeinsekter kan vise andre mønstre enn rene artsantall (sammenligning mellom Agder-fylkene og Vestfold i Pilskog et al. submitted-a). Vi vet også at trær som står nær hverandre kan ha ulik insektfauna, og at likheten mellom insektsamfunn avtar med avstand mellom dem (Engen et al. 2008). Dette betyr at om vi skal sikre artsmangfoldet i fremtiden, er det viktig å inkludere hule eiker fra flere steder, og ikke kun fokusere på områder med det høyeste artsantallet. Akkurat hvorfor noen arter bare finnes i enkelte områder er nok sammensatt, men både klima, habitatvariasjoner og historie kan være mulige forklaringer.



Figur 7. Gjennomsnittlig antall (\pm standardfeil) individer (A) og arter (B) av eikespesialiserte biller som ble fanget i vindusfeller på overvåkingseiker i ulike fylker. Merk at dette kun er pilotstudier, og at det ikke er like mange feller i alle fylker. Figuren reflekterer likevel et mønster kjent fra andre studier (se tekst).

6. Forslag til videreføring

6.1. Videre overvåking av hule eiker

Vi anbefaler at overvåkingen fortsetter. En videre overvåking vil innebære å oppsøke de 114 overvåkingsrutene der hule eiketrær er påvist, for å registrere status og tilstand for overvåkingseikene der. De øvrige rutene trenger ikke oppsøkes på nytt før det har gått så lang tid at rekrutteringseikene kan ha vokst seg store nok til å kvalifisere som forskriftseiker. I starten anbefaler vi hyppige gjenbesøk av de 114 rutene, for å sikre at vi får gode tall på avgang av eiketrær og rekrutteringstrær. I forbindelse med disse gjenbesøkene bør det også gjøres studier av målefeil (av f.eks. treomkrets). Det kan være aktuelt å inkludere et mindre antall ruter med kun rekrutteringstrær for også å kunne følge med på avgang av disse. Et første gjenbesøk av de 114 rutene med overvåkingseik kan gjerne gjennomføres allerede sommeren 2018.

Det bør testes om fjernmåling kan brukes som et supplement i overvåkingen. Selv om det er krevende å benytte fjernmåling til kartlegging av nye hule eiketrær – både fordi det mange steder (f.eks. i skog) er vanskelig å skille ut enkelttrær, og fordi det er krevende å skille eik fra andre treslag – vil fjernmålingsdata kunne benyttes til å følge med på allerede kartlagte trær som er nøyaktig stedfestet.

I tillegg bør det arbeides videre med data som allerede er samlet inn, blant annet med tanke på å lage en forbedret prediksjonsmodell, som kan brukes til målrettet kartlegging av flere forskriftseiker. Især er det viktig å få oversikt over hvor eikene med størst verdi (A-eiker) befinner seg.

Det er viktig å merke seg at overvåkingsdata på avgang fra overvåkingseikene *ikke* vil gi forventningsrette estimater for hule eiker i Norge generelt, ettersom de eikene som overvåkes ligger inne i nasjonale databaser. Vi har tidligere foreslått at noen overvåkingseiker av den grunn burde holdes utenfor nasjonale databaser – for å kunne beregne feilen dette gir – men oppdragsgiver har ønsket at alle registrerte trær skal legges inn i Naturbase. Kommende estimater på hogst av hule eiker generert fra nasjonal overvåking av hule eiker vil dermed sannsynligvis underestimere den reelle hogsten.

6.2. Videre kartlegging av hule eiker

Vi ser for oss at et sannsynlighetsbasert utvalg (basert på en prediksjonsmodell som nevnt over) vil kunne fungere som et verdifullt supplement til dagens overvåking, både rettet mot å fange opp flere eiketrær, men også spesifikt for å fange opp sjeldne forekomster av store trær med mye vedmuld på steder med lang historisk kontinuitet. Slike trær vet vi nå at sammenfaller med spesielt høye artsantall av insekter og ikke minst rødlistete arter (se kap. 5). De praktiske mulighetene og begrensningene med sannsynlighetsbasert utvalg bør utredes grundig.

