

Nasjonal overvåking av hul eik

Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet

Anne Sverdrup-Thygeson

Marianne Evju

Olav Skarpaas



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

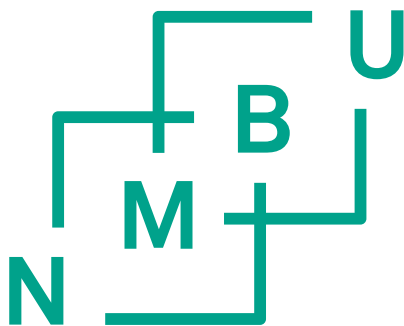
Nasjonal overvåking av hul eik

Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet

Anne Sverdrup-Thygeson

Marianne Evju

Olav Skarpaas



**Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet**

Norsk institutt for naturforskning

Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet - NINA Rapport 1007. 29 s.

Ås/Oslo, desember 2013

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2617-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Anne Sverdrup-Thygeson

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Terje Klokk

FORSIDEBILDE

Registrering av eiketrær i Råde i 2010. Foto: Anne Sverdrup-Thygeson

NØKKEWORD

Overvåking, hule eiker, utvalgt naturtype

KEY WORDS

Monitoring, hollow oaks, ancient trees, selected habitat type

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet - NINA Rapport 1007. 29 s.

Rapporten beskriver overvåkingsopplegget for hule eiker slik det er utviklet i ARKO-prosjektet. Vi har tatt utgangspunkt i data fra to år med pilotstudier i hotspot-habitatet Hule eiker i ARKO (Sverdrup-Thygeson et al. 2011) og benyttet disse til å estimere grunnleggende viktige parametere for et nasjonalt overvåkingsopplegg for hule eiker. Grunnprinsippene er hentet fra det svenske forslaget til overvåking av "Skyddsvärda träd" (Naturvårdsverket 2009).

Vi har tatt utgangspunkt i at det overordna formålet 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.

Definisjonsområdet for overvåkingen av hule eiker er satt til å inkludere alt areal under 400 moh. i kommuner der det er minst to funn av eik i Artskart eller forekomst av UN Hul eik eller naturtypelokaliteter der det er sannsynlig at det forekommer grov/hul eik. Dette gir et definisjonsområde for overvåking av hul eik på ca. 41 000 km².

Vi har videre gjort en vurdering av hvorvidt sannsynlighetsbasert utvalg eller et arealrepresentativt (tilfeldig) utvalg vil være best egnet for formålet, og vurdert hvor store andeler av ruter med antatt forekomst og antatt fravær av eik (henholdsvis ja- og nei-ruter) som bør feltvalideres. Vi har også analysert hvilket antall overvåkingsruter som vil være påkrevet for å oppdage en gitt endring med en viss sannsynlighet (power-analyser).

Vår konklusjon er at et tilfeldig utvalg med en viss overrepresentasjon av ja-ruter er nyttig, men det er også viktig å få inn informasjon fra nei-ruter, som utgjør en betydelig andel av arealet. Det kan være nødvendig med en justering av antallet ruter når mer informasjon foreligger fra et komplett omløp, men basert på de data vi har hatt tilgjengelig, antyder resultatene at 500 faste overvåkingslokaliteter vil gi grunnlag for å kunne oppdage en relativ endring i størrelsesorden 20 % i antallet eik. Med 500 ruter, fordelt på 20 % ja-ruter og 80 % nei-ruter, vil forekomstfrekvensen av eiker med all sannsynlighet være høy nok til å kunne oppdage relativt små endringer både i størrelsen og gjenvoksingstilstanden til eiketrærne.

Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no), Institutt for naturforvaltning ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet NMBU, Postboks 5003, 1432 Ås og NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo. Marianne Evju (marianne.evju@nina.no) og Olav Skarpaas (olav.skarpaas@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Abstract

Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. National monitoring of hollow oaks in Norway. Description of a monitoring method developed in the ARKO project – NINA Report 1007. 29 pp.

The report describes the monitoring program for hollow oaks as developed in the ARKO project. Using data from two years of pilot studies in the hotspot-habitat hollow oaks (Sverdrup-Thygeson et al. 2011) we have estimated key parameters for a national monitoring system for hollow oaks. The basic principles are taken from a Swedish proposal for monitoring of valuable trees in the cultural landscape.

The overall objective is to get an overview of status and development in number and ecological condition of hollow oaks in Norway. This can be assessed from changes in number of hollow oaks and from changes in tree circumference and regrowth of surrounding vegetation.

We include all land below 400 m a.s.l. in municipalities with at least two known occurrences of oak *Quercus* sp., or presence of the selected habitat type “hollow oak” or habitat types with likely occurrence of hollow oak. This provides a target area for hollow oak monitoring of approx. 41,000 km².

We made an assessment of whether probability-based or area-representative (random) sampling of monitoring plots will be best suited for the purpose, and modeled how the relative proportion of plots with high or low probability of oak occurrence for field validation should be distributed. We also analyzed the number of monitoring plots required to detect a given change with a certain probability (power analysis).

Our conclusion is that a random sample with a certain overrepresentation of high-probability plots is useful, but it is also important to obtain information from plots with low probability, which constitute a significant proportion of the area. It may be necessary to adjust the number of plots when more information is available. Based on the data available, the results suggest that 500 fixed monitoring sites will provide the basis for detecting a relative change in the order of 20% for the number of oaks. With 500 plots, of which 20% are high-probability plots and 80% are low-probability plots, the incidence rate of hollow oaks will most likely be sufficient to detect relatively small changes in both the size and vegetation regrowth around the oak trees.

Anne Sverdrup-Thygeson (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no), The Norwegian University of Life Sciences, Dep. of Ecology and Natural Resource Management, PO Box 5003, NO-1432 Ås, NORWAY, and NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway. Marianne Evju (marianne.evju@nina.no) and Olav Skarpaas (olav.skarpaas@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold.....	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
1.1 Overvåkingsformål	7
2 Beskrivelse av overvåkingsopplegg for hule eiker.....	9
2.1 Avgrensing av definisjonsområdet for overvåking av hule eiker.....	9
2.2 Valg av overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet.....	11
2.2.1 Simulering av utvalgsmetoder	12
2.2.2 Stratifisering i antatt forekomst/fravær av eik (ja-/nei-ruter).....	14
2.2.3 Antall overvåkingsruter som er påkrevet for å oppdage en gitt endring.....	19
2.2.4 Utvelgelse av overvåkingsruter.....	22
2.3 Operativ overvåking	22
2.3.1 Observasjonsfrekvens	22
2.3.2 Registreringsmetoder for indikatorvariabler/Feltprotokoll	22
2.3.3 Datalagring og analyse.....	25
2.4 Krav til overvåkingskapasitet og kompetanse	26
3 Konklusjon om utvikling av overvåkingsmetode.....	27
4 Referanser.....	29

Forord

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

I denne sammenhengen ble "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" etablert i 2003. Målet er å gi informasjon om stedfesting og verdiklassifisering av viktige områder for biologisk mangfold, undersøke endringer i biologisk mangfold over tid og årsakene til endringene, og komme med forslag til tiltak og oppfølging av disse. Programmet skal både kvalitetssikre eksisterende data, etablere aktiviteter for å tette kunnskapshull og videreutvikle pågående kartleggings- og overvåkingsaktiviteter. Data skal gjøres allment tilgjengelig. Dette inkluderer utvikling og iverksettelse av opplegg for nye systematiske registreringer av rødlistearter i prioriterte områder, samt videreutvikling av eksisterende kartleggingsprogrammer slik at nye funn av rødlistearter fanges opp i større grad. Programmet finansieres av Miljødirektoratet, Forsvarsbygg, Jernbaneverket, Vegdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat, Statens landbruksforvaltning og Landbruks- og matdepartementet. Miljødirektoratet er sekretariat.

Denne rapporten omhandler en del av prosjektet "*Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking*" (ARKO), som er en del av Nasjonalt program. Formålet med ARKO-delprosjektet er tredelt; øke kunnskapen om rødlistearter, identifisere viktige forvaltningsarealer for rødlistearter og utvikle metoder for overvåking av rødlistearter. Prosjektet er et samarbeid mellom NINA, INA-UMB, NHM-UiO og Norsk institutt for skog og landskap.

ARKO-prosjektet har fokusert på sjeldne, velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter/truete arter, gjerne også med mange habitatspesifikke arter, såkalte **hotspot-habitater**. Første programperiode i ARKO/Nasjonalt program gikk fra 2003 til 2006, og andre programperiode fra 2007 til 2010. En ny, tredje periode går fra 2011-2015. Alle tidligere rapporter finnes på ARKO hjemmesiden (www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx).

Denne rapporten gjelder hotspot-habitatet Hule og grove eiker, og beskriver utviklingen av et overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet.

Ås/Oslo, desember 2013

Anne Sverdrup-Thygeson
Hotspot-ansvarlig for hule eiker

Marianne Evju
Prosjektleder ARKO

1 Innledning

Hule eiker er vedtatt som en Utvalgt naturtype under naturmangfoldloven. Utvalgt naturtype Hule eiker omfatter både store eiker (omkrets minst to meter) uten synlig hulhet, og mindre eiker med synlig hulhet (min. omkrets på 95 cm). Forskriften, som ble vedtatt i mai 2011, gjelder ikke for hule eiker i produktiv skog. Hvilket kartgrunnlag som skal legges til grunn for en avgrensing av produktiv skog er ikke beskrevet. Vi har her valgt å utvikle et overvåkingsopplegg for hul eik både i skog og kulturlandskap, utfra den økologiske betraktningen at hule eiker er viktige leveområder for sjeldne arter både i skog og i kulturlandskapet.

For å lage et solid overvåkingsopplegg for hule eiker må en rekke punkt være avklart (**Boks 1**) og en rekke parametere være kjent. Vi har tatt utgangspunkt i data fra to år med pilotstudier (Sverdrup-Thygeson et al. 2011) og benyttet disse til å estimere viktige parametere som grunnlag for å vurdere utvalgsmetodikk og utvalgsstørrelse. I tillegg beskriver vi de andre sentrale komponentene i overvåkingsopplegget for hule eiker, som valg av indikatorvariabler, feltprotokoll og analysemetoder.

1.1 Overvåkingsformål

Det er sentralt å avklare formålet med overvåkingen, fordi ulike overvåkingsformål vil kreve ulik strategi for datainnsamling (Halvorsen 2011). Egnede overvåkingsmetoder avhenger også av egenskapene til den indikatoren man måler på (Framstad 2013). For hule eiker har vi tatt utgangspunkt i at det overordnede formålet er å få oversikt over status og tidsutvikling for antall og økologisk tilstand for hule eiker i Norge. I praksis vurderes dette ut fra følgende indikatorer:

1. Endring i antall hule eiker
2. Endring i tilstand, primært (a) treomkrets og (b) gjenvoksing rundt eiketrærne.

Antall hule eiker sier noe om den totale mengden av naturtypen og er et mer presist mål på mengde enn f.eks. forekomstsannsynlighet.

Omkrets og gjenvoksing er viktige variabler fordi de er enkle å måle og samtidig kan si noe om artsinventar. Stor omkrets er relatert til alder (samt nærings- og lysforhold), og med høy alder oppstår de viktige mikrohabitatene som er levested for eikas unike artsmangfold; hulrom med vedmuld, grov sprekkebark, død ved på stamme og i krone mm. En rekke studier dokumenterer at artsmangfold av eiketilknyttede arter øker med alder/diameter, samt at gjengroing kan påvirke eikelevende biller og kryptogamer negativt (Norden et al. 2012, Ranius 2002, Ranius & Jansson 2000, Ranius et al. 2008, Ranius et al. 2009, Skarpaas et al. 2011, Sverdrup-Thygeson et al. 2010b). En oppsummering av betydningen av ulike mikrohabitat på eik samt påvirkningsfaktorer finnes i Faglig grunnlag for handlingsplan for hule eiker (Sverdrup-Thygeson et al. 2010a). Relevante indikatorvariable fra feltprotokollen beskrives i kap. 2.3.2.

Direkte måling av artsinventar tilknyttet eik er krevende, både mht. kompetanse og ressursbruk (Sverdrup-Thygeson et al. 2011). Selv om noe spesifikk artsovervåking av viktige grupper tilknyttet hul eik vil være ønskelig, er det lite trolig at dette kan gjennomføres på et stort antall eik. En viktig tilnærming vil derfor være å overvåke eikevariabler som vi vet er relatert til artsinventar.

Boks 1. Elementer i et overvåkingsopplegg

Følgende punkt må avklares i en overvåkingsmetodikk:

- 1) Hva er målene for overvåkingen?
- 2) Hvilke overvåkingsindikatorer skal registreres?
- 3) Hva er definisjonsområdet?
- 4) Hvordan velge overvåkingslokaliteter mest mulig representativt innenfor definisjonsområdet?
 - a) sikre best mulig nøyaktighet (forventingsrette estimat)
 - b) dekke intern heterogenitet (stratifisering)
- 5) Hva slags design for datainnsamling pr overvåkingslokalitet?
 - a) Antall prøveflater/transekter
 - b) Fordeling av prøveflater: dekke intern heterogenitet
- 6) Hva slags registreringsmetoder (feltprotokoll) for indikatorvariablene?
- 7) Hva slags analysemetoder for å få fram robuste og presise estimater?
- 8) Hvor mye vil det koste/hvor mye tidsbruk vil det være pr overvåkingslokalitet?

2 Beskrivelse av overvåkingsopplegg for hule eiker

2.1 Avgrensing av definisjonsområdet for overvåking av hule eiker

For at overvåkingen skal dekke hele den relevante eikeregionen, må definisjonsområdet for hule eiker avgrenses. Vi testet ulike utvalg og angrepsmåter for å avgrense definisjonsområdet, i hovedsak enten å bruke Moens vegetasjonssoner, eller å bruke kommunedata kombinert med GBIF-eikefunn. Vi hadde følgende datasett til rådighet som kunne si noe om sannsynlighet for forekomster av eik/Hule eiker:

- Forekomster av livsmiljø hule lauvtrær: alle punktvis registreringer av dette livsmiljøet i Skog og Landskaps nasjonale MiS database (6484 stk) pr. vår 2010. Her mangler treslagsinfo, slik at disse punktene kan være både eik, lind med sokler, andre hule lauvtrær. I deler av regionen er også grove, ikke-hule eik inkludert i denne registreringen.
- Forekomster av Utvalgt naturtype (UN) hul eik: en fil med punkt (740 stk) og polygoner (212 stk), levert fra DN januar 2012.
- Forekomster av grove eller hule eiker i naturtyper: en fil der områdebeskrivelser fra alle punkt og polygoner i Naturbase, levert vår 2010, er manuelt gjennomgått etter beskrivelser av at det finnes grove eller hule eiker (354 naturtypeflater, 2 naturtypepunkt, 4 vernede areal og 26 vernede punkt)
- Forekomster av eik som art: en punktfil fra Artskart, lastet ned mai 2012, der alle norske funn av *Quercus* slekta er med (4172 stk), dog er innførte eikearter fjernet.
- Kart over boreonemoral sone: et polygontema over nemoral og boreonemoral sone jf. Moens vegetasjonssoner (Moen 1998). Disse vegetasjonssonene er dels begrenset av nettopp eikas norske utbredelse. Polygontemaet dekker 25 394 km².
- Antatt høydegrense for eik: et polygontema over alt areal i Sør-Norge som ligger under 400 moh., generert fra en høydemodell basert på N50-datasettet. Dette er basert på antagelse om at eik i svært liten grad vokser over 400 moh. Antagelsen ble sjekket mot GBIF-dataene. 529 av 3038 punkt indikerer tilsynelatende eikefunn høyere over havet en dette, men dette ser ut til å skyldes unøyaktighet i funndata (særlig gamle funndata, der funnstedet ofte kun er angitt på kommunenivå og ved moderne koordinatfesting plasseres i kommunesentrum).

Moens vegetasjonssoner

En mulighet var å legge Moens vegetasjonssoner til grunn for definisjonsområdet for hul eik-overvåking. Problemet med det er imidlertid at kartfremstillingen av Moens vegetasjonssoner har grov oppløsning. Når man zoomer inn blir plasseringen av sonene unøyaktig, og denne forskyvingen er ikke lik i forskjellige deler av landet; den var dermed ikke mulig å korrigere manuelt.

Når vi la Artskartdata for funn av eik oppå Moens vegetasjonssoner, var det 1094 av 4172 funnpunkt av eik som ikke kommer innenfor Moens soner; dette var funn langs kysten på Østlandet og langt inn i dalene i Agder- Telemark og på Vestlandet. Dersom vi la på en buffer på 1 km, var det fremdeles 456 funn som ikke ble inkludert – primært funn langt inn i dalene. Når vi så på overlapp mellom Moens vegetasjonssoner og lokaliteter med Utvalgt Naturtype Hul eik, lå 53 UN-punkt og 4 UN-polygoner utenfor denne. Dersom vi la på en buffer på 1 km for å kompensere for unøyaktighet, fanges alle UN-polygoner opp, mens 5 UN-punkt fremdeles lå utenfor.

Dette tyder på at kartframstillingen av vegetasjonssoner ikke er en god nok måte å definere utvalgsområdet på. En alternativ tilnærmingstype er å ta utgangspunkt i kommunepolygonene og Artskart-dataene over eik.

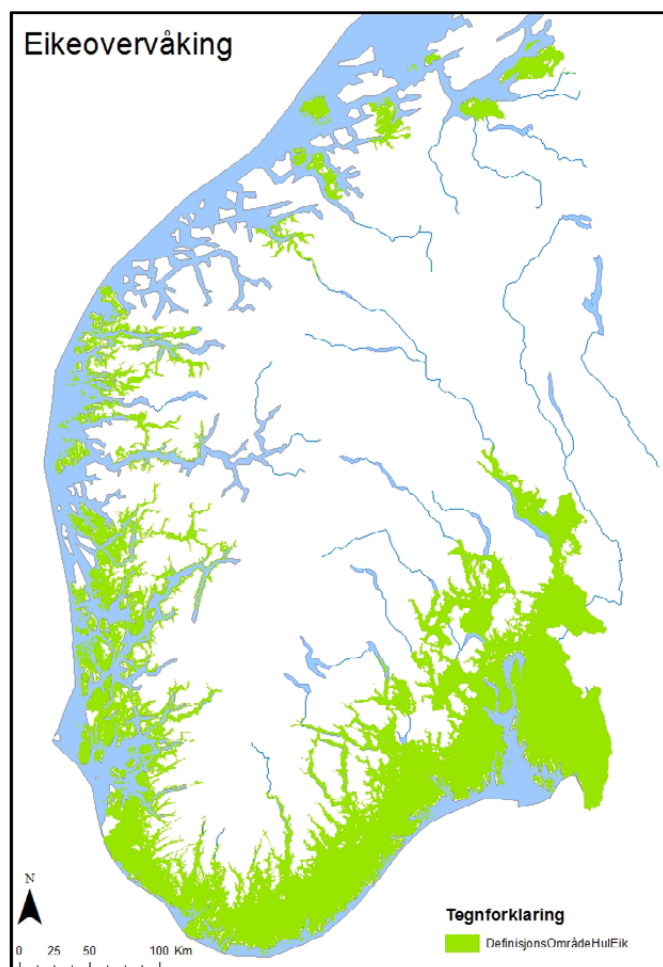
Kommuner med registreringer av treslaget eik i Artskart

177 kommuner (av 429) har minst ett registrert funn i Artskart av eik. For å fjerne tilfeldigheter og ekstreme uteliggerverdier kan man ekskludere kommuner med kun ett funn. Det gjenstår da 170 kommuner som har minst to funn.

Samtidig er det enkelte kommuner, særlig på Østlandet, der det er registrert UN Hul eik uten at det finnes Artskart-registreringer av eik fra kommunen. Dette kan være plantete trær, som har vokst seg store og grove til tross for at de er utenfor den naturlige utbredelsesområdet for eik. For å fange opp disse kan vi legge til kommuner som har funn av enten UN hul eik eller naturtyper i Naturbase med beskrivelser av grov/hul eik. Kommune-datasettet øker da med ytterligere 15 kommuner. Dette synes å være en dekkende og ikke for vid oversikt over kommuner der det er aktuelt å overvåke hule eikers utvikling. Totalt dekker disse kommunene et areal på snaut 113 000 km².

For å avgrense definisjonsområdet til de relevante delene av disse 185 kommunene fjerner vi alt areal som var *hav* eller var *over 400 moh*. Vi står da igjen med et datasett som dekket alt relevant landareal i de 185 aktuelle eikekommunene.

Dette datasettet, som inkluderer alt areal under 400 moh. i kommuner der det er minst to funn av eik i Artskart eller forekomst av UN Hul eik eller naturtypelokaliteter der det er sannsynlig at det forekommer grov/hul eik, gir oss et definisjonsområde for overvåking av hul eik på ca. 41 000 km² (**Figur 1**).



Figur 1. Kart som viser definisjonsområdet for overvåking av hule eiker.

2.2 Valg av overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet

Vi så det som hensiktsmessig å videreføre overvåkingslokaliteter definert som 500 x 500 m ruter, slik vi hadde testet i pilotopplegget (**Boks 2**).

Boks 2. Pilotovervåking av eik

I forbindelse med ARKO-prosjektet testet vi i 2010 og 2011 et overvåkingsopplegg for hule eiker, definert i henhold til naturmangfoldlovens forskrift (Lovdata 2011) men inkludert hule eiker i produktiv skog (for grundigere beskrivelse, samt resultater, se Evju et al. 2011, Sverdrup-Thygeson et al. 2011). Metoden er en justert versjon av det svenske forslaget til overvåking av "Skyddsvärda träd" (Naturvårdsverket 2009).

Pilotovervåkingen var basert på følgende utvalgsmetodikk:

- Vi valgte ut totalt 7 områder á om lag 200 km², som representerte ulike deler av eike-regionen.
- I hvert område trakk vi tilfeldig ut 3 storruter på 3 x 3 km
- I hver storrute trakk vi tilfeldig ut 20 småruter på 500 x 500 m
- Smårutene ble sjekket mot eksisterende dokumentasjon på sannsynlig forekomst av hule eiker, i form av
 - a) Naturbasedata med sannsynlighet for forekomst av hul eik
 - b) MiS-data
- Alle småruter av de 20 med dokumentasjon på forekomst av hul eik ('JA-ruter') ble feltundersøkt.
- Av de gjenværende smårutene av de 20 ('NEI-ruter'), ble ¼ tilfeldig trukket ut for feltundersøkelse

De utvalgte smårutene ble oppsøkt i felt og inventert i sin helhet, dog slik at flyfoto ble brukt aktivt til å justere innsats. For hver smårute og hvert tre ble det registrert informasjon om relevante miljøparametere.