Det er mulig å tenke seg å stimulere til folkeforskning ('citizen science') som et grunnlag for videre kartlegging. Det er allerede muligheter for dette gjennom nettdatabasen Artsobservasjoner, men det bør vurderes om dette kan settes mer i system. Fordelene er at ved å aktivisere folk flest i leting etter hule eiker, kan man dekke store arealer og dermed fange opp flere trær til en lav kostnad. I tillegg kan man få økt oppmerksomhet rundt betydningen av hule eiker i befolkningen. En ulempe er at kvaliteten på målinger vil bli redusert. Slik kartlegging vil derfor primært fungere som en slags 'screening', som betinger oppfølging i form av kvalitetssikring i felt.

6.3. Overvåking av insekter i hule eiker

ARKO-prosjektet har skaffet oss unik innsikt i insektsamfunnet knyttet til hule eiker i Norge. Det store artsmangfoldet av biller, både de med sterk tilknytning til hule eiketrær og mer tilfeldig besøkende, gjør disse trærne spesielt nyttige å overvåke. Det er også mulig å identifisere andre artsgrupper, f.eks. bier og tovinger, som fanges i felleoppsettet som benyttes.

Den store forskjellen i billesamfunn mellom forskriftseiker (i kulturmark) og andre (i skog) funnet i både våre og andre studier, understreker betydningen av å inkludere eiker fra begge grupper i en fremtidig overvåking. Videre er det viktig å kunne vurdere betydningen av isolerte trær versus trær i grupper for populasjoner og arters overlevelse over tid. Det er all grunn til å tro at populasjoner i enkeltstående trær vil være mye mer sårbare enn populasjoner i trær som står i grupper. Grunnet regionale forskjeller i artssammensetning av biller, fremtidige habitatendringer og ikke minst klima, er det viktig at overvåkingen også dekker en stor del av eikeregionen.

For å kunne koble insektmangfold i hule eiker til de 500 overvåkningsrutene med totalt 657 trær og kunne si noe om en eventuell nedgang i insektantall i hele eikeregionen over tid, vil det være gunstig at insektovervåkingen baserer seg på et tilfeldig trukket underutvalg av trær. Vi forslår derfor å velge denne strategien, men med ett unntak: vi foreslår å vekte utvalget etter diameter, f.eks. slik at sannsynligheten for at hule eiker med en diameter på over 200 cm vil bli trukket ut dobles i forhold til hule eiker under 200 cm. Dette fordi vi vet at trærnes størrelse er spesielt viktig for artsrikdommen, og vi ønsker å sikre oss at denne variasjonen blir fanget opp. Metodikken for overvåking av insekter er basert på et synlig hulrom. Da ikke alle trær vil ha synlig hulrom, foreslår vi derfor å henge en felle inntil stammen der hulromsåpning ikke er synlig.

Det vil alltid være en mulighet for at innsamlingen i seg selv kan påvirke arter og lokale populasjoner. Dette er neppe et problem for det store flertall av arter, men for enkelte arter, som f.eks. den store eikeblodsmelleren (*Ampedus hjorti*) som er vurdert som sårbare (VU) og *Euglenes oculatus* som er vurdert som nær truet (NT), kan et betydelig antall individer fanges på enkelttrær. For å sikre at ikke overvåkingen i seg selv påvirker bestanden, ønsker vi å unngå fellefangst i de samme trærne i to påfølgende år.

Et problem med overvåking av insekter med lave tettheter er imidlertid den store variasjonen mellom år. I en studie der vi brukte fireårige tidsserier, var det totale antallet rødlistearter 47 % høyere enn antallet rødlistearter fanget det første året (Gough et al. 2014). Det er derfor en utfordring å overvåke arter med kun ett års innsamling i hvert tre. For å unngå utfanging, men allikevel skaffe til veie data som kan brukes til sammenligning over tid, foreslår vi derfor et overvåkingssystem med to sett med trær som undersøkes annethvert år. Mer presist foreslår vi to sett av 50 tilfeldig trukne trær, men med en dobbelt sannsynlighet for å trekke trær med omkrets over 200 cm. Trærne vil overvåkes ved hjelp av standard vindusfelle-oppsett annethvert år. Justeringer i forhold til praktisk tilgjengelighet i felt (mange trær ligger langt unna vei), godkjenning fra grunneier og budsjett må påberegnes.

7. Oppsummering og konklusjon

Analysene fra første omløp viser at omfanget av overvåkingen er tilfredsstillende for de fleste formål, og vil oppdage nokså små prosentvise endringer i antall trær og tilstand (f.eks. omkrets og gjenvoksing).

Totalt er antallet hule eiker i Norge relativt høyt – våre estimater tilsier et sted i underkant av 140 000 trær (med et 95 % konfidensintervall fra 73 000 til 229 000 trær). Men det er viktig å merke

seg at de fleste av disse ikke er omfattet av forskriften – 56 % av eiker som tilfredsstillter forskriftens krav til trekvalitet, står i et område der forskriften ikke gjelder.

Det er også verdt å merke seg at de mest verdifulle trærne, eiker med A-verdi, er dårligst dekket av forskriften (kap. 3). Bare 18 % av hule eiker av A-verdi omfattes av forskriften, dette utgjør anslagsvis 4 500 eiketrær.

Fordi forskriftens virkeområde er koblet til et kartgrunnlag (AR5) som endres ved oppdatering, vil ajourføring av kartet samtidig endre status for de hule eikene. Våre resultater tilsier at dette kan medføre at et ikke ubetydelig antall trær, til dels av høy verdi, vil miste sin status som forskriftstrær ved neste kartoppdatering.

Videreføring

Vi anbefaler at overvåkingen fortsetter, og at det legges opp til en fast årlig aktivitet, i første omgang i et femårig omløp. År 1 vil være en overvåking av de 114 rutene med overvåkingseiker (657 trær) og rekrutteringstrær, mens år 2–5 vil benyttes til overvåking av eikenes insektmangfold. Overvåkingen av eikene innebærer å oppsøke alle trærne i felt for å sjekke status og utrede måleusikkerhet. I tillegg er det viktig å følge dersom kartgrunnlaget (AR5) oppdateres, for å se på effekten i endret status for forskriftseiker. Insektovervåkingen innebærer en innsamling av insekter i to underutvalg av overvåkingseikene, som kartlegges annethvert år (i 4 av 5 omløpsår).

En slik overvåking av både hule eiker og deres tilhørende artsmangfold av insekter vil være en relevant nyttig datakilde for vurderinger av god økologisk tilstand i norske økosystemer. Indikatorer for hule trær er en av flere indikatorer som er listet opp som relevante for vurderingen av god økologisk tilstand i skog. Sammensetning av insektsamfunn er også inkludert som en mulig indikator på sikt, dersom datagrunnlaget forbedres. En overvåking av insekter i hule eiker vil være ett bidrag til å skaffe til veie data for utvikling av insekter i Norge.

I tillegg anbefaler vi at eksisterende data bearbeides med tanke på å utvikle et kart over sannsynlighet for funn av hule eiker, som kan brukes til en videre, målrettet kartlegging av flere hule eiker.