Resultat fra pilotovervåking av eik

Datasettet inneholder 420 stykk 500 x 500 m-ruter, fordelt på 36 ja-ruter og 384 nei-ruter. Av nei-rutene ble 25 % (totalt 96) validert felt, og de feltvaliderte nei-rutene er antatt å være representativ for de 75 % nei-rutene som ikke ble feltvalidert. I alt inneholder datasettet 685 trær funnet i 152 ruter, dvs. 36 % av alle rutene hadde eik. Hule eiker ble funnet i 89 % av ja-rutene og 31 % av nei-rutene.

Fordi eiketrærne som er registrert i én overvåkingslokalitet (rute) ikke kan sies å være uavhengige observasjoner, har vi brukt gjennomsnittsverdi pr. lokalitet som enhet og regnet på hvor mange lokaliteter (dvs. ruter á 500 x 500 m) som er nødvendig for å oppdage endringer.

Gjennomsnittlig antall trær (\pm standardavvik, sd) pr. lokalitet: $1,63 \pm 3,60$ (variasjonsbredde: 0–35). Fordi variabelen er skjevfordelt, er variabelen log-transformert i analysene (snitt \pm sd: $0,529 \pm 0,806$).

Tilstandsvariabelen gjenvoksing (rangert kategorisk variabel): 0 = ingen gjenvoksing, 1 = gjenvoksing med busker og småtrær, 2 = gjenvoksing med trær i tilnærmet samme høyde. Gjennomsnitt (\pm sd) pr. overvåkingslokalitet: $1,5 \pm 0,6$

Tilstandsvariabelen omkrets (kontinuerlig variabel), gjennomsnitt (\pm sd) pr. overvåkingslokalitet: $207,2 \pm 67,6$ cm.

For å finne ut hvordan vi skulle velge overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet på en mest mulig representativ måte, var det nødvendig å avklare flere faktorer:

1. **Utvalgsmetoder:** Skulle vi gjøre et sannsynlighetsbasert utvalg eller et arealrepresentativt (tilfeldig) utvalg? Ønsket vi å oversample ruter med høy sannsynlighet for forekomst, for å sikre at et minimum av feltkapasiteten faktisk ble brukt i ruter der man ville finne eik? En logisk mulighet var da å stratifisere smårutene i ja- og nei-ruter for forekomst av eik på grunnlag av Utvalgt naturtype, «eikevaskete» naturtyper, MiS etc., slik vi hadde gjort i pilotstudiet. Men hvordan skulle andelen ja- og nei-ruter til feltvalidering fordeles?
2. **Omfang:** Hvor mange ruter skulle velges ut som overvåkingsruter? Her tok vi utgangspunkt i en analyse av hvilket antall som var påkrevet for å oppdage en gitt endring med en viss sannsynlighet (power-analyser).

2.2.1 Simulering av utvalgsmetoder

Hensikten med overvåking av naturtyper er å følge med på ulike variabler som beskriver ulike egenskaper ved naturtypen (jfr. overvåkingsformål for eik, kap. 1.1). Her vurderes variabler som måles og estimeres på to nivåer:

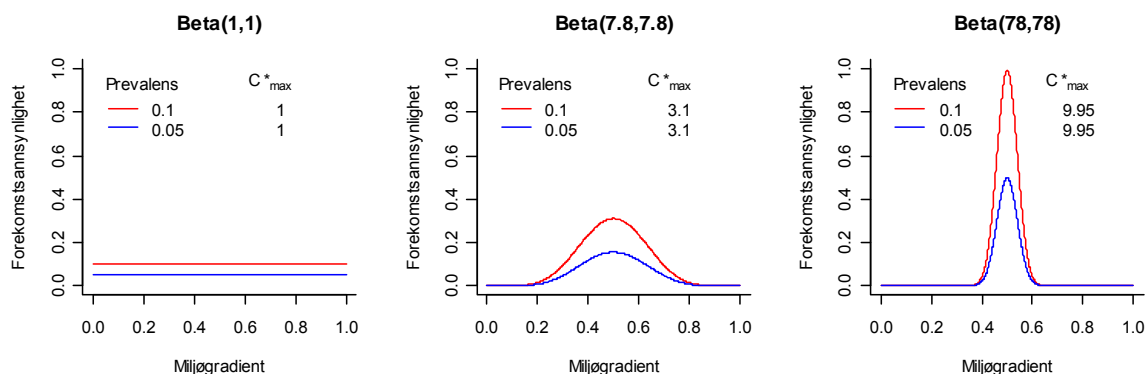
1. **Prevalens** (gjennomsnittlig forekomstsannsynlighet) og mengde (antall, areal) av naturtypen.
2. **Variabler av ulike typer** (kontinuerlig, tellevariabler, forekomstvariabler) målt i naturtypen.

For å kunne måle variabler på nivå 2 er man avhengig av å finne et tilstrekkelig antall forekomster av naturtypen. Dette kan være vanskelig å oppnå ved rent tilfeldige (arealrepresentative) utvalg for sjeldne fenomener, men kan oppnås ved å stratifisere på arealtyper (arealtype-representative utvalg), ved å foreta sannsynlighetsbaserte utvalg, eller ved selektiv datainnsamling. Nøstet utvalg, slik det ble gjort i pilotstudiene (se **Boks 2**) er også et alternativ.

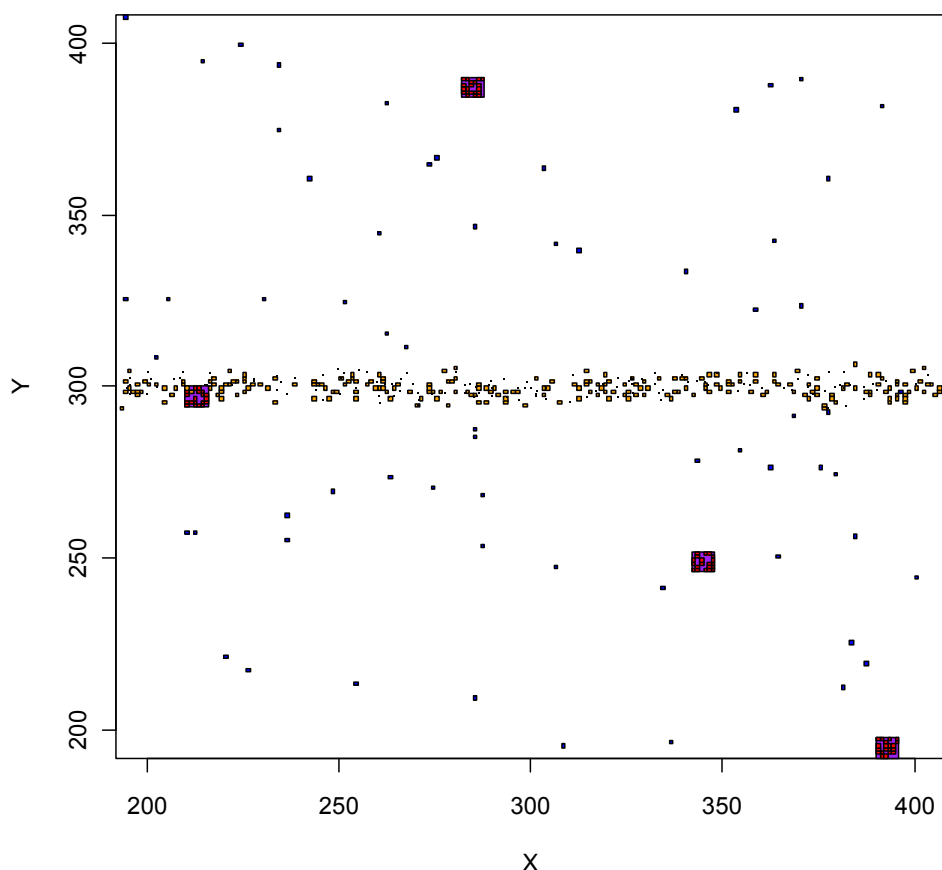
Nytten av ulike utvalgstyper er blant annet avhengig av naturtypenes prevalens og predikerbarhet (Halvorsen & Heegard 2011). Med prevalens menes gjennomsnittlig sannsynlighet for at naturtypen forekommer i en gridcelle innenfor utbredelsesområdet. Med predikerbarhet menes den maksimale sannsynligheten for at naturtypen forekommer i en gridcelle. Predikerbarheten kan variere mellom prevalensen og 1 for ulike fordelinger av forekomstsannsynlighet langs miljøgradienter (**Figur 2**). Dette gir muligheter til overrepresentasjon av forekomster ved å konsentrere innsamling til områder med høy (og kjent) sannsynlighet for forekomst. Maksimal overrepresentasjon, C^*_{\max} , er gitt ved forholdet mellom maksimal forekomstsannsynlighet (predikerbarhet; toppen på kurven) og gjennomsnittlig forekomstsannsynlighet (prevalens). Ved en gitt prevalens kan predikerbarheten bare økes ved at forekomstsannsynligheten økes langs deler av miljøgradienten og samtidig reduseres langs andre deler av miljøgradienten.

Ved hvilke nivåer av prevalens og predikerbarhet av naturtyper bør man bruke ulike utvalgsmetoder? Halvorsen & Heegaard (2011) anbefaler sannsynlighetsbasert utvalg for lav prevalens (< ca. 0,1) og middels-høy predikerbarhet (> ca. 0,05), men grensene mot arealrepresentativt (tilfeldig) utvalg er svært avhengige av utvalgsstørrelse, hvilke typer variabler som skal overvåkes og krav til presisjon (Skarpaas m. fl. manuskript).

Hovedhensikten med simuleringene vi rapporterer her, er å undersøke presisjon for ulike utvalgsdesign og utvalgsstørrelser for eik, og vurdere nytteverdien av ulike utvalg for variabler på nivå 1 og 2 (ovenfor). Vi undersøkte tre typer utvalgsdesign (tilfeldig, nøstet og sannsynlighetsbasert) ved nivåer av prevalens og predikerbarhet tilsvarende eikesystemet (prevalens 0,1, predikerbarhet 1). Betafordelingen ble brukt til å simulere symmetriske sannsynlighetsfordelinger for forekomst av naturtypen i henhold til angitt prevalens og predikerbarhet (**Figur 2**).



Figur 2. Tre eksempler på fordelinger av forekomstsannsynligheter for en naturtype langs en miljøgradient, modellert med tre symmetriske betafordeler med ulike parameterverdier. Ved perfekt kunnskap om sannsynlighetsfordelingene er maksimal overrepresentasjon i et sannsynlighetsbasert utvalg, C^*_{max} , gitt ved forholdet mellom maksimal forekomstsannsynlighet (toppen på kurven) og gjennomsnittlig forekomstsannsynlighet (prevalens).



Figur 3. Utsnitt av fordelingsmønster for en naturtype (punkter) med prevalens 0,001 og predikterbarhet 0,1, og utvalg av gridceller ved ulike utvalgsmetoder: tilfeldig (blå småruter), nøstet (lilla størruter og røde småruter) og sannsynlighetsbasert (oransje småruter).

Med utgangspunkt i disse fordelingene ble det simulert 200 utbredelsesmønstre for naturtypen, hvor miljøgradienten med den angitte sannsynlighetsfordelingen ble lagt sør-nord (y-akse) og fordelingen vest-øst (x-akse) var uniform (dvs. med lik sannsynlighet for forekomst for alle ver-

dier av x). Et utsnitt av et slikt utbredelsesmønster, samt de tre utvalgsmetodene, er vist i **Figur 3**.