Litteratur

- Direktoratet for naturforvaltning. 2012. Handlingsplan for utvalgt naturtype hule eiker. - DN Rapport 1-2012. 80 s.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B. & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. - *Science* 345: 401-406. [10.1126/science.1251817](https://doi.org/10.1126/science.1251817)
- Engen, S., Sæther, B. E., Sverdrup-Thygeson, A., Grøtan, V. & Ødegaard, F. 2008. Assessment of species diversity from species abundance distributions at different localities. - *Oikos* 117: 738-748.
- Framstad, E., Lid, I. B., Moen, A., Ims, R. A., Jones, M. & Keeping, D. 1998. Jordbrukets kulturlandskap: forvaltning av miljøverdier. - Universitetsforl., Oslo.
- Gough, L. A., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. 2014. Reactive forest management can also be proactive for wood-living beetles in hollow oak trees. - *Biological Conservation* 180: 75-83. [10.1016/j.biocon.2014.09.034](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.034)
- Gough, L. A., Sverdrup-Thygeson, A., Milberg, P., Pilskog, H. E., Jansson, N., Jonsell, M. & Birkemoe, T. 2015. Specialists in ancient trees are more affected by climate than generalists. - *Ecology and Evolution* 5: 5632-5641. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.1799>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D. & de Kroon, H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. - *PLOS ONE* 12: e0185809. [10.1371/journal.pone.0185809](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809)
- Hultengren, S., Pleijel, H. & Holmer, M. 1997. Ekjätter - historia, naturvård och vård. Brosjyre. 32 sider. - S 32.
- Isaksen, M. 2015. I hvilken grad fanger feller i hule eiketrær relevante og spesialiserte biller? - Institutt for Naturforvaltning, Norges Miljø og Biovitenskapelige Universitet, Ås. 40.
- Lovdata. 2011. Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven. <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512>.
- Naturvårdsverket. 2009. Handbok för miljöövervakning. Undersökningstyp: Inventering av skyddsvärda träd i kulturlandskapet http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/undersokn_typ/landskap/skyddsvarda_trad.pdf. 47 s.
- Pilskog, H. E., Birkemoe, T., Evju, M. & Sverdrup-Thygeson, A. submitted-a. Investigating species composition of beetles in hollow oaks reveals management-relevant patterns.
- Pilskog, H. E., Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M., Framstad, E. & Birkemoe, T. Submitted-b. Long-lasting effects of logging on beetles in hollow oaks.
- Skarpaas, O., Blumentrath, S., Evju, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2017. Prediction of biodiversity hotspots in the Anthropocene: The case of veteran oaks. - *Ecology and Evolution*: n/a-n/a. [10.1002/ece3.3305](https://doi.org/10.1002/ece3.3305)
- Skarpaas, O., Diserud, O. H., Sverdrup-Thygeson, A. & Odegaard, F. 2011. Predicting hotspots for red-listed species: multivariate regression models for oak-associated beetles. - *Insect Conservation and Diversity* 4: 53-59. DOI [10.1111/j.1752-4598.2010.00109.x](https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00109.x)
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T. E., Endrestøl, A., Evju, M., Hanssen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2011. Hule eiker – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 710. 46 s. NINA
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 1007. 29 s s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O., Blumentrath, S., Birkemoe, T. & Evju, M. 2017. Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. - *Forest Ecology and Management* 403: 96-102. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.003>
- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O. & Odegaard, F. 2010. Hollow oaks and beetle conservation: the significance of the surroundings. - *Biodiversity and Conservation* 19: 837-852.

Vedlegg

Vedlegg 1 Statistiske analyser

Definisjonsområdet for hule eiker består av 200 472 ruter på $500 \times 500 \text{ m}^2$ (Sverdrup-Thygeson et al. 2013) hvorav 3 300 ruter har eksisterende kunnskap som tilsier at det er høy sannsynlighet for forekomst av hule eiker (ja-ruter), mens 197 172 ruter ikke har slik kunnskap (nei-ruter). Ja-rutene utgjør dermed 1,65 % av definisjonsområdet for hul eik, mens nei-rutene utgjør 98,35 %.

I datasettet fra eikeovervåkingen inngår 100 ja-ruter og 400 nei-ruter. Vi har først sett på forskjeller mellom ja- og nei-rutene med hensyn på sannsynlighet for forekomst og antallet hule eiker, med bruk av generaliserte lineære modeller (GLM). Sannsynlighet for forekomst av hul eik ble modellert med logistisk regresjon med binomisk feilfordeling. Antallet eik per rute ble analysert med negativ binomisk GLM.

Når vi har analysert datasettet, har vi vektet ja-rutene ned (0,0165) og nei-rutene opp (0,9835), slik at resultatene er representative for hele definisjonsområdet for hule eiker.

Estimert antall hule eiker i Norge er beregnet slik:

(antall hule eiker per ja-rute \times antall ja-ruter) + (antall hule eiker per nei-rute \times antall nei-ruter)

For å beregne usikkerhet rundt estimatene resamplet vi datasettet 2000 ganger. For hver resampling trakk vi 100 ruter (med tilbakelegging) fra ja-rutene og 400 (med tilbakelegging) fra nei-rutene og beregnet gjennomsnittlig antall hule eiker. Vi angir usikkerhet som 95 % konfidensintervall, som 2,5 %- og 97,5 %-kvantilene av de 2000 resamplingene, dvs. at det sanne antallet trær med 95 % sannsynlighet ligger innenfor det angitte intervallet.

Estimert antall forskriftseiker i Norge er beregnet på samme måte, dvs. vi har brukt antall forskriftseiker per rute som utgangspunkt. Vi har også beregnet antallet forskriftseiker som ligger i kantsonen til produktiv skog, antallet hule eiker som ligger i verneområder og antallet hule eiker i de ulike verdikategoriene (A, B og C).

Forskjeller i omkrets og synlig hulhet mellom overvåkningseikene som ble vurdert til verdikategori A, B eller C ble testet med lineære miksede modeller (LMM og GLMM), med rute-ID som randomisert variabel. I LMM brukte vi vektorer for ja- (0,0165) og nei-ruter (0,9835).

For å beregne hvordan antall ruter påvirket presisjon og oppdagbar endring for antall trær brukte vi også vektene og resampling-proseduren beskrevet ovenfor, men for et spenn av utvalgsstørrelser fra betydelig færre enn i datasettet (100 ja-ruter og 400 nei-ruter) til det dobbelte antallet, men alltid med fordelingen 20 % ja-ruter og 80 % nei-ruter. Presisjon og oppdagbar endring for omkrets av trær og gjenvoksing ble beregnet på en tilsvarende måte. Gjenvoksing ble målt i felt som en kategorisk variabel med tre trinn (1,2,3), men ble behandlet som kontinuerlig i analysene. I beregninger av oppdagbar endring (med funksjonen `power.t.test` i R) valgte vi en teststyrke på 80 %.

Vedlegg 2 Mer detaljerte resultater

Hvorfor ta hensyn til ja- og nei-ruter i analysene

I alt 61 % av de undersøkte ja-rutene hadde forekomst av hule eiker, mens hule eiker ble funnet i 13 % av nei-rutene. Sannsynligheten for forekomst av hul eik var signifikant større i ja- enn i nei-rutene (GLM; odds ratio = 10,2 (95 % CI: 6,2–16,8), $z = 9,21$, $p < 0,001$). Også sannsynligheten for forekomst av forskriftseik var høyere i ja- enn i nei-ruter (GLM; odds ratio = 7,6 (95 % CI: 4,5–12,9), $z = 6,75$, $p < 0,001$).

I alt 657 trær ble registrert, hvorav 404 trær i ja-ruter og 256 trær i nei-ruter. Den gjennomsnittlige tettheten av hule eiker var høyere i ja-ruter (gjennomsnitt \pm standardavvik; $4,04 \pm 6,57$) enn i nei-ruter ($0,65 \pm 4,10$) (negativ binomisk GLM; $z = -5,63$, $p < 0,001$). Også tettheten av forskriftstrær var høyere i ja-ruter ($1,90 \pm 3,93$) enn i nei-ruter ($0,28 \pm 1,69$) (negativ binomisk GLM; $z = -5,13$, $p < 0,001$).

Med andre ord er det store forskjeller mellom ja- og nei-ruter i både sannsynlighet for forekomst og hvor mange hule eiker/forskriftseiker som faktisk forekommer. Det betyr at det er viktig å ta hensyn til fordelingen av ja- og nei-ruter i definisjonsområdet når vi estimerer antallet hule eiker, forskriftseiker og egenskaper ved eikene.

Noen oversiktstall for verdi og omkrets

Tabell A. Estimert antall hule eiker (95 % konfidensintervall) i Norge i verdikategori A, B og C, som enten er dekket eller ikke dekket av forskriften om hule eiker som utvalgt naturtype. Merk at siden estimatet er basert på randomisert resampling av rådataene, så vil det være noe variasjon i hvert estimat, og det totale estimerte antallet trær her er ikke helt identisk med andre estimat.