Simuleringsstudien dekker et område på 90 000 km², som gir 360 000 småruter á 500 x 500 m, fordelt på 10 000 storruiter á 3 x 3 km. For hver forekomst av naturtypen (hvert eiketre) simulerte vi tre variabler på nivå 2: en kontinuerlig variabel, en tellevariabel og en forekomstvariabel (f.eks. omkrets, antall billearter, forekomst av hulhet). For hvert utvalg ble de fem variablene (prevalens, antall, kontinuerlig variabel, tellevariabel og forekomstvariabel) estimert med et vanlig gjennomsnitt for tilfeldig og nøstet utvalg, og med Horvitz-Thompson estimatoren for sannsynlighetsbasert utvalg (Halvorsen & Heegaard 2011, likning 30 for prevalens og antall, og likning 32 for kontinuerlig variabel, tellevariabel og forekomstvariabel). Simuleringene ble gjentatt for en rekke utvalgsstørrelser fra n=20 til n=600.

Simuleringene viser at sannsynlighetsbasert utvalg ofte gir flere forekomster i utvalget, og dermed bedre muligheter til å estimere egenskaper ved naturtypen. For naturtyper med prevalens som hul eik er det imidlertid relativt lite å vinne på sannsynlighetsbasert utvalg i forhold til tilfeldig utvalg (**Figur 4**). Nøstet utvalg gir mindre presise estimater, særlig for små utvalgsstørrelser. En betydelig kostnadsgevinst (i form av kortere reisevei, mindre kontorarbeid i forkant) må til for at et nøstet utvalg skal lønne seg fremfor tilfeldig utvalg.

2.2.2 Stratifisering i antatt forekomst/fravær av eik (ja-/nei-ruter)

Selv om sannsynlighetsbasert utvalg (basert på prediksjonsmodeller for forekomst) trolig ikke vil gi noen stor gevinst sammenlignet med et arealrepresentativt utvalg for eik, kan kunnskap om mulighet for forekomst bidra til å raffinere utvalgsmetoden og redusere kostnader med feltvalidering.

I pilotdatasettet ble småruter derfor stratifisert i ja- og nei-ruter for antatt forekomst av eik på grunnlag av MiS, naturtyper etc. (se **Boks 2** samt Sverdrup-Thygeson et al. 2011). Av de 420 smårutene i pilotdatasettet ble alle 36 ja-ruter og 96 (av 384) nei-ruter feltvalidert. Ja-rutene utgjør ca. 8,6 %, nei-rutene ca. 91,4 %. I alt 89 % av ja-rutene har trær, mens 31 % av nei-rutene har trær (**Tabell 1**).

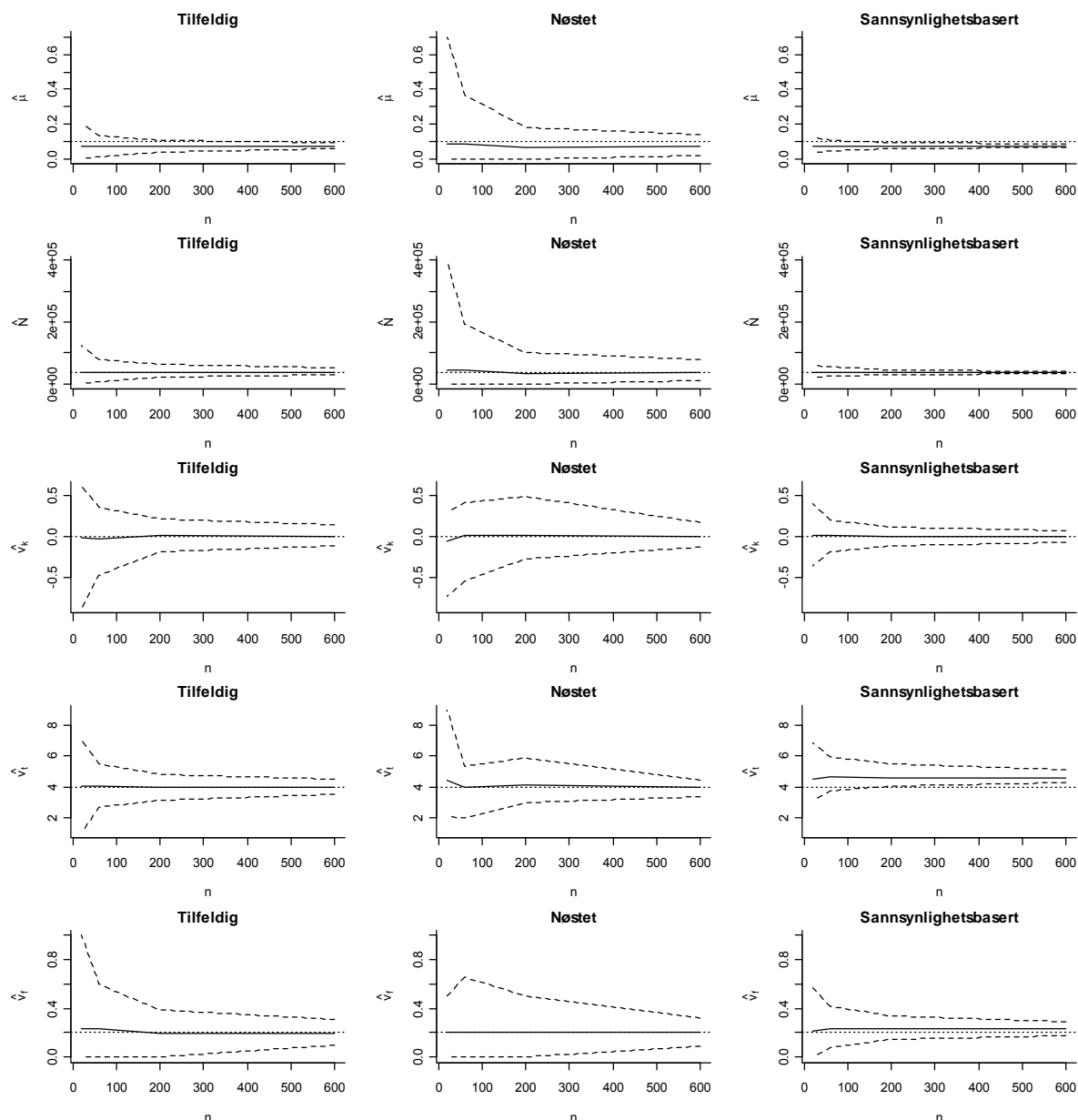
Tabell 1. Forekomst av hul eik i pilotdatasettet fra 2010 og 2011.

Forekomst av hul eik i ruten	Ja-ruter	Nei-ruter feltbefart	Nei-ruter totalt
0	4 (11 %)	66 (69 %)	264 (estimert)
1	32 (89 %)	30 (31 %)	120 (estimert)
Sum	36	96	384

Vi antar her at dette utvalget representerer "virkeligheten" og bruker dette datasettet for å forsøke å avklare hvordan et stratifisert utvalg bør gjøres for å gi minst mulig skjevhet og størst mulig presisjon i estimater av tre viktige variabler: antall trær, gjenvoksing og omkrets.

Konkret vurderes følgende spørsmål:

1. Hvordan velge ja- og nei-ruter til feltvalidering:
 - a. trekke fast totalt antall (dvs. tilfeldig utvalg), validere alle ja-rutene, men bare en andel av nei-rutene?
 - b. trekke fast antall ja-ruter og fast antall nei-ruter som alle valideres (dvs. tilfeldig utvalg innen for strataene ja- og nei-ruter)?
2. Hvor mange (hvor stor andel) nei-ruter må feltvalideres for å sikre høy presisjon og lav skjevhet i estimatene?



Figur 4. Estimer av fem variabler med økende samplingstørrelse (n) for ulike utvalgsmetoder (tilfeldig, nøstet og sannsynlighetsbasert) ved prevalens og predikerbarhet. I hver figur vises den sanne verdien (prikket linje), samt gjennomsnittlig estimat (heltrukken linje) og 95 % kvantiler (stiplet linje) fra 200 simuleringer. Fra topp til bunn: prevalens av naturtypen, antall av naturtypen, kontinuerlig variabel målt i naturtypen, tellevariabel målt i naturtypen og forekomstvariabel målt i naturtypen.

Vi undersøkte dette ved resampling av pilot-datasettet. For 5000 gjentak med ulike strategier måler vi relativt bias (skjevhet) = (gjennomsnittlig estimat – sann verdi)/(sann verdi) og variasjon CV = (SD estimat)/(gjennomsnittlig estimat). Presisjonen øker når CV går ned.

Strategi a. Velge et fast totalt antall ruter og feltvalidere en andel av nei-rutene

Strategien ble vurdert for ulike utvalgsstørrelser fra 200 til 1200 ruter og ulik andel nei-ruter som feltvalideres fra 0 (ingen) til 1 (alle).

Å utelate nei-ruter totalt gir skjevheter (bias) i estimatene: antall trær og omkrets underestimeres, mens gjenvoksing overestimeres (**Figur 5**, venstre kolonne). Disse skjevhetene forsvinner om man bare inkluderer en liten andel nei-ruter.

Variasjonen i estimatene avtar – dvs. at presisjonen øker – med utvalgsstørrelsen og med antall nei-ruter som feltvalideres (**Figur 5**, høyre kolonne). Tettheten av linjene for store utvalgsstørrelser antyder at det er avtagende gevinst i å øke utvalgsstørrelsen: det er større økning i presisjon (reduksjon av CV) når utvalgsstørrelsen økes fra 200 til 600 enn når den økes fra 600 til 1200 (dette vises av de vertikale avstandene mellom de fargede linjene). Tilsvarende er det for et gitt antall ruter mest å vinne i presisjon på å feltvalidere opp til halvparten av nei-rutene.

For estimer av antall trær kan vi oppnå omtrent samme presisjon ved å ta et utvalg på 1000 ruter og feltvalidere 10 % av nei-rutene som ved å velge ut 200 ruter og feltvalidere alle (den blå kurven for et utvalg på 1000 krysser den stiplede horisontale linjen for minimal CV for 200 ruter ved en nei-rute-andel på ca. 0,1). Disse to strategiene gir omtrent det samme antallet ruter å feltvalidere (ca. 200), men ulikt antall ja-ruter og nei-ruter: den første strategien gir ca. 86 ja-ruter og 91 nei-ruter å feltvalidere, mens den andre strategien gir ca. 17 ja-ruter og 183 nei-ruter.

Tilsvarende kan man oppnå samme presisjon for gjenvoksing og omkrets ved å trekke ca. 800 ruter og feltvalidere 20 % av nei-rutene (dvs. ca. 69 ja-ruter og 146 nei-ruter) som ved å trekke 200 ruter og feltvalidere alle.