Antall trær	Dekket av forskriften	Ikke dekket av forskriften	Totalt
A-trær	4 535 (1 943–7 727)	20 665 (2 136–52 812)	25 200 (4079–60 539)
B-trær	24 432 (12 496–40 635)	27 129 (13 589–43 031)	51 561 (26 085–83 666)
C-trær	31 590 (16 510–51 641)	28 468 (17 988–45 264)	60 058 (34 498–96 905)
Totalt	60 557 (30 949–100 003)	76 262 (33 713–141 107)	136 819 (64 662–241 110)

Tabell B. Estimert antall hule eiker i Norge med ulik omkrets, som enten er dekket eller ikke dekket av forskriften om hule eiker som utvalgt naturtype.

Diameter	Dekket av forskriften	Ikke dekket av forskriften	Totalt
≤ 149 cm	13 313	28 598	41 911
150 – 199 cm	13 773	15 287	29 060
200 – 249 cm	21 237	22 980	44 217
250 – 299 cm	7 431	7 726	15 157
≥ 300 cm	4 738	2 927	7 664
Totalt	60 492	77 518	138 010

Forskjeller mellom A-, B- og C-eiker, for overvåkingseikene

Overvåkingseikene i kategori A hadde signifikant større omkrets (**Tabell C**) og var oftere synlig hule (**Tabell D**) enn eikene i kategori B og C.

Tabell C. Forskjell i omkrets for overvåkingstrær i kategori A sammenlignet med kategori B og C, testet i en lineær mikset modell (LMM) med rute-ID som randomisert variabel og med vekting for ja- (0,0165) og nei-ruter (0,9835).

	Estimat	Standardavvik	t-verdi	p-verdi
Skjæringspunkt	5,52	0,05	117,19	<0,001
B-kategori	-0,21	0,03	-6,18	<0,001
C-kategori	-0,40	0,04	-10,98	<0,001
	<i>Varsians</i>	<i>Standardavvik</i>		
Rute-ID	0,08	0,27		
Residual	0,03	0,16		

Tabell D. Forskjell i sannsynlighet for synlig hulhet for overvåkingstrær i kategori A sammenlignet med kategori B og C, testet i en generalisert lineær mikset modell (GLMM, familie = binomisk) med rute-ID som randomisert variabel.

	Estimat	Standardavvik	z-verdi	p-verdi
Skjæringspunkt	1,66	0,44	3,75	<0,001
B-kategori	-0,97	0,42	-2,30	0,022
C-kategori	-1,85	0,044	-4,20	<0,001
	<i>Varsians</i>	<i>Standardavvik</i>		
Rute-ID	3,81	1,95		

Forskriftens dekning av overvåkingseiker i kategori A, B og C

Blant overvåkingstrærne registrert på de 500 rutene var den totale andelen A-, B- og C-trær som var dekket av forskriften, relativt lik (40 %, 44 % og 49 % dekket av forskriften for hhv. A-, B- og C-trær), men det var forskjeller mellom ja- og nei-rutene (**Tabell E**). Det var signifikant færre A-trær i nei-rutene enn i ja-rutene (**Tabell F**), og A-trærne i nei-rutene var sjeldnere dekket av forskriften enn B- og C-trærne (**Tabell G**). Dermed var også andelen A-trær som var dekket av forskriften lavere for nei-rutene enn ja-rutene (**Tabell E**). Siden det på nasjonalt plan er langt flere nei-ruter (197 172) enn ja-ruter (3300), så fører dette til at A-eiker generelt er dårligere dekket av forskriften enn B- og C-eiker (kap. 3.2).

Tabell E. Antall overvåkningseiker totalt og i verdikategori A, B og C, samt antall og andel dekket av forskriften, for ja-ruter, nei-ruter og for alle de 500 overvåkningsrutene.