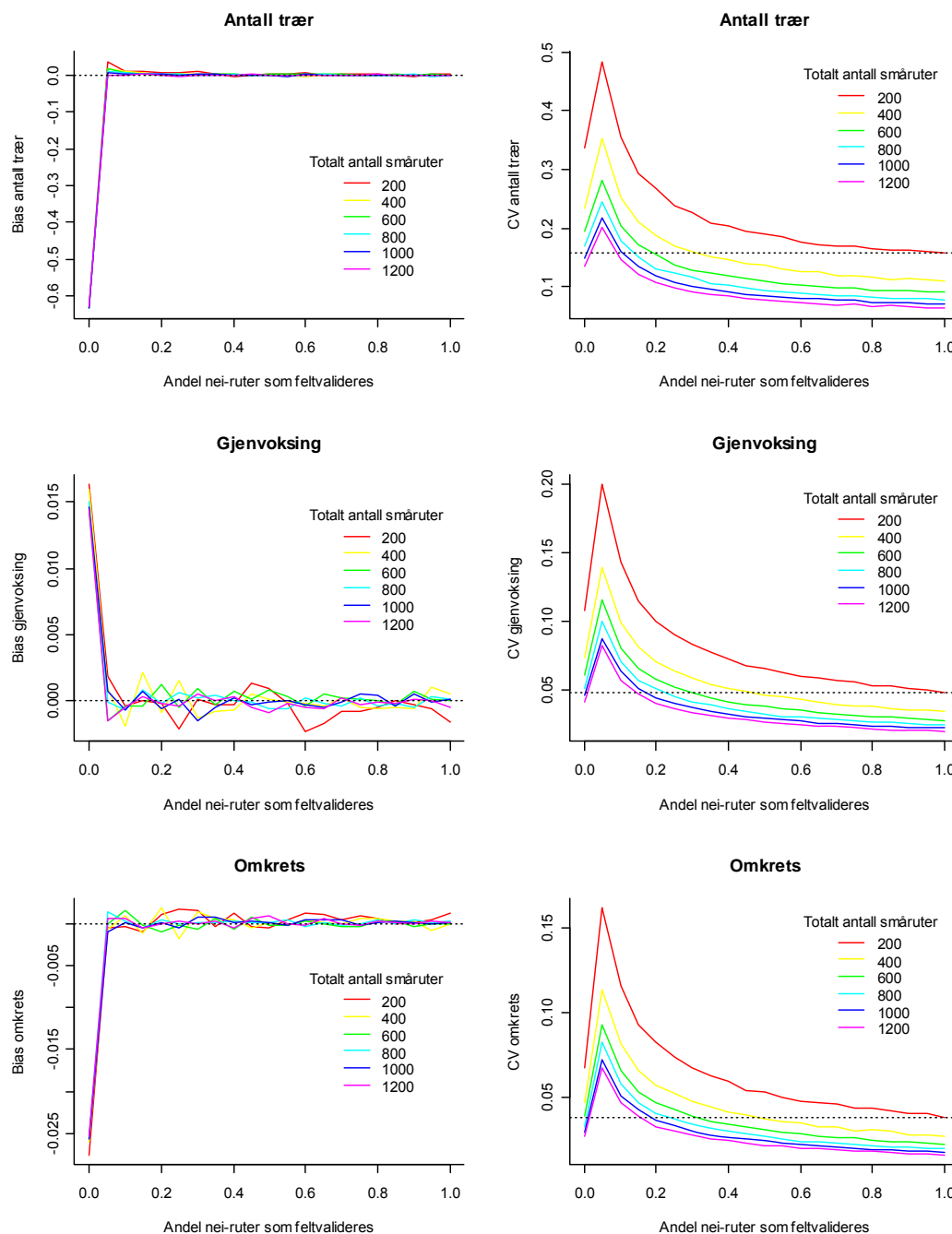
Strategi b. Velge et fast antall ruter fra hvert stratum som feltvalideres

Forholdet mellom ja- og nei-ruter kan gjøres mer eksplisitt enn i strategi a ved å velge et fast antall ruter fra hvert stratum.

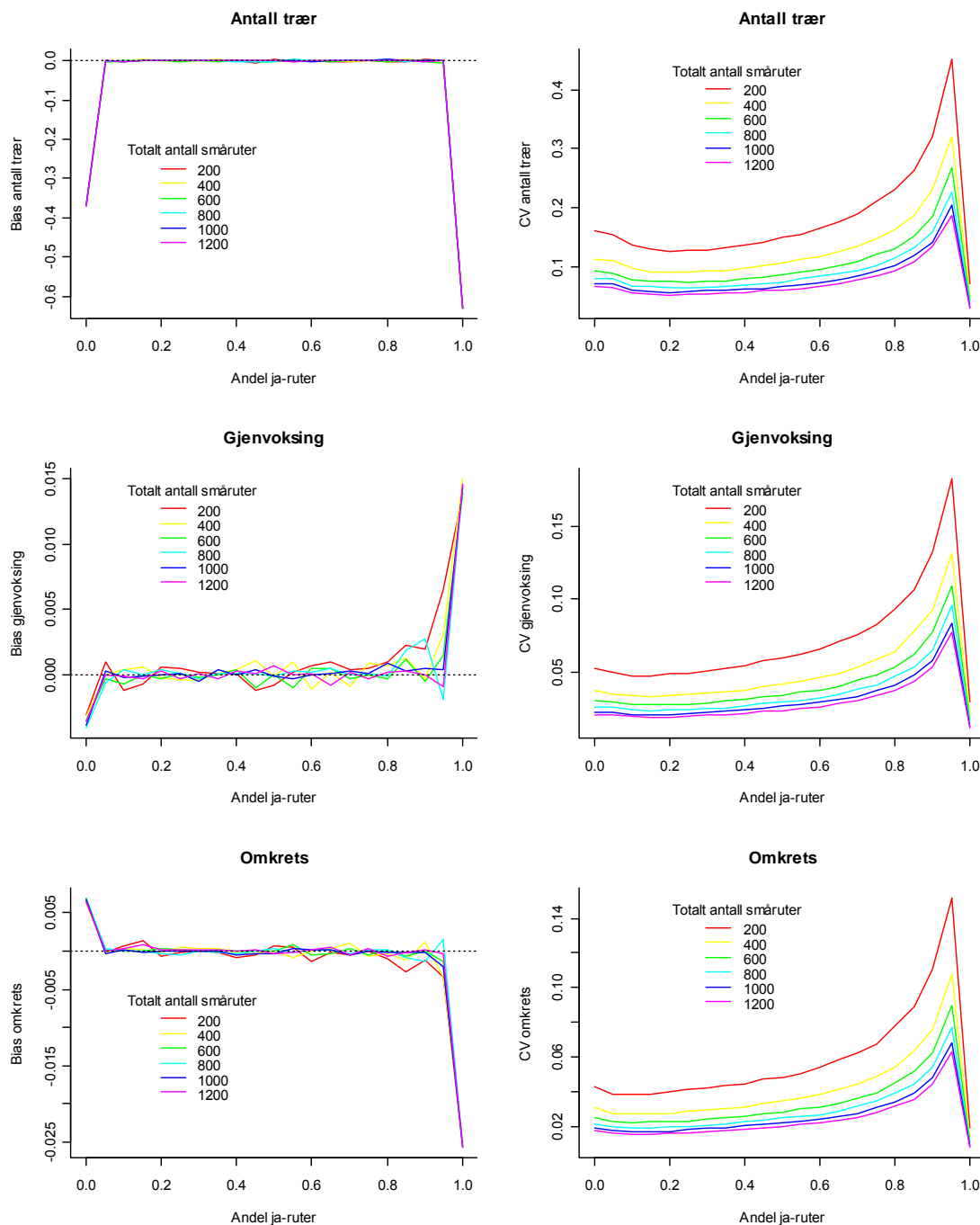
For denne strategien blir det skjevheter i estimatene om utvalget består av kun ja-ruter eller kun nei-ruter, men som for strategi a, forsvinner disse skjevhetene også når kun en liten andel av rutene i hvert stratum inkluderes (**Figur 6**).

Presisjonen i estimatene øker med total utvalgsstørrelse og med en viss overrepresentasjon av ja-ruter (**Figur 6**). Ca. 10–20 % ja-ruter ser ut til å være optimalt, mot 8.6 % i pilotdatasettet. Om andelen ja-ruter økes mer, øker usikkerheten i estimatene både for antall trær og for tilstandsvariablene (bortsett fra når utvalget består kun av ja-ruter, men da er estimatene skjeve). Dette tyder på at det er en del informasjon i nei-rutene, både for antall og tilstand, som vi går glipp av ved sterk overrepresentasjon av ja-ruter.

Pilotdatasettet representerer kjerneområdet for eik bedre enn periferien. Det kan derfor tenkes at pilotdatasettet inneholder et for lite antall nei-ruter, og at det er for mange av nei-rutene i pilotdatasettet som har forekomst av eik, sammenlignet med et representativt utvalg fra hele definisjonsområdet. Hvilke konsekvenser har det for stratifiseringsmetoden? Dersom vi øker frekvensen av nei-ruter i definisjonsområdet til ca. 99 % (dupliserer alle nei-ruter i pilotdatasettet 10 ganger), vinner vi ikke lenger noe på å overrepresentere ja-rutene i utvalget: presisjonen avtar (CV øker) med andel ja-ruter i utvalget. Men dersom vi i tillegg reduserer frekvensen av nei-ruter med trær til 10 % av det i pilotdatasettet, ser det igjen ut som overrepresentasjon av ja-ruter lønner seg, og at presisjonen for estimer av antall trær, gjenvoksing og omkrets av trær er størst ved 5–20 % ja-ruter.



Figur 5. Relativt bias (avvik fra sann verdi; venstre) og variasjonskoeffesient (CV; høyre) som funksjon av antall nei-ruter som feltvalideres for tre variabler av interesse i eikesystemet (antall trær totalt, grad av gjenvoksing rundt trærne og trærnes omkrets). De fargete kurvene viser resultater for ulike utvalgsstørrelser. I figurene til venstre viser den horisontale stiplede linjen sann verdi for variabelen som estimeres, og i figurene til høyre antyder den stiplede linjen minimal CV (maksimal presisjon) for et utvalg på 200 ruter (dette oppnås alltid ved feltvalidering av alle nei-rutene).



Figur 6. Relativt bias (avvik fra sann verdi; venstre) og variasjonskoeffisient (CV; høyre) som funksjon av andel ja-ruter for tre variabler av interesse i eikesystemet (antall trær totalt, grad av gjenvoksing rundt trærne og trærnes omkrets). De fargete kurvene viser resultater for ulike utvalgsstørrelser.

Konklusjon

For variablene vi har undersøkt her (antall trær, omkrets, gjengroing), er det ikke stor forskjell på et tilfeldig utvalg og utvalg med overrepresentasjon av ja-ruter. Resultatene viser at det er viktig å få inn informasjon fra et betydelig antall nei-ruter, som huser en god del eik, fordi de utgjør en stor andel av arealet, men det ser ut til at en svak overrepresentasjon av ja-ruter kan

være nyttig (det var 8,6 % ja-ruter i pilotdatasettet, mens opp mot 20 % i utvalget ser ut til å være gunstig; **Figur 6**). Overrepresentasjon av ja-ruter vil trolig være enda nyttigere dersom man skulle ønske å fange opp egenskaper som bare forekommer på en mindre andel av trærne (sjeldne arter etc.), men må avveies mot kostnadene ved å forhåndssortere rutene etter antatt forekomst/fravær av eik (ja- og nei-ruter). Strategi a og b er to måter å oppnå det samme på, og de gir like resultater for samme antall ruter som feltvalideres. Strategi b er mer oversiktlig og gir et forutsigbart antall ja- og nei-ruter. For realistiske utvalgsstørrelser vil strategi b med 20 % ja-ruter sikre forekomst i tilstrekkelig antall ruter til at vi kan få gode estimater på indikatorvariabler knyttet til tilstand.

2.2.3 Antall overvåkingsruter som er påkrevet for å oppdage en gitt endring

Hensikten med denne øvelsen er å finne ut hvor stor utvalgsstørrelse (dvs. hvor mange overvåkingslokaliteter) man bør ha i et overvåkingsopplegg for å kunne oppdage en gitt endring i antall eik eller andre tilstandsvariabler. Man kan tenke seg at antallet eik kan endres over tid på ulike måter, f.eks. ved at alle overvåkingslokaliteter opplever en lik, prosentvis nedgang i antall eik, eller ved at ulik grad av påvirkning gjør at alle eiker forsvinner i noen overvåkingslokaliteter, mens i andre skjer det ingen endring.