	Ja-ruter (100)	Nei-ruter (400)	Totalt (500)
Antall A-trær (snitt per rute ± standardavvik)	46 (0,46 ± 1,24)	49 (0,12 ± 1,62)	95 (0,19 ± 1,56)
Antall A-trær dekket av forskriften (snitt per rute ± standardavvik)	31 (0,31 ± 1,07)	7 (0,02 ± 0,15)	38 (0,08 ± 0,51)
Andel A-trær dekket av forskriften	67,4 %	14,3 %	40 %
Antall B-trær (snitt per rute ± standardavvik)	190 (1,90 ± 3,76)	90 (0,23 ± 1,52)	282 (0,56 ± 2,26)
Antall B-trær dekket av forskriften (snitt per rute ± standardavvik)	81 (0,81 ± 1,68)	44 (0,11 ± 0,72)	124 (0,25 ± 1,03)
Andel B-trær dekket av forskriften	42,6 %	48,9 %	44,0 %
Antall C-trær (snitt per rute ± standardavvik)	168 (1,68 ± 3,31)	112 (0,28 ± 1,67)	280 (0,56 ± 2,17)
Antall C-trær dekket av forskriften (snitt per rute ± standardavvik)	78 (0,78 ± 1,88)	59 (0,15 ± 0,96)	137 (0,27 ± 1,22)
Andel C-trær dekket av forskriften	46,4 %	52,7 %	48,9 %
Totalt antall overvåkningstrær (snitt per rute ± standardavvik)	404 (4,04 ± 6,57)	256 (0,63 ± 4,10)	657 (1,31 ± 4,88)

Tabell F. Forskjell i antall A-trær i nei-ruter sammenlignet med ja-ruter, testet i en generalisert lineær modell (GLM, familie = poisson).

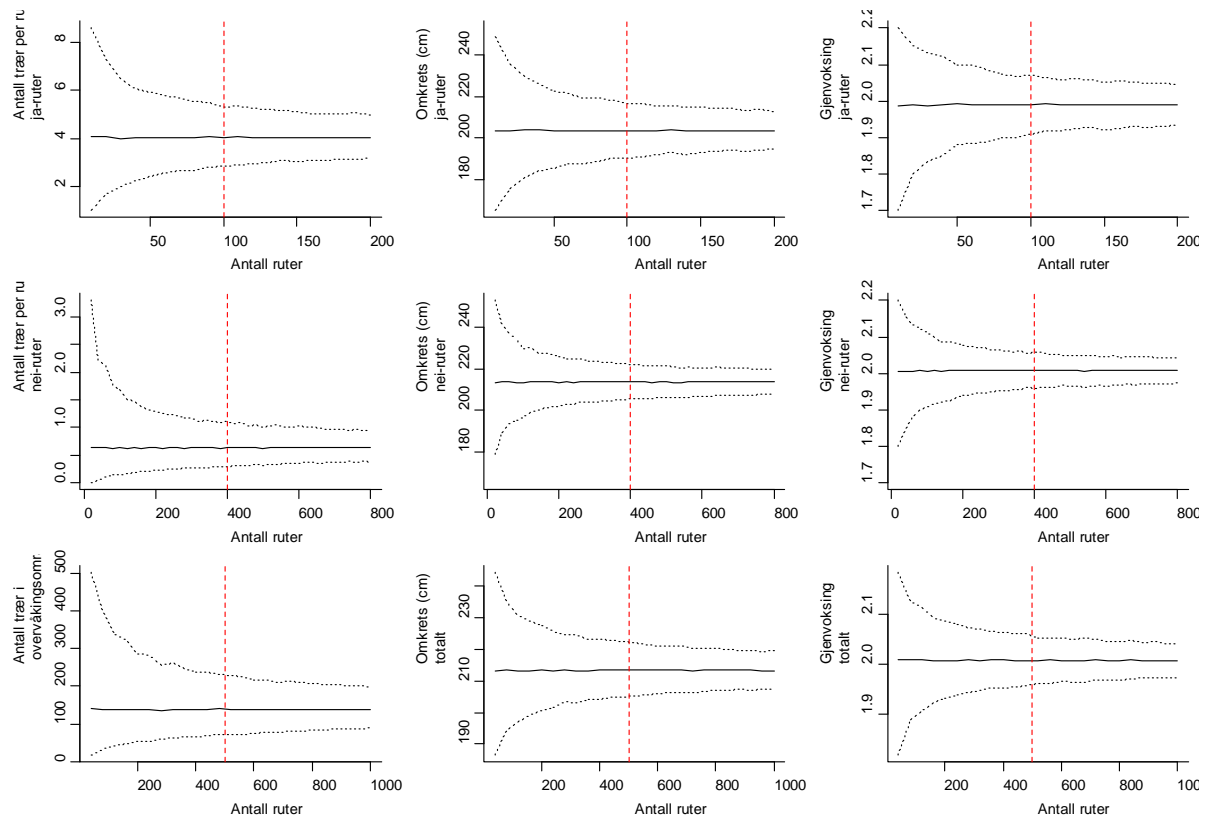
	Estimat	Standardavvik	t-verdi	p-verdi
<i>Skjæringspunkt</i>	-0,78	0,15	-5,27	<0,001
Nei-rute	-1,32	0,21	-6,45	<0,001
<i>Nullavvik: 664,4 med 499 frihetsgrader</i>				
<i>Residualavvik: 626,1 med 498 frihetsgrader</i>				