I statistiske analyser snakker man om Type I- og Type II-feil. Type I-feil er å forkaste en sann nullhypotese, mens Type II-feil er å beholde en usann nullhypotese (**Boks 3**).

Sannsynligheten for å begå Type I-feil regulerer man ved å sette et α -nivå (det er vanlig å operere med $\alpha = 0,05$), dvs. at sannsynligheten for å forkaste en nullhypotese som er sann er 5 %. Sannsynligheten for å begå Type II-feil (β) avhenger av:

- α – jo lavere α er, jo høyere er β .
- effektstørrelsen – den faktiske forskjellen man ønsker å oppdage, f.eks. endring i antall eik. Jo mindre effektstørrelse, jo lavere sannsynlighet for å oppdage den.
- iboende variabilitet i variabelen som måles – jo større variabilitet, jo høyere er β .
- utvalgsstørrelse – sannsynligheten for å beholde en usann nullhypotese avtar med økende utvalgsstørrelse.

Boks 3. Teststyrke

Nullhypotesen (H_0): Det har ikke skjedd en endring i antall eik fra t til $t + 1$.

Den alternative hypotesen (H_1): Antall eik er lavere ved $t + 1$ enn ved t .

Nullhypotesen H_0 er		
Utfall	Sann	Usann
Forkaste H_0	Type I-feil, sannsynlighet α	Korrekt konklusjon
Beholde H_0	Korrekt konklusjon	Type II-feil, sannsynlighet β

Teststyrke er sannsynligheten for å forkaste en usann H_0 og er $1 - \beta$.

Teststyrke er sannsynligheten for å forkaste en usann nullhypotese, f.eks. å konkludere med at det *har* skjedd en endring i antall eik fra tid 1 til tid 2 når en slik endring faktisk har funnet sted. Det er vanlig å operere med en teststyrke på 0,80, dvs. at sannsynligheten for å beholde en nullhypotese som er usann er 20 % (Crawley 2003).

Vi har beregnet teststyrke for utvalgte tilstandsvariabler for overvåking av hule eiker, med funksjonen `power.t.test` i R. Tilstandsvariablene vi har brukt er:

- antall eik (gjennomsnitt per rute, log-transformert)
- grad av gjenvoksing (ordinal variabel; 0, 1, 2)
- treomkrets (kontinuerlig variabel)

Datasettet vi har brukt i beregningene er det som er samlet inn i pilotovervåkingen (**Boks 2**). Fordi andelen ja-ruter i pilotdatasettet er lavere enn det vi foreslår basert på simuleringene i kap. 2.2.2, tok vi gjentatte utvalg (resamplet) fra datasettet 2000 ganger (Manly 1997), med 20 % ja- og 80 % nei-ruter i hvert av de gjentatte utvalgene av datasettet, beregnet gjennomsnitt og 95 % konfidensintervall.

Eikeovervåkingen kan enten knyttes til et sett med faste overvåkingslokaliteter (500 x 500 m-ruter), som oppsøkes med jevne mellomrom, eller man kan for hvert omløp trekke et nytt sett overvåkingslokaliteter. Vi har beregnet hvor mange lokaliteter som er nødvendig for å kunne oppdage endringer av en gitt størrelse for begge disse alternativene.

For å beregne teststyrke må tre argumenter angis: utvalgsstørrelse (antall lokaliteter), effektstørrelse (den endringen vi ønsker å oppdage) og standardavvik (variabiliteten i variabelen). Alternativt kan man, for en gitt utvalgsstørrelse og variabilitet, beregne hvor stor endring man kan oppdage, dersom teststyrken er satt til 80 %.

For å beregne forskjeller i en tilstandsvariabel mellom to tidspunkter ved overvåking i faste overvåkingslokaliteter brukes en parvis t-test, og vi har brukt `type="paired"` i beregningen av teststyrke. For parvise tester skal standardavviket for forskjellen innen par angis. Standardavviket til forskjellen er for korrelerte utvalg avhengig av kovariansen (og dermed korrelasjonen) mellom utvalgene. Vi har ikke tall på den temporære variasjonen i dataene, men har laget scenarier der vi varierer standardavviket ved tid 2 (i forhold til ved tid 1) og kovariansen mellom tid 1 og tid 2. Fire ulike scenarier er brukt:

1. liten temporær variasjon, høy korrelasjon
2. liten temporær variasjon, lav korrelasjon
3. høy temporær variasjon, høy korrelasjon
4. høy temporær variasjon, lav korrelasjon

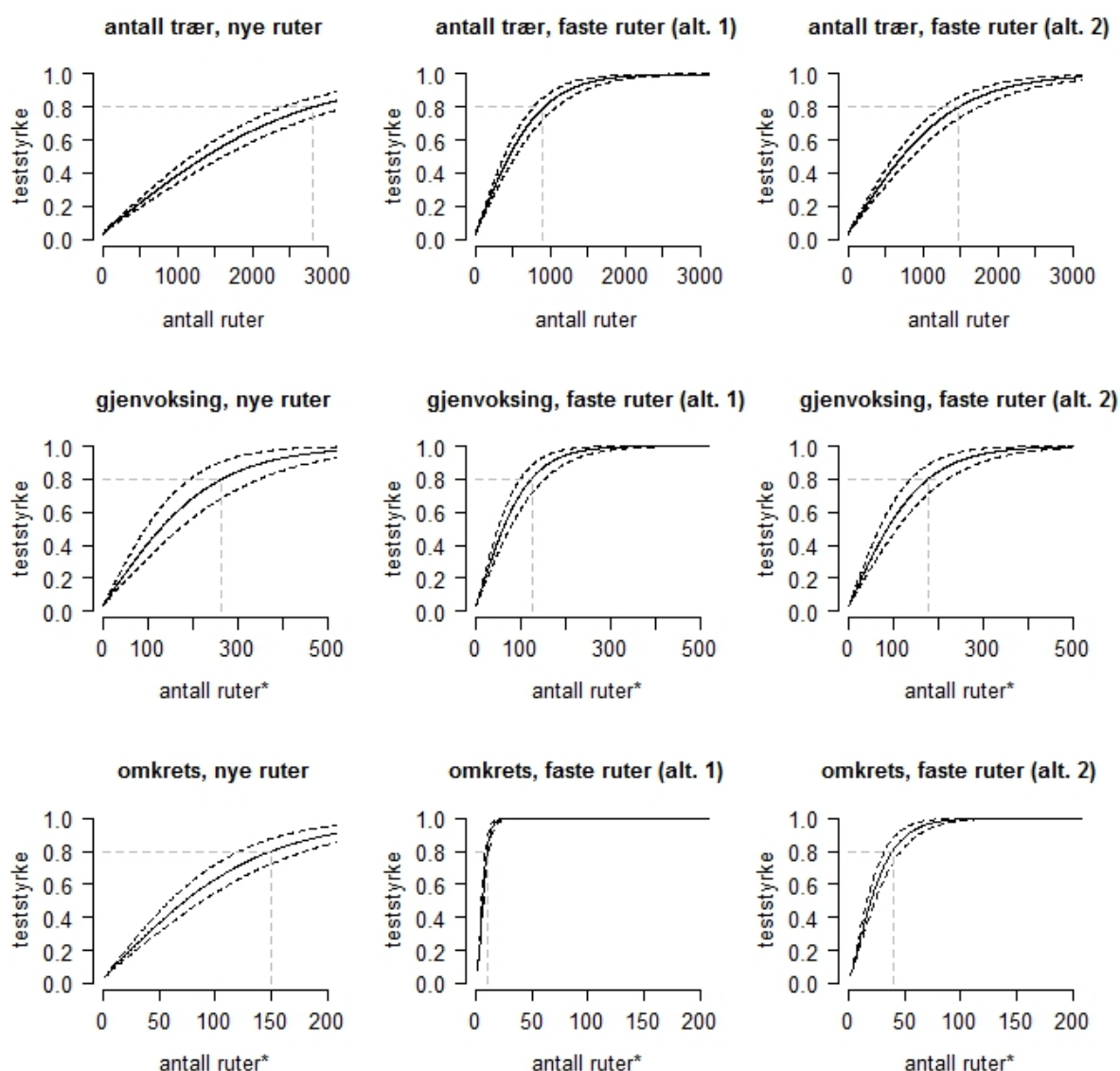
Alternativene 1 og 2 representerer ytterpunktene i de beregningene som er gjort, og resultatene presenteres for disse alternativene.

For å beregne forskjeller i en tilstandsvariabel mellom to tidspunkter ved overvåking i nye flater i hvert omdrev har vi brukt `type="two.sample"`. Her angis bare variansen for utvalget ved tid 1.

Resultater

I et overvåkingsopplegg med faste overvåkingslokaliteter trengs færre lokaliteter for å oppdage endringer i antall eik, gjengroingsgrad og størrelse på eikene, enn i et overvåkingsopplegg der nye lokaliteter trekkes for hvert omløp (**Figur 7**). Det er stor iboende variabilitet i dataene, med mange ruter uten eiketrær og noen ruter med mange eiketrær. Med et overvåkingsopplegg med 1000 faste overvåkingslokaliteter vil man kunne oppdage en relativ nedgang på 10 % (log-skala) i antall trær, men bare når samvariasjonen mellom tid 1 og tid 2 er høy, dvs. når det skjer en relativt lik, prosentvis nedgang på alle overvåkingslokalitetene. Når samvariasjonen mellom tid 1 og tid 2 er lav, f.eks. ved at alle trær i en gitt, trerik overvåkingslokalitet forsvinner, må den relative endringen være omtrent dobbelt så stor for å oppdages. En overvåking med 500 faste ruter vil kunne oppdage relative endringer i størrelsesorden 20 %.

Det er viktig å merke seg at for gjenvoksing og omkrets er utvalgsstørrelsen som trengs for å oppdage en 10 % endring, antall lokaliteter med eiketrær. Gitt 500 ruter må altså minimum halvparten av rutene ha eiketrær i et overvåkingsopplegg med nye ruter i hvert omløp for å oppdage endringer i gjenvoksing, mens 20–40 % av rutene må ha det i et opplegg med faste ruter. Tilsvarende tall for endringer i omkrets er 30 % for nye ruter og 2–10 % for faste ruter. Dette er et argument for å benytte faste ruter.



Figur 7. Teststyrke (sannsynlighet for å forkaste en usann nullhypotese) som funksjon av utvalgsstørrelse (antall ruter) for en 10 % endring i antall eik (log-transformert), gjenvoksing og treomkrets for to overvåkingsopplegg; nye overvåkingslokaliteter for hvert omdrev (nye ruter) og faste overvåkingslokaliteter (faste ruter). Heltrukne linjer viser gjennomsnitt og stiplede linjer 95 % konfidensintervall, mens den stiplede linjen fra teststyrke = 0,8 viser antallet ruter som trengs for å oppdage en endring med teststyrke 80 %. For faste overvåkingsruter er to scenarier presentert; 1. liten temporær variasjon i varians, men høy korrelasjon mellom tid 1 og 2, og 2. liten temporær variasjon i varians, men lav korrelasjon mellom tid 1 og tid 2. * antall ruter for variablene gjenvoksing og omkrets er antall ruter med eiketrær.