Tabell G. Forskjell i sannsynlighet for å være dekket av forskriften for overvåkningstrær på nei-ruter i kategori A sammenlignet med kategori B og C, testet i en generalisert lineær mikset modell (GLMM, familie = binomiell) med rute-ID som randomisert variabel.

	Estimat	Standardavvik	z-verdi	p-verdi
<i>Skjæringspunkt</i>	-0,66	0,69	-0,96	0,34
B-kategori	1,20	0,64	1,88	0,06
C-kategori	1,00	0,62	1,61	0,11
	<i>Varians</i>	<i>Standardavvik</i>		
<i>Rute-ID</i>	5,45	2,34		

Presisjon av estimater: ja-ruter, nei-ruter og samlet

Selv om det er forskjeller mellom ja- og nei-rutene i antall eiker og andre variabler, ser vi tilsvarende mønstre i de to gruppene når det gjelder endring i presisjon med økende utvalgsstørrelser (**Figur A**). For begge gruppene er bedringen i presisjon avtakende med økende antall ruter, og dermed er det ikke mulig med betydelig bedre presisjon i estimatene uten en kraftig økning i antall ruter.



Figur A. Presisjon i estimater av antall trær (venstre), omkrets av trær (midt) og gjenvoksing rundt trærne (høyre; ordinal skala: 0=åpent, 1=busker, 2=trær) som funksjon av antall ruter. Linjene viser gjennomsnittlig estimat (heltrukken linje) og 95 % konfidensintervall (stiplet; bootstrap, n=2000). Vertikal rød linje angir dagens overvåkingsopplegg (100 ja-ruter, 400 nei-ruter, 500 ruter totalt).

Vedlegg 3 Utkast til overordnet budsjett for videreføring

Overvåking av eikene i felt, per år da dette skal foregå (1 av 5 omløpsår)

Feltarbeid, inkl. planlegging og driftsmidler: 500 kkr

Bearbeidelse og rapportering av data: 150 kkr

Sum: 650 kkr

Insektovervåking, per år der dette skal foregå (4 av 5 omløpsår)

Insektkartlegging - detaljplanlegging inkl. grunneierkontakt, felleoppheng og tømming (2 tømmeperioder), inkl. utstyr (feller, proylenglykol, sprit etc) og driftsmidler: 300 kkr

Artsidentifikasjon: 200 kkr

Bearbeidelse og rapportering av data: 150 kkr

Sum: 650 kkr

Prosjektadministrasjon, per år

Møter, planlegging, prosjektledelse, formidling: **150 kkr**

Bruk av overvåkingsdataene til å lage verktøy for bedre kartlegging

Utviklingsarbeid, estimert til totalt **500 kkr**, kan fordeles over flere år