Konklusjon

Bruk av faste overvåkingslokaliteter i hvert omløp reduserer drastisk antallet lokaliteter som er nødvendig for å oppdage endringer i antall og tilstand til eiketrærne som skal overvåkes. Beregningene våre viser også at med stor variabilitet i dataene, må antallet overvåkingslokaliteter, også faste, økes for å gi grunnlag for å oppdage små endringer (jf. f.eks. Pollock 2006). Endringene i antallet eik som først og fremst skyldes lokal påvirkning, med utradering av alle

trær på enkelte lokaliteter, vil være vanskeligere å oppdage med et gitt antall overvåkingslokaliteter enn endringer som skjer jevnt fordelt utover alle overvåkingslokalitetene.

I pilotdatasettet forekom eik i 89 % i ja-rutene og 31 % av nei-rutene (**Boks 2**). Fordi pilotdatasettet er samlet i et område hvor forekomstfrekvens av eik er høyere enn i resten av definisjonsområdet, kan vi muligens forvente noe lavere forekomstfrekvens i et tilfeldig utvalg. Resultatene antyder at 500 faste overvåkingslokaliteter vil gi grunnlag for å kunne oppdage en relativ endring i størrelsesorden 20 % i antallet eik. Med 500 ruter, fordelt på 20 % ja-ruter og 80 % nei-ruter, vil forekomstfrekvensen av eiker med all sannsynlighet være høy nok til å kunne oppdage relativt små endringer både i størrelsen og gjenvoksingstilstanden til eiketrærne.

2.2.4 Utvelgelse av overvåkingsruter

Selve utvalget av ruter som skal befares i felt, er valgt ut på følgende måte: Vi laget et komplett nett av 500 x 500 m ruter innenfor definisjonsområdet til hul eik. Dette er så sortert i to strata, avhengig av om det er antatt forekomst eller antatt fravær av eik (enkelt kalt ja-ruter og nei-ruter). Vi hadde 3300 ruter som hadde eikesannsynlighet > 0 ; de aller fleste av disse, 2526, var ruter som hadde registreringer av hule lauvtrær av ulike treslag i MiS).

Vi har valgt å spre feltbefaringen av totalt 500 ruter over fem år (ett omløp). Det er imidlertid viktig at lokalitetene som skal overvåkes i hver periode av et omløp, velges ut slik at det ikke oppstår systematisk samvariasjon i indikatorens verdi i tid og rom (Framstad 2013). Derfor har vi valgt å undersøke et tilfeldig underutvalg av 20 ja-ruter og 80 nei-ruter fra disse strataene per år (**Figur 8**), totalt 500 ruter.

Alle uttrukne overvåkingsruter ble så undersøkt på flyfoto. Ruter der det åpenbart ikke var mulighet for forekomst av hule eiker (eks. treløse områder) ble ikke prioritert for feltvalidering, slik at antallet ruter befart hvert år er noe lavere enn 100. Alle andre ruter befares i felt.

2.3 Operativ overvåking

2.3.1 Observasjonsfrekvens

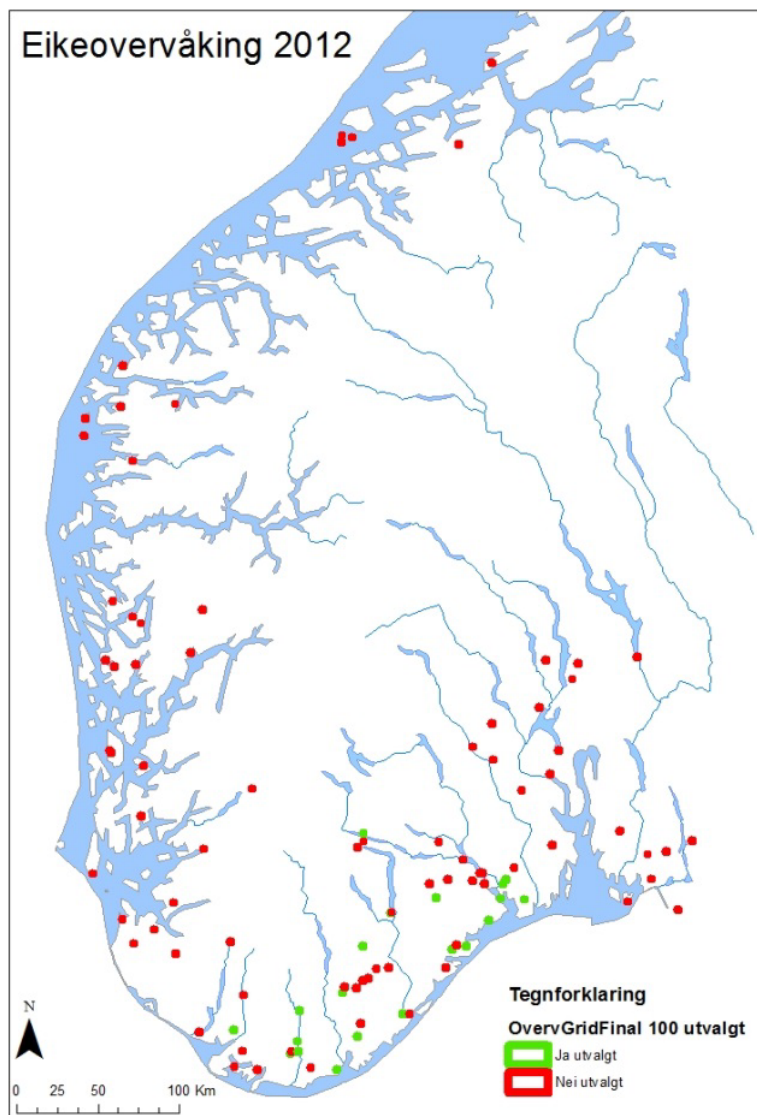
Metoden beskriver et omløp på 5 år for første runde i overvåkingen. Nye hule eiker oppstår svært langsomt, mens frafall av og gjengroing rundt eksisterende hule eiker finner sted på en annen og kortere tidsskala. Det kan derfor være relevant med en differensiert observasjonsfrekvens, der ruter *med* funn av eik følges opp hyppigere enn ruter *uten* funn av hul eik. Dette forutsetter at alle eksisterende hule eiker per rute er funnet i første omløp (dvs. ingen observasjonsfeil). En nærmere vurdering av observasjonsfrekvens gjøres når første omløp er gjennomført.

2.3.2 Registreringsmetoder for indikatorvariabler/Feltprotokoll

Før en overvåkingsrute oppsøkes i felt, undersøkes kart og flyfoto for å legge opp et transekt som skal dekke alle deler der det kan forekomme hul eik. Datainnsamlingen skjer på to nivå: rutenivå (alle feltbefarte ruter) og trenivå (ved funn av hul eik).

Alle eiketrær skal registreres på eget treskjema dersom de enten

- har en diameter på minst 63 cm = omkrets på minst 200 cm eller
- er synlig hule og har en diameter på minst 30 cm = omkrets på minst 95 cm.



Figur 8. Eksempel på kart fra omløpsåret 2012, som viser fordelingen av utvalgte ja- og nei-ruter som er trukket ut for feltvalidering det året.

Dette tilsvarer kravene i forskrift om hule eiker som utvalgt naturtype (se **Tabell 2 og 3** for variabler som registreres). Enkelte av variablene er tatt med for å tilfredsstille behovet for datainput til Naturbase, jf. notat fra DN 2011, se

http://dnweb12.miljodirektoratet.no/nb_kvalitetssikring/bm_kvalitetssikring/Dokument/Registrering%20av%20eik%20og%20andre%20store%20tr%C3%A6r.pdf.

Som støtte for enkelte av vurderingene i felt, som måling av omkrets på trær i skråning, estimat av vitalitet mm., har vi brukt Bilag 1 «Metodbeskrivning: Inventering av skyddsvårda träd» fra notatet «Inventering av skyddsvårda träd i kulturlandskapet», se

http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljoovervakning/Handledning/Metoder/Undersokningstyper/landskap/skyddsvarda_trad.pdf

Tabell 2. Variabler som registreres på rutenivå.

Variabel	Forklaring
Kommune	Kommunenavn
RuteID	Nummerert i hht. liste og kart
Inventeringsdato	dd.mm.åååå
Inventør	Angi alle som har vært med på å fremskaffe primærdata i felten.
Tidsbruk per smårute	I timer
Rekrutteringstrær i ruta: Antall eik med bhd fra 10cm (O=31,4cm) til 40cm (O<125cm)	Angis eksakt fra 1-9, deretter 10-49, 50-99, 100 eller mer
Rekrutteringstrær i ruta: Antall eik med bhd fra 40cm (O=125cm) til 63 cm (O<200cm)	Angis eksakt fra 1-9, deretter 10-49, 50-99, 100 eller mer
Antall hul eik	Totalt antall registrerte eik i småruta (= antall utfylte treskjema)
Kommentarer	Fritekst

Tabell 3. Variabler som registreres på trenivå.

Variabel	Forklaring
TreID	Lager ID på formen: RuteID_Løpenr
X koordinat	Posisjon i øst-vest retning
Y koordinat	Posisjon i nord-sør retning
Kartprojeksjon	Kartprojeksjon som brukes i angivelse av GPS koordinaten, normalt UTM32 eller UTM33
Nøyaktighet	Avgrensingens nøyaktighet beskrives i 4 kategorier: (1): > 100 m, (2): 50-100 m, (3): 50-20 m, (4): < 20 m
Lokalitetsnavn	Dette skal være offisielle stedsnavn etter vedtatte rettskrivningsnormer, dvs. normalt navn fra kartblad i N50-serien. Ved bruk av navn fra økonomisk kartverk oppgis i tillegg nærmeste stedsnavn på N50-kart. Eventuelt med støttenavn i tillegg (dvs. lokale stedsnavn som ikke står på kart, eller områdenavn).
Verdi	3 valg, følger DN Håndbok 13: A, B el C. <u>Svært viktig (A)</u> : Gammelt tre med velutviklete hulrom, mye vedmuld, stor omkrets, høy alder, grov sprekkebark, kritisk truede (CR) eller sterkt truede (EN) arter, eller andre spesielt verdifulle karaktertrekk. <u>Viktig (B)</u> : Gammelt tre som indikerer lang kontinuitet med indikatorarter/samfunn. Treer er leveområde for sårbare arter (VU), eller det er sannsynlig med slike forekomster. Trær med flere arter i kategorien nær truet (NT). <u>Lokalt viktig (C)</u> : Trær uten lang kontinuitet og uten spesielle indikatorarter /samfunn, men som likevel antas å ha en viss verdi.
Verdibegrunnelse	Angi kort hvilke faktorer som i størst grad bidrar til verdien som er satt. Eventuell usikkerhet i forhold til verdien bør nevnes. Eventuelle utviklingstrekk som støtter verdivalget nevnes.
Inventeringsdato	dd.mm.åååå
Skjøtselsbehov	(1)ingen behov, (2)fristilling, (3)styving/beskjæring, (4)Kronestabilisering/bardunering, (5)annet (bruk kommentarfelt), (6)ikke vurdert/mangler kompetanse
Omkrets	Omkrets måles i brysthøyde (1,3 m) over bakken, eller ved avvikende

	form på smaleste sted under dette (noter da høyde over bakken for mål). Måles i cm. Omregning: Diameter*3.14= Omkrets. Dersom treet deler seg i to stammer under brysthøyde er det diam. på groveste stamme som teller (da noteres diam. på øvrige stamme under Kommentar).
Synlig hulhet	Ja/nei. Synlig hul er definert som et indre hulrom som er større enn åpningen og der største diam. på åpning er > 5 cm.
Hulhet: Størrelse	Bredde x høyde, i cm (kun største åpning beskrives)
Hulhet: Plassering	3 valg: (1) ikke bedømt, (2) over bakken, (3) med bakkekontakt (kun største åpning)
Vedmuld	4 valg: (1) ikke bedømt, (2) ≤ 10 liter, (3) mellom 10 l og 1000 l, (4) ≥ 1000 l (= 1 m ³)
Treform	3 valg: (1) lav og vid krone ("sparebankeik"), (2) mellomting, (3) høy krone
Barktype	3 valg: (1) relativt glatt og jevn bark (dypeste barksprekker <15 mm), (2) små barksprekker (dypeste mellom 15 og 30 mm), (3) grove barksprekker (dypeste >30 mm)
Mosedekning	3 valg: (1) < 25 %, (2): 25-50 %, (3): > 50 %, på nedre 2m av stammen.
Vitalitet	5 valg: (1) friskt; > 50 % av kronen vital, (2) bare 50-20 % av kronen vital, (3) < 20 % av kronen vital, (4) dødt stående, (5) dødt liggende
Kulturspor	5 valg: (1) styving, (2) grener kuttet i nyere tid, (3) barduner/bolter/sementfylling etc., (4) forsøpling/påsatt brann etc, (5) ingen kulturspor
Omgivelser	Innen 50 m, maks. 3 klasser kan angis: (1) allé, (2) veikant, (3) kirkegård, (4) park/hage, (5) barskog, (6) blandskog, (7) lauvskog, (8) beitehage/eng, (9)åker, (10) annet (bruk kommentarfelt)
Gjenvoksing rundt treet	Gjelder busker/småtrær/trær som skygger for stammen og evt også kronen, 3 valg: (1) Ja - busker/småtrær, (2) Ja - trær i tilnærmet samme høyde som eika, (3) Nei
Eikeart	3 valg: (1) ikke bedømt, (2) sommereik, (3) vintereik
Artsfunn på treet	Spesielt viktig for evt. rødlistete arter. Beskrives: Art, antall, hvor på treet
Evt nr på foto	Det tas foto av alle trær, for hule trær også av hulheten.
Kommentarer	Fritekst

2.3.3 Datalagring og analyse

Data punches foreløpig i excelark. Det kan være behov for en mer formell datalagringsmulighet for overvåkingsdataene på sikt, i form av en database.

Informasjon om eikene tilrettelegges også for «eikedatabasen» - en database som NINA laget på oppdrag for Miljødirektoratet i 2010. Fra eikedatabasen overføres data til Naturbase.

Datasettet vil kunne brukes til å svare på ulike spørsmål med utgangspunkt i de ulike variablene som registreres (**Tabell 3**), men vi fokuserer her på hovedformålet i overvåkingen, dvs. å avdekke endringer i indikatorvariablene antall eik, omkrets og gjenvoksing (kap. 1.1).

For å analysere endringer i indikatorvariablene kan det være aktuelt med flere ulike metoder. I og med at datasettet er stratifisert (ja- og nei-ruter), er det behov for metoder som kan ta høyde for dette. I tillegg vil det sannsynligvis være nødvendig å korrigere for romlig autokorrelasjon (trær i samme overvåkingslokalitet vil forventes å være likere hverandre enn trær i forskjellige overvåkingslokaliteter). Aktuelle metoder er GLMM (generalized linear mixed models; Pinheiro

& Bates 2000) og nøstet ANOVA. For endringer over lengre tid (flere tidspunkter) kan det være aktuelt med metoder for tidsserieanalyse og framskriving som ARIMA (se f.eks. Skarpaas & Pedersen 2012 for en oversikt over alternative metoder). Alle disse metodene åpner også for å analysere sammenhenger mellom indikatorvariablene og miljøvariabler/påvirkningsfaktorer.

2.4 Krav til overvåkingskapasitet og kompetanse

Utvalg av overvåkingslokaliteter og tilrettelegging av data før feltbefaring er relativt tidkrevende. Dette arbeidet krever GIS-kompetanse og god kjennskap til naturtypen. Det er en fordel med erfaring fra flyfototolkning.

Selve feltbefaringen krever ingen spesiell kompetanse, men det er nødvendig med opplæring i registreringsmetoden og kalibrering med andre feltregistranter. Feltregistrantene må være i stand til å arbeide selvstendig, både med effektiv reiseruteplanlegging og med selve feltarbeidet. Deler av feltarbeidet finner sted i ulendt terreng. Registrering av artsfunn på treet vil avhenge av den enkelte registrants kompetanse.

3 Konklusjon om utvikling av overvåkingsmetode

Denne rapporten beskriver forslag til overvåkingsopplegg for hule eiker i Norge og viser hvordan vi har kommet fram til dette forslaget. Vi har tatt utgangspunkt i data fra to år med pilotstudier i ARKO hotspot Hule eiker (Sverdrup-Thygeson et al. 2011) og benyttet disse til å estimere grunnleggende viktige parametere for et nasjonalt overvåkingsopplegg. Med grunnlag i disse beregningene har vi foreslått et overvåkingsopplegg som gjør det sannsynlig at vi vil kunne oppdage endringer i antallet hule eiker og den økologiske tilstanden til de hule eikene over tid. I **Boks 4** beskriver vi dette overvåkingsopplegget.

Boks 4. Overvåkingsopplegg for hule eiker

Overvåkingsformål	Oversikt over status og tidsutvikling for antall og økologisk tilstand for hule eiker i Norge
Overvåkingsindikatorer	Naturtypens mengde – antall trær Naturtypens tilstand – omkrets, barkstruktur, hulhet. Påvirkningsfaktorer – gjenvoksing, omgivelser (skog, kulturlandskap, nærhet til vei mv.), kulturspor
Definisjonsområde	Areal under 400 moh. i kommuner med <ul style="list-style-type: none"> • minst to funn av eik i Artskart, eller • forekomst av UN Hul eik, • eller naturtypelokaliteter der det er sannsynlig at det forekommer grov/hul eik Totalt ca. 41 000 km ² .
Utvalg av overvåkingslokaliteter	Definisjonsområdet inndeles i 500 x 500 m-ruter (= overvåkingslokaliteter), som defineres som enten <ul style="list-style-type: none"> • ja-ruter (høy sannsynlighet for forekomst av eik), eller • nei-ruter (lav sannsynlighet for forekomst av eik). Overvåkingslokaliteter (ruter) trekkes tilfeldig, men slik at 20 % er ja-ruter og 80 % er nei-ruter. De samme overvåkingslokalitetene følges opp fra gang til gang.
Overvåkingsfrekvens	I alt 100 ruter, spredt på hele definisjonsområdet, med 20/80-fordeling mellom ja- og neiruter, feltvalideres hvert år, totalt 500 ruter i et omløp på 5 år. Differensierte overvåking i videre omløp kan være egnet, men må vurderes nærmere.
Innsamling av data på overvåkingslokaliteten	<ol style="list-style-type: none"> 1. Undersøkelse med flyfoto. Treløse overvåkingslokaliteter blir ikke feltvalidert. 2. Feltvalidering <ol style="list-style-type: none"> a. indikatorvariabler for overvåkingslokaliteten <ol style="list-style-type: none"> i. antall hule eiker (antall pr. arealenhet) ii. antall rekrutteringstrær (antall, gruppert på størrelses- og mengdeklasser, pr. arealenhet) b. indikatorvariabler målt på det enkelte tre <ol style="list-style-type: none"> i. omkrets ii. synlig hulhet iii. mengde vedmuld

	<ul style="list-style-type: none"> iv. barkstruktur v. tretype vi. mosedekning vii. vitalitet viii. kulturspor ix. omgivelser x. gjenvoksing
Registreringsmetoder for indikatorvariabler	Se Tabell 2 og 3 .
Analysemetoder	<p>Formål: Svare på overvåkingsformålet, dvs. sammenligne verdier for overvåkingsindikatorer for ulike observasjonsperioder eller overvåkingslokaliteten, Analyser mønstre i endringer i indikatorverdier for lengre tidsserier og analysere sammenhenger mellom indikatorverdier og miljøvariabler/påvirkningsfaktorer som grunnlag for å forstå observerte endringer.</p> <p>Aktuelle metoder: GLMM, nøstet ANOVA, tidsserieanalyse.</p>
Tidsbruk	Registrering av tidsbruk gjøres for senere å kunne vurdere justering av opplegget i mer tidseffektiv retning. Standardisering av tidsbruk er ikke relevant her, men er viktig dersom det kan tenkes at tidsbruken kan ha betydning for den observerte verdien av indikatorvariabelen.
Krav til overvåkingskapasitet og kompetanse	Forarbeidet krever kjennskap til naturtypen, GIS-kompetanse og erfaring fra flyfototolkning. Feltarbeidet krever opplæring og kalibrering.

4 Referanser

- Bates, D., Mächler, M. & Bolker, B. 2013. Linear mixed-effects models using S4 classes. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Crawley, M. J. 2003. Statistical computing. An introduction to data analysis using S-Plus. - Wiley, Chichester.
- Evju, M., Brandrud, T. E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A., Wollan, A. & Ødegaard, F. 2011. Kartlegging og overvåking av rødlistearter: Framdriftsrapport for ARKO-prosjektet 2011. - NINA Minirapport 352. 36 s.
- Framstad, E. 2013. Overvåking av handlingsplanarter og -naturtyper. Kriterier for valg av overvåkingsopplegg. - NINA Rapport 971 (i arbeid).
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. -. 117 s.
- Halvorsen, R. & Heegard, E. 2011. Sannsynlighetsbasert datainnsamling - teori, begreper og en simuleringsundersøkelse. – I Halvorsen (red): Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - grunnlagsundersøkelser. S. 197-221.
- Lovdata. 2011. Forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven. <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512>.
- Manly, B. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. - Chapman & Hall.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Norden, B., Paltto, H., Claesson, C. & Gotmark, F. 2012. Partial cutting can enhance epiphyte conservation in temperate oak-rich forests. - Forest Ecology and Management 270: 35-44. 10.1016/j.foreco.2012.01.014
- Pinheiro, J. & Bates, D. .2000. Mixed-effects models in S and S-Plus. - Springer.
- Pollock, J. F. 2006. Detecting population declines over large areas with presence-absence, time-to-encounter, and count survey methods. - Conservation Biology 20: 882-892. 10.1111/j.1523-1739-2006.00342.x
- Ranius, T. 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. - Biological Conservation 103: 85-91.
- Ranius, T. & Jansson, N. 2000. The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. - Biological Conservation 95: 85-94.
- Ranius, T., Johansson, P., Berg, N. & Niklasson, M. 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. - Journal of Vegetation Science 19: 653-662. 10.3170/2008-8-18433
- Ranius, T., Svensson, G. P., Berg, N., Niklasson, M. & Larsson, M. C. 2009. The successional change of hollow oaks affects their suitability for an inhabiting beetle, *Osmoderma eremita*. - Annales Zoologici Fennici 46: 205-216.
- Skarpaas, O., Diserud, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Predicting hotspots for red-listed species: multivariate regression models for oak-associated beetles. - Insect Conservation and Diversity 4: 53–59. 10.1111/j.1752-4598.2010.00109.x
- Skarpaas, O. & Pedersen, B. 2012. Framskrivning av Naturindeksen: en sammenligning av metoder. - NINA Rapport 794. 28 s.
- 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.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T. E. & Ødegaard, F. 2010a. Faglig grunnlag for handlingsplan for hule eiker. - NINA Rapport 631. 30 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O. & Ødegaard, F. 2010b. Hollow oaks and beetle conservation: the significance of the surroundings. - Biodiversity and Conservation 19: 837-852.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2617-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger