



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Metode for overvåking av semi-naturlig eng i Norge

NIBIO RAPPORT | VOL. 3 | NR. 25 | 2017



Line Johansen<sup>1</sup>, Sølvi Wehn<sup>1</sup>, Rune Halvorsen<sup>2</sup>, Knut Anders Hovstad<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Divisjon for Matproduksjon og samfunn, Avdeling kulturlandskap og biomangfold

<sup>2</sup>Naturhistorisk Museum, UiO

**TITTEL/TITLE**

Metode for overvåking av semi-naturlig eng i Norge/  
Monitoring method for semi-natural grasslands in Norway

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

Line Johansen, Sølvi Wehn, Rune Halvorsen, Knut Anders Hovstad

<b>DATO/DATE:</b>	<b>RAPPORT NR./ REPORT NO.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:</b>	<b>PROSJEKTNR./PROJECT NO.:</b>	<b>SAKSNR./ARCHIVE NO.:</b>
18.12.2017	3/25/2017	Åpen	130190	17/00444
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:</b>	
978-82-17-01803-2	2464-1162	35	2	

**OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:**

Miljødirektoratet; M-700|2017

**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Else Løbersli

**STIKKORD/KEYWORDS:**

Overvåking, semi-naturlig eng, rødlistet naturtype, biologisk mangfold, indikatorer, Naturtyper i Norge (NiN)

Monitoring, semi-natural grassland, red listed habitat, biodiversity, indicators, Nature in Norway (NiN)

**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Kulturlandskap og biologisk mangfold

Landscape and biodiversity

**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

Semi-naturlig eng er en sjelden naturtype i Norge med et høyt biologisk mangfold. Naturtypen er i sterk tilbakegang og truet men det mangler arealrepresentative tall for denne tilbakegangen og tilstanden som gjenværende arealer innehar. Det er derfor utviklet en metode for arealrepresentativ overvåking av semi- naturlig eng i Norge. Rapporten beskriver et forslag til metode for en helhetlig overvåking av forekomst og tilstand til semi-naturlig eng i Norge og biologisk mangfold knyttet til naturtypen.

**LAND/COUNTRY:**

Norge/Norway

**GODKJENT /APPROVED**

Knut Anders Hovstad

**PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER**

Knut Anders Hovstad

**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Målet med prosjektet er å utvikle en metode for helhetlig overvåking av semi-naturlig eng i Norge.

Det er behov for oppstart av overvåking av semi-naturlig eng for å få et bedre kunnskapsgrunnlag for hovedøkosystemet åpent lavland i Naturindeks for Norge. I tillegg vil et overvåkingsprogram bidra med nødvendig kunnskap for vurderinger av effekten av forvaltningstiltak (eks. tiltak satt i kraft gjennom Handlingsplan for slåttemark), rødlistevurdering mm. Som en oppfølging av Naturindeks for Norge 2010 er det derfor i perioden 2010-2015 gjennomført flere delundersøkelser i utviklingsprosjektet «Naturindeks; videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for åpent lavland mot 2015» finansiert av Miljødirektoratet. Resultatene av de to første fasene i prosjektet ble beskrevet i Bioforsk-rapporten: Kulturmarkseng i Naturindeks – utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåking og forvaltning (Norderhaug m.fl. 2012). Basert på resultatet fra de to første fasene, ble det foreslått et konkret opplegg for overvåking av semi-naturlig eng (Norderhaug m.fl. 2012). Rapporten listet imidlertid opp flere kunnskapsmangler som måtte adresseres før et overvåkingsopplegg kunne iverksettes. Dette er behandlet i tredje og siste fase av prosjektet hvor en evaluering av metodikk for kartlegging og registrering av biologisk mangfold og miljøvariabler ble gjennomført (Wehn m. fl. 2016; Vedlegg 2) og en nasjonal prediksjonsmodell for semi-naturlig eng utviklet (Vedlegg 1). Denne foreliggende rapporten er en oppsummering av de tre fasene i prosjektet og representerer prosjektets endelige forslag til metode for helhetlig overvåking av semi-naturlig eng i Norge. Detaljer i utviklingsarbeidet vil ikke bli gjengitt her men finnes i vedlegg (Vedlegg 1 og 2) eller i tidligere publikasjoner fra prosjektet (Norderhaug m. fl. 2012, Wehn m. fl. 2016). Vedlegg i rapporten representerer deler av fase tre i prosjektet som tidligere ikke er publisert.

Prosjektene har vært et samarbeid mellom NIBIO v/ Knut Anders Hovstad, Line Johansen, Sølvi Wehn, Sverre Lundemo og Ann Norderhaug og Naturhistorisk Museum UiO/ Rune Halvorsen, Sabrina Mazzoni og Harald Bratli.

Vi vil takke Synnøve Grenne, Hanne Sickel, Per Vesterbukt (NIBIO) og Anders Bryn (Naturhistorisk Museum UiO) for bidrag til prosjektet. Vi vil også takke alle grunneiere og brukere til områder som vi har besøkt i felt og Miljødirektoratet for godt samarbeid og finansiering av prosjektene.

Kvithamar, 18.12.17

Knut Anders Hovstad

Prosjektleder

# Innhold

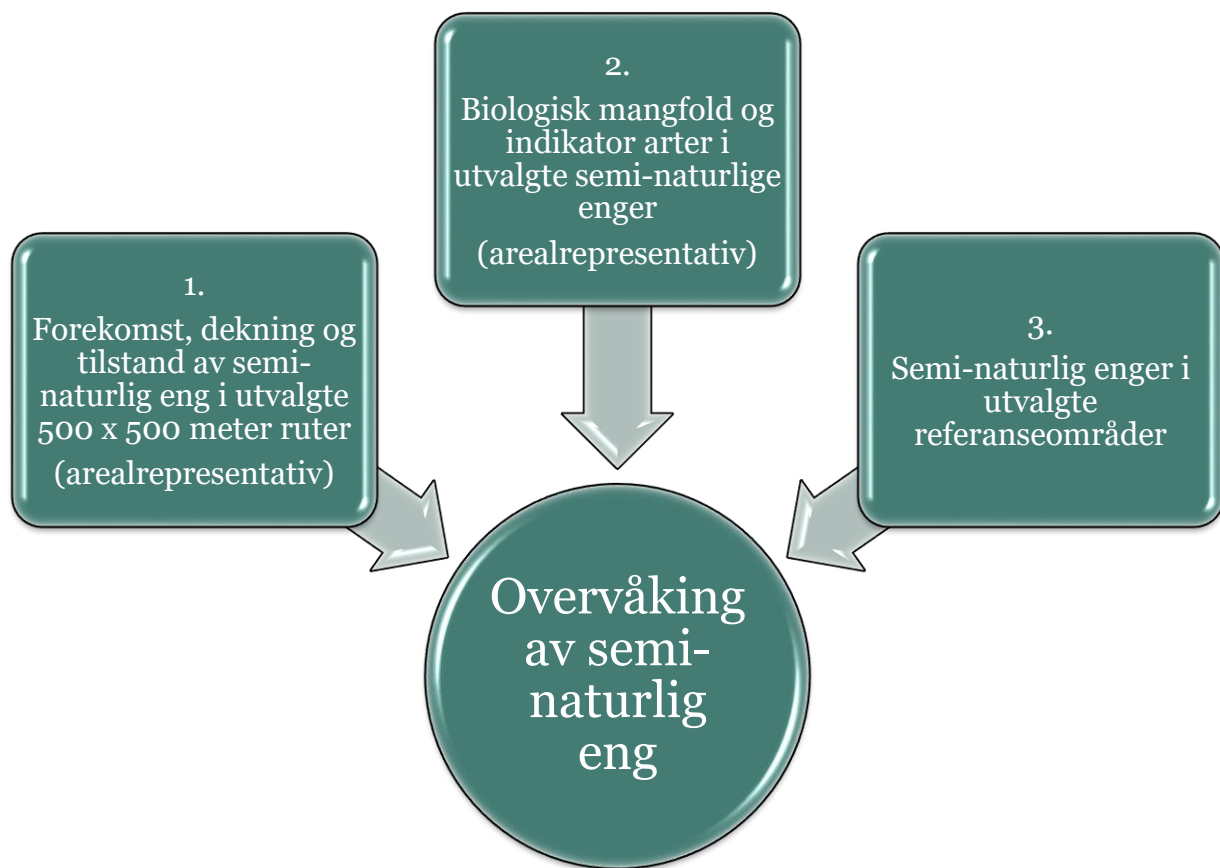
Sammendrag .....	5
Abstract .....	7
1 Innledning.....	9
1.1 Bakgrunn.....	9
1.2 Behov og mål for overvåking av semi-naturlig eng .....	11
1.3 Overvåking.....	12
2 Metode for arealrepresentativ overvåking av forekomst, arealdekning og tilstand .....	17
2.1 Formål.....	17
2.2 Utvalg – etablering av overvåkingen .....	17
2.3 Indikatorer .....	20
2.3.1 Forekomst og arealavgrensing av semi-naturlig eng .....	20
2.3.2 Tilstandvariabler.....	22
3 Metode for arealrepresentativ overvåking av biologisk mangfold og utvalgte indikatorarter .....	24
3.1 Formål.....	24
3.2 Utvalg.....	24
3.2.1 Utvelgelse av observasjonsområder og observasjonsenheter .....	24
3.2.2 Utvalgte indikatorarter.....	24
3.3 Indikatorer .....	25
3.3.1 Biologisk mangfold .....	25
3.3.2 Populasjonsdata på utvalgte indikatorarter.....	26
4 Metode for overvåking av referanseområder .....	27
4.1 Formål.....	27
4.2 Utvalg.....	27
4.2.1 Referanseområder .....	27
4.2.2 Utvalgte indikatorarter.....	27
4.3 Indikatorer .....	27
4.3.1 Arealavgrensing og tilstand av semi-naturlig eng .....	27
4.3.2 Miljøforhold .....	27
4.3.3 Biologisk mangfold .....	28
4.3.4 Populasjonsdata på utvalgte indikatorarter.....	28
5 Kompetanse og infrastruktur .....	30
6 Oppsummering .....	31
Referanser .....	33
Vedlegg 1: Arbeidspakke 1: Etablering av nasjonal prediksjonsmodell for semi-naturlig eng som basis for naturovervåking .....	36
Vedlegg 2: Evaluering av metode for å angi mengde av karplantearter i en semi-naturlig eng.....	82

# Sammendrag

Semi-naturlig eng er en truet naturtype som er levested for mange arter. Naturtypen bidrar med viktige økosystemtjenster, blant annet pollinering og beiteressurser. Arealet av semi-naturlig eng i Norge er i tilbakegang og det biologisk mangfoldet tilknyttet denne naturtypen er derfor vurdert som truet. Norge mangler overvåking av semi-naturlig eng, og det finnes derfor ikke data som kan gi grunnlag for å kvantifisere de endringene som skjer. Dette prosjektet har til hensikt å utvikle en metode for arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng.

Semi-naturlig eng er vurdert som en så sjelden naturtype at det ikke er hensiktsmessig å benytte en datainnsamlingsmetode som er fullstendig tilfeldig; man vil rett og slett vil treffe på naturtypen for sjeldent til at det blir samlet inn nok informasjon med realistisk arbeidsinnsats. Vi anbefaler derfor en sannsynlighetsbasert datainnsamlingsmetode som overrepresenterer observasjonssteder hvor det er størst sannsynlighet for å finne naturtypen. En prediksjonsmodell for tilstedeværelse av semi-naturlig eng i Norge er utviklet som ledd i dette prosjektet. Denne modellen foreslår brukt til utvelgelse av observasjonssteder for overvåking av semi-naturlige eng. Vi foreslår at utbredelse, tilstand og biologisk mangfold i hver eng overvåkes i 5-årige omdrev. Vi foreslår at data samles inn ved å kombinere flyfototolking og feltarbeid og at NiN (Natur i Norge) legges til grunn for datainnsamling og utvikling av metodikk. Som et supplement til den arealrepresentative overvåkingen foreslår vi overvåking av utvalgte referanseområder hvor semi-naturlig eng er med stor sikkerhet vil bli skjøttet i lang tid framover. På denne måte vil man kunne påvise effekter av forvaltningstiltak og skjøtsel i tillegg til regionale påvirkningsfaktorer som klimaendringer og eutrofiering. Det foreslåtte overvåkningsopplegget for semi-naturlig eng stiller store krav til kompetanse hos fagpersoner som skal gjennomføre datainnsamlingen. Forslag til metode består av tre deler (Figur 1).

Bruk av 500x500 meter ruter som observasjonssteder, NiN som rammeverk og 1:5000 som målestokk for kartlegging i den foreslåtte metoden er sammenfallende med metoder som benyttes i Naturtypekartlegging og Basisovervåking av verneområder som Miljødirektoratet drifter. Dette betyr at resultater fra den foreslåtte metoden for overvåking av semi-naturlig eng kan sees i sammenheng med data som Miljødirektoratet allerede samler inn gjennom de nevnte pågående prosjektene og inngå i en helhetlig kartleggingsplan fra Miljødirektoratet.



Figur 1 Forslag til metode for helhetlig overvåking av semi-naturlig eng består av tre deler.

# Abstract

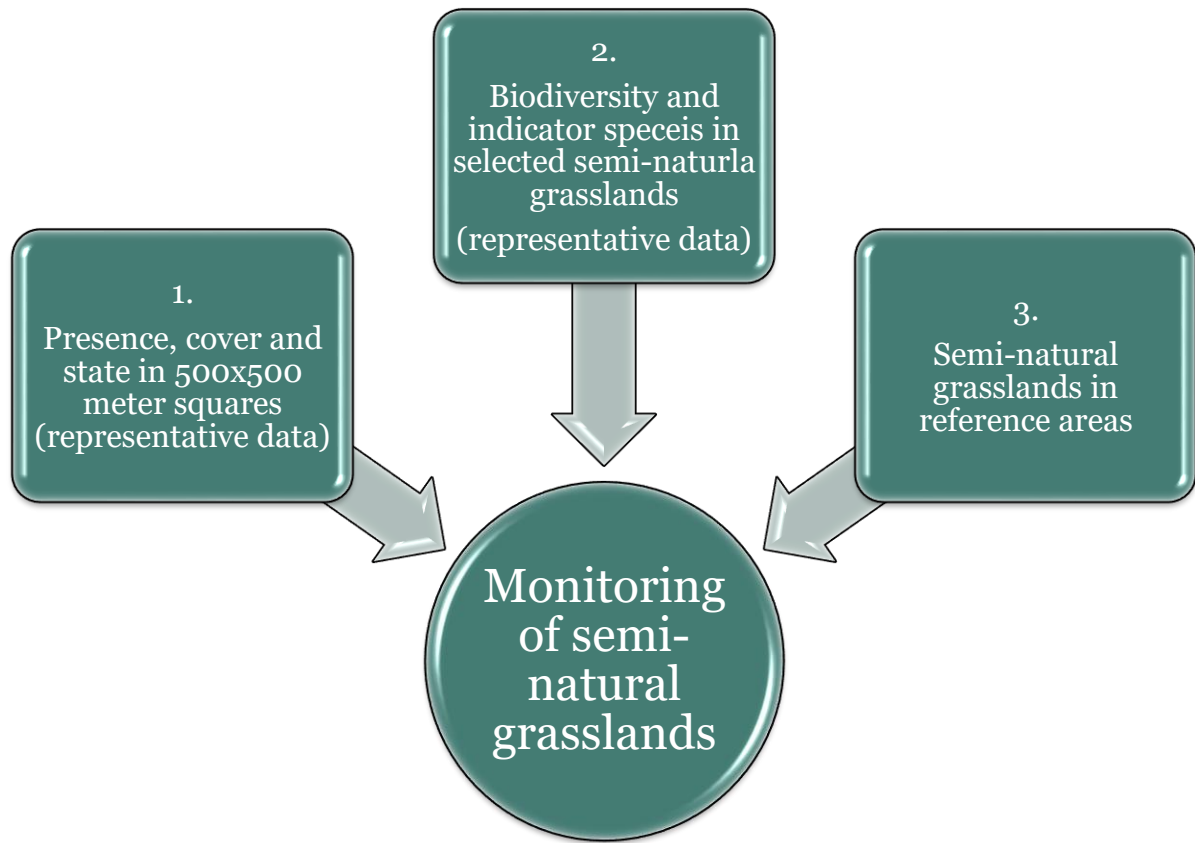
Semi-natural grasslands are one of the most species-rich habitats in Europe and of high conservation value. The semi-natural grasslands are remnants of old traditional cultural landscapes and provide several high valued ecosystem services such as pollination and fodder resources for livestock.

Ongoing land-use changes brings about abandonment, fragmentation and area reduction of semi-natural grasslands. Therefore, this ecosystem type is on the Norwegian Red-list for ecosystems 2011 categorised as endangered. In spite of this, and the lack of quantitative knowledge about ongoing change in semi-natural grasslands and the state and biological diversity, yet no monitoring programs address semi-natural grasslands.

This project was initiated to establish a methodology for monitoring semi-natural grasslands in a way that will provide representative data for Norway. Semi-natural grasslands have too low area cover to be suited for a random sampling design. Instead, a probability based sampling design was used. A distribution model was used to create a map of predicted relative probabilities of presence of semi-natural grasslands in 500 x 500 m grid cells covering all of Norway. The proposed methodology uses this prediction map to over-represent high-probability grid cells in the sample of monitoring sites, which are to be visited every fifth year. As a supplement we propose monitoring selected reference sites for which long-term management plans exist. This opens for a monitoring of impacts climate change and eutrophication and other global change drivers.

The suggested methodology combine interpretation of aerial photograph and field survey using the Nature in Norway (NiN) framework. Several indicators variables of biodiversity (vascular plant species richness and abundance), area (cover of semi-natural grassland) and state (canopy cover, cover tree and shrub layer, species composition of the tree and shrub layer, old trees, invasive species, land-use, and regrowth successional state) are proposed.

A subset of the semi-natural grasslands included in the monitoring program is to be used for monitoring vascular plants. In this subset, all vascular plant are recorded with estimation of cover and/or frequency in subplots. For some semi-natural grassland specialists, we suggest a population level monitoring, i.e., by censuring individuals (demographic monitoring) and/or performance variables such as number of flowering individuals and vegetative reproduction. Together the proposed indicator variables open for assessment of plant richness, population viability and dynamics of semi-natural grasslands in Norway. The proposal for a comprehensive monitoring of semi-natural grasslands consist of three parts (Figure 2).



Figur 2 Proposals for a comprehensive monitoring of semi-natural meadow consist of three parts.



# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

I Norge mangler vi et nasjonalt program for overvåking av semi-naturlig eng. Dette til tross for at det er stort behov for informasjon om endringer i areal, tilstand og biologisk mangfold i denne naturtypen som er vurdert som truet i Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Norderhaug og Johansen 2011).

Flere pågående overvåkingsprogrammer i Norge inneholder overvåking av ulike elementer i kulturlandskapet. Eksempler på slike overvåkingsprogrammer er 3Q (Tilstandsovervåking og Resultatkontroll i jordbrukets Kulturlandskap) (Stokstad m.fl. 2016), Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold: Arealer for rødlistearter-kartlegging og overvåking (ARKO) (Bratli m.fl. 2011; Evju m.fl. 2015), TOV (program for terrestrisk naturovervåking) (Miljødirektoratet 2017), og Naturindeks (Framstad 2015). Gjennom ARKO-prosjektet er det utviklet forslag til overvåking for hotspot kulturmarkseng (Bratli m.fl. 2014). Det er også utviklet metode for overvåking av kulturmark (inkludert semi-naturlig eng) i verneområder (Bär 2013). En utfordring er at ingen av disse overvåkningsmetodene eller programmene bidrar med arealrepresentativ informasjon om semi-naturlig eng i Norge. Det foreligger forslag til arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper i Norge (Strand m.fl. 2016a; Strand m.fl. 2016b) men dette er ikke iverksatt og det vil heller ikke gi pålitelig, arealrepresentativ informasjon om naturtyper som dekker et så lite areal som semi-naturlig eng antas å gjøre. Dette prosjektet er derfor iverksatt for å utvikle en metodikk som bidrar til arealrepresentativ informasjon som skal benyttes i et nasjonalt overvåkingsprogram for semi-naturlig eng.

Semi-naturlig eng er en naturtype som kjennetegnes av et særlig høyt arts mangfold (Emanuelsson 2009; Veen m.fl. 2009) (Figur 4). Disse økosystemene er formet gjennom ekstensiv hevd som beite og slått og brukt til jordbruksdrift gjennom svært lang tid (Figur 3). En semi-naturlig eng er åpen eller spredt tresatt, kan være ryddet for stein, men har ingen synlige spor etter pløying, ingen eller svake spor etter gjødsling og sprøyting og innsådde arter mangler eller finnes bare sparsomt. Artene tilknyttet semi-naturlig eng er i stor grad lyskrevende og avhengig av skjøtsel (Halvorsen m.fl. 2015). Semi-naturlig eng finnes i hele landet, og artssammensetningen varierer langs naturlige gradienter som kalkinnhold, fuktighetsforhold i jorda (uttørkingsfare og kildevannspåvirkning) og ikke minst som følge av variasjon i skjøtsel og historisk bruk.



Figur 3 Semi-naturlig eng skjøttet med slått hvor høyet tørkes på enga.

Foto: S. Wehn/NIBIO



Figur 4 Semi-naturlig eng har ofte høyt biologisk mangfold.

Foto: P. Vesterbukt/NIBIO

Hagemark og lauveng er tresatt semi-naturlig eng i NiN 2.1 (Halvorsen m.fl. 2015). Hagemark er beitemark hvor høsting av tresjiktet kan forekomme mens lauveng har slåttemarkspreg og høsting av tresjiktet (Norderhaug m.fl. 1999).

Semi-naturlig eng er en truet naturtype (Norderhaug & Johansen 2011). Hovedårsaken til dette er at den tradisjonelle ekstensive hevd som har formet dette økosystemet, har stort sett opphørt. Fra 1950 og framover har det funnet sted et raskt skifte fra ekstensive driftsformer i jordbruket til mer intensive metoder for matproduksjon som inkluderer regelmessig pløying, tilsåing og tilførsel av kunstgjødsel. I tillegg har arealer som ikke egner seg for intensivt drift gått ut av bruk og er i gjengroing, eller er blitt tilplantet med skog.

Disse endringene har resultert i redusert areal med semi-naturlig eng i Norge og hatt en negativ effekt på det biologiske mangfoldet (Johansen m.fl. 2015). 24 % av alle truede arter på Norsk rødliste for arter 2015 finnes i kulturmark (semi-naturlig eng og hei) (Henriksen & Hilmo 2015)

## 1.2 Behov og mål for overvåking av semi-naturlig eng

Målsetting med prosjektet er å utvikle metodikk for overvåking av semi-naturlig eng og at metodikken skal bli tatt i bruk i nasjonalt overvåkingsprogram for semi-naturlig eng.

Målsettingen med å etablere en overvåking av semi-naturlig eng i Norge vil være:

- å innhente informasjon om endringer i areal, tilstand, biologisk mangfold og utvalgte arter klassifisert som nøkkel- og/eller indikatorarter for naturtypen.
- bidra med data som er viktig som kunnskapsgrunnlag for praktisk arealforvaltning, rødlistevurdering og Naturindeks, beslutningsgrunnlag for forvaltningstiltak (skjøtsel og restaurering), naturtyper med nasjonal forvaltningsinteresse, evaluering av bevaringsmål og virkemiddelbruk innenfor både miljø og landbrukssektoren.

Vi har kunnskap om hvordan strukturendringer i jordbruket påvirker semi-naturlig eng. Det finnes imidlertid ingen nasjonale, arealrepresentative data som kan kvantifisere omfanget av disse endringene. Vi vet ikke hvor stort areal som fantes eller finnes av semi-naturlig eng i Norge, tilstanden til dette arealet eller hvor raskt tilstandsendingene skjer. Det er derfor behov for å få:

- stedfestet informasjon om hvor vi fortsatt finner semi-naturlig eng
- data om status og endringer over tid
- dypere innsikt i semi-naturlig engøkosystemers struktur, funksjon og dynamikk.
- teste ut forvaltningstiltak evaluere hvorvidt iverksatte forvaltningstiltak fungerer etter hensikten.

Et nasjonalt overvåkingsprogram for semi-naturlig eng vil kunne frambringe data med stor relevans for alle disse kunnskapsbehovene, noe som i sin tur er avgjørende for å kunne nå målsettingen om kunnskapsbasert forvaltning av semi-naturlig eng og de artene som er tilknyttet denne naturtypen.

Naturindeks for Norge sammenstiller data som skal si noe om utviklingen i tilstanden til det biologiske mangfoldet i økosystemer. Data fra overvåkingsprogrammer er viktige indikatorer i mange av disse, men for «åpent lavland» (som inkluderer semi-naturlig eng) mangler slike typer data. I stedet for er indikatorer basert på ekspertvurderinger (nøkkelindikatorene tilstand gras- og urterik mark og tilstand kystlynghei) blitt brukt for å angi tilstand i åpent lavland (Pedersen & Nybø 2015). I arbeidet med Naturindeks er det lagt vekt på at indikatorene som inngår i størst mulig grad er direkte indikatorer. Det betyr at indikatoren fortrinnsvis skal være knyttet til populasjoner av en art. For å møte behovet i Naturindeks, bør derfor et overvåkingsprogram for semi-naturlig eng samle inn data for populasjoner av nøkkel- og/eller indikatorarter for denne naturtypen. Det må iverksettes

overvåking av semi-naturlig eng for å frambringe arealrepresentativ informasjon om/på areal, tilstand og endringer i naturtypen. Det store behovet for å bedre kunnskapsgrunnlaget for «åpent lavland» i Naturindeks er en av hovedmotivasjonene for å utvikle et nasjonalt overvåkingsopplegg for semi-naturlig eng.

Ifølge stortingsmeldingen «natur for livet» (KLD 2015) har regjeringen til hensikt å sikre en representativ overvåking av økologisk tilstand i alle hovedøkosystemer. Økologisk tilstand vil si status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer (KLD 2015). Det ble i 2016 nedsatt et ekspertråd som skal lage et verktøy for måling av økologisk tilstand. Et nasjonalt program for overvåking av semi-naturlig eng vil kunne gi verdifulle bidrag i form av data som kan benyttes i dette verktøyet.

### 1.3 Overvåking

For å etablere en effektiv overvåking så må tre forutsetninger være oppfylt: (1) målsettingen må være klar og tydelig, (2) en klar beskrivelse av hva som skal overvåkes og (3) og metoden for hvordan overvåkingen skal gjennomføres må være gjennomtenkt og godt dokumentert (Yoccoz m.fl. 2001). Det er en tydelig sammenheng mellom formål med overvåkingen, hva som skal overvåkes og hvordan overvåkingen skal utføres. Denne er nærmere beskrevet i Halvorsen (2011).

Behovene som gir motiver for overvåking av naturmangfold og bestemmer overvåkingsformål er (Halvorsen 2011):

- Stedfestede informasjon
- Data om status og endringer over tid
- Innsikt i økosystemenes struktur, funksjon og dynamikk
- Uttesting av spesifikke forvaltningstiltak
- Evaluering av måloppnåelse.

Overvåking bør gjennomføres i ett på forhånd bestemt definisjonsområde (for eksempel: Norge). Overvåking innen dette definisjonsområdet innebærer at man plasserer ett forhåndsbestemt antall observasjonsområder (for eksempler: kommuner eller andre geografiske avgrenset areal) og ett sett med observasjonsenheter innenfor disse observasjonsområdene. Eksempler på observasjonsenheter kan være semi-naturlig eng eller analyseruter på f.eks. 1 m<sup>2</sup>. Om observasjonsområdet er stort, kan det være hensiktsmessig innenfor dette å, lokalisere ett antall observasjonssteder innenfor hver observasjonsområde hvor man deretter plasserer sine observasjonsenheter (Se Figur 3 og 7).

Et viktig punkt ved valg av enhver overvåkingsmetode er metoden for plassering av observasjonsområder, observasjonssteder og observasjonsenheter. Valg av utvalgsmetode bestemmer i hvilken grad resultater fra overvåkingen vil kunne generaliseres til hele definisjonsområdet og hvilke konklusjoner man kan trekke ut fra dataene som samles inn. Halvorsen (2011) skisserer seks ulike metoder for utvalg og plassering:

- *Arealdekkende datainnsamling*: Registrering av indikatorverdier i hele definisjonsområdet (komplett dekning av hele området)
- *Areal(type)representativ datainnsamling*: Registrering av indikatorverdier i et representativt utvalg av observasjonsområder, observasjonssteder og observasjonsenheter innen definisjonsområdet, slik at hver observasjon representerer en like stor andel av alle mulige observasjoner. For arealtype-representativ datainnsamling er det et tilleggskrav at en eller flere spesifikke areal typer er med i utvalget.

- *Sannsynlighetsbasert datainnsamling*: Registrering av indikatorvariabler i et representativt utvalg av observasjonsområder, observasjonssteder og observasjonsenheter innen definisjonsområdet basert på kunnskap om sannsynligheten for at indikatoren er tilstede i hver potensielle observasjonsenhet.
- *Gradientbasert overvåking*: registrering av indikatorverdier i observasjonsenheter som er plassert slik at det fanger opp variasjon langs viktige gradienter innenfor definisjonsområdet, observasjonsområde eller observasjonsstedet.
- *Selektiv datainnsamling*: registrering av indikatorvariabler i subjektivt utvalgte observasjonsenheter. Ett eksempel er registreringer i enheter hvor nøkkelarter er observert.
- *Spesialutvalg*: registrering av indikatorer ved bruk av andre metoder enn de som er beskrevet her.

Overvåking er systematisk kartlegging av indikatorer som gjentar seg regelmessig. Indikatorer kan være arter eller (egenskaper ved) økosystemer, landskap og geologiske forekomster. Indikatorene kan gi informasjon om biologisk mangfold direkte eller indirekte. Indikatorer for semi-naturlig eng kan grupperes i tre grupper:

- Tilstedeværelse av naturtypen
- Indikatorer som registreres der naturtypen er tilstede. Dette kan være indikatorer for tilstand eller tilstedeværelse av arter.
- Indikatorer som bare registreres der en art eller et «objekt» er tilstede i naturtypen. Dette kan være populasjonsegenskaper for en art eller lengden på et steingjerde i semi-naturlig eng.

Ulike prinsipper og det teoretiske grunnlaget for naturovervåking er mer detaljert beskrevet i blant annet Halvorsen (2011), Framstad (2013) og Strand m.fl. (2016b).

## **Boks 1: Definisjoner av begreper**

**Overvåking:** Systematisk kartlegging av indikatorer som gjentas over tid.

**Indikatorer:** Variabler som observeres eller måles og som representerer fenomen man ønsker å overvåke. Indikatorene må være følsomme for endringer i ytre påvirkninger og dekkende for definisjonsområdet.

**Arealrepresentativ overvåking:** Overvåking som har til hensikt å frambringe forventningsrette estimater for naturtypens mengde og/eller egenskaper for det geografiske området overvåkingen skal si noe om. Både areal(type)representativ og sannsynlighetsbasert datainnsamling omfattes av begrepet.

**Definisjonsområde:** Utstrekningen av hele området som overvåkingen skal si noe om.

**Observasjonsområde:** Geografisk avgrenset område (vanligvis flere) innenfor definisjonsområdet hvor overvåkingen foregår.

**Observasjonssted:** Geografisk avgrenset område (vanligvis flere) innenfor hvert observasjonsområde hvor overvåkingen foregår.

**Observasjonsenhet:** Avgrenset enhet innenfor observasjonsområde og/eller observasjonssteder der de faktiske observasjonene av indikatorer blir gjennomført.

## 2 Forslag til metode for helhetlig overvåking

Store deler av semi-naturlig eng i Norge er utsatt for arealendringer som følge av gjengroing eller intensivt bruk. Overvåkingsprogrammet som foreslås i denne rapporten, skal tallfest disse arealendringene og dokumentere konsekvenser for biologisk mangfold, utvalgte indikatorarter og gi grunnlag for å vurdere effekter på økosystemfunksjon. Forslaget er utarbeidet i tråd med intensjonene om en helhetlig overvåking av semi-naturlig eng på flere naturmangfoldnivåer fra art til økosystem (naturtype).

Vi foreslår et program for overvåking av semi-naturlig eng som inneholder tre elementer, hver med sitt formål:

1. Framskaffe arealrepresentativ informasjon om semi-naturlig eng i Norge; naturtypens arealdekning, viktige tilstandsegenskaper, og endring i disse over tid. (kap 3)
2. Framskaffe arealrepresentativ informasjon om det biologiske mangfoldet i semi-naturlig eng i Norge, endringer i disse egenskapene over tid, og sammenhenger med areal- og tilstandsendringer (kap 4).
3. Gjennomføre basisovervåking av utvalgte referanseområder med semi-naturlig eng hvor det er planer om langsiktig skjøtsel, med sikte på utvikle kunnskapen vi har om hvordan skjøtsel påvirker biologisk mangfold i et langsiktig tidsperspektiv. Basisovervåkingen skal i tillegg gi tidlig informasjon om eventuelle effekter av storskala påvirkningsfaktorer som klimaendringer og eutrofiering (kap 5), på biologisk mangfold i semi-naturlig eng og utvalgte indikatorarters populasjonsutvikling (vekstrate). Basisovervåkingen har ikke som mål å være arealrepresentativ.

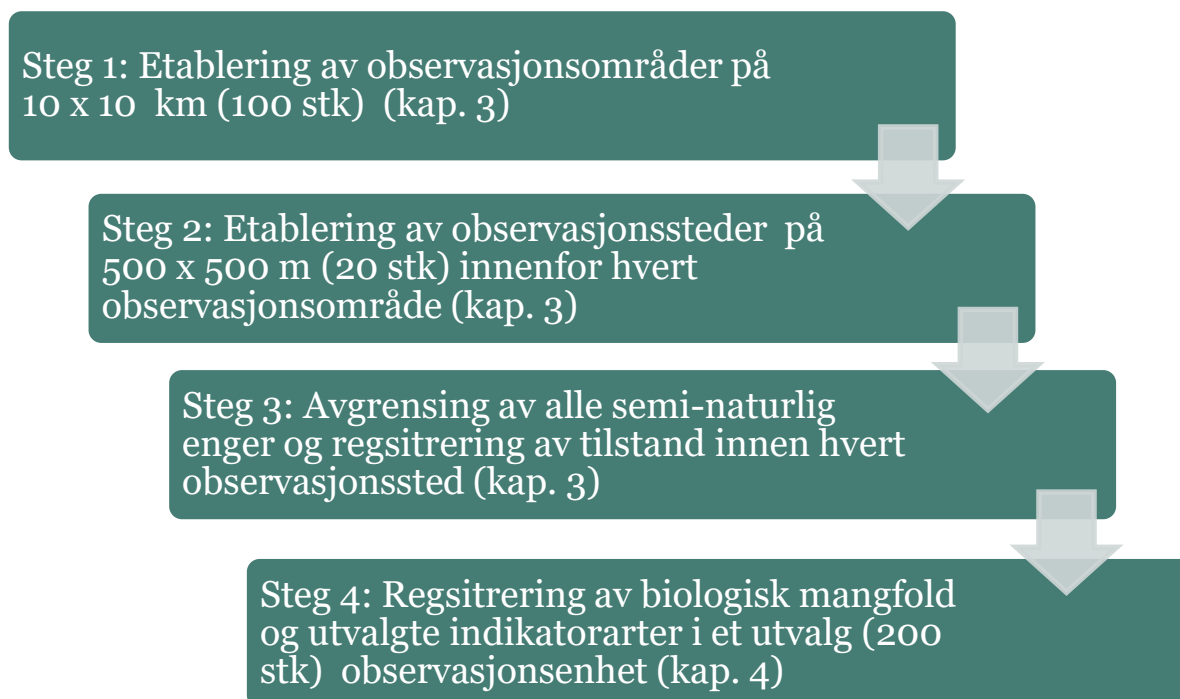
Den økologiske tilstanden for en naturtype er definert flere ganger av andre (for eksempel Nybø og Evju 2017). I arbeidet med dette prosjektet har vi tatt utgangspunkt i Naturmangfoldsloven der den økologiske tilstand er definert som *"status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer"*. Felles for de fleste definisjonene er likevel at økologisk tilstand ikke er en størrelse som kan måles direkte. Vi er derfor avhengig av indikatorer for å vurdere og beskrive den økologiske tilstanden og hvordan denne endrer seg over tid og som følge av ulike påvirkningsfaktorer. I Naturindeks for Norge blir det lagt vekt på arter eller populasjoner som indikatorer som kan gi oss informasjon om økologisk tilstand for naturtyper og økosystem (Pedersen og Nybø 2015; Framstad 2015). I tillegg inkluderer Naturindeks for Norge et lite antall indirekte tilstandsindikatorer som typisk beskriver struktur eller en funksjon i et økosystem direkte. Kartleggingssystemet Natur i Norge (NiN 2.0) inneholder flere tilstandsvariabler som er tenkt brukt i felt for å beskrive ulike aspekt ved tilstanden til en naturtype. I metoden for overvåking av semi-naturlig eng som er skissert her, inngår både registrering av artsmangfold og tilstandsvariabler i NiN i datainnsamlingen. Et utvalg av plantearter og tilstandsvariabler vil kunne inngå som indikatorer i Naturindeks og slik styrke datagrunnlaget for hovedøkosystem åpent lavland. Et litt annet utvalg av indikatorer vil kunne danne grunnlag for vurdering av økologisk tilstand slik det er skissert i rapporten "Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand" (Nybø & Evju 2017) enten direkte eller ved at nye indikatorer blir avleda fra areal-, arts- eller tilstandsvariabeldata generert gjennom arealrepresentativ overvåking.

De to første elementene i forslaget til overvåkingsprogram, punkt 1 og 2 ovenfor, er basert på sannsynlighetsbasert datainnsamling etter en metode som sikrer arealrepresentative estimater og er nærmere beskrevet i kapittel 3 og 4. Kombinasjon av flyfototolking og feltinventeringer skal benyttes som metode for å kartlegge arealdekning og enkelte tilstandsvariabler da det er en kostnadseffektiv og presis metodikk som også benyttes i andre overvåkningsprosjekter som for eksempel Nationell inventering av landskapet i Sverige (NILS) (Ståhl m.fl. 2011). Bruk av flyfoto i kombinasjon med

feltinventering er også foreslått som metode for overvåking av hotspot kulturmarkseng i ARKO (Bratli m. fl. 2014).

Den tredje elementet, basisovervåking, innebærer at det blir gjort et utvalg av referanseområder blant semi-naturlig eng som er i aktivt bruk og hvor det foreligger langsiktige planer for fortsatt skjøtsel. I referanseområdene blir det etablert overvåking som gjør det mulig å evaluere effekten av ulike forvaltnings- og skjøtselstiltak i tillegg til påvirkningsfaktorer som klimaendringer og eutrofiering. Referanseområdene må velges ut subjektivt basert på kunnskap fra kartleggingsprosjekter som for eksempel kommunenes naturtypekartlegging etter DN håndbok 13 eller kartleggingen av «Utvalgte kulturlandskap i landbruket». Mange av disse engene skjøttes i dag aktivt takket være ildsjeler og ulike tilskuddsordninger (f.eks. «Handlingsplan for slåttemark»). Referanseområdene vil ikke gi arealrepresentative data for semi-naturlig eng i Norge blant annet fordi eng i bruk utgjør en liten del av det totale arealet semi-naturlig eng. I referanseområdene gjennomføres en gradientbasert overvåking i permanente observasjonsenheter (fastruter). Data fra den arealrepresentative overvåkingen som foreslås i kapittel 3 og 4, kan dermed sees i sammenheng med data fra referanseområdene (kap 5).

Definisjonsområdet for overvåkingen er Norge. Utvalget for formål 1 og 2 består av en stegvis prosess med hierarkisk nøstede observasjonsenheter innenfor observasjonssteder som i sin tur er nøstet innenfor observasjonsområder (Figur 5). Dette betyr at observasjonsområder på 10 x 10 km blir valgt ut fra hele Norge i områder hvor det er størst sannsynlighet for å finne semi-naturlig eng basert på sannsynlighetsbasert prediksjonsmodell. Innenfor disse 10 x 10 km rutene vil det i sin tur bli valgt ut observasjonssteder på 500 x 500 meter hvor alle semi-naturlige eng vil bli avgrenset og tilstand registrert. I et utvalg at disse engene skal biologisk mangfold og utvalgte indikatorarter registreres. Referanseområder inngår ikke i denne stegvise utvelgelsen, men blir valgt ut basert på eksisterende kunnskap om lokalitetene.



Figur 5 Stegvis og hierarkisk datainnsamling for formål 1 og 2 i det foreslåtte programmet for arealrepresentativ overvåking av utbredelse og tilstand i semi-naturlig eng og biologisk mangfold.

Biologisk mangfold som skal overvåkes ifølge metoden inkluderer artssammensetning av karplanter. Det er i tillegg valgt ut indikatorarter (karplanter) for semi-naturlig eng som skal overvåkes for å få data på populasjonsstørrelse og utbredelse. For å få en dypere innsikt i grunnleggende økologi og påvirkningsfaktorer innvirkning på populasjonenes vekstrate og levedyktighet skal enkeltindivider av utvalgte indikatorarter overvåkes innenfor referanseområdene.

Rammeverket Natur i Norge (NiN) (Halvorsen m.fl. 2015) er brukt til utvikling av indikatorer og metodikken for kartlegging av natur etter NiN versjon 2.1. målestokk 1:5000 (Bratli m.fl. 2016) er lagt til grunn for den tilpassede kartleggingsmetodikken som foreslås i overvåkningsprogrammet.

Bruk av 500x500 meter ruter som observasjonssteder, NiN som rammeverk og 1:5000 som målestokk for kartlegging i den foreslåtte metoden er sammenfallende med metoder som benyttes i Naturtypekartlegging og Basisovervåkning av verneområder som Miljødirektoratet drifter. Dette betyr at resultater fra den foreslåtte metoden for overvåkning av semi-naturlig eng kan sees i sammenheng med data som Miljødirektoratet allerede samler inn gjennom de nevnt pågående prosjektene og inngår i en helhetlig kartleggingsplan fra Miljødirektoratet.

Detaljer i de ulike elementene av metoden er beskrevet i kap 3, 4 og 5.

### **Oppsummering**

- Metoden er helhetlig med flere naturmangfoldnivå fra art til økosystem.
- Overvåkning gir arealrepresentative data på endringer i arealdekning, tilstand og biologisk mangfold i semi- naturlig eng i Norge.
- Semi-naturlig eng med langsiktige planer om aktiv bruk er referanseområder hvor ulike skjøtselstiltak, tilskudd og tiltak i tillegg til andre påvirkningsfaktorer kan overvåkes. Referanseområdene velges ut subjektivt og bidrar ikke til arealrepresentative data.
- Natur i Norge (NiN) er rammeverk for metoden.
- Deler av kartleggings- og datainnsamlingsarbeidet som inngår i metoden er sammenfallende med flere pågående kartleggingsprosjekter driftet av Miljødirektoratet noe som muliggjør synergier og reduserte kostnader.
- Kap 3, 4 og 5 beskriver detaljer i metoden.



# 3 Metode for arealrepresentativ overvåking av forekomst, arealdekning og tilstand

## 3.1 Formål

Målsettingen med den foreslåtte metoden er å framskaffe arealrepresentativ informasjon om semi-naturlig eng i Norge; naturtypens arealdekning, viktige tilstandsegenskaper, og endring i disse over tid.

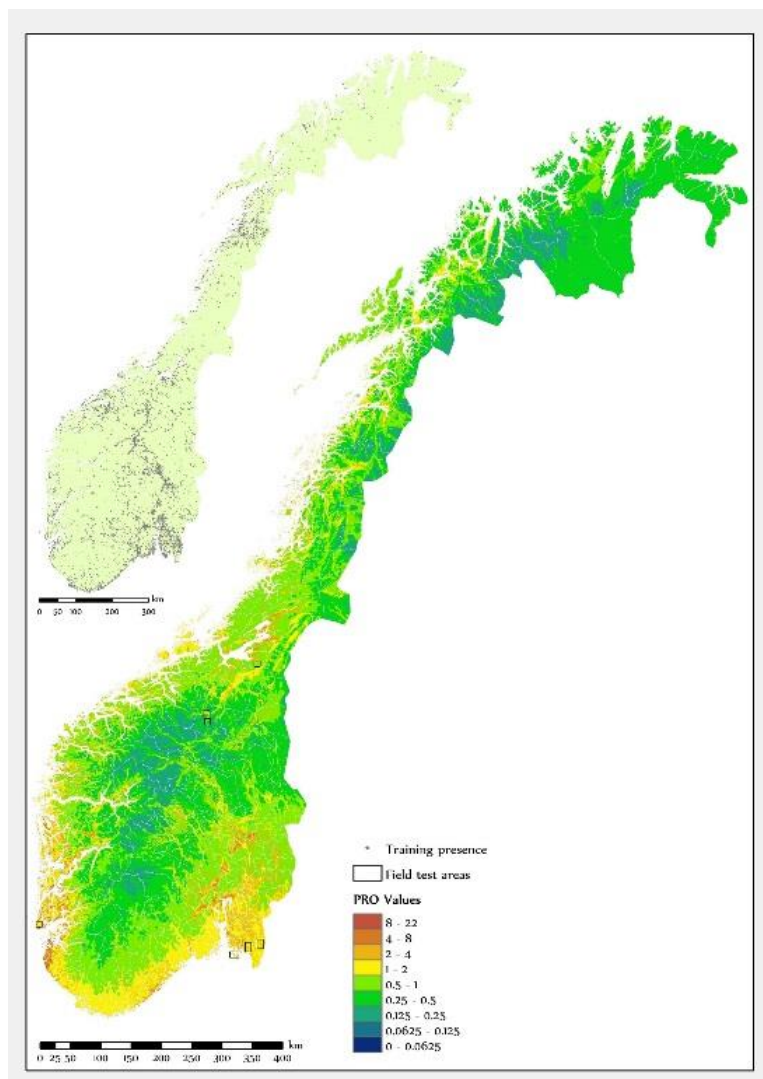
## 3.2 Utvalg – etablering av overvåkingen

En helhetlig program for overvåking av semi-naturlig eng må dekke behovet for arealrepresentativ informasjon om naturtypen. Metoder for utvelgelse og plassering av observasjonsenheter i en overvåkingsundersøkelse, som har potensial til å gi arealrepresentative estimater, er arealdekkende, areal(type)representativ, og sannsynlighetsbasert datainnsamling (Halvorsen 2011). Det er først og fremst naturtypens vanlighet, det vil si hvor stor andel av definisjonsområdet den dekker, som bestemmer hvilken av de ovenfor nevnte overvåkingsmetodene som er best egnet til å framskaffe arealrepresentativ informasjon. Arealdekkende datainnsamling er først og fremst egnet for indikatorer som kan registreres ved bruk av fjernmålingsutstyr. Semi-naturlig eng er en sjelden naturtype som dekker mindre enn fem prosent av Norges totale areal (Framstad 2015) og som ikke entydig kan identifiseres på grunnlag av satellittdata eller flyfoto alene. Derfor er ikke arealdekkende datainnsamling egnet for overvåking av semi-naturlig eng. Det er også grunn til å anta at naturtypen er for sjelden til å kunne overvåkes effektivt i et areal(type)representativt nettverk av observasjonsenheter (men kunnskapen om dette er svært mangelfull). Sannsynlighetsbasert datainnsamling gjenstår derfor som eneste metode med potensial for å kunne gi arealrepresentativ informasjon om semi-naturlig eng i Norge, og benyttes derfor i dette prosjektet. Sannsynlighetsbasert datainnsamling forutsetter imidlertid at naturtypen lar seg modellere med akseptabel presisjon.

Sannsynlighetsbasert datainnsamling innebærer at man registrerer indikatorer i et utvalg observasjonsenheter som representativt for definisjonsområdet ved bruk av kunnskap om sannsynligheten for at naturtypen er tilstede i hver potensielle observasjonsområde eller hvert observasjonssted (Yoccoz m.fl. 2001). I praksis innebærer sannsynlighetsbasert datainnsamling at steder med høy sannsynlighet for å inneholde semi-naturlig eng overrepresenterer i utvalget av observasjonsområder/-steder. Hele spekteret av forekomstsannsynlighet må imidlertid være representert i utvalget for at skal kunne gi arealrepresentative estimater. Som grunnlag for sannsynlighetsbasert datainnsamling ble det utarbeidet en MaxEnt-modell for semi-naturlig eng i Norge (Vedlegg 1). Denne MaxEnt-modellen er den beste blant 18 MaxEnt-modeller, vurdert på grunnlag av en grundig evaluering (se Vedlegg 1). Her beskrives bare den beste modellen beskrevet. Definisjonsområdet er hele fastlands Norge og øyene utenfor. Modellen tar utgangspunkt i et UTM-basert rutenett med gridcellestørrelse 500 × 500 m.

Modellen bruker artsdata som responsvariabel og 20 forklaringsvariabler (se vedlegg 1). Artsdata er stedfestede herbarie- og krysslisteropplysninger for et utvalg arter med sterk tilknytning til semi-naturlig eng (Tabell 1 og 2 i Vedlegg 1) (Halvorsen m.fl. 2016). Artene er definert som spesielt tilknyttet semi-naturlig eng ved at tyngdepunktet for artene langs NiN-miljøvariabelen hevdintensitet er i enger med typisk ekstensivt hevdpreg. Den beste MaxEnt-modellen inneholdt fire forklaringsvariabler: bioklimatisk sone, tetthet av landbruksbygninger, geologisk rikhet og arealandel hav (kysttilknytning) (figur 6).

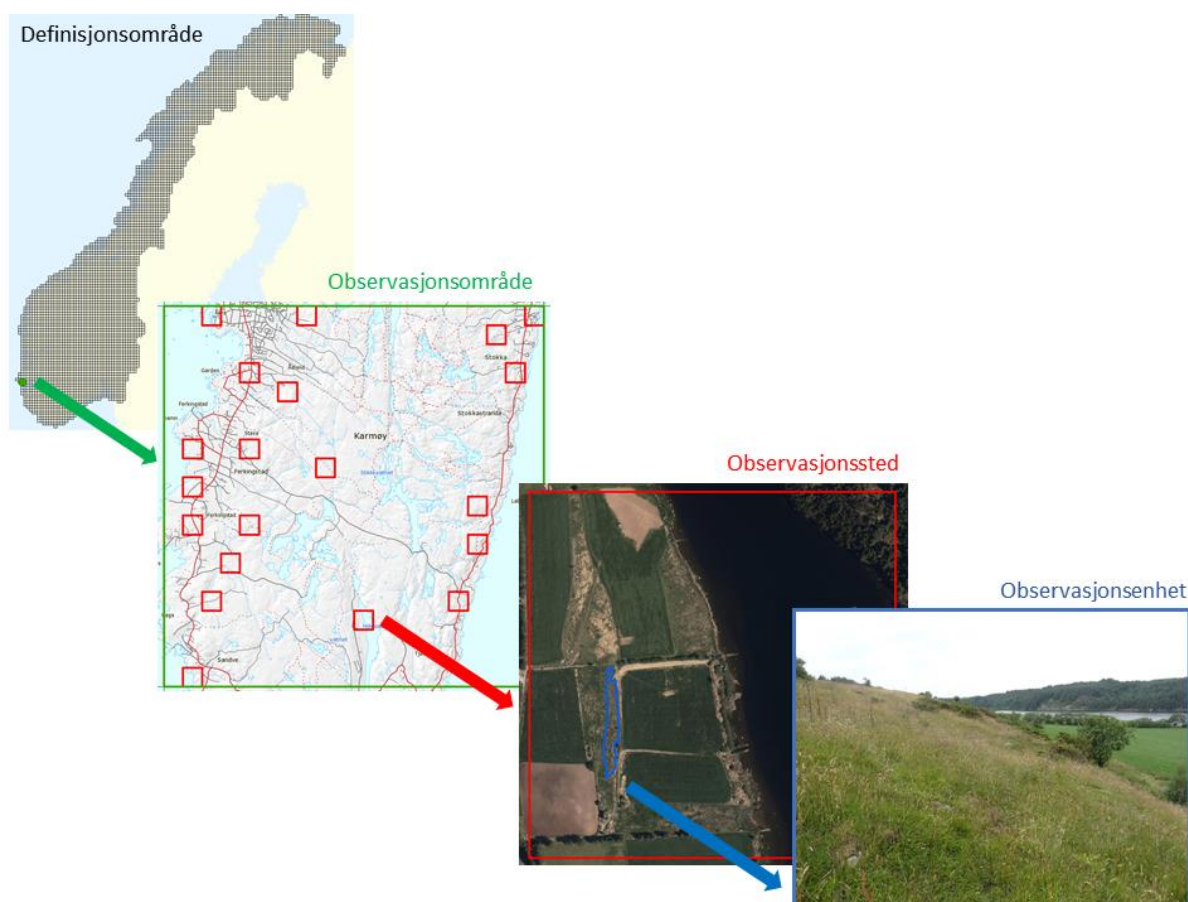
For å evaluere og kunne kalibrere modellen har vi samlet inn data om forekomst/fravær av semi-naturlig eng, uavhengig av dataene som ble brukt som responsvariabeldata ved modelleringa. Det ble gjort ved kartlegging av semi-naturlig eng i fire observasjonsområder. Kartleggingen ble gjennomført av NIBIO og UiO i Østfold og Oppdal (Norderhaug m.fl. 2012), og av NIBIO på Karmøy og Stjørdal (Wehn m.fl. 2015).



**Figur 6** Kartrepresentasjon av prediksjoner fra den beste modellen for semi-naturlig eng i Norge og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng brukt ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP). 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den modellen.

Ved hjelp av denne romlige prediksjonsmodellen vil man kunne etablere faste observasjonssteder som vil gi arealrepresentative informasjon om forekomst og tilstand av semi-naturlig eng i Norge. Vi forslår at det velges 100 observasjonsområder på  $10 \times 10$  km, og dernest, innen hvert område, 20 observasjonssteder på  $500 \times 500$  m for detaljert analyse (Figur 5 og 7) (totalt 2000 observasjonsområder). Antall observasjonsområder og observasjonssteder er basert på vurdering med utgangspunkt i simuleringsstudier i (Halvorsen & Heegaard 2011) seinere utdypet i Skarpaas m.fl. (in prep.). Dette antallet er vurdert å gi pålitelig estimater for viktige indikatorvariabler, og mulighet for å tallfeste endringer i disse med akseptabel presisjon. Det er imidlertid ikke absolutte krav; men reduseres omfanget vil naturligvis overvåkingens følsomhet reduseres tilsvarende.

Observasjonsområder og observasjonssteder velges ut på grunnlag av en nøstet design (se Figur 7) fordi dette er kostnadseffektivt (når det gjelder feltarbeidsreiser, innkjøp av flyfoto mm.) og fordi det da legges til rette for å integrere data på landskaps-nivå. Den sannsynlighetsbaserte utvelgelsen av observasjonsområder skal gjøres slik at den sikrer god regional fordeling fra fjell til kyst og fra nord til sør i landet. Det innebærer i praksis at man må kombinere krav til dekning av hele landet med krav til balansert overrepresentering av potensielle områder med høyere sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng. Innenfor observasjonsområdene plasseres observasjonsenhetene på grunnlag av en standard sannsynlighetsbasert prosedyre (Halvorsen 2011).



**Figur 7** Nøstet design for representativt utvalg av observasjonsenheter i overvåking av semi-naturlig eng i et nasjonalt overvåkingsprogram. Norge (definisjonsområdet) er delt inn i 10 x 10 km ruter hvor 100 velges ut som overvåkingsområder. I hver av disse (eksemplifisert ved en 10 x 10 m på Karmøy, Rogaland) plasseres 20 ruter (observasjonssteder) à 500 x 500 m og semi-naturlig eng innen for disse overvåkes (observasjonsenheter). Foto: Norge i bilder, S. Lundemo/NIBIO.

## 3.3 Indikatorer

Følgende indikatorer skal registreres i de 500x500 meter ruter (observasjonssted) og semi-naturlig engene (observasjonsenhet) som er en del av utvalget:

- Forekomst av semi-naturlig eng
- Arealavgrensing av semi-naturlig eng
- Tilstand av semi-naturlig eng

Det anbefales at disse indikatorene registrert hvert 5. år. Hvert år bør en andel av utvalget registreres i regioner slik at etter 5 år er alle indikatorer i hele utvalget registrert. Flyfoto fra Nasjonalt program for omløpsfotografering skal benyttes i metoden. Det er nødvendig at flyfoto er så nye som mulig for å få oppdaterte data for indikatorer. Derfor bør de regionale omdrevene i overvåkingen følge omdrev i omløpsfotograferingen.

Metode for forekomst og arealavgrensing av semi-naturlig eng vil være ulik mellom første gangs registrering og oppfølgende registreringer hvert 5 år, derfor er disse omtalt hver for seg. Registrering av tilstand vil derimot ha samme metode ved hver registrering.

### 3.3.1 Forekomst og arealavgrensing av semi-naturlig eng

#### 3.3.1.1 Første gangs registrering (etablering av overvåkningsundersøkelsen)

Ved første gangs kartlegging i rutene à 500 x 500 m., kartlegges alle forekomster av semi-naturlig eng med den presisjon som NiN-metodikk for målestokk 1:5000 beskriver (Bratli m.fl. 2016). Dette gir det beste mulige utgangspunktet for å studere endringer over tid. På hvert observasjonssted identifiseres og avgrenses alle semi-naturlige enger i sin helhet. Det vil si at alle semi-naturlig engarealer som forekommer innenfor 500 x 500 m-ruta kartfestes og at polygongrensene tegnes også når polygonet strekker seg ut av ruta. Kartlegging og avgrensing av semi-naturlig eng skal utføres ved å kombinere flyfototolkning, tilgjengelig arealinformasjon (eks arealressurskart som AR5) og feltarbeid. Satellittdata er ikke vurdert som alternativ for flyfoto da semi-naturlig eng ikke entydig lar seg identifiseres på grunnlag av tilgjengelige satellittdata ettersom de ikke har god nok oppløsning. Laserscanning (LIDAR) er heller ikke vurdert som metode da det ved oppstarte av dette prosjektet var lite utprøvd og hadde lav dekning.

Datafangst fra flyfoto og kart skal utføres i forkant av feltarbeidet. Feltarbeidet skal begrenses til arealet som er identifisert som potensielle semi-naturlig enger. Resultater av undersøkelsene viser at dette er den mest kostnadseffektive metodikken (Wehn m.fl. 2015). Bruk av eksisterende data, i kombinasjon med feltarbeid fanger opp flere semi-naturlige enger sammenlignet med feltarbeid alene. En av årsakene til dette er at det er utfordrende å skille semi-naturlig eng i seint gjengroingsstadium med tresjikt fra skogsmark i felt. Historiske flyfoto er til stor hjelp ved identifisering av semi-naturlig enger i gjengroing. Kartleggingen av semi-naturlig eng gjennomføres i fire trinn som beskrevet i følgende avsnitt.

#### **Flyfototolkning**

Flyfototolkning skal benyttes som et første steg for å identifisere potensielle områder med semi-naturlig eng som senere skal sjekkes i felt. For å identifisere potensielle arealer som inneholder semi-naturlig eng fra flyfoto, må først historiske og deretter nye flyfoto som mulig tolkes og sammenlignes (Wehn m. fl. 2016) (figur 8). Nye flyfoto bør ha en oppløsning på minst 20 cm og 3D tolkingsverktøy bør anvendes.

1. Dersom historiske flyfoto fra perioden 1940-1960 finnes, bør disse tolkes først. Historiske flyfoto er svært nyttige for å dokumentere endringer i landskapet. På historiske flyfoto identifiseres åpne

- områder uten eller med lavt tresjikt, uten pløyespor, ujevn overflate (f. eks. forekomst av bart berg), nærhet til vei, gårdsbruk, forekomst av rydningsrøyser eller andre «landbruksidentifiserende objekter» som potensiell semi-naturlig eng disse undersøkes videre på nyere flyfoto.
2. Tolke nye flyfoto: Områder som på grunnlag av historiske flyfoto blir identifisert som potensielt semi-naturlige enger, men som på flyfoto av nyere dato er tresatt, blir identifisert som potensielle semi-naturlige enger i gjengroing. Det er vanskelig å skille semi-naturlig eng fra oppdyrket varig eng, myr eller lynghei på både historiske og farge-flyfoto. Dette er enklere ved tolking av IR (infrarøde) flyfoto og denne typen flyfoto bør derfor benyttes (se egen beskrivelse for tolking av IR flyfoto). Potensielle semi-naturlige enger registreres og kartfestes.
  3. Områder som etter tolking av både historiske og nye flyfoto framstår som usikre, sammenlignes med AR5 arealressurstyper (Bjørkelo m.fl. 2009). Om arealene er definert som fulldyrka jord eller myr, utgår disse som potensiell semi-naturlig eng.
  4. Liste over potensielle semi-naturlige enger som skal oppsøkes i felt er et resultat av trinnene 1-3.

### **Tolking av IR-flyfoto**

Observasjonskriterier ved tolking av IR-flyfoto er farge, struktur, mønster, form og fargetetthet. Ut i fra disse kriteriene kan man bl.a. skille mellom ulik vegetasjon, vann, bart berg og fuktighetskategorier (Ihse 2007). På IR-flyfoto har vegetasjonen røde, brune og grønne fargenyanser, mens områder uten vegetasjon (for eksempel veier og bart berg) har grå fargetoner. Myrvegetasjon fremstår som blå eller grønn, mens lyngheier er purpurfargede eller brunrøde. Lauvskog er rødere enn barskog som er brun/purpurfarget. Åpen mark og engvegetasjon har et fargespekter fra lyserosa til mørk rosa og rød. Sterke og kraftige rødfarger skyldes ofte frodig vegetasjon som for eksempel gjødslete arealer dominert av grasarter. Skrinn vegetasjon på tørr mark har lys rosa/rosa farge. En semi-naturlig eng har derfor som oftest lysere røde farger.

### **Feltarbeid**

Potensielle semi-naturlige enger som er identifisert ved flyfototolking blir oppsøkt i felt. Ved feltarbeid kartlegges, avgrenses og digitaliseres semi-naturlig eng etter målestokk 1:5000 (Bryn og Halvorsen 2016). I felt bør håndholdt PC med GPS benyttes med tilgang til flyfoto som bakgrunnsdata.

I NiN systemet er overgangen mellom semi-naturlig eng og oppdyrket varig eng identifisert som overgangen mellom hevdintensitet basistrinnene 5 og 6. Den glidende overgangen mellom semi-naturlig eng og oppdyrket varig eng er vanskelig å fange opp på flyfoto også ved bruk av IR-flyfoto. IR-flyfoto gjør det mulig å skille mellom klart gjødslet og ugjødslet eng med akseptabel presisjon, men kan ikke brukes for å skille svakt gjødslet eng fra ugjødslet eng (Norderhaug m.fl. 2012). Derfor må dette kartlegges i felt. Tilstedeværelse av arter som er tolerante ovenfor gjødsling eller fravær av arter som ikke tåler gjødsling indikerer at engene har vært gjødslet.



**Figur 8** Eksempel på bruk av historisk flyfoto (1959), IR-flyfoto (2013) og topografisk kart i en 500 m × 500 m rute (observasjonssted) for å identifisere potensielle områder med semi- naturlig eng.

### 3.3.1.2 Oppfølgende registreringer i 5-årige omdrev

#### **Flyfototolkning**

Ved oppdatering av utbredelse ved 5 års omdrev analyseres de avgrensede arealene (polygoner) med semi-naturlig eng etablert ved forrige omdrev og basert på flyfoto tolkning registreres endringer i grenser på polygonene i tillegg til overgang til andre naturtyper. De mest oppdaterte flyfoto som finnes må benyttes. En slik flyfototolkning hvert 5. år vil gi grunnlag for en arealendringsanalyse for semi-naturlig eng i Norge. Flyfototolkningene skal verifiseres ved feltarbeid.

Nye og forbedrete måter for datafangst fra for eksempel LIDAR, droner, satellitter med høy oppløsning må fortløpende vurderes som erstatning eller tilskudd til flyfoto

#### **Feltarbeid**

Feltarbeid skal gjennomføres i alle semi-naturlige enger innenfor observasjonsenhetene, identifisert i forrige omløp. Alt areal som i forrige omløp ble identifisert som semi-naturlig eng skal kartlegges etter samme NiN-metodikk. Variabler fra beskrivelsessystemet i NiN skal registreres for semi-naturlig eng og eventuelle andre naturtyper dersom den detaljerte instruksjonen som utarbeides for overvåkningsprogrammet foreskriver det. Slåttemarkspreg i NiN bør registreres for å kunne identifisere slåttemark da dette både er en utvalgt naturtype og naturtype av nasjonal forvaltningsinteresse (Evju m. fl. 2017).

### 3.3.2 Tilstandvariabler

En rekke enkeltvariabler som beskriver aktuell tilstand til semi-naturlig eng, skal registreres i alle enger som er en del av utvalget. I tillegg skal artsgruppesammensetning og naturgitte og menneskeskapt objekter og etter samlet vurdering av hele arealenheten (polygonet) registreres (se Tabell 1). Variabelutvalget må harmoniseres med behov i forbindelse med verdisseting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse og fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Disse to prosjektene er imidlertid ennå ikke ferdigstilte.

Tabell. 1. Forslag til indikatorer for overvåking av tilstand i identifiserte arealenheter av semi-naturlig eng ved bruk av variabler fra beskrivelsessystemet i NiN versjon 2.1. : tilstandsvariabler (NiN Kode 7), artssammensetning (NiN Kode 1), naturgitte objekter (NiN Kode 4) og menneskeskapte objekter (NiN Kode 5).

NiN Kode	Navn
1AG-A	Artsgruppesammensetning – Tresjiktsdekning
1AG-B	Artsgruppesammensetning – busksjiktsdekning
1AR – A	Relativ sammensetning av tresjiktet
4TG	Gammelt tre
4TL	Tre med spesielt livsmedium
7FA	Fremmedartsinnslag
7JB-BA	Jord-bruk (aktuell bruk av jord) – aktuell bruksintensitet
7JB-BT	Jord-bruk (aktuell bruk av jord) - beitetrykk
7JB-GT	Jord-bruk (aktuell bruk av jord) - gjødsling
7 JB-SI	Jord-bruk (aktuell bruk av jord) - Slåtteintensitet
7JB.BD	Jord-bruk (aktuell bruk av jord) - Beitedyr
7 JB-SP	Jord-bruk (aktuell bruk av jord) - Sprøyting
7 JB-SU	Jord-bruk (aktuell bruk av jord) – Såing og utplanting
7 JB-HT	Jord-bruk (aktuell bruk av jord) – Høsting av tresjiktet
7RA-SJ	Rask seksjonen i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng

Tilstandsvariablene registreres ved feltarbeid som utføres samtidig med registreringa av forekomst og arealavgrensning av semi-naturlig eng i henhold til instruksen for kartlegging basert på NiN.

Tresjiktsdekning (1AG-A) kan i tillegg til, eller i stedet for, å registreres i felt også beregnes fra flyfoto, eller ved bruk av LIDAR-data når innsamling av LIDAR-data er etablert, og første omløp gjennomført.

### Oppsummering

- Sannsynlighetsbasert datainnsamling benyttes for å oppnå arealrepresentative data.
- En prediksjonsmodell for tilstedeværelse av semi-naturlig eng i Norge er utviklet og benyttes som utgangspunkt for utvelgelse av 2000 observasjonssteder (500 x 500 meter ruter) som skal være utgangspunkt for overvåkingen.
- Forekomst av semi-naturlig eng registreres i observasjonsstedene (500 x 500 meter ruter) ved etablering av overvåkingen.
- Et utvalg av de observasjonssteder med forekomst av semi-naturlig eng vil inngå i overvåkingen.
- Indikatorene forekomst, arealavgrensning og tilstand skal registreres ved 5 årlige omløp.
- Forekomst og arealavgrensning av alle semi-naturlige enger i observasjonsstedene skal registreres, mens tilstand registreres for max 5 enger per observasjonssted.

## 4 Metode for arealrepresentativ overvåking av biologisk mangfold og utvalgte indikatorarter

### 4.1 Formål

Målsettingen med den foreslåtte metoden er å framskaffe arealrepresentativ informasjon om det biologiske mangfoldet i semi-naturlig eng i Norge, endringer i det biologiske mangfoldet og populasjoner av utvalgte indikatorarter over tid, og sammenhenger med areal- og tilstandsendringer i semi-naturlig eng.

### 4.2 Utvalg

#### 4.2.1 Utvelgelse av observasjonsområder og observasjonsheter

Dette elementet i overvåkningsundersøkelsen forutsetter at arealrepresentativ overvåking av forekomst og tilstand av semi-naturlig eng i Norge er etablert som beskrevet i kapittel 3. Et utvalg på 5 observasjonssteder (500x500 meter ruter) i hvert av 40 observasjonsområder (dvs totalt 200 500x500 meter ruter) blir valgt ut fra aktiviteten beskrevet i kapittel 3. Om de utvalgte observasjonsstedene inneholder flere enn 5 semi-naturlige enger foreslår vi at det trekkes tilfeldig ut fem eng-polygoner på hvert observasjonssted. Forslaget til omfang av undersøkelsen tar utgangspunkt i en generell vurdering av variasjonen i norsk semi-naturlig eng og regional variasjon i Norge, men er ikke basert på eksplisitte statistiske beregninger. Utvelgelsen av hvilke 40 observasjonsområder av de totalt 100 og hvilke fem observasjonssteder av de totalt 20, bør gjøres på grunnlag av samme metodikk som ble benyttet og beskrevet i avsnitt 3.2.

#### 4.2.2 Utvalgte indikatorarter

De utvalgte indikatorartene som overvåkes skal være typiske for semi-naturlig eng og komplementære i forhold til forventet respons på ulike påvirkninger. Foreslåtte indikatorer er arter som er lett gjenkjennelige og som har vid utbredelse og samme indikatorverdi gjennom hele definisjonsområdet (Norderhaug m.fl. 2012). I tråd med forslagene i Norderhaug m. fl. (2012) foreslår vi at følgende arter gjøres gjenstand for overvåking: brudespore, bakkesøte, bittersøte, kattefot, gjeldkarve, rødknapp og smalkjempe (Figur 9). Disse artene er indikatorer for semi-naturlig eng og forsvinner ved gjødsling og/eller gjengroing (Bele & Norderhaug 2008; Bele m.fl. 2011a; Bele m.fl. 2011b; Halvorsen m.fl. 2016). I tillegg kan andre arter som er omtalt i Norderhaug m. fl. (2012) og arter som i Halvorsen m. fl. (2016) er kategorisert som arter med tydelig optimum i enger med ekstensivt hevdpreg, vurderes inkludert. Det endelige utvalget av indikatorarter må ta høyde for miljøforvaltningens målsetting for overvåkingen og tilgjengelige ressurser.





Figur 9 Forslag til indikatorarter som skal overvåkes i semi-naturlig eng. Fra venstre: rødknapp, bakkeseøte, brudespore og kattefot (øverst til venstre) og smalkjempe (nederst til høyre). Foto: B. Bele og L. Johansen/NIBIO.

## 4.3 Indikatorer

I de semi-naturlig engene som inngår i utvalget, skal indikatorer for biologisk mangfold og populasjonsdata (forekomst, tetthet og blomstring) for utvalgte indikatorarter registreres hvert 5 år, fortrinnsvis samtidig som (og samordnet med) registrering av areal- og tilstandsendringer (se kap. 3).

### 4.3.1 Biologisk mangfold

Innenfor hver semi-naturlig eng i utvalget skal alle karplanter registreres som grunnlag for å estimere artsrikdom. Dette bidrar til at både rødlistede arter, prioriterte arter og eventuelt andre aktuelle indikatorarter blir registrert. Dette gjennomføres ved at kartleggerne går systematisk gjennom enga og registrer alle arter som er til stede. Data om kun tilstedeværelse av arter er lite følsomme for endringer særlig for arter som forekommer sjelden. Derfor er det nødvendig å registrere mengdeangivelse for hver art innenfor hele enga ved bruk av frekvens og dekning. Beskrivelsessystemet for artssammensetningsvariasjon i NiN versjon 2.1. (Halvorsen m. fl. 2015b) inneholder variabler for tallfesting av mengde (forekomst, dekning og/eller småfrekvens) av hver enkelt art i naturtypepolygoner. Smårutefrekvens foreslås registrert på 6-trinnskalaen S6 og dekning på andelsskalaen A6. Dekning registreres samlet for hele polygonet og målsettingen er å fange opp de arter som dominerer. Smårutefrekvens angis med tall som gjenspeiler andelen tenkte småruter á 4 m<sup>2</sup> (2 × 2 m) som inneholder arten. Resultatet av usikkerhetstesting av denne metoden, som er beskrevet i Vedlegg 2 (Wehn m. fl. 2015), viser at det er betydelig usikkerhet ved bruk av denne metoden, og at usikkerheten i hovedsak er relatert til personavhengighet. Dette betyr at det er helt nødvendig med kalibrering av kartleggerne i bruk av metoden før iverksetting av overvåkingen.

Artsregistreringene kan kobles opp mot andre datakilder om karplanter som kan gi informasjon om økosystemets funksjon og mulige miljøpåvirkninger. Funksjonelt mangfold er verdien, variasjonen og fordelingen av trekk til arter i et samfunn og er en viktig del av biologisk mangfold. Funksjonelt mangfold er vanligvis sett på som en nøkkel til å forstå økosystemets funksjon (Song m.fl. 2014) og kan blant annet beregnes ved å hente ut data om funksjonelle trekk til karplanter fra tilgjengelige

databaser som LEDA (Kleyer m.fl. 2008). Ellenbergverdier reflekterer en arts realiserte økologisk nisje langs miljøfaktorer som lys, pH i jord, fuktighet, nitrogentilgang og saltholdighet i omgivelsene og kan benyttes som indikatorer på påvirkningsfaktorer (Diekman 2003).

Karplanter er valgt som artsgruppe fordi de er forholdsvis enkle å identifisere sammenlignet med andre artsgrupper som for eksempel kryptogamer og insekter. Tilstedeværelse av sopp og insekter er svært avhengig av værforholdene noe som kan kreve at man må oppsøke lokalitetene flere ganger noe som er lite kostnadseffektivt. Det er dessuten relativt god kunnskap om karplantenes respons på økokliner og påvirkningsfaktorer og de benyttes som diagnostiske arter i NiN kartlegging.

### 4.3.2 Populasjonsdata på utvalgte indikatorarter

Populasjonsendringer kan estimeres fra data på forekomst, tetthet og blomstringstetthet (Skarpaas m.fl. 2014; Wehn & Olsson 2015) og vi foreslår å registrere dette for de utvalgte indikatorartene. Variabler som adresser hvert av disse tre 'nivåene' vil alle kunne gi estimerer på populasjonsendringer, men i forskjellig detaljeringsgrad. Forekomstdata vil gi estimerer på tilstand og trender i mengden av en art regionalt og nasjonalt og erverves gjennom å registrere biologisk mangfold som beskrevet i 4.3.1. Datainnsamling på tetthet hos populasjoner vil gi estimat på populasjonsstørrelsen lokalt og registrering av antall/tetthet av blomstrende rameter vil kunne gi indikasjoner på fenologi/levedyktighet til populasjonen.

Vi foreslår å registrere forekomster av de utvalgte indikatorartene ved hjelp av GPS og en minimumsavstand på 10 m mellom hver GPS-registrering innenfor hele populasjonens utbredelse innenfor den aktuelle semi-naturlige enga. På hvert GPS-punkt skal antall/tetthet av blomstrende og ikke blomstrende rameter registreres ved å telle rameter for hver indikatorart. Dersom indikatorarten forekommer i hele eller store deler av enga skal det gis et anslag for antall, areal og fordeling i enga. Denne metoden gir data som kan sammenlignes med data innsamlet gjennom ARKO prosjektet (se beskrivelser i Bratli m. fl. 2014).

#### Oppsummering

- Sannsynlighetsbasert datainnsamling benyttes for å oppnå arealrepresentative data for biologisk mangfold og indikatorarter.
- Semi-naturlig enger identifisert i kap 3 «Metode for arealrepresentativ overvåkning av forekomst, arealdekning og tilstand», og som benyttes til registrering av tilstand benyttes som utvalg.
- 200 observasjonssteder (500x500 meter ruter) inngår i utvalget.
- Indikatorene biologisk mangfold av karplanter og populasjonsdata for utvalgte indikatorarter registreres i 5 årlige omdrev.
- 8 indikatorarter: brudespore, bakkesøte, bittersøte, kattefot, gjeldkarve, rødknapp og smalkjempe.

# 5 Metode for overvåking av referanseområder

## 5.1 Formål

Målsettingen med overvåking av referanseområder å gjennomføre basisovervåking (ikke arealrepresentativ) av utvalgte referanseområder med semi-naturlig eng hvor det er planer om langsiktig skjøtsel, med sikte på å kunne følge effekten av ulike forvaltnings- og skjøtselstiltak. I tillegg skal basisovervåking i referanseområder bidra til tidlig identifisering av økosystemeffekter av ulike globale og regionale påvirkningsfaktorer som for eksempel endringer i klima og eutrofiering.

## 5.2 Utvalg

### 5.2.1 Referanseområder

Vi foreslår at 10 referanseområder velges blant områder som er godt undersøkt fra tidligere, gjerne områder med kjent brukshistorie og der avtaler og forvaltningsplaner sikrer fortsatt skjøtsel i overskuelig framtid. Referanseområder kan for eksempel være områder som er kartlagte og registrert i Naturbase, del av handlingsplan for slåttemark, utvalgte kulturlandskap eller enger som skjøttes pga forvaltninga av rødlista eller utvalgte arter. Et referanseområde kan inneholde flere semi-naturlige enger innenfor et kulturlandskap. Gradientbasert datainnsamling i semi-naturlige enger i referanseområder benyttes ved å tilpasse metodikken som brukes i den vegetasjonsøkologiske fastruteovervåkingen i TOV (se Halvorsen 2011, kapittel 5.3.5).

### 5.2.2 Utvalgte indikatorarter

Utvalgte indikatorarter som er beskrevet i avsnitt 4.3.2 (brudespore, bakkesøte, bittersøte, kattefot, gjeldkarve, rødknapp og smalkjempe) skal overvåkes. I tillegg inkluderes arter med mer regional utbredelse som for eksempel solblom, storblåfjær og kystgrisøre slik foreslått i Norderhaug m. fl. (2012) (Figur 10).

## 5.3 Indikatorer

De semi-naturlige engene som inngår i referanseområdet skal avgrensnes slik beskrevet i avsnitt 3.3.1 og miljøvariabler skal registreres hvert 5. år. Registreringen bør følge nasjonalt program for omløpsfotografering så langt det er mulig. Indikatorer for biologisk mangfold og populasjonsdata (populasjonsstruktur og demografi) for utvalgte indikatorarter bør registreres årlig.

### 5.3.1 Arealavgrensning og tilstand av semi-naturlig eng

Ved feltarbeid kartlegges, avgrensnes og digitaliseres semi-naturlig eng etter metodikken for kartlegging etter NiN i målestokk 1:5000 (Bratli m.fl. 2016) og indikatorene registreres i henhold til instruksen for kartlegging basert på NiN (se kapittel 6). Tilstandsindikatorer registreres som beskrevet i 3.3.2 innenfor hver semi-naturlig eng.

### 5.3.2 Miljøforhold

I hvert referanseområde må man innhente data om klimavariabler som temperatur og nedbør og, forsuring, eutrofiering og tungmetallnedfall gjennom nedbør fra ulike tilgjengelige kilder som f.eks. eklima. Data fra temperatur og nedbør bør hentes fra nærmeste operative klimastasjon. I tillegg skal jordsammensetning analyseres og jordprøver skal samles inn etter standard metoder og analyseres for pH, mineralinnhold og mekanisk sammensetning. Jordanalyser utføres ved første gangs registrering og ved 5 årlige omløp for å få data på naturlig variasjon, og deretter sjeldnere.

### 5.3.3 Biologisk mangfold

I hvert referanseområde skal biologisk mangfold registreres slik som beskrevet i avsnitt 4.3.1 i 5-årige omløp. I tillegg skal fastruter på 2 x 2 m legges ut tilfeldig med antall i størrelsesorden 10-50 i hver observasjonsenhet. Smårutefrekvens og estimert prosentvis dekning innen hver fastrute skal benyttes for å maksimere muligheten for tidlig oppdagelse av endringer.

### 5.3.4 Populasjonsdata på utvalgte indikatorarter

Forekomst, tetthet og blomstringstetthet av utvalgte indikatorarter skal registreres som beskrevet i avsnitt 4.3.2.

For å kunne estimere vekstrate og levedyktighet for utvalgte indikatorarter skal enkelte arter gjøres gjenstand for demografiske undersøkelser. Siden en demografisk undersøkelse innebærer at man registrer enkelt rameter er dette svært ressurskrevende, og det forutsetter at det er mulig å merke rameter som kan følges over flere år. Derfor velges det ut noen få indikatorarter for semi-naturlig eng hvor det har vist seg mulig å merke rameter: smalkjempe (Hamre m.fl. 2010), rødknapp (Johansen m.fl. 2016; Vange 2002) og gjeldkarve (Auestad m.fl. 2010).



Figur 10. Indikatorarter som bør overvåkes i referanseområder. Fra vestre: gjeldkarve, flekkgrisøre og solblom. Foto: B. Bele/NIBIO.

Ti 1 x 1 m observasjonsenheter (fastruter) etableres innenfor utbredelsesområdet til indikatorarten innenfor den aktuelle semi-naturlige enga (Evju m.fl. 2016). Alle rutene merkes permanent i felt og ved bruk av GPS. Alle rameter av arten merkes med permanente og unike individnummer. Hvert år på omtrent samme tidspunkt oppsøkes alle fastruter og det registreres overlevelse, antall blomster og livshistorie-stadium for hver ramet. Nye rameter merkes med permanente unike nummer og registreres tilsvarende. Hvilke livshistoriedata som registreres avhenger av livssyklusen til den enkelte art. For hver indikatorart foreslår vi å lage en inndeling i ulike livsstadium som så kan benyttes for registrering av arten i felt. I utgangspunktet foreslår vi at inndeling i livsstadium blir basert på en biomassemodell for den aktuelle arten. Størrelsesklasser fra biomassemodellen kombinert med egenskapen vegetativt eller fertilt stadium kan så være grunnlag for inndeling i livsstadium. Det er utført populasjonsstudier og livssyklusene er identifisert for alle indikatorartene (Johansen m. fl.

2016, Auestad m. fl. 2010, Hamre m. fl. 2010) og dette bør ligge til grunn for overvåkingen av artene inntil ny kunnskap eventuelt foreligger. For rødknapp registreres derfor frøplanter, ny klonale ramet som blomstrer og ikke blomstrer, ramet som blomstrer og ikke blomstrer (Johansen m. fl. 2016). For smalkjempe registreres frøplanter, små og store ikke blomstrende rameter, små og store blomstrende rameter (Auestad m. fl. 2010). For gjeldkarve registreres frøplanter og små rameter, side rosetter, små, medium, store og ekstra store rameter (Hamre m. fl. 2010). Frøsetting eller fruktsetting må også registreres for å kunne estimere fertiliteten til populasjonene. Nye verktøy og metoder for analyse av populasjonsdata er under stadig utvikling, og kan påvirke hvordan data bør samles inn i denne delen av overvåkingsprogrammet (for eksempel er det nå mulig lage populasjonsmodeller uten definerte størrelsesklasser ved hjelp av *integral projection models*, Merow m. fl. 2014; Ellner m. fl. 2016).

Fastruter hvor indikatorer på biologisk mangfold (artssammensetning) og populasjonsdata registreres bør samlokaliseres for å effektivisere arbeidet.

### Oppsummering

- Referanseområder benyttes for å kunne overvåke skjøtsels, tiltak, tilskudd og regionale påvirkningsfaktorer som klimaendringer og eutrofiering.
- Referanseområdene skal være områder som allerede er kartlagt og hvor det er kunnskap om at skjøtsel vil foregå i lang tid framover.
- 10 referanseområder er foreslått til å inngå i overvåkingen.
- Innenfor hvert referanseområder skal indikatorene forekomst, arealavgrensning, tilstand, miljøforhold, biologisk mangfold, og populasjonsdata for utvalgte indikatorarter registreres.
- 10 indikatorarter: brudespore, bakkesøte, bittersøte, kattedot, gjeldkarve, rødknapp, smalkjempe, solblom, storblåfjær og kystgrisøre.
- Alle indikatorer registreres ved 5 årlige omløp foruten demografiske undersøkelser som utføres årlig for utvalgte indikatorarter.
- Overvåking av referanseområdene bidrar ikke til arealrepresentative data.

## 6 Kompetanse og infrastruktur

Metoden som er beskrevet for overvåking av semi-naturlig eng i denne rapporten stiller krav til personell med spesiell kompetanse for at overvåkingen skal kunne gjennomføres med godt resultat. Kompetanse som kreves, er naturtype- og naturtypekartleggingskunnskap og – erfaring, artskunnskap, erfaring med tolking av flyfoto, digitalisering av data og databearbeiding. Overvåkningsprogrammet krever også en del infrastruktur.

Erfaring fra kartlegging av semi-naturlig eng i dette prosjektet viser store individuelle forskjeller mellom kartleggere med hensyn til kartlegging og avgrensning av semi-naturlige eng (Wehn m.fl. 2015). Dette skyldes til dels at definisjonen av semi-naturlig eng gir et betydelig tolkingsrom ved avgrensning mot andre naturtyper. Pålitelige og presise data fra overvåking av semi-naturlig eng forutsetter at det gjennomføres et arbeid med presisering av kriterier for avgrensning av semi-naturlig eng og andre naturtyper i NiN, og avgrensning mellom grunntyper innenfor naturtypen. Dessuten er det en forutsetninga at det legges betydelig arbeid i kompetanseheving og kalibrering mellom personell. Det er derfor nødvendig med god kompetanse og ikke minst lang erfaring i både identifisere og avgrense semi-naturlig eng.

For å minimere personavhengig registrering så er det viktig med å kalibrere kartleggerne og at de har kunnskap om naturgrunnet og jordbruket i kartleggingsområdet. En viss, fast andel, f.eks. 10% av observasjonsstedene, bør brukes til uavhengig kartlegging av et annet team av kartleggere enn de som gjør overvåkingskartleggingen. Denne parallellkartleggingen må inngå i en systematisk kontroll av kvalitet og presisjon i overvåkingen, etter en fastlagt metode. Kvalitetskontrollen vil gi informasjon om presisjon i overvåkingsdatasettet, samt grunnlag for å sette inn kompetansetiltak på områder der det trengs mest. Det forutsettes at det benyttes personell som har kompetanse på både flyfototolking, og det feltarbeidet krever av artskunnskap, kartleggingserfaring etc. Det er essensielt med gode instruksjoner for alle deler av arbeidet for å unngå misforståelser og feilregistreringer. Denne grunnleggende forståelsen øker sannsynligheten for at personellet kan gjøre rett vurdering når det oppstår problemstillinger eller uforutsette hendelser som gjør at instruksjonen ikke kan følges (Framstad 2013).

For overvåking av biologisk mangfold og utvalgte arter kreves spesialkompetanse i artsidentifisering for den/de artsgrupper som inngår. I denne metodikken gjelder det særlig for karplanter. Det kan også være store individuelle forskjeller i angivelse av dekning og frekvens av karplanter (Wehn m.fl. 2015, Vedlegg 2). Feltpersonell må derfor ha lang erfaring i registrering av planter og spesielt i bruk av valgte metode. Kalibrering av feltpersonell er avgjørende for et godt resultat.

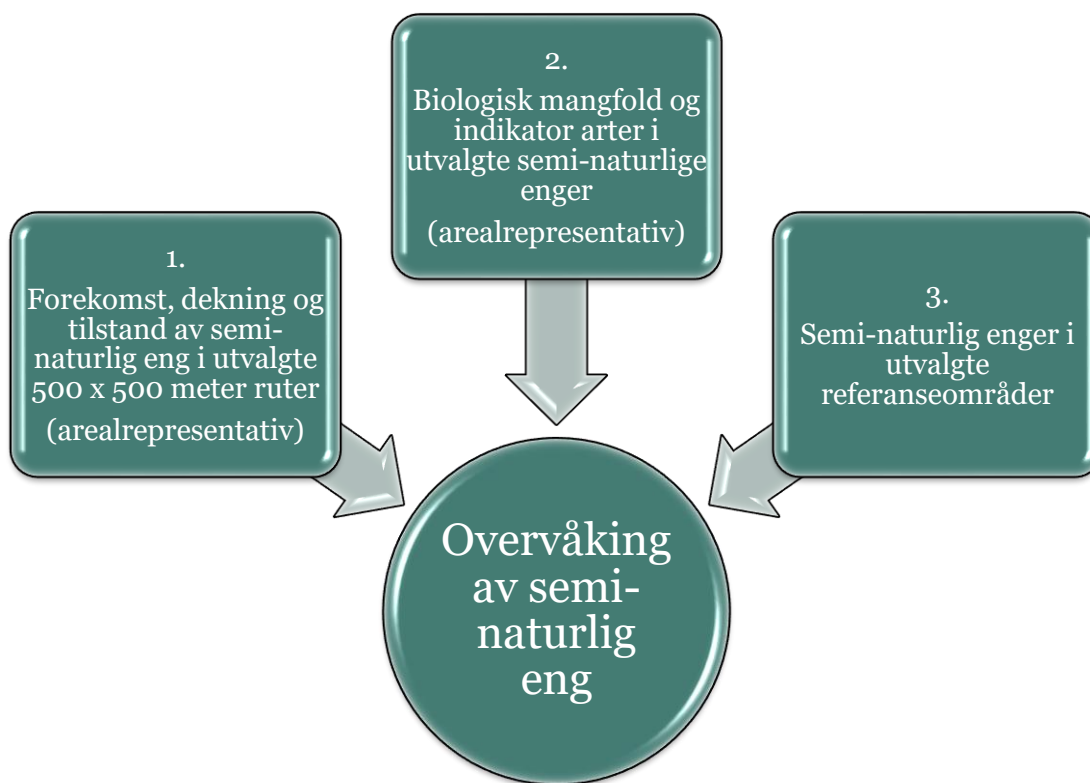
Metoden forutsetter kompetanse i tolking av flyfoto, både historiske svart/hvitt foto, 3D-fargefoto og IR-foto og relevant erfaring i bruk av slikt utstyr. Alle data skal digitaliseres og lagres i geodatabaser. Kunnskap om GIS og drift av geodatabaser må være tilstede.

Den institusjonen som skal ha faglig og operasjonelt ansvar for å drifte overvåkingen må ha et systemer for dokumentasjon, kvalitetssikring, avvikshåndtering, opplæring og kompetanseutvikling (Framstad 2013) i tillegg til personell med den spesifikke fagkompetansen som beskrevet ovenfor og et administrativt støttesystem. Naturovervåkingen skal ha et svært langsiktig perspektiv og langsiktighet og stabilitet må derfor også være et krav til utøvende institusjon.

## 7 Oppsummering

Det er utarbeidet et forslag for overvåkning av semi-naturlig eng i Norge (tabell 2). Forslaget er utarbeidet i tråd med intensjonene om en helhetlig overvåking av semi-naturlig eng på flere naturmangfoldnivåer fra art til økosystem (naturtype) og består av tre elementer (figur 11).

Omfanget av den foreslåtte metoden for semi-naturlig eng (Tabell 2 og 3) tar utgangspunkt i at det skal kunne levere representative data. Den endelige omfanget må likevel sees i sammenheng med de målsettinger som miljøforvaltningen setter seg ved iverksettelse av et overvåkningsprogram og tilgjengelige ressurser. Det er mulig å iverksette et mindre omfang av overvåkingen enn foreslått men man må da være klar over de begrensinger det vil medføre i datakvaliteten.



Figur 11. Forslag til metode for helhetlig overvåkning av semi-naturlig eng består av tre elementer.

Tabell 2. Oppsummering av overvåkingsmetoden

<b>Målsetting</b>	Arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng i Norge
<b>Definisjonsområde</b>	Norge, fastlandet og øyene utenfor
<b>Datainnsamling:</b>	Sannsynlighetsbasert og arealrepresentativ for element 1 og 2 (figur 11). Gradientbasert for element 3.
<b>Utvalg og indikatorer</b>	Se tabell 2
<b>Overvåkingsfrekvens</b>	5 årlige omdrev. Unntak er demografiske data for indikatorarter i referanseområder som registreres årlig.
<b>Metode for datainnsamling</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forekomst, arealdekning og tilstandsvariabler: flyfototolking etterfulgt av feltarbeid</li> <li>• Biologisk mangfold og indikatorarter: Registrering av dekning og frekvens av alle karplanter, GPS registrering av indikatorarter inklusive mengdeangivelse.</li> <li>• Referanseområder: flyfototolking og feltarbeid</li> </ul>
<b>Rammeverk</b>	Natur i Norge
<b>Kompetanse og infrastruktur</b>	Kompetanse i natur- og artskartlegging, GIS, flyfototolking og erfaring med semi-naturlig eng er nødvendig. Kalibrering av personell er essensielt for presisjonen på data.

Tabell 3. Utvalg og indikatorer for de ulike elementene i foreslått metode for helhetlig overvåking av semi-naturlig eng.

Overvåkings elementer	Utvalg	Indikatorer
<b>Forekomst, arealdekning og tilstandsvariabler</b>	2000 ruter på 500x500 meter ruter undersøkes for semi- naturlig eng. De som inneholder dette inngår i den videre overvåkingen.	Forekomst Arealavgrensning Tilstandsvariabler
<b>Biologisk mangfold og indikatorarter</b>	200 ruter på 500x500 meter 7 indikatorarter	Biologisk mangfold av karplanter Populasjonsdata for indikatorarter Arealavgrensning
<b>Referanseområder</b>	10 områder 10 indikatorarter	Tilstand Miljøforhold Biologisk mangfold av karplanter Populasjonsdata for indikatorarter



# Referanser

- Auestad, I., Rydgren, K., Jongejans, E. & de Kroon, H. (2010). *Pimpinella saxifraga* is maintained in road verges by mosaic management. *Biological Conservation*, 143 (4): 899-907.
- Bele, B. & Norderhaug, A. (2008). *Bondens kulturmarksflora for Midt-Norge*, b. 3. Bioforsk: BIOFOKUS 121 s.
- Bele, B., Svalheim, E. & Norderhaug, A. (2011a). *Bondens kulturmarksflora for Sørlandet*, b. 6. Bioforsk: BIOFOKUS.
- Bele, B., Svalheim, E. & Norderhaug, A. (2011b). *Bondens kulturmarksflora for Østlandet*, b. 6. Bioforsk: BIOFOKUS. 121 s.
- Bratli, H., Jordal, J. B., Stabbetorp, O. & Sverdrup-Thygeson, A. (2011). *Naturbeitemark - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II*. NINA Rapport, 714. 84 s.
- Bratli, H., Evju, M., Jordal, J. B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. (2014). *Hotspot kulturmarkseng. beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet*. NINA Rapport. 76 s.
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Bendiksen, E., Jordal, J. B., Svalheim, E., Vandvik, V., Velle, L. G. & Øien, D. G. (2016). *Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000. – Natur i Norge, Artikkel 8 (versjon 2.1.0)*. Arsdatabanken. Trondheim. 303 s.
- Bär, A. (2013). *Kulturmark. Tilstand og overvåkning*. Miljødirektoratet, M93. 48 s.
- Diekmann, M. 2003. *Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. - Basic and Applied Ecology* 4: 493-506.
- Ellner, S.P., Childs, D.Z. & Rees, M. (2016). *Data-Driven Modeling of Structured Populations: A Practical Guide to the Integral Projection Model*. Springer, New York.
- Emanuelsson, U. (2009). *Europeiska kulturlandskap. Hur människan format Europas natur*: Formas.
- Evju, M., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E., Bratli, H. & Ødegaard, F. (2015). *Strandeng—et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III*. NINA Rapport, 1170. 116 s.
- Evju, M., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O. (2016). *Dragehode *Dracocephalum ruyschiana**. Forslag til overvåkingsopplegg. NINA Kortrapport. 30 s.
- Evju, M., Blom, H., Brandrud, T. E., Bär, A., Johansen, L., Lyngstad, A., Øien, D.-I. & Aarrestad, P. A. (2017). *Verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Forslag til metodikk*. NINA Rapport. 172 s.
- Framstad, E. (2013). *Overvåking av handlingsplanarter og-naturtyper. Kriterier for valg av overvåkingsopplegg*. NINA Rapport, 971. 111 s.
- Framstad, E. (2015). *Naturindeks for Norge. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold*. Miljødirektoratet, M-441.
- Halvorsen, R. (2011). *Faglig grunnlag for naturtypeovervåkning i Norge - begreper, prinsipper og verktøy*. Naturhistorisk museum Rapport, 10. 117 s.
- Halvorsen, R. & Heegaard, E. (2011). *Sannsynlighetsbasert datainnsamling – teori, begreper og en simuleringsundersøkelse*. Univ. Oslo NatHist. Mus. Rapp. 221 s.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. (2015). *NiN Versjon 2.0.0*. Arsdatabanken.

- Halvorsen, R., Bendiksen, E., Bratli, H., Moen, A., Norderhaug, A. & Øien, D. I. (2016). NiN natursystem versjon 2.1.1. Artstabeller og annen tilrettelagt dokumentasjon for variasjonen langs viktige LKM- Natur i Norge, Artikkel 9 (versjon 2.1.1). Artsdatabanken. 125 s.
- Hamre, L. N., Rydgren, K. & Halvorsen, R. (2010). The effects of mulching and abandonment on the viability of the perennial grassland species *Plantago lanceolata*. *Plant Ecology*, 211 (1): 147-158.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015). Rødlista for arter 2015 - Et innblikk i metode og resultat. Trondheim.
- Johansen, L., Hovstad, K. & Åström, J. (2015). Åpent lavland. I: Framstad, E. (red.) b. M-441 Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. , s. 131: Miljødirektoratet Rapport.
- Johansen, L., Wehn, S. & Hovstad, K. A. (2016). Clonal growth buffers the effect of grazing management on the population growth rate of a perennial grassland herb. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 223: 11-18.
- KLD. (2015). Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. . Meld. St. 14.
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., ... & Klotz, S. R. G. M. (2008). The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96(6), 1266-1274.
- Merow, C., Dahlgren, J.P., Metcalf, C.J.E., Childs, D.Z., Evans, M.E.K., Jongejans, E. m. fl. (2014). Advancing population ecology with integral projection models: a practical guide. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 99–110
- Miljødirektoratet. (2017). Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Naturovervaking/Skoget/Program-for-terrestrisk-naturovervaking-TOV/>: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Naturovervaking/Skoget/Program-for-terrestrisk-naturovervaking-TOV/> (lest 07.03.2017).
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (1999). Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo.
- Norderhaug, A. & Johansen, L. (2011). Kulturmark og boreal hei. I: Lindgaard, A., Henriksen, S., Hoem, S., A. & Ødegården, M. (red.) Norsk rødliste for naturtyper 2011. Trondheim: Artsdatabanken.
- Norderhaug, A., Halvorsen, R., Johansen, L., Mazzoni, S., Brattli, H., Svalheim, E., J., J. & Pedersen, O. (2012). Kulturmarkseng i Naturindeks - utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåking og forvaltning Bioforsk Rapport, 7. 173 s.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (2015). Naturindeks for Norge. 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport, 1130. 80 s.
- Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E. & Bakkestuen, V. (2014). Vurdering av populasjonsendringer på grunnlag av artsfunn. NINA Rapport, 8242621853. 36 s.
- Song, Y., Wang, P., Li, G., & Zhou, D. (2014). Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 34(2), 85-91.
- Stokstad, G., Fjellstad, W. J. & Dramstad, W. (2016). Overvåking av jordbrukets kulturlandskap. NIBIO POP, 2.
- Strand, G.-H., Bryn, A., Engan, G., Granhus, A., Svalheim, E. J. & Wallin, H.-G. (2016a). Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper i Norge. Framlegg til hovedprosjekt og feltinstruks. NIBIO Rapport, 2. 49 s.

- Strand, G.-H., Bryn, A. & Framstad, E. (2016b). Arealrepresentativ kartlegging og overvåkning av naturtyper (NiN). Framlegg til metode og arbeidsopplegg. . NIBIO Rapport, 2. 43 s.
- Vange, V. (2002). Breeding system and inbreeding depression in the clonal plant species *Knautia arvensis* (Dipsacaceae): implications for survival in abandoned grassland. *Biological conservation*, 108 (1): 59-67.
- Veen, P., Jefferson, R., Smidt, J. d. & Straaten, J. (2009). Grasslands in Europe of high nature value: KNNV.
- Wehn, S., Johansen, L., Lundemo, S. & Hovstad, K. (2015). Naturindeks for Norge-videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for åpent lavland: fase 3. Evaluering av metodikk for kartlegging og registrering av biologisk mangfold og miljøvariabler i semi-naturlig eng. "Underveisrapport". NIBIO oppdragsrapport 1. 72 s.
- Wehn, S. & Olsson, E. G. A. (2015). Performance of the endemic alpine herb *Primula scandinavica* in a changing European mountain landscape. *Annales Botanici Fennici: BioOne*. 171-180 s.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. & Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 (8): 446-453.

# Vedlegg 1: Arbeidspakke 1: Etablering av nasjonal prediksjonsmodell for semi-naturlig eng som basis for naturovervåking

*Rune Halvorsen, Sabrina Mazzoni, Lars Erikstad, Vegar Bakkestuen og Stefan Blumentrath*

## Innledning

Sluttrapporten fra første og andre fase av prosjektet 'Naturindeks: videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for åpent lavland mot 2015 (Norderhaug m. fl. 2012) konkluderte med et konkret forslag til overvåking av semi-naturlig eng i Norge [referert til som 'kulturmarkseng' i rapporten; her vil begrepet 'semi-naturlig eng' bli benyttet i tråd med terminologien i NiN (Natur i Norge; Halvorsen m. fl. 2016a) versjon 2.1 basert på sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonssteder. Denne konklusjonen fikk tilslutning fra en samlet workshop arrangert av Direktoratet for Naturforvaltning i Stjørdal, 3. desember 2012.

Hjørnesteinen i forslaget til overvåkingsopplegg for semi-naturlig eng er en optimalt tilpasset, nasjonal romlig prediksjonsmodell for semi-naturlig eng basert på modelleringsmetoden MaxEnt. I rapporten (s. 23) beskrives denne modellen slik:

'... basert på artsdata, det beste settet av forklaringsvariabler som kan gjøres tilgjengelig til det tidspunktet modellering skal finne sted, med optimalisert spesifisering av transformasjonsmetoder for forklaringsvariabler og modellseleksjonsmetoder, og med tilgang til et godt datasett av uavhengige forekomst/fraværdata for kulturmarkseng (evalueringsdatasett) som kan brukes til evaluering og kalibrering av modellen.'

I rapporten (Norderhaug m. fl. 2012: s. 22–27) presenteres ei liste med kunnskapsmangler som må fylles som ledd i arbeidet med den nasjonale prediksjonsmodellen. Før et nasjonalt overvåkingsopplegg for semi-naturlig eng basert på kan iverksettes:

- (a) Tilrettelegging og utprøving av viktige forklaringsvariabler [f.eks. geologisk rikhet (arbeid pågår i samarbeid mellom NHM og NGU); modellert tidligere utbredelse av semi-naturlig eng, bl.a. på grunnlag av Naturindeks-prosjektet "Tilrettelegging av jordbruksstatistikk til overvåkingsmodell for kulturmarkseng", etc.]
- (b) Utarbeidelse av nasjonal prediksjonsmodell for semi-naturlig eng
- (c) Innsamling av evaluerings- og kalibreringsdata for to nye undersøkelsesområder; ved utvelgelse av 30 ruter á 500 × 500 m i hver av to 10 × 10 km-storruter (som i Oppdal)
- (d) Evaluering av den nasjonale modellen på de fire regionale evalueringsdatasettene
- (e) Kalibrering av modellen

Den foreliggende rapportens formål er å dokumentere materialet og metoder (inkludert nødvendige grunnlagsdata) som er benyttet, og resultater som er oppnådd, i arbeidet med å etablere en nasjonal prediksjonsmodell for semi-naturlig eng i Norge.

## Materiale

### Undersøkellesområdet

Undersøkellesområdet omfatter hele fastlands-Norge samt øyene utenfor. Over området ble lagt et raster (rutenett, *grid*) med rutestørrelse 500 × 500 m, heretter referert til som '500 m-rutenettet'. Rutene i dette rutenettet blir referert til som 'standard gridruter'. SSBs standard rutenett ble benyttet. 500 m-rutenettet ble for enkelte formål delt videre opp i småruter på 100 × 100 m, 25 småruter i hver standard gridrute. Alle standard gridruter med mer enn 50% av arealet i minst én smårute angitt som landareal (ferskvannsareal inkludert), totalt 1 350 745, er inkludert i undersøkelsen.

### Responsvariabeldata for prediksjonsmodellering

I tråd med anbefalingene i Norderhaug m. fl. (2012) fra romlig prediksjonsmodellering av semi-naturlig eng (SNE) i Oppdal kommune (Sør-Trøndelag) og Østfold fylke, ble *artsdata* benyttet til å generere responsvariabeldata for semi-naturlig eng. Artsdata omfatter stedfestete herbarie- og krysslisteropplysninger fra undersøkellesområdet (dvs. hele Norge) for utvalgte arter som kjennetegner natursystem-hovedtypen semi-naturlig eng [natursystem-hovedtype T32 i Natur i Norge versjon 2.1; Halvorsen m. fl. (2016b)]. Utvelgelse av arter for prediksjonsmodellering ble gjort i to omganger. De to utvalgene vil bli referert til som Artsutvalg 1 og Artsutvalg 2. Begge artsutvalgene er resultatet av ekspertvurderinger som ble oppsummert i ei upublisert liste over indikatorarter for semi-naturlig eng', der artene fordeles på tre grupper etter grad av tilknytning til semi-naturlige engsystemer:

*Sterkt kulturmarkstilknyttet:* Arter som opptrer i kulturskapte enger så godt som utelukkende i det som kan betegnes som semi-naturlig mark og aldri i tydelig sterkt endret mark. Artene kan ha 'primærføremster' i naturmarkshovedtyper som fastmarksskogsmark, fjellhei eller ur og snørasmark, men er sjeldnere der. Dette er arter med lav toleranse overfor (nitrogen)gjødsling.

*Tydelig kulturmarkstilknyttet:* Arter som viser klar tilknytning til semi-naturlig mark og som bare unntaksvis opptrer på mark som klart er sterkt endret. Artene i denne gruppa øker klart i frekvens med økende semi-naturlig preg. Mange av artene har klart 'primærføremster' i naturmarkshovedtyper, men er vanligere i semi-naturlig eng og oppfattes derfor som typiske indikatorer for semi-naturlige systemer. Dette er arter med en viss toleranse overfor (nitrogen)gjødsling.

*Svakt kulturmarksknyttet:* Arter som gjerne opptrer i semi-naturlige systemer, men som også har hovedforekomster på sterkt endret mark (og gjerne også i skogsmark eller andre naturmarkshovedtyper). Artene har ikke tydelig høyere frekvens i semi-naturlige systemer.

Tabellen er basert på beskrivelsen av 'kulturmarkseng (hovedtype T4) i NiN 1.0, som inneholder en 'Tabell 1' som er en ekspertvurdering foretatt av Ann Norderhaug, med innspill fra Johan Kielland-Lund, Arnfinn Skogen og Rune Halvorsen, samt mindre bidrag fra mange andre med god kjennskap til kulturmarksfloraen, samt tabellen over 'naturengarter' og 'seterarter' i Jordal &

Gaarder (1995) og det materialet fra Losvik (1993a, 1993b) og Olsson m. fl. (1995) som er sammenstilt der; samt Ekstam & Forshed (1992). Avveininger mellom opplysningene i dette materialet er til slutt foretatt av RH. Dette materialet er seinere bearbeidet videre til generalisert artslistedatasett B07, som er benyttet til analysene som var grunnlaget for typeinndelingen i NiN versjon 2.0 (Halvorsen m. fl. 2015b).

Det totale artsutvalget (Tabell 1) omfatter arter som mer eller mindre klart tilfredsstillende kravet til det som i NiN versjon 2.1 betegnes *gradient-tyngdepunktart*, det vil si 'art med høyere frekvens og dekning på et gitt trinn langs en lokal kompleks miljøgradient (LKMg) enn på ethvert annet trinn langs den samme LKMg (gitt at variasjonen langs alle andre lokale komplekse miljøvariabler holdes konstant)'. Den lokale komplekse miljøgradienten det her er tale om er 'hevintensitet (HI)', der basistrinnene b–e omfatter 'ekstensivt hevdpreg' og plassering i kategorien 'semi-naturlige systemer' og basistrinnene c og d (typisk ekstensivt hevdpreg) utgjør tyngdepunktet i hovedtypen semi-naturlig eng (T32).

Artsutvalg 1, som ble benyttet for første generasjon av den nasjonale prediksjonsmodellen, besto i utgangspunktet av 97 arter med gradient-tyngdepunkt i basistrinn c og/eller d (Tabell 1). Alle observasjoner av disse artene gjort etter 1945, i alt 45 763, ble lastet ned fra GBIF-Norge (<http://www.gbif.no/>, aksessert mai 2014). Vår intensjon var å inkludere observasjoner med en stedfestingspresisjon på  $\pm 250$  m eller bedre i utvalget. På det tidspunktet da GBIF-basen ble aksessert, returnerte søker bare observasjoner med *angitt* stedfestingspresisjon bedre enn den angitte grenseverdier. Alle disse observasjonene hadde en angitt presisjon på  $\pm 10$  m eller bedre. Fire av artene hadde ingen angivelser som tilfredsstilte dette presisjonskravet, og disse artene er derfor ikke representert i det endelige responsvariabeldatasettet.

Resultatene av prediksjonsmodellering med Artsutvalg 1 som responsvariabel indikerte at datagrunnlaget ikke var tilstrekkelig for å lage en robust modell. I mai 2016 ble det derfor foretatt en ny nedlasting av artsobservasjoner fra GBIF-Norge. Denne gangen ble et snevrere artsutvalg (Artsutvalg 2; se Tabell 2), bestående av 54 arter med sterk eller tydelig tilknytning til semi-naturlig eng, benyttet. Observasjoner med *angitt eller estimert* stedfestingspresisjon på  $\pm 250$  m eller bedre, til sammen 61 244 observasjoner, ble inkludert i utvalget. Ved inspeksjon av dataene under bearbeiding av de ferdige modelleringsresultatene, viste det seg at data for tre av artene på lista manglet (enghaukeskjegg *Crepis praemorsa*, lodneføllblom *Leontodon hispidus* og gjeldkarve *Pimpinella saxifraga*) mens 232 observasjoner av en art som ikke var med på den opprinnelige lista, *Centaurea montana* (= *Cyanus montanus*) honningknoppurt, var inkludert. Honningknoppurt er en innført prydblant som har blitt naturalisert i nyere tid. Lid & Lid (2005) angir den for 'skogkantar, grasmark, vegkantar og skrotemark'. Dette er habitater som ofte forekommer i tilknytning til semi-naturlig eng og vi vurderer derfor at observasjonene av honningknoppurt har hatt ubetydelig påvirkning på annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng, som er basert på observasjonene i Artsutvalg 2.

To responsvariabler for prediksjonsmodellering av semi-naturlig eng i Norge ble konstruert, henholdsvis på grunnlag av observasjonene i Artsutvalg 1 og Artsutvalg 2. Begge ble konstruert som følger: Forekomst (1) ble registrert for alle standard gridruter der minst én av artene listet i Tabell 1 respektivt Tabell 2 hadde minst én registrert GBIF-forekomst, mens fravær (0) ble registrert for alle andre standard gridruter. Av de 45 763 observasjonene for Artsutvalg 1 ble presisjonskravet tilfredsstillende for registreringer i totalt 2 004 standard gridruter. Av de 61 244 observasjonene for Artsutvalg 2 (alle med tilfredsstillende presisjon), ble forekomst av minst én art registrert i totalt 12 671 gridruter.

## Forklaringsvariabler

De to nasjonale prediksjonsmodellene for SNE i Norge er basert på henholdsvis 19 og 2+ forklaringsvariabler, valgt ut fordi de var økologisk meningsfulle (antatt viktige i seg selv eller surrogat for en viktig økologisk faktor) og fordi de kunne beregnes for hele undersøkelsesområdet. Utvalget av variabler til forklaringsvariabeldatasettet ble også gjort med utgangspunkt i at variablene skulle ha relevans for det videre arbeidet med modellering av naturtyper i Norge, og kunne inngå i serien av økologiske grunnkart som nå er under utvikling. Særlig vekt er derfor lagt på dokumentasjon av variablene som inngår i datasettet.

Tabell 3 oppsummerer de viktigste egenskapene ved de 20 variablene.

Variablene PCA1Seksjon og PCA2Sone angir trinnløs tilhørighet til henholdsvis bioklimatisk seksjon og bioklimatisk sone (regionale miljøvariabler 6SE og 6SO i NiN versjon 2), basert på de to første aksene i en PCA-ordinasjon av 54 miljøvariabler samlet inn i et rutenett 1 × 1 m for Norge (Bakkestuen m. fl. 2008), rotert til maksimal korrelasjon med inndelingen i vegetasjonsseksjoner og vegetasjonssoner etter Moen (1998). For hver av disse variablene ble tilpasning til rutenett 500 × 500 m gjort ved interpolering som følger: Variabelverdiene for 1-km-rutene ble koblet til midtpunktet i ruta. Verdier for 500 m-ruter ble beregnet som et veiet gjennomsnitt av verdiene for de fire 1 km-rutene som lå nærmest midtpunktet i 500 m-ruta, med den inverse avstanden fra midtpunktet i 500 m-ruta til midtpunktet i hver av 1 km-rutene som vekt. I utgangspunktet (Bakkestuen m. fl. 2008) ble bare verdier for 1 km-ruter med midtpunktet på land beregnet, på grunn av mangel på grunnlagsdata (bl.a. meteorologiske data) for ruter med overvekt hav. For å unngå manglende data for store deler av norskekysten og skjærgården, ble data for PCA1Seksjon og PCA1Sone interpolert for alle standard gridruter med forekomst av landareal ved bruk av metoden som er beskrevet ovenfor, med den tilpasningen at naboruter med manglende verdier ikke ble benyttet ved interpoleringen. Standard gridruter som grenset til hav ble dermed gitt samme verdi som nærmeste 1 km-rute.

Terrengposisjonsindeksene TPI1 og TPI6 (*terrain position index*; Jenness 2006) ble beregnet på grunnlag av en høydemodell med 100 m romlig oppløsning (ett høydepunkt pr. 100 m horisontal avstand), ved bruk av et sirkelformet målenabolag ved bruk av formelen:

$$TPI_0 = h_0 - \frac{1}{n} \sum_j^n h_j$$

Her angir  $h_0$  høyden over havet i senter-småruta i den standard gridruta det skal beregnes TPI for ('nullruta'), og  $h_j$  angir høyden i alle småruter som har senterpunkt innenfor en sirkel med sentrum i nullruta og angitt diameter ('målenabolaget'). Målenabolag på 1 km og 6 km ble benyttet ved beregning av TPI.

Variablene for historisk arealandel semi-naturlig eng (SNE07 og SNE49) er resultatet av Naturindeksprosjektet 'Tilrettelegging av jordbruksstatistikk til overvåkingsmodell for kulturmarkseng' (heretter 'TJK-prosjektet'), som var et samarbeid mellom Ann Norderhaug (Bioforsk, nå NIBIO) og SSB (v/Iulie Aslaksen, Per Arild Garnåsjordet og Ole O. Moss). Ettersom resultatene av dette prosjektet ikke tidligere er publisert, gjengir vi her fullstendig dokumentasjon for de to variablene som var resultatet av prosjektet.

TJK-prosjektet hadde til hensikt å etablere en beste mulige kvantifisering av historiske arealander av semi-naturlig eng (slik begrepet er definert i NiN, det vil si inkludert gjengroingsstadier), til bruk i en nasjonal prediksjonsmodell for SNE. I moderne landbruksstatistikk skilles det ikke mellom gjødslete og ugjødslete arealer, og SNE fanges derfor ikke opp. Dette gjenspeiler fokuset i norsk landbrukspolitik etter 2. verdenskrig på produksjon og dermed på arealer i

drift. To jordbrukstillinger, fra 1907 (Anonym 1910) og 1949 (Anonym 1950), ble benyttet for å utvikle variabler for historisk arealinformasjon om SNE. Hovedgrunnene for å benytte jordbrukstillingen fra 1949 (J49) var:

(1) Tellingen var den siste før det store hamskiftet i norsk landbruk som fant sted etter 2. verdenskrig da traktoren for alvor gjorde sitt inntog og førte til at maskiner erstattet tungt manuelt arbeid. Dette hamskiftet medførte akselerering av den polariseringen av bruken av de tidligere så store arealene med semi-naturlig eng; mesteparten av arealene ble enten brukt mer intensivt, gjødslet og eventuelt også pløyd opp, men store arealer ble også overlatt til gjengroing. Til grunn for bruken av dataene fra jordbrukstillingen i 1949 ble lagt at arealer angitt som 'natureng' i 1949 ville blitt typifisert som semi-naturlig eng.

(2) Arealkategoriene for eng i jordbrukstillingen fra 1949 lar seg i stor grad fordele på semi-naturlige og sterkt endrete enger [natursystem-hovedtypene åker (T44) og oppdyrket varig eng (T45) i NiN versjon 2].

(3) Tidsintervallet fra 1949 og fram til i dag, drøye 60 år, tilsier at semi-naturlig eng som var i drift i 1949 fortsatt ikke har kommet lengre i gjengroingssuksesjonen enn at de fortsatt vil bli typifisert som semi-naturlig eng (T32) etter NiN, om enn i mange tilfeller i et seint gjengroingsstadium.

I tillegg benyttet vi jordbrukstillingen i 1907 (J07) fordi en sammenlikning med tellingen i 1949 kan si noe om hastigheten i omleggingen fra det tradisjonelle 1800-tallsjordbruket, som sterkt vektla utmarksbruk, til et moderne jordbruk der utmarka gradvis har mistet sin betydning som førkilde (Emanuelsson 2009). En variabel som beskriver denne omstillingen vil kunne forklare noe av avviket mellom dagens (2016) areal semi-naturlige systemer og arealet i 1949.

I jordbrukstillingen fra 1949 (J49) skilles mellom 28 arealkategorier, fordelt på to hovedkategorier (åker/hage og eng/beite). Ved tolkningen av data fra J49 la vi til grunn at all 'åker og hage' ('hage' betyr her hagebruk, det vil si arealer for dyrking av bær og en rekke andre vekster, ikke hagemark slik begrepet benyttes i NiN og i det meste av litteraturen om semi-naturlige systemer i Norge) tilhører sterkt endret mark. Hovedkategorien eng/beite omfatter åtte kategorier som vist i Tabell 4. I forklaringen til J49 (Anonym 1950, s. 417) presiseres at 'under «Annet areal» ... blir også å regne gårdsplass, veier, hamnehager og andre utmarksbeiter og alt som ikke er tatt med i arealoppgavene før. Arealer som ligger i sameie, slik at en ikke kan si hvor mye som hører til det enkelte bruk, tar en ikke med.' Dette indikerer at det kan ha vært betydelige arealer av semi-naturlig mark i tillegg til de fire kategoriene av eng/beite som med stor sikkerhet kan oversettes til semi-naturlig mark (jf. Tabell 4). Disse fire arealkategoriene omfattet ved tellingen i 1949 1 837 km<sup>2</sup>, dvs. ca. 0,57 % av det norske fastlandsarealet. Dette er sannsynligvis et lavt estimat siden hagemark og betydelige utslått-arealer ikke ble ført til disse kategoriene. Disse arealkategoriene utgjør en vesentlig del av det norske jordbruksarealet i vid forstand (jf. 1907-tellingene, se under). Under forutsetning av at den andelen av det totale arealet av semi-naturlig eng som 'andre arealer' utgjorde var noenlunde lik over hele landet, vil likevel andelen av herredenes totalareal som utgjøres av disse fire kategoriene være et godt estimat for *relative* arealandeler av semi-naturlig i Norge. Det er vanskelig å vurdere i hvilken grad denne forutsetningen er oppfylt, men vår totalvurdering er at den er det i rimelig grad.

I jordbrukstillingen fra 1907 (J07) skilles mellom dyrket mark ('aker og kunstig eng'), 'naturlig eng paa indmark' (fordelt på 'mark til høislaatt' og 'mark til beite') og 'utmark' ('utslaatter', 'fjeldslaatter', 'havn uten skogbestand' og 'havn med skogbestand'), se Tabell 5 for definisjoner. Det er grunn til å anta at alle disse seks arealkategoriene hovedsakelig omfattet arealer som tilfredsstillende definisjonen av semi-naturlig mark og alle er derfor benyttet ved beregning av semi-naturlig areal i 1907. Det hefter imidlertid betydelig usikkerhet ved disse tallene. Kategorien 'havn uten skogbestand' (kolonne 26) har svært høye verdier for hele kystlyngheiområdet (se bl.a. Fremstad m. fl. 1991); for Vest-Agders kystkommuner opptil 60 % av landarealet, og med så høye tall som 35% helt nord til Bø i



Vesterålen (Nordland). Dette indikerer at også kystlynghei (NiN-hovedtype T34), som omfattes av begrepet semi-naturlig mark, inngår i variabelen SN07.

Det er verd å merke seg at summen av kolonnene 22, 23 og 24 i JO7 (se Tabell 5), som med rimelighet kan antas å være sammenliknbart med arealkategorier brukt i tellingen i 1949, er 5 104 km<sup>2</sup>, eller 2,78× arealet av de fire arealkategoriene 23–25 og 27 i J49 som med rimelighet kan antas å representere semi-naturlig mark. Det viser at arealet av semi-naturlig mark som fortsatt var i drift var i sterk reduksjon i 1949. Tar vi med kolonne 26 i JO7, som antakeligvis også omfattet en stor del semi-naturlig mark, blir totalarealet i 1907 hele 16 225 km<sup>2</sup>, eller over 5 % av det norske landarealet. Det er grunn til å anta at kolonne 27, 'havn med skogbestand', som omfatter ytterligere nesten 6 % av landarealet, hovedsakelig inneholder beiteskog (i NiN-betydning) som ikke inngår i semi-naturlig mark.

Jordbrukstellingene etter 1949, eksemplifisert ved tellingen i 1999 (J99) opererer med én arealkategori som er relevant for arealregnskap for semi-naturlig eng, nemlig underkategorien 'anna eng' i kategorien 'eng til slått og beite'. Denne underkategorien omfattet 1 510 km<sup>2</sup> i J99, ca. 82 % av de fire kategoriene 23–25 og 27 i J49. Det er imidlertid uklart hvor stor andel av dette arealet som tilfredsstiller definisjonen av semi-naturlig eng.

Jordbrukstellingene fra 1907 og 1949 inneholder analog informasjon om arealet av hver arealkategori i hvert herred, og herredenes totalareal (inkludert ferskvann). Variablene SNE07 og SNE49 ble utviklet fra denne informasjonen slik den forefinnes i jordbrukstillings-publikasjonene (Anonym 1910, 1950) etter følgende metodikk. Først ble kommunegrensekart fra 1918 og 1950 (levert som bildefiler fra Statens kartverk) digitalisert og grensene georeferert til WGS\_1984\_UTM\_33N. Deretter ble det eldste digitale kommunegrensekartet, fra 1986, ble lagt over kartene fra 1950 (og deretter fra 1918). Midtpunktet (tyngdepunktet, centroiden) i hver kommune på 1986-kartet, beregnet ved bruk av GIS-verktøy, ble deretter brukt som utgangspunkt for en manuell plassering av midtpunktet i alle 1950- og 1918-kommuner. Bykommuner ble slått sammen med de omkringliggende herredskommunene. For hvert herred ble arealandelen av semi-naturlig areal beregnet ved å dele summen av arealet for arealkategorier som ble vurdert som svarende til semi-naturlig mark på herredets totale landareal. Denne arealandelen ble vurdert som representativ for et areal omkring herredets midtpunkt. Basert på disse tallene ble verdier for midtpunktet i hver standard gridrute funnet ved interpolasjon.

Denne metoden for beregning av arealandel semi-naturlig mark kan forventes å gi tall som er representative for arealer på størrelse med kommuner, det vil si uttrykke regionale forskjeller i andel semi-naturlig mark, men den vil ikke fange opp variasjon på finere romlige skalaer, f.eks. variasjon mellom lavereliggende, i skog grad oppdyrket områder og høgereliggende skogs- eller fjellområder; mellom dalganger med fruktbare marine avsetninger og åser med sparsomme løsmasser, dominert av skog; eller mellom rolig terreng som er egnet for jordbruk og bratt eller ulendt terreng som ikke er det. Én av disse årsakene til ujevn fordeling av arealandel semi-naturlig mark på finere skala lot seg 'korrigere for', nemlig det faktum at det inne finnes semi-naturlig mark i øvre del av lavalpin og høyereliggende bioklimatiske soner. Vi korrigerer derfor JB07 og JB49 ved først å beregne gjennomsnittsverdien for PCA2Sone for alle standard gridruter i lavalpin sone i henhold til Moen (1998). For standard gridruter med verdi for PCA2Sone større enn denne verdien, ble verdiene for JB07 og JB49 satt lik 0.

## Uavhengige evalueringsdata

Når treningsdataene for romlig prediksjonsmodellering er forekomst-alene data (*presence-only data*; PO-data; jf. Franklin 2009), som ikke er innsamlet på en observatør-uavhengig måte og som heller

ikke inneholder reelle fraværobservasjoner, må, av grunner som er utførlig drøftet av Halvorsen (2011, kapittel 4.2.6 og Halvorsen (2012), modellene evalueres ved bruk av evalueringsdata som er innsamlet uavhengig av treningsdataene og som inneholder reelle tilstedeværelse/fraværobservasjoner (*presence/absence data*; P/A-data). Slike data kan også benyttes til kalibrering av modellene, det vil si 'oversette' prediksjonene fra en relativ skala til en absolutt skala (reelle forekomstsannsynligheter på en skala der 0 angir predikert sikker ikke-forekomst og 1 angir predikert sikker forekomst).

Som evalueringsdata ble benyttet resultatene av kartlegging av semi-naturlig eng (hovedtypen T4 i NiN versjon 1, som i grove trekk svarer til hovedtypen T32 i NiN versjon 2.0; se drøfting i Halvorsen 2016b) i fire evalueringsområder; Østfold og Oppdal som ble undersøkt i naturindeksprosjektets fase 2 (se beskrivelse i Norderhaug m. fl. 2012), og de to nye områdene Karmøy og Stjørdal som er undersøkt i andre arbeidspakker i dette prosjektet (se kapittel @).

De fire evalueringsdata-deldatasettene inneholder informasjon om forekomst (1) eller fravært (0) av semi-naturlig eng i et antall  $500 \times 500$  m standard gridruter i hvert evalueringsområde, trukket ut tilfeldig blant alle standard gridruter innenfor et antall subjektivt plasserte storruiter å  $10 \times 10$  (eller  $15 \times 10$  km). Antallet storruiter og standard gridruter som inngår i evalueringsdatasettet fra hvert av de fire evalueringsområdene er vist i Tabell 5.

## Romlig prediksjonsmodellering

Prediksjonsmodellering av semi-naturlig eng i Norge ble utført ved bruk av metoden *maximum entropy modelling* (MaxEnt). Den første tida metoden var i bruk ble den beskrevet som en maskinlæringsmetode (Phillips m. fl. 2006), men den kan også beskrives ved bruk av prinsippene fra Bayesiansk statistikk (Elith m. fl. 2011, Merow m. fl. 2013) og som en statistisk modelleringsmetode basert på sannsynlighetsmaksimeringsprinsippet (Halvorsen 2013, Renner & Warton 2013, Halvorsen m. fl. 2015). I så måte er MaxEnt en parallell til standard regresjonsmodelleringsmetoder som f.eks. generaliserte lineære modeller (GLM; Halvorsen 2013). MaxEnt-prinsippet er beskrevet blant annet av Jaynes (1957a, 1957b, 2003). MaxEnt-metoden tilpasser en funksjon til sammenhengen mellom en responsvariabel (R-variabel) og et sett av forklaringsvariabler (F-variabler). Hver av forklaringsvariablene kan representeres med en eller flere avledete forklaringsvariabler (AF-variabler) i modellen, avhengig av hvor komplekse sammenhenger mellom respons- og forklaringsvariabler vi ønsker å åpne for at modellen skal kunne gjengi. Modelleringen skjer ved at det estimeres en parameter (koeffisient) for hver F-variabel, eller for hver AF-variabel dersom hver F-variabel kan representeres med flere AF-variabler. Den endelige MaxEnt-utbredelsesmodellen inneholder én parameter for hver (A)F-variabel. Dersom vi har tilgang til mange F-variabler og velger å representere hver av dem med mange AF-variabler, kan MaxEnt-modellen bli svært kompleks – og inneholde svært mange parametre (Halvorsen 2013). Komplekse modeller gir en svært presis beskrivelse av sammenhenger mellom responsvariabelen og forklaringsvariablene i treningsdatasettet, men det er slett ikke gitt at prediksjonene for steder der responsen er ukjent er bedre enn for mindre komplekse modeller (Hastie m. fl. 2009), for med økende modellkompleksitet øker også faren for at modellen gjenspeiler særegenheter ved treningsdatasettet heller enn generelt allmenngyldige sammenhenger mellom responsvariabel og forklaringsvariabler. Den beste romlige prediksjonsmodellen er derfor den som har best prediksjonsevne på et uavhengig innsamlet evalueringsdatasett, uavhengig av modellens kompleksitet (Halvorsen 2012, Halvorsen m. fl. 2015a). Modeller som er mer komplekse enn den beste modellen uten å ha bedre prediksjonsevne kalles overtilpassete [*overfit*; se Halvorsen (2012) for en grundigere drøfting av overtilpasning av utbredelsesmodeller].

MaxEnt-metoden ble valgt fordi denne metoden har vist seg å være en av de mest pålitelige metodene for romlig prediksjonsmodellering, også sammenliknet med metoder som bruker reelle fraværdata (Elith m. fl. 2006, 2011, Guisan m. fl. 2007, Elith & Graham 2009, Phillips m. fl. 2009).

Vi brukte den fritt tilgjengelige programvaren Maxent, versjon 3.3.3k (Phillips m. fl. 2006, Phillips & Dudík 2008, Phillips 2011) – merk forskjellen mellom MaxEnt som betegner metoden og Maxent som betegner programvaren. Denne programvaren er brukervennlig, og gir brukeren stor valgfrihet med hensyn til hvordan modellen skal bygges opp. En lang rekke modellegenskaper kan spesifiseres av brukeren; særlig viktige for hvor gode modeller som blir resultatet, er: (1) valg av *transformasjonsmetode* (hvilke typer og hvor mange AF-variabler som skal avledes fra hver F-variabel); og (2) valg av *modellseleksjonsmetode* [metode for utvelgelse av (A)F-variabler til den endelige modellen].

Maxent-programmet inneholder forslag til standardvalg (*default values*) for alle modellegenskaper (Phillips & Dudík 2008, Phillips 2011). De aller fleste brukere av Maxent-programvaren følger disse forslagene til standardvalg til tross for at det ikke er vist at disse valgene optimaliserer modellenes prediksjonsevne. Fortsatt finnes få studier der det settes spørsmålsteget ved disse valgene (Anderson & Gonzalez 2011, Warren & Seifert 2011, Halvorsen 2013, Halvorsen m. fl. 2015a). Nyere studier (Halvorsen 2013, Halvorsen m. fl. 2015) viser imidlertid at det er god grunn til å sette spørsmålsteget ved flere av spesifikasjonene i standardvalget og at det, under alle omstendigheter, er hensiktsmessig å lage flere MaxEnt-modeller parallelt, med ulike spesifikasjoner, og å evaluere disse modellene ved bruk av uavhengige evalueringsdata for å finne ut hvilken modell som har best prediksjonsevne (Mazzoni m. fl., subm. ms).

I denne undersøkelsen ble prediksjonsmodellering av semi-naturlig eng utført i henhold til disse retningslinjene. Vi lagde først 10 første generasjons MaxEnt-modeller ved bruk av responsvariabelen som var basert på Artsutvalg 1, heretter referert til som RV1. To av de 10 førstegenerasjonsmodellene benyttet Maxent-programmets standard modellseleksjonsmetode (med  $\ell_1$ -regularisering), 8 var basert på den alternative forståelsen av MaxEnt basert på sannsynlighetsmaksimeringsprinsippet. Disse to gruppene av modeller blir referert til henholdsvis som standard MaxEnt-modeller (*standard MaxEnt procedure*; sMp) og alternative MaxEnt-modeller (*alternative MaxEnt procedure*; aMp). Derneft lagde vi 8 andre generasjons MaxEnt-modeller ved bruk av responsvariabelen som var basert på Artsutvalg 2, heretter referert til som RV2 (de to P-type modellene, med interaksjoner, som for RV1 viste seg ikke å være blant de beste, ble ikke lagd for RV2). Av de totalt 21 F-variablene som var tilgjengelig for denne undersøkelsen ble 19 benyttet til å lage førstegenerasjonsmodellene og 20 til å lage annengenerasjonsmodellene (se Tabell 3),

Standard transformeringsmetode i Maxent er som følger (Phillips 2011): Kategoriske, det vil si klassedelte, forklaringsvariabler (f.eks. tilhørighet til en arealdekketype) brukes som de er. Alle kontinuerlige forklaringsvariabler i *rangeres*, det vil si at alle observasjoner  $z_{ij}$  blir transformert til en skala fra 0 (laveste verdi) til 1 (høyeste verdi). Deretter avleder programmet (inntil fem typer variabler (Phillips m. fl. 2006, Halvorsen 2013, Halvorsen m. fl. 2015a) fra hver forklaringsvariabel: linær (L; den uttransformerte, rangerte variabelen), kvadrattransformert (Q; variabelen i 2. potens), terskeltransformert [T; som har verdien 1 når  $z_{ij} > k$  (k er en konstant mellom 0 og 1) og 0 ellers]; hengseltransformert (H); og produkttransformert (P; som er produktet av to rangerte variabler). Det finnes to typer hengseltransformerte variabler, forlengs og baklengs hengsel (HF og HR). HF har verdien 0 når  $z_{ij} < k$  og verdien  $(z_{ij} - k)/(1 - k)$  når  $z_{ij} > k$ ; baklengs hengsel har verdien 0 når  $z_{ij} > k$  og verdien  $(k - z_{ij})/k$  når  $z_{ij} < k$ . For hver F-variabel avledes én L-type og én Q-type AF-variabel, mens det i prinsippet kan avledes utallige AF-variabler av typene T, HF og HT fra hver F-variabel. Grunnen til dette er at k kan variere trinnløst mellom 0 og 1, og at små endringer i k resulterer i en ny AF-variabel. I tillegg kan det avledes én P-type variabel fra hvert par av kontinuerlige miljøvariabler. Standardvalg i Maxent-programmet innebærer at alle typer AF-variabler blir lagd bare når responsvariabelen inneholder 80 eller flere forekomstobservasjoner. Responsvariabelen i denne

undersøkelsen omfatter flere enn 80 observasjoner, slik at alle de 6 typene av AF-variabler er kandidater til å inngå i sMp-modeller.

Det potensielt store antallet AF-variabler som kan avledes fra hver F-variabel stiller store krav til modellseleksjonsmetoden for at overtilpasning skal unngås. Det finnes en lang rekke modellseleksjonsmetoder (f.eks. Reikeking & Schröder 2006, Hastie m. fl. 2009). Standardvalg i Maxent-programmet er den såkalte  $\ell_1$ -regulariseringsmetoden, eller lassoen, som er en *krympingsmetode (shrinkage method)*. I motsetning til *variabelutvelgelsesmetoder*, som innebærer utsortering av et begrenset antall (A)F-variabler, sørger krympingsmetodene for at et stort antall variabler blir inkludert i modellen, men begrenser i stedet innflytelsen av hver enkelt variabel ved å redusere (krympe) koeffisientene [se Halvorsen (2013) for en mer utførlig beskrivelse av  $\ell_1$ -regularisering]. Dersom de komplekse modellene virkelig har best prediksjonsevne (på uavhengige evalueringsdata), er dette kan hensiktsmessig ut fra maskinlæringsprinsippet om at den beste modellen er den som har best prediksjonsevne sjøl om den er svært kompleks. Fra et økologisk ståsted er imidlertid dette alltid problematisk, fordi økologen i tillegg til modeller med god prediksjonsevne også at modellen skal være så enkel at den kan gi grunnlag for innsikt i hvilke økologiske prosesser som forårsaker variasjon i responsvariabelen (Halvorsen 2013). Økologen ønsker altså ofte å kombinere to formål med sin utbredelsesmodellering; i tillegg til romlig prediksjon (*spatial prediction modelling* eller SPM; Halvorsen 2012) også økt kunnskap om det modellerte objektets respons på viktige økologiske gradienter (*ecological response modelling*; ERM).

Vi lagde to sMp-modeller, én for standardvalget for reguleringsparameteren  $\lambda = 1$  og en for  $\lambda = 16$  som innebærer langt strengere krav til AF-variabler som inkluderes i modellen og dermed mindre komplekse modeller.

Alternative MaxEnt-modeller (Halvorsen m. fl. 2015a) benytter *forlengts utvelgelse (forward selection*; Crawley 2013) av variabler, og forutsetter dessuten valg av et kriterium for sammenlikning av nøstete modeller (to modeller  $M$  og  $M_0$ , der  $M$  er den mest komplekse modellen, er nøstet når  $M$  inneholder alle forklaringsvariablene i  $M_0$ ). Som sammenlikningskriterium benyttet vi en tilpasset F-forholdstest (Venables & Ripley 2002, Hastie m. fl. 2009). For utførlig beskrivelse av denne testen, se Halvorsen (2013) og Halvorsen m. fl. (2015a); her er bare hovedtrekk i testprosedyren gjengitt. For alle Maxent-modeller  $M$  er det mulig å regne ut hvor stor andel (FTVE; *fraction of total variation explained*) av den totale variasjonen i treningsdatasettet modellen  $M$  forklarer. Denne størrelsen, som betegnes  $V_M$ , varierer fra 0 for en modell som ikke forklarer noen variasjon til  $V_{\max} = \ln N - \ln n$ , der  $N$  er antallet bakgrunnsobservasjoner og  $n$  er antallet forekomstobservasjoner i treningsdatasettet, for en modell som forklarer all variasjon. F-testen bruker  $V_M$  og  $V_0$  til å teste hypotesen om at modell  $M$  ikke forklarer mer variasjon enn det man kan forvente når forklaringsvariablene i  $M$  som ikke inngår i  $M_0$ , er tilfeldige variabler. For to nøstete modeller  $M$  og  $M_0$ , med forklart variasjon henholdsvis  $V_M$  og  $V_0$  og antall parametre  $p_M$  og  $p_0$ , beregnes  $F$ -statistikken:

$$F_{p_M-p_0, N-n-p_M-2} = \frac{(V_M-V_0) \cdot (N-n-p_M-2)}{(\ln N - \ln n - V_M) \cdot (p_M-p_0)}$$

$F$  er et uttrykk for den mer komplekse modellens evne til å forklare variasjon i treningsdataene *i tillegg* til variasjonen som forklares av den enklere modellen. Ved MaxEnt-modellering av semi-naturlig eng i Norge, ble en mer kompleks modell  $M$  ansett som signifikant bedre enn en enklere modell  $M_0$  dersom F-forholdstesten for de to modellene ble forkastet med et signifikansnivå på  $\alpha = 0,01$ , alternativt  $\alpha = 0,000001$  ( $1 \cdot 10^{-6}$ ). Ved å lage parallelle modeller for to valg av  $\alpha$  oppnår vi samme effekt som ved bruk av ulike verdier for  $\lambda$  i aMp.

Prosedyren for utarbeidelse av alternative MaxEnt-modeller innebærer følgende trinn:

(1) *Forberedelsestrinn.*

---

(a) Alle kontinuerlige variabler  $z_j$  (med verdier for variabelen angitt for  $j = 1, \dots, N$  bakgrunnsobservasjonspunkter, det vil si alle eller et utvalg av gridrutene som dekker undersøkelsesområdet) ble rangert til en skala med minimum = 0 og maksimum = 1.

(b) Alle kategoriske (klassedelte, faktor-type) variabler  $z_j$  (med variabelverdier som angir tilhørighet til én av  $s$  klasser) ble gjort om til  $m$  binære F-variabler  $x_m$ , én for hvert faktornivå. Verdien 1 ble angitt for  $x_{mj}$  (F-variabelen  $x_m$  i gridcelle  $j$ ) dersom  $z_j = m$ , ellers ble verdien 0 angitt. Ingen kategoriske variabler inngår i F-variabeldatasettet som ble benyttet til modellering av semi-naturlig eng i Norge.

(2) *Transformeringsstrinn*. For alle rangerte, kontinuerlige variabler lagde vi følgende AF-variabler (se Halvorsen 2013, Halvorsen m. fl. 2015a for detaljer):

(a) *L-type variabel*; den rangerte F-variabelen som sådan:

$$x_{Tj} = z_j$$

(b) *Z-type variabel*, én AF-variabel med skjevhet = 0 ble avledet fra den rangerte variabelen ved bruk av *zero-skewness transformasjon* (Økland m. fl. 2001) som følger: Først ble variabelens skjevhet  $s$  beregnet (Sokal & Rohlf 1995). Dernest ble variabelen transformert som følger:

$$x_{Zj} = \begin{cases} \ln(c \cdot z_j) & \text{if } s > 0 \\ e^{c \cdot z_j} & \text{if } s < 0 \end{cases}$$

(c) *T-type variabel* (terskel-type); 20 AF-variabler for  $k = 0,025, 0,075, \dots, 0,975$ , beregnet som følger:

$$x_{Tj} = \begin{cases} 1 & \text{if } z_j \geq k \\ 0 & \text{if } z_j < k \end{cases}$$

(d) *HF-type variabel* (forlengs hengsel-type); 20 AF-variabler for  $k = 0,025, 0,075, \dots, 0,975$ , beregnet som følger:

$$x_{HFj} = \begin{cases} 0 & \text{if } z_j < k \\ \frac{z_j - k}{1 - k} & \text{if } z_j \geq k \end{cases}$$

(e) *HR-type variabel* (baklengs hengsel-type); 20 AF-variabler for  $k = 0,025, 0,075, \dots, 0,975$ , beregnet som følger:

$$x_{HRj} = \begin{cases} \frac{k - z_j}{k} & \text{if } z_j < k \\ 0 & \text{if } z_j \geq k \end{cases}$$

(f) *D-type variabel* (avviksvariabel; *deviation predictor*), beregnet dersom frekvensfordelingen av responsvariabelen (som funksjon av den rangerte F-variabelen  $z$ ) hadde et tydelig optimum. Optimum i frekvensfordelingen av responsvariabelen ble funnet ved først å dele observasjonene av  $z$  i persentilklasser (klasse 1 omfatter hundredelen av observasjonene med lavest verdi for  $z$ , klasse 2 omfatter neste hundredel av observasjonene etc.), deretter ble andelen forekomstobservasjoner  $a_l$  for responsvariabelen i hver persentilklasser  $l$  ( $l = 1, \dots, 100$ ) beregnet og en glattet kurve for denne som funksjon av  $z$  funnet. Dersom verdien av  $a_l$  var større for  $5 \leq l \leq 95$  enn for lavere eller høyere verdier av  $l$ , har frekvensfordelingen et distinkt optimum  $l_0$ . To AF-variabler ble da beregnet ved bruk av uttrykket:

$$x_{Dj} = (z_j - z_0)^t,$$

der  $z_0$  er middelveidien for den rangerte miljøvariabelen i persentilklasser  $l_0$  og  $t$  har verdiene 1 og 2 for de to D-type variablene.

Det totale antallet AF-variabler som ble avledet fra hver F-variabel var 64 for variabler uten og 66 for variabler med distinkt optimum.

(3) *Utvelgelsestrinn for T-, HF-, og HR-type F-variabler*. For hvert sett av 20 F-variabler av disse tre typene, avledet fra hver kontinuerlige miljøvariabel, ble 20 MaxEnt-modeller lagd; én modell med hver av de 20 AF-variablene som eneste AF-variabel (uten åpning for transformasjon i Maxent-programmet, og uten  $l_1$ -regularisering). Andelen forklart variasjon,  $V_k$ , ble beregnet for hver modell. AF-variabler  $x_{Tk}$  som representerer et distinkt optimum for  $V_k$ , det vil si som har høyere verdi for  $V_k$  enn AF-variablene for  $k-2$ ,  $k-1$ ,  $k+1$  og  $k+2$ , ble beholdt, alle andre AF-variabler ble forkastet. Dersom ingen av de 20 AF-variablene i hvert sett tilfredstilte dette kravet, ble hele settet av 20 AF-variabler forkastet.

(4) *Utvelgelse av et parsimonisk AF-variabelsett for hver F-variabel*. For alle kontinuerlige F-variabler (det vil si alle F-variablene som inngikk i vår modellering) ble L- og Z-variablene brukt, samt eventuelle AF-variabler av type D og alle AF-variabler av typene T, HF og HR som passerte trinn 3. (For kategoriske F-variabler gjør dette trinnet bruk av hele settet av avledete binære F-variabler.) For hvert sett av AF-variabler avledet fra samme kontinuerlige F-variabel, ble et mindre (parsimonisk) sett av AF-variabler funnet ut som følger:

(a) For hver AF-variabel ble lagd en Maxent-modell med denne AF-variabelen som eneste forklaringsvariabel (uten åpning for transformasjon i Maxent-programmet og uten  $l_1$ -regularisering). Hver av modellene ble sammenliknet med nullmodellen, MaxEnt-modellen uten noen F-variabler, ved bruk av  $F$ -forholdstesten.

(b) Dersom en eller flere av modellene i trinn (a) var signifikant bedre enn nullmodellen, ble AF-variabelen for den modellen som i henhold til  $F$ -testen var den beste i det parsimoniske settet av AF-variabler inkludert, mens øvrige signifikante AF-variabler ble overført til trinn (c). Ikke-signifikante AF-variabler ble forkastet. Dersom ingen av testene var signifikante, ble AF-variabelen forkastet. Dersom bare én test var signifikant, kom det parsimoniske settet til å bestå av denne AF-variabelen alene.

(c) For hver AF-variabel som passerte trinn (b), men som ikke var den beste i sitt sett, ble det lagd en MaxEnt-modell (uten åpning for transformasjon i Maxent-programmet og uten  $l_1$ -regularisering) med denne AF-variabelen som én av to AF-variabler, hvor den andre var den beste AF-variabelen i trinn (b). Hver av modellene ble sammenliknet med den beste modellen i trinn (b) ved bruk av  $F$ -forholdstesten.

(d) Parallell til trinn (b): Den beste blant AF-variablene som signifikant forbedret den beste modellen i trinn (b) ble inkludert i det parsimoniske settet, mens de øvrige signifikante AF-variablene

ble overført til neste trinn i en iterasjonsprosess. Dersom bare én AF-variabel forbedret modellen fra (b) signifikant, ble iterasjonsprosessen avsluttet ved at denne AF-variabelen ble inkludert i det parsimoniske settet. Dersom ingen av testene var signifikante, besto det parsimoniske settet av den beste variabelen fra (b) alene.

(e) Trinn (c) og (d) ble gjentatt til ingen flere AF-variabler forbedret MaxEnt-modellen signifikant.

(5) *Endelig modellseleksjon*. Dette trinnet gjør bruk av alle parsimoniske AF-variabelsett funnet i trinn (4). Prosedyren er helt parallell til trinn (4), bare med den forskjellen at MaxEnt-modellering og variabelutvalgelse nå blir utført med de enkelte F-variablene, representert ved sine parsimoniske sett av AF-variabler, som ”enheter”, i stedet for de enkelte F-variablene. Trinn (5) resulterer i en endelig modell med  $U$  F-variabler samt modeller med alle antall F-variabler mellom 1 og  $U$ . Disse blir referert til som  $MU$  der  $U$  er antallet F-variabler i den aktuelle modellen.

Den alternative MaxEnt-prosedyren åpner for å inkludere produkt-typevariabler (P-type variabler) som et tilleggstrinn (6) som følger: For alle par av F-variabler som velges ut i trinn (5), hver representert ved et parsimonisk sett av AF-variabler, eller for de  $t$  først utvalgte F-variablene, lages én P-type variabel. For to F-variabler  $Z_1$  og  $Z_2$ , representert med henholdsvis  $w_1$  og  $w_2$  AF-variabler, består P-variabelen  $Z_1 \cdot Z_2$  av  $w_1 \cdot w_2$  AF-variabler for produktene av alle par av AF-variabler, én fra det parsimoniske settet av AF-variabler som representerer  $Z_1$  og én fra det parsimoniske settet av AF-variabler som representerer  $Z_2$ .

MaxEnt-modellen som ble funnet i trinn 5 (eventuelt trinn 6) er den modellen som, i henhold til  $F$ -forholdstesten, er den beste. Det er imidlertid ikke gitt at denne modellen, med  $U$  F-variabler representert ved  $w$  AF-variabler, har bedre prediksjonsevne på uavhengige evalueringssdata enn enklere modeller.

Vi lagde åtte førstegenerasjons og seks andregenerasjons aMp-modeller for semi-naturlig eng i Norge. De seks modellene som ble lagd for begge responsvariablene kombinerte to signifikansnivåer i  $F$ -forholdstesten ( $\alpha_1 = 0,01$  og  $\alpha_2 = 1 \cdot 10^{-6}$ ) med tre utvalg av F-variabler: den fulle modellen med  $U$  F-variabler (Modell  $MU$ ) og ‘mellomproduktene’ i iterasjonsprosessen med henholdsvis 2, 4 F-variabler (betegnet henholdsvis  $M_2$  og  $M_4$ ). I tillegg ble det lagd førstegenerasjonsmodeller med P-variabler (betegnet  $MP$ ).

Alle disse modellene ble gjort gjenstand for evaluering. Årsaken til dette er at det i noen tilfeller har vist seg at enklere modeller har bedre prediksjonsevne enn mer komplekse modeller der flere signifikante variabler er inkludert (Auestad m. fl. 2012). En oversikt over de 10 + 8 MaxEnt-modellene finnes i Tabell 7.

Prediksjoner fra alle MaxEnt-modellene ble uttrykt som *probability ratio output* (PRO; Halvorsen 2013, Halvorsen m. fl. 2015a), omregnet fra *raw output* (Phillips m. fl. 2006) ved multiplisering med  $N$ , antallet bakgrunnsobservasjoner. PRO ble valgt fordi dette formatet gjør at de predikerte verdiene ikke summeres til 1 men får en gjennomsnittsverdi på 1. Fordi MaxEnt bruker PO-data i modelleringen, er MaxEnt-prediksjonene relative verdier (*relative predicted probabilities of presence*; RPPP) som ikke kan transformeres til absolutte sannsynligheter for forekomst av semi-naturlig eng uten tilgang på uavhengige kalibreringsdata av P/A-typen (Halvorsen 2012). Vi har valgt PRO-formatet fordi PRO-verdiene uttrykker forholdet mellom RPPP for en gitt gridcelle og PRO i en gjennomsnittlig gridcelle i undersøkelsesområdet og er uavhengig av antall bakgrunnsobservasjoner som brukes i modelleringen.

MaxEnt-modellene ble karakterisert ved antall F-variabler, antall P-variabler, andel variasjon forklart  $V_M$ , AUC-T (AUC beregnet for treningsdataene) og AUC-E (AUC beregnet for evalueringssdataene). For forklaring på AUC, se kapitlet ”**Evaluering av prediksjonsmodellene**”.

All modellering er utført ved bruk av R-skriptpakken MIAT (Mazzoni m. fl. 2015) som fra og med 2016 er tilgjengelig som R-biblioteket MIAMaxent (Vollering m. fl. 2016). MIAT-konseptet gir brukeren mulighet til å styre all variabeltransformering, modellseleksjon og modelltesting i en interaktiv, brukerstyrt prosess der Maxent-programmet brukes til å parametrisere MaxEnt-modellene.

MaxEnt-modellene for semi-naturlig eng med henholdsvis responsvariabel RV1 (2004 forekomstobservasjoner) og RV2 (12 671 forekomstobservasjoner) ble lagd med tilfeldige utvalg av henholdsvis 10 000 og 100 000 av de 1 350 745 standard gridcellene som dekker Norge ble som uinformerte bakgrunnsdata (*uninformed background data*; Halvorsen 2012).

## Evaluering av prediksjonsmodellene

De 18 Maxent-modellene for semi-naturlig eng ble evaluert ved bruk av de uavhengig innsamlete evalueringsdata, som besto av tilstedeværelse/fraværsobservasjoner for semi-naturlig eng, basert på feltobservasjoner i henholdsvis 122, 82, 48 og 40 (til sammen 292) standard gridruter i de fire evalueringsområdene Østfold, Oppdal, Karmøy og Stjørdal. For hver modell konstruerte vi ei ROC-kurve (*receiver operating characteristic curve*) som forklart i detalj av Halvorsen (2013). Arealet under ROC-kurven, AUC (*area under curve*; Hanley & McNeil 1982, Fielding & Bell 1997) ble benyttet som indikator på hvor god prediksjonsmodellen var. AUC-verdien er egentlig et estimat for sannsynligheten for at en modell vil tilordne en høyere RPPP-verdi til en tilfeldig valgt observasjon av tilstedeværelse enn til en tilfeldig valgt observasjon av fravær (Pearce & Ferrier 2000).

Prediksjonsmodeller karakteriseres ofte som meget gode når AUC-verdien er mellom 0,9 og 1,0, som gode når AUC er mellom 0,8 og 0,9, som akseptable når AUC er mellom 0,7 og 0,8 og som dårlige når som AUC er lavere enn 0,7 [f.eks. Araújo m. fl. (2005); se Halvorsen (2013) for kritisk drøfting]. AUC-verdien basert på uavhengige evalueringsdata, som blir betegnet AUC-E, ble sammenliknet med AUC-T (AUC beregnet av Maxent, direkte for treningsdataene).

## Resultater og tolkning

### Overblikk over prediksjonsmodelleringsresultatene

Evalueringen av de 18 prediksjonsmodellene på uavhengige datasett viste at modellene som var basert på RV2 (snevriere artsutvalg, men flere enkeltforekomstobservasjoner av artene; Sterkt endra mark og Myr, men ikke Veg, inkludert blant F-variablene) gjennomgående hadde større prediksjonsevne enn modellene basert på RV1, med en forskjell i AUC-verdi mellom de beste modellene for hver RV på 0,018 enheter. De fire beste modellene var alle basert på RV2. Den beste av disse, med AUC = 0.762, var a2M4; den alternative MaxEnt-modellen med bare 4 F-variabler, representert ved 5 AF-variabler. Bare den beste modellen er beskrevet i detalj og drøftet i det følgende.



## Responsvariabelens romlige fordeling

Fig. 1 viser at de 12 671 unike observasjonene av artene i Tabell 2 (det vil si alle gridruter á 500 × 500 m med registrering av minst én av artene), som er grunnlaget for responsvariabel 2, fordeler seg så jevnt over Norge som man kanskje kunne forvente. I figuren kan vi se en viss konsentrasjon til Sørøstlandet, kysten fra Oslofjorden til Bergensområdet, innlandet Østafjells fra Mjøsatraktene til Nord-Gudbrandsdalen, Romsdal og Nordmøre, områdene omkring Trondheimsfjorden og Salten. Dels er dette områder med (a) kalkrik grunn (f.eks. Oslofeltet, Gudbrandsdalen, Trondheimsfjorden og Salten), dels områder som er (b) tett befolket eller lett tilgjengelig. Områder på kalkrik grunn er ansett som artsrike og floristisk mer interessante enn områder på kalkfattig berggrunn, og derfor mer intensivt undersøkt av botanikere. Til tross for at datasettet kan inneholde en viss skjevhet i favør av miljøer knyttet til infrastruktur og kalkinnhold, er det ikke grunn til å tro at skjevheter i utvalget har hatt vesentlig betydning for modelleringsresultatet.

## Sammenlikning mellom prediksjonsmodellene

Tabell 8 viser rangeringen av de 18 MaxEnt-modellene for semi-naturlig eng på grunnlag av AUC–E. Foruten en systematisk forskjell mellom førstegenerasjonsmodellene basert på RV1 og annengenerasjonsmodellene basert på RV2 i favør av førstnevnte, var det et gjennomgående trekk at de alternative MaxEnt-modellene hadde bedre prediksjonsevne enn standardmodellene. De tre beste modellene for hver av responsvariablene var alternativmodeller (se Tabell 8).

Den totalt sett beste modellen var a2M4, den alternative MaxEnt-modellen med bare 4 F-variabler (representert med 5 AF-variabler), for seleksjonsterskel  $\alpha = 10^{-6}$  i F-forholdstestene. Denne modellen, som hadde AUC–E = 0,764, var imidlertid bare marginalt bedre enn a1M4, 4-variabelmodellen med seleksjonsterskel  $\alpha = 0,01$ , som hadde AUC–E = 0,762 og den tilsvarende 2-variabelmodellen a2M2 (2 F-variabler, hver representert med én AF-variabel), med seleksjonsterskel  $\alpha = 10^{-6}$ .

Ett nærmere blikk på modellenes egenskaper (Tabell 8) viste for øvrig at det ikke var noen systematisk forskjell i prediksjonsevne mellom modeller som skilte seg med hensyn til seleksjonsterskel eller modellkompleksitet. For RV1 var de fulle alternativmodellene (a1MU og a2MU) bedre enn de enklere M4- og M2-modellene, og modeller som benyttet et mindre strikt seleksjonskriterium var bedre enn modeller basert på et strikt seleksjonskriterium. Modeller med interaksjoner (a1MP og a2MP for RV1) hadde lavere prediksjonsevne enn de tilsvarende modellene uten interaksjoner (a1MU og a2MU).

Mens den mest komplekse fulle alternativmodellen (a1MU for RV2) hadde 13 F-variabler og 22 AF-variabler, var nesten alle (17–19 av 19–20) F-variablene og 50–223 AF-variabler inkludert i standardmodellene.

AUC–T, dvs. AUC beregnet for treningsdataene, var gjennomgående i sterkt favør av de komplekse standardmodellene og, i motsetning til prediksjonsevnen som ble beregnet for de uavhengig innsamlete evalueringdataene (AUC–E), var AUC–T for modeller basert på RV1 høyere enn AUC–T basert på RV2.

Variabelseleksjonsprosessene fram mot de beste modellene for henholdsvis RV1 og RV2 er vist i Tabell 9–10. I begge tilfeller ble bioklimatisk sone (PCA2Sone) valgt som første F-variabel, fulgt av tettheten av landbruksbygninger (LandbrBygn). I modell a1MU for RV1 forklarte PCA2Sone hele 20,45 % av variasjonen (det aller meste, hele 19,95 % av den først valgte AF-variabelen, som var av HF-type),

mens den ene AF-variabelen som representerte PCA2Sone i modellen for RV2 forklarte 12,53 % av variasjonen. LandbrBygn forklarte ytterligere 3,34 % av variasjonen for RV1, 4,74 % for RV2. I modellen for RV1 ble ytterligere 7 F-variabler valgt ut, de neste i rekkefølgen var tettheten av veg (Veg) som forklarte 2,89 % og estimatet for arealandel semi-naturlig eng i 1949 (SNE49). Med unntak for arealandel Hav (Hav) som forklarte 2,18 % av variasjonen, var det uavhengige bidraget fra de øvrige variablene til å forklare variasjon i RV1 lite. I den beste modellen for RV2 ble geologisk rikhet (GeoRik) valgt som 3. variabel, mens arealandel Hav ble inkludert også i denne modellen, som 4. variabel.

Den totale forklarte variasjon var 33,29 % i modellen for RV1 og 20,69 % i modellen for RV2.

### **Den enkelte forklaringsvariablenes evne til å predikere forekomst av semi-naturlig eng**

Resultatet av trinn (4) i prosedyren fram mot alternative MaxEnt-modeller, der variabler som er avledet fra hver opprinnelige forklaringsvariabel i Tabell 3 ble testet for uavhengige signifikante bidrag til å forklare variasjon i responsvariabelen, forteller hvor godt de enkelte F-variablene forklarer variasjon i responsvariabelen, og hvilke AF-variabler som best representerer dem. Resultatet av disse enkeltvariabeltestene for  $\alpha = 0,01$  er vist i Tabell 11.

De 20 F-variablene som ble benyttet til modellering av RV2 fordelte seg over hele spekteret av forklart variasjon i relativ forekomstsannsynlighet for semi-naturlig eng. Klart best forklaringssevne hadde PCA2Sone, det vil si tilhørigheten til bioklimatisk sone fra alpin til boreonemoral, som forklarte 12,53 % av variasjonen i responsvariabelen. Ikke overraskende fulgte variasjonen forklart av variabler som direkte uttrykker forekomst av jordbruksmark (andel dyrka mark med 11,42 %) og registrerte landbruksbygninger (10,22 %) hakk i hel. Også høyde over havet (Hmax og Hmin), som er korrelert med høyde over havet og breddegrad og dermed med PCA2Sone, forklarte betydelig variasjon (9,5–10 %). Kanskje litt overraskende ble bare mellom 4 og 5 % av variasjonen forklart av variablene som tallfestet historisk forekomst av semi-naturlig eng basert på tidligere jordbrukstillinger; variabelen som var basert på jordbrukstillingen i 1949 (SNE07) forklarte litt mer enn variabelen basert på 1907-tellingen (SNE07). Dette var mindre enn forekomst av hav, det vil si kystnærhet (5,09 %). Forekomst av sterkt endret mark forklarte 3,57 % av variasjonen, vesentlig mindre enn forekomsten av veg for RV1 (variabelen Veg ble ikke inkludert i modelleringen av RV2), som forklarte hele 17 % av variasjonen. Tilhørighet til bioklimatisk seksjon forklarte 2,60 %, mens geologisk rikhet (GeoRik) og arealandel myr forklarte mellom 1 og 2 % av variasjonen i forekomst av semi-naturlig eng. Ingen av de topografiske variablene forklarte mer enn 1 % av variasjonen

Med få unntak var det den zero-skewness transformerte AF-variabelen som forklarte mest variasjon i responsvariabelen (se Tabell 11), mens den uttransformerte L-type variabelen fulgte deretter og bidro ofte med en svært liten, men signifikant mengde forklart tilleggsvariasjon. Ikke i noe tilfelle forklarte L-type variabelen mer enn Z-type variabelen. I alle tilfeller der en AF-variabel av HF-typen ble identifisert som den beste, var forskjellen mellom denne og Z- eller L-type variablene minimale. I to tilfeller bidro en D-variabel til en svak økning i den forklarte variasjonen.

Resultatene indikerer at det blant F-variablene finnes variabler som forklarer variasjon i forekomstsannsynlighet for semi-naturlig eng både på grovere og finere romlig skala. PCA2Sone og Hmax, til dels også SNE07 og PCA1Seksjon, varierer på en regional romlig skala [variasjon hovedsakelig på lineær skala  $\gg 1$  km; se Halvorsen (2012) for begrepsapparat for å beskrive romlige skalaer i utbredelsesmodelleringssammenheng], mens DyrkaMark og LandbrBygn varierer på lokal romlig skala ( $< 1$  km). Dette indikerer at det blant F-variablene finnes variabler som gir grunnlag for å predikere forekomst av semi-naturlig eng over et betydelig spekter av romlige skalaer.

## Geografiske mønstre i prediksjoner av semi-naturlig eng i Norge

Variabelutvalget og, ikke minst, rekkefølgen variablene ble valgt i den beste modellen (modell a2M4 med RV2), viser at modellen gir uttrykk for variasjon i forekomstsannsynlighet for semi-naturlig eng både på regional skala (respons på PCS2Sone) så vel som på lokal skala (respons på LandbrBygn og Hav), og på en skala som ligger mellom den regionale og den lokale (GeoRik).

Fig. 1 viser hvordan de romlige prediksjonene basert på den beste modellen fordeler seg på landsbasis. Det er verd å merke seg at skillet mellom lys grønn farge og gul farge har en spesiell betydning; dette er grensa mellom områder som har henholdsvis lavere og høyere predikert forekomstsannsynlighet enn gjennomsnittet for standard gridruter i Norge. Områder som har høyere enn gjennomsnittlig predikert forekomstsannsynlighet for semi-naturlig eng (PRO-verdier  $>1$ ) er markert med gul, oransje eller rød farge og områder som har lavere PRO-verdier enn gjennomsnittet er markert med grønn eller blå farge. Modellen predikerer høy sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng (PRO  $> 2$ ; oransje eller rød farge) langs kysten av Sør-Norge med særlig høye prediksjoner for Østfold og områdene omkring indre Oslofjord, Drammensdalføret fra Øvre Eiker via Ringerike til Hadeland, området omkring Mjøsa; kysten av Aust-Agder, Jæren og kyststrøkene videre nord til og med Nordhordland og omkrine indre deler av Trondheimsfjorden. Nord for Trondheimsfjorden finnes gridruter med PRO  $> 2$  bare helt sporadisk, og gridruter med PRO  $> 1$  er konsentrert til midtre og indre fjordstrøk. Særlig lave predikerte forekomstsannsynligheter finnes i de høyestliggende fjellområdene og i indre deler av Finnmark og Troms, samt på kysten av Troms og Finnmark.

Figuren indikerer at modellen i liten grad overtilpasser prediksjonene til konsentrasjoner av forekomster for responsvariabelen. Verken Gudbrandsdalen eller Nordmøre får vesentlig høyere prediksjoner enn i områdene omkring, der tettheten av artsforekomster er lav.

Fig. 2–5 viser kart over romlige prediksjoner basert på a1MU-modellen for de fire evalueringsområdene, og Fig. 6–9 viser kart over romlige prediksjoner for fire kommuner spredt rundt i Norge. Vi antok at disse åtte kartutsnittene til sammen skal gi et godt grunnlag for å vurdere prediksjonsmodellens evne til å predikere (relativ) lokal variasjon i forekomstsannsynligheten for semi-naturlig eng i ulike deler av landet

Prediksjonene for Østfold (Fig. 2) er gjennomgående høyere enn landsgjennomsnittet (grønne ruter utgjør  $> 2$  %; gul og oransje veksler på å være den dominerende fargen). PRO-verdier mellom 1 og 2 finnes først og fremst i de store skogområdene i åstraktene, mens verdier over 2 (og stedvis over 4) er konsentrert til dalgangene. Det er verd å merke seg at modellen ikke klarer å identifisere større innsjøer som sjøene i Haldenvassdraget og Vannsjø (standard gridruter med 100 % ferskvannssmåruter) som områder der semi-naturlig eng ikke kan forekomme. Dette er en feil ved modellen. Det er også en feil at modellen tilsynelatende ikke predikerer redusert relativ forekomstsannsynlighet i bysentra som Moss, Fredrikstad og Sarpsborg (eller storbyer som Oslo og Drammen, se Fig. 1). Modellen får i en viss grad fram de regionale forskjellene mellom de tre evalueringsområdene med hensyn til forekomstfrekvens for SNE i standard gridruter som er dokumentert i evalueringsdatamaterialet [9 av 40 ruter (23 %) i Aremark, 20 av 60 ruter (33 %) i Halden, og 17 av 22 ruter (77 %) på Hvaler]. Fig. 2 indikerer at Hvaler er det området i Østfold, sammen med områdene på det store raet i Rygge, Råde, Fredrikstad (Kråkerøy og Torsnes) og Sarpsborg (Ullerøy og Ingedal), som har de gjennomgående høyeste predikerte forekomstsannsynlighetene for SNE. Dette stemmer også godt med vår kjennskap til området (R. Halvorsen, pers. obs.). Evalueringsdatasettet indikerer imidlertid at forskjellene i relativ predikert forekomstsannsynlighet (jf. dominerende fargeklasse i Fig. 2) mellom indre deler av Østfold (representert ved områdene Halden og Aremark, som domineres av lys oransje piksler i kartet) er for høye relativt til prediksjonene for Hvaler (som domineres av mørk oransje piksler).

Den geografiske fordelingen av prediksjoner for Oppdal (Fig. 3) er i tråd med mønsteret i evalueringsdatasettet; høye prediksjoner i dalbunnen og lave prediksjoner i de tilgrensende skog- og fjellområdene. PRO-verdiene for dalgangene i Oppdal, der forekomstsannsynligheten for SNE langt overstiger 50 % og er på nivå med Hvaler, ligger på et noe lavere nivå enn prediksjonene for Hvaler (de fleste gridceller har PRO-verdier mellom 1 og 2, noen har verdier > 2, mens verdier > 4 forekommer hyppig på Hvaler; sammenlikn Figs 2 og 3). Dette kan indikere at modellen overpredikerer SNE på Sør-Østlandet og underpredikerer SNE i innlandet. Fig. 3 viser at modellen identifiserer områder over seterbeltet (dvs. øvre halvdel av lavalpin bioklimatisk sone og oppover) som usannsynlige (PRO < 0,25) men ikke som opplagte fraværsteder for forekomst av SNE.

Prediksjonene for ytre Haugalandet, inkludert evalueringsområdet i Karmøy kommune, er vist i Fig. 4. Denne figuren viser mer eller mindre den samme lokale fordelingen av høye og lave PRO-verdier som i Østfold (Fig. 2), i god overensstemmelse med fordelingen av positive og negative observasjoner i evalueringsdatasettet: Prediksjoner med PRO-verdier mellom 1 og 2 i de indre delene av Karmøy som domineres av skog- og åsområder og der semi-naturlig eng stort sett mangler, og PRO-verdier stort sett mellom 2 og 4 langs kysten. Liksom i Østfold, er modellen ute av stand til å identifisere Haugesund by som usannsynlig sted for forekomst av SNE.

Det geografiske mønsteret for Elvran-området i Stjørdal (Fig. 5) viser at modellen predikerer høyere relativ sannsynlighet for PRO i den sentrale dalgangen enn i de tiliggende store, sammenhengende, skogkledde åsområdene, der SNE stort sett mangler. Forskjellen i PRO-verdi mellom dalgangen der evalueringsdatasettet viser en forekomstsannsynlighet i 500 × 500 m standard gridruter for SNE på over 75 % og skogområdene der forekomstsannsynligheten er langt under 25 %, fra ca. 2 til litt under 1, er mindre enn forventet og kan indikere at modellen ikke skiller godt nok mellom sannsynlige og usannsynlige områder for SNE på lokal skala. Fig. 5 viser at de predikerte relative forekomstsannsynlighetene (PRO-verdiene) for områdene i Stjørdal der SNE gjennomgående er til stede (de gul- og oransjefargete områder i Fig. 5) ligger over landsgjennomsnittet, men likevel gjennomgående er lavere enn på Hvaler og Karmøy. Dette illustreres av at ingen av de 10 østligste stanadrd gridrutene i området, som alle inneholder semi-naturlig eng, har PRO-verdier > 2 og at halvparten av dem har PRO-verdier < 1. Det synes derfor som om modellen underpredikerer forekomst av SNE i Stjørdal relativt til de andre evalueringsområdene. Dette resultatet gir grunn til å stille spørsmålsteget ved de gjennomgående lavere PRO-verdiene for den nordlige delen av Norge, fra Trondheimsfjorden og nordover.

Prediksjonene for Hå kommune på Jæren (Fig. 6) følger samme lokale fordelingsmønster som Fig. 2–5, med særlig høyere verdier nær kystlinjen og en viss differensiering mellom lavereliggende og høyereliggende områder. Sammenlikning med geografisk kart viser at prediksjonene i stor grad skiller områder med gårder og tilhørende jordbruksmark fra øvrige områder. Modellen tar imidlertid ikke høyde for at jordbruksdriften i de sentrale og nordvestlige delene av Hå kommune (Vigrestad og Varhaug sogn) er svært intensiv, og at SNE sannsynligvis forekommer svært sporadisk der og bare som små flekker. Et interessant trekk ved Fig. 6 er at store, sammenhengende områder med høyereliggende kystlynghei, f.eks. Synesvarden (det store gule området om lag midtvegs langs kommunens nordøstgrense) ikke har vesentlig forskjellige prediksjoner enn jordbruksbygdene nærmere kysten. Det kan indikere at modellen ikke klart skiller mellom kystlynghei (hovedtype T34) og SNE.

Med unntak for noe høyere prediksjoner for den sentrale dalgangen (fra sørvest til nordøst) viser Hjartdal kommune i Vest-Telemark (Fig. 7) liten variasjon i relativ predikert forekomstsannsynlighet for SNE, og PRO-verdiene er gjennomgående lavere enn landsgjennomsnittet (grønn farge i Fig. 7) og mye lavere enn f.eks. evalueringsområdene på Hvaler og Karmøy. Dette stemmer dårlig overens med konsentrasjonen av forekomster for arter med sterk tilknytning til semi-naturlig eng i området (grå prikker i Fig. 7), som gjenspeiler at dalgangen og lisdene i området har rikelige forekomster av semi-naturlige enger (Norderhaug m. fl. 2000). Dette indikerer at modellen systematisk underpredikerer semi-naturlig eng i fjelldalene i innlandet, der forekomstene av semi-naturlig eng er høyest

(Norderhaug & Svalheim 2009). Fig. 7 illustrerer også modellens manglende evne til å identifisere innsjøer som steder der SNE mangler. Sammenlikning med topografisk kart viser alle ingen av de fem relativt store vannene i Hjartdal kommune, Skjesvatn, Breivatn, Kovvatn, Bonsvatn og Vindsjøen er identifiserbare som større, sammenhengende områder med lavere predikert forekomstsannsynlighet for SNE i Fig. 7.

Prediksjonene for Stranda kommune på Sunnmøre (Fig. 8) bringer lite nytt i forhold til mønstrene for Oppdal (Fig. 3), Stjørdal (Fig. 5) og Hjartdal (Fig. 7). Ett interessant trekk i kartet er at det identifiserer flekker med litt høyere predikert forekomstsannsynlighet for SNE på steder langs Geirangerfjorden og Sunnylvsfjorden der det finnes nedlagte, einbølte gårder eller grender. Dette viser at modellen har en viss evne til å skille sannsynlige og mindre sannsynlige steder for forekomst av SNE også på lokal skala. Kartet viser spredt forekomst av mørkeblå gridruter i fjellet, det vil si områder med svært lav predikert sannsynlighet for forekomst av SNE.

Fig. 9, som viser prediksjoner for Lyngen kommune i Troms, illustrerer modellens tendens til å gi noe høyere prediksjoner for gridruter med kystlinje, hvilket ikke er uventet ettersom arealandel hav er en av de fire F-variablene i modellen. Prediksjonene fordeler seg for øvrig som forventet, og gjenspeiler gradienten fra lavland til fjell (som fanges opp av variabelen PCA2Sone).

# Diskusjon

## Spesifisering av MaxEnt-modeller

Resultatene av MaxEnt-modelleringen av semi-naturlig eng i Norge er relevante for å avklare tre viktige metodiske spørsmål.

For det første bidrar resultatene med enda ett eksempel på at de enklere modellene som er resultatet av den alternative modelleringsprosedyren med forlengs variabelseleksjon har bedre prediksjonsevne enn de langt mer komplekse modellene som er resultatet av standardprosedyren for MaxEnt-modellering. Dette er i tråd med tidligere studier der disse metodealternativene har blitt sammenliknet (Auestad m. fl. 2012, Halvorsen 2013, Mazzoni m. fl. subm. ms., se også Halvorsen m. fl. 2015).

For det andre viser resultatene hvor viktig det er at utbredelsesmodeller evalueres ved bruk av uavhengige evalueringssdata. I dette tilfellet rangeres modellene totalt forskjellig når vi legger AUC-E og når vi legger AUC-T til grunn (den ikke-parametriske korrelasjonskoeffisienten Kendalls  $\tau$  beregnet mellom de to AUC-vektorene:  $\tau = 0,302$ ,  $p = 0,224$ ,  $n = 18$ ). Den beste modellen basert på AUC-T er modell s1 med RV1 (AUC-T = 0,838); en modell som i alle henseender skiller seg fra den modellen som har best predikeringsevne på uavhengige data (a2M4 med RV2; AUC-T = 0,773). Forskjellen i angitt predikeringsevne basert på AUC-T er egentlig enda større fordi AUC-T beregnet for forekomst-uten-fraværssdata ikke angis på samme 0–1-skala som AUC beregnet for forekomst-fraværssdata (Wiley m. fl. 2003, Halvorsen 2013). ‘Skrumpingen av AUC-skalaen’ er proporsjonal med andelen bakgrunnsobservasjoner som utgjøres av forekomstobservasjoner, det vil si større for RV1 (2004 av 12 004 observasjoner; en andel på 0,1669) enn for RV2 (12 671 av 112 671 observasjoner; en andel på 0,1125). Dersom AUC-T-verdiene korrigeres ved at skalaen for mulige verdier rangeres til en felles skala fra 0 til 1 så de blir sammenliknbare med AUC-E-verdier, finner vi verdier for AUC-T<sub>korrt</sub> på henholdsvis 0,906 og 0,808. Dette er en svært stor forskjell og viser at treningsdata er uegnet til ‘evaluering’ av utbredelsesmodeller. Dersom det ikke er mulig å framskaffe uavhengig innsamlete evalueringssdata, må resultatene av slik ‘evaluering’ behandles med stor forsiktighet. Hovedgrunnene til at uavhengige data er påkrevd for evaluering er at bruk av treningsdata verken gir mulighet for å identifisere effekter av skjevheter i responsvariabeldataene (*sampling bias*) eller grunnlag for å skille prediksjonsfeil på grunn av overtilpasning av modellen fra variasjon som er forklart som et resultat av at modellen fanger opp generelle sammenhenger mellom respons- og prediktorvariabler (Halvorsen 2012).

## Sterke og svake sider ved utbredelsesmodellen for semi-naturlig eng i Norge

Den beste MaxEnt-modellen for semi-naturlig eng (SNE) i Norge har en AUC-E-verdi på 0,764, det vil si at sannsynligheten for at modellen skal predikere en høyere relativ forekomstsannsynlighet for SNE i en tilfeldig valgt standard gridrute der SNE ikke finnes enn i en gridrute der SNE faktisk finnes, er 76,4 %. Dette tilsvarer en sannsynlighetsovervekt på 3,2:1. Denne AUC-verdien ligger i intervallet som er karakterisert som akseptabel [ $0,7 < \text{AUC} < 0,8$ ; jf. Araújo m. fl. (2005)]. De fleste utbredelsesmodelleringsstudier har imidlertid ikke tilgang til uavhengige evalueringssdata, og bruken av AUC for å karakterisere utbredelsesmodeller tar derfor oftest utgangspunkt i AUC-verdier beregnet

på grunnlag av treningsdataene. Den korrigerede AUC–T-verdien for den beste modellen, AUC–T = 0,808, ligger i intervallet som er karakteriseres som ‘god’ ( $0,8 < \text{AUC} < 0,9$ ). Av grunner forklart ovenfor, gir dette imidlertid bare en svært grov karakteristikk av modellen.

Evalueringsresultatet påvirkes alltid av evalueringsdatasettets egenskaper. Ideelt sett bør evalueringsdatasettet inneholde et utvalg av observasjonsenheter som er representativt for variasjonen i forekomstsannsynlighet for den modellerte naturtypen (eller arten) i undersøkelsesområdet, f.eks. samlet inn ved tilfeldig eller modellbasert utvelgelsesmetodikk (Edwardsen m. fl. 2011). Datasettet som er benyttet i denne undersøkelsen tilfredsstiller kravet til uavhengighet fra treningsdataene (data for responsvariabelen), men det er ikke representativt for variasjonen i forekomst av semi-naturlig eng i Norge. Det har en dårlig geografisk spredning (innsamlet fra bare fire områder hvorav ingen i Nord-Norge) og områder der SNE ikke eller nesten ikke finnes (f.eks. store skog- og fjellområder, store innsjøer etc.) er totalt fraværende. Dette gjør at evalueringsresultatene viser modellens evne til å skille områder med stor og lavere sannsynlighet for SNE innenfor kommuner, men ikke modellens evne til å identifisere større områder uten SNE. Fig. 1–9 viser klart at modellen identifiserer områder med lav sannsynlighet for forekomst av SNE ved at den predikerer lavere forekomstsannsynlighet for SNE i disse områdene enn i øvrige områder. Hadde slike områder vært inkludert i evalueringsdatasettet i forhold til sin arealandel i Norge (25–40 % av landarealet), ville AUC–E økt betraktelig og sannsynligvis langt oversteget ‘den magiske grensa’ på 0,8.

Den beste modellen har noen egenskaper som viser at vi er på god veg mot en modell som er godt egnet for bruk til sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonsenheter for overvåking. Disse egenskapene er:

(1) *Modellen fanger opp variasjon over et spekter av romlige skalaer.* Kartrepresentasjonen av prediksjonene viser at modellen fanger opp forskjeller i forekomstsannsynlighet for semi-naturlig eng på så vel grovere som finere romlige skalaer. Dette stemmer også godt overens med at de fire forklaringsvariablene i den beste modellen inneholder én variabel (PCA2sone) som klart varierer på regional skala, to som klart varierer på lokal skala (LandbrBygn og Hav) og én som varierer på en mellomskala (GeoRik). Dette viser at settet av forklaringsvariabler inneholder enkeltvariabler som er svært relevant for modellering av SNE, over et bredt spekter av romlige skalaer. Det er en klar styrke for modellen at de to første forklaringsvariablene som velges inn i modellen ved forlengs variabelutvelgelse er én grovskala-variabel (bioklimatisk sone) og én finskala-variabel (landbruksbygninger).

(2) *Modellen fanger opp lokal variasjon.* At modellen på en relativt fin skala, f.eks. innenfor kommuner, klart utpeker lavereliggende områder, langs kystlinja, langs innsjøer, i dalbunner og andre lavereliggende områder i terrenget etc. som mer sannsynlige for forekomst av SNE enn høyereliggende områder uten infrastruktur, er en hovedårsak til at modellen kommer ut som akseptabel i den endelige evalueringen.

Til tross for at modellen synes å differensiere mellom deler av landet med større sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng og områder med lavere forekomstsannsynlighet, f.eks. mellom områder preget av jordbruk langs kysten og i innlandsdalene og større skog- og fjelldominerte områder, gir prediksjonenes romlige fordelingsmønster grunn til å anta at modellen underpredikerer sannsynligheten for forekomst av SNE i noen deler av landet eller noen spesielle typer natur og underpredikerer forekomst i andre landsdeler eller steder. Vi vil drøfte fire mulige situasjoner der modellen kan ha svakheter med utgangspunkt i ulike typer fordelingsmønstre:

(1) *Overprediksjon av semi-naturlig eng nær kystlinja.* Den detaljerte gjennomgangen av prediksjonenes geografiske fordelingsmønstre viser en klar tendens til høyere prediksjoner for kystlinjepiksler enn for nabopiksler uten kystlinje (Figs. 2, 4–6, 8–9). Dette er minst tydelig for Hvaler (Fig. 2), mest tydelig for Lyngen (Fig. 9). Den statistiske forklaringen på dette mønsteret kan være at variabelen Hav (arealandel Hav), som er én av fire F-svariabler som inngår i den beste modellen, angir

arealandel hav i hver standard gridrute. Variabelverdien økerv dermed når landraealandelen avtar. Det kan forklare at det ser ut til at gridceller med en liten snipp av land synes å ha en særlig tendens til høye prediksjoner (se F.eks. Fig. 5 og 9).

Fig. 1 og prediksjonskartene for lokale områder viser at responsvariabelen har en sterk tendens til konsentrasjon til kystnære områder. Dette er særlig tydelig i Østfold (Fig. 2) og i Hå (Fig. 6). Det er derfor grunn til å anta at modellen viser en reell tendens til at karplantearter med sterk affinitet til semi-naturlig eng er registrert oftere nær kysten enn i innlandet. Vi tror imidlertid ikke dette skyldes at semi-naturlig eng forekommer hyppigere lengst ute på kysten enn litt innenfor kysten, men heller en kombinasjon av: (a) tilgjengelighet; dvs. at kysten er undersøkt mer intensivt enn landet innenfor (*roadside bias*; Kadmon m. fl. 2004, Wollan m. fl. 2008); og (b) at mange av artene som ligger til grunn for responsvariabelen også forekommer i åpne, kystnære natursystemer som strandeng (NiN-hovedtype T12) og sanddynemark (T21). Det er trolig at modellen predikerer forekomst i semi-naturlig strandeng (hovedtype T33) like godt som forekomst i semi-naturlig eng; artssammensetningen i de to semi-naturlige hovedtypene har mange fellestrekk.

(2) *Underprediksjon av semi-naturlig eng sentrale, fjellnære områder i Sør-Norge.*

Kunnskapen om arealfordelingen av semi-naturlig eng i Norge er svært mangelfull (Norderhaug & Johansen 2011). (Å framskaffe slik kunnskap er et hovedformål med en eventuell overvåling av denne naturtypen.). Dette til tross er det hevet over tvil at semi-naturlige enger (enger i hevd eller i tidlig gjenvekstsuksessjon i særdeleshet) forekommer mer hyppig i distrikter der tradisjonelle driftsformer har blitt videreført inn mot vår tid enn i andre deler av landet. De distriktene det er tale om, er først og fremst indre og øvre deler av de store dalene på Østlandet (Gudbrandsdalen, Valdres, Hallingdal og Numedal), Vest-Telemark, Setesdal, Hardanger, Sogn og indre deler av Møre og Romsdal). Sammenlikning mellom Fig. 3 (Oppdal) og Fig. 7 (Hjartdal) på den ene siden og Fig. 2 (Østfold) og Fig. 4 (Karmøy) på den andre siden viser at et slikt regionalt mønster ikke gjenfinnes i den beste prediksjonsmodellen. I Oppdal er semi-naturlig eng registrert i 32 av 82 standard gridruter i evalueringsdatasettet. Av disse har bare 9 relativ predikert forekomstsannsynlighet for SNE over landsgjennomsnittet (PRO > 1; gul eller oransje farge i figuren), mens alle gridrutene på Karmøy, med eller uten registrert forekomst av SNE, har verdier over landsgjennomsnittet. Tendensen er den samme i prediksjonskartet for Hjartdal, der dalbunnen og dalsidene har verdier omkring landsgjennomsnittet til tross for rikelig forekomst av semi-naturlige enger (se f.eks. Norderhaug m. fl. 2000), vist blant annet ved rikelig tilstedeværelse av RV2-arter (se Fig. 7). En mulig årsak til dette regionale avviksmønsteret kunne, i prinsippet, være skjevhet i responsvariabeldatasettet (*roadside bias*; se over), f.eks. ved at disse fjellnære områdene var mindre intensivt undersøkt med hensyn på arter som ligger til grunn for RV2 enn øvrige områder. Det fokuset som har vært på kartlegging av 'kulturmark' og arter knyttet til semi-naturlige systemer gjennom de siste 20–30 årene, også i de nevnte områdene, som gjenspeiles i tettheten av artsforekomster i Oppdal og Hjartdal (Fig. 2 og 7), taler klart mot denne forklaringen. En mer sannsynlig årsak er at variablene vi har brukt i modelleringen, inkludert variablene SNE07 og SNE49 som er basert på historiske jordbrukstillinger, ikke fanger opp de regionale forskjellene i hyppighet av semi-naturlig eng som sannsynligvis er til stede i dag. Mulige årsaker til at variablene SNE07 og SNE49 ikke fanger dette opp kan være: usikkerhet i oversettelsen av kategoriene som ble benyttet ved tellingene til NiN-hovedtypen semi-naturlig eng (se drøfting i metodekapitlet), og at intensivering av driften, utbygging og gjengroing i stort omfang i sørlige og lavereliggende deler av landet har endret det regionale mønsteret i arealdekning av SNE fra den mer jevne fordelingen som indikeres i de eldre jordbrukstillingene til et mer differensiert regionalt mønster i dag. Den siste forklaringen er plausibel; det har gått over 110 år siden jordbrukstillingen i 1907 og snart 70 år siden 1949-tellingen. Dette er lang nok tid til at jordbruksmark som ble brakklagt i mellomkrigstida kan ha nådd et ettersuksessjonstrinn av skogsmark på produktiv mark i områder med gunstig klima.

Denne svakheten i modellen lar seg neppe løse gjennom konstruksjon av nye forklaringsvariabler; den springer ut av mangel på kunnskap om arealdekkingen av semi-naturlig eng.



Det er uansett ikke tale om en skjevhet som er stor nok til å gjøre modellen uegnet som utgangspunkt for sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonsenheter for overvåking.

(3) *Suboptimal lokal differensiering mellom sannsynlige og usannsynlige steder for forekomst av semi-naturlig eng.* Evalueringsdatasettet indikerer at det i virkeligheten er en større variasjon i den relative sannsynligheten for forekomst av semi-naturlig eng enn modellene indikerer. Dette er påpekt for Aremark i Østfold (det østligste området i Fig. 2), for Oppdal (Fig. 3), for Karmøy (Fig. 4) og for Stjørdal (Fig. 5). Mens evalueringsdatasettet viser nær nullforekomst av semi-naturlig eng i skogdominerte åstrakter, indikerer modellen typisk en forekomstsannsynlighet for semi-naturlig eng i dalbunner og tilgrensende dalsider samt flatland som er anslagsvis det dobbelte av hva den er i de omkringliggende områdene. Dette kan være en indikasjon på at modellen er dårlig kalibrert, men kan også indikere at viktige forklaringsvariabler ikke er inkludert i modellen. Eksempler på slike variabler kan være dominerende jordart, som er avgjørende for om et areal er egnet for jordbruk.

(4) *Manglende evne til å identifisere gridruter der forekomst av semi-naturlig eng er helt utelukket*, som f.eks. gridceller som er 100 % dekket av ferskvann, områder i høgfjellet (over midtre del av lavalpin bioklimatisk sone) og i større byer og tettsteder (eller med annen infrastruktur). Denne svakheten ved modellen opptrer til tross for at f.eks. Ferskvann og Myr er inkludert blant forklaringsvariablene. Signalet fra disse variablene var imidlertid ikke sterkt nok til at de ble inkludert i modellen. Det er mulig at '0-områder', det vil si standard gridruter der man med 100 % sikkerhet kan utelukke forekomst av semi-naturlig eng, *a priori* burde ekskluderes fra mengden av valgbare bakgrunnsobservasjoner til bruk i modelleringen.

## Konklusjon

Drøftingen av prediksjonsmodellen for semi-naturlig eng viser at modellen er god, men at den også har noen svakheter. AUC-verdien på 0,764 for uavhengige evalueringsdata kan synes som relativt lav, men det er da viktig å være klar over at evalueringsdatasettet består av data fra bare 4 områder, hvorav ingen inneholder større arealer der forekomst av semi-naturlig eng er mer eller mindre utelukket (høyfjellsområder, bratt nedskårne daler, store vann etc.), og at heller ikke muligheten for å korrigere modellen *a priori* ved kriteriebasert utelukkning av '0-områder' er benyttet. Det er åpenbart at modellens prediksjonsevne i et helt tilfeldig utvalg av standard gridruter i Norge vil være vesentlig høyere, sannsynligvis godt over 0,8 på AUC-skalaen.

Drøftingen av modellen har påvist noen svakheter som, i hvert fall i betydelig grad, skyldes mangelen på relevante prediktorer. Den pågående satsingen på økologiske grunnkart vil i løpet av noen år endre denne situasjonen vesentlig. Mange variabler som er lansert som økologiske grunnkart har stor relevans for modellering av semi-naturlig eng og kan gi grunnlag for sterkt forbedrede modeller. Eksempler på slike variabler er jordarter, løsmasser og, ikke minst, landskapstyper. Analyser av et stort materiale av landskapsrelevante egenskaper, innsamlet i 3966 observasjonsenheter over hele Norge (R. Halvorsen m. fl., unpubl. resultater), viser at det er mulig å lage en landskapstypeinndeling for Norge basert på prinsippene i NiN (Halvorsen m. fl. 2016a) som i stor grad kan benyttes til å predikere graden av utnyttelse til jordbruksformål. Landskapstype kan derfor bli en verdifull kategorisk forklaringsvariabel for modellering av semi-naturlig eng.

Vår konklusjon er at den foreliggende prediksjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge er god nok til bruk for utvelgelse av observasjonsenheter for overvåking, men at forbedrede modeller bør lages når bedre forklaringsvariabler blir tilgjengelige i form av økologiske grunnkart. Det kan også være verd å forsøke modellering av semi-naturlig eng med andre responsvariabler, f.eks. basert på andre artsutvalg med jevnere geografisk dekning eller med veiing av forekomstobservasjonene i

forhold til andelen av artslista som inngår i den regionale artspoolen. Forbedrete modeller vil øke påliteligheten til estimater som baserer seg på indikatorvariabler registrert i overvåkingen av semi-naturlig eng.

## Referanser

- Anderson, R.P. & Gonzalez, I.J. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with Maxent. – *Ecol. Modelling* 222: 2796-2811.
- Anonymous 1910. Jordbrukstøllingen i kongeriget Norge 30 september 1907. Andet hefte. Arealet og dets anvendelse. Procentberegninger m. m. – *Norg. off. Stat.* 5: 109: 1-145.
- Anonymous 1950. Jordbrukstøllingen i Norge 20. juni 1949. Første hefte. Arealet, husdyrholdet m. v. Herredsvisse oppgaver. – *Norg. off. Stat.* 11: 40: 1-419.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. & Erhard, M. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. – *Global Change Biol.* 11: 1504-1513.
- Auestad, I., Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Erikstad, L. 2012. Videreføring av prediksjonsmodellering av invaderende fremmede arter. – *Dir. Naturforv. Utredn.* 2012: 6: 1-38.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. – *J. Biogeogr.* 35: 1906-1922.
- Crawley, M.J. 2013. *The R book*, ed. 2. – Wiley, Chichester.
- Edvardsen, A., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2011. A fine-grained spatial prediction model for the red-listed vascular plant *Scorzonera humilis*. – *Nord. J. Bot.* 29: 495-504.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1992. Om hævden upphör: Kärlväxter som indikatorarter i ängs- och hagmarker. – Fälths Tryckeri, Värnamo.
- Elith, J. & Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. – *Ecography* 32: 66-77.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* 29: 129-151.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. – *Divers. Distrib.* 17: 43-57.
- Emanuelsson, U. 2009. Europeiska kulturlandskap: Hur människan format Europas natur. – Formas, Stockholm.
- Fielding, A.H. & Bell, J.E. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. – *Environm. Conserv.* 24: 38-49.
- Franklin, J. 2009. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. – Cambridge University Press, Cambridge.

- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. – Norsk Inst. Naturforsk. Utredn. 29: 1-172.
- Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., Huettmann, F. & Group, N.S.D.M. 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. – Divers. Distrib. 13: 332-340.
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge – begreper, prinsipper og verktøy – Univ. Oslo NatHist. Mus. Rapp. 10: 1-117.
- Halvorsen, R. 2012. A gradient analytic perspective on distribution modelling. – Sommerfeltia 35: 1-165.
- Halvorsen, R. 2013. A strict maximum likelihood explanation of MaxEnt, and some implications for distribution modelling. – Sommerfeltia 36: 1-132.
- Halvorsen, R., Mazzoni, S., Bryn, A. & Bakkestuen, V. 2015a. Opportunities for improved distribution modelling practice via a strict maximum likelihood interpretation of MaxEnt. – Ecography 38: 172-183.
- Halvorsen, R. & Medarbeidere 2015b. Grunnlag for typeinndeling av natursystem-nivået i NiN – analyser av generaliserte artslistedatsett. – Nat. Norge (NiN) Art. 2: Versjon 2.1.1: 1-283.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016a. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. – Nat. Norge (NiN) Art. 1: Version 2.1.0: 1-358.
- Halvorsen, R., Medarbeidere & Samarbeidspartnere 2016b. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Nat. Norge (NiN) Art. 3: Versjon 2.1.0: 1-528.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. – Radiology 143: 29-36.
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J. 2009. The elements of statistical learning, ed. 2. – Springer, New York.
- Jaynes, E.T. 1957. Information theory and statistical mechanics. – Phys. Rev. 106: 620-630.
- Jaynes, E.T. 1957. Information theory and statistical mechanics. II. – Phys. Rev. 108: 171-190.
- Jaynes, E.T. 2003. Probability theory: the logic of science. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Jenness, J. 2006. Topographic Position Index (tpi\_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.2. – Jenness Enterprises, Flagstaff, AZ.
- Jordal, J.B. & Gaarder, G. 1995. Biologiske undersøkingar i kulturlandskapet i Møre og Romsdal i 1994. Planter og sopp i naturbeitemarker og naturenger – Fylkesmannen Møre Romsdal LandbrAvd. Rapp. 1995: 2: 1-99.
- Kadmon, R., Farber, O. & Danin, A. 2004. Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. – Ecol. Appl. 14: 401-413.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. 7. utgåve ved R. Elven. – Det Norske Samlaget, Oslo, Norway.
- Losvik, M.H. 1993a. Hay meadow communities in western Norway and relations between vegetation and environmental factors. – Nord. J. Bot. 13: 195-206.
- Losvik, M.H. 1993b. Total species number as a criterion for conservation of hay meadows. – I: Bunce, R.G.H., Ryszkowski, L. & Paoletti, M.G. (red.), Landscape ecology and agroecosystems, Lewis, Boca Raton, s. 105-111.
- Mazzoni, S., Halvorsen, R. & Bakkestuen, V. 2015. MIAT: Modular R-wrappers for flexible implementation of MaxEnt Distribution Modelling. – Ecol. Informatics 30: 215-221.

- Merow, C., Smith, M.J. & Silander, J.A.J. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. – *Ecography* 36: 1058-1069.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk, Hønefoss.
- Norderhaug, A., Ihse, M. & Pedersen, O. 2000. Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. – *Landsc. Ecol.* 15: 201-218.
- Norderhaug, A. & Johansen, L. 2011. Kulturmark og boreal hei. – I: Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.), Norsk rødliste for naturtyper 2011, Artsdatabanken, Trondheim, s. 81-85.
- Norderhaug, A. & Svalheim, E. 2009. Faglig grunnlag for handlingsplan for trua naturtyper: Slåttemark i Norge. – *Bioforsk Rapp.* 4: 57: 1-47.
- Norderhaug, A., Halvorsen, R., Johansen, L., Mazzoni, S., Bratli, H., Svalheim, E., Jordal, J.B. & Pedersen, O. 2012. Kulturmarkseng i Naturindeks – utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåking og forvaltning. – *Bioforsk Rapp.* 7: 129: 1-173.
- Olsson, G.A., Austrheim, G., Bele, B. & Grøntvedt, E. 1995. Seterlandskapet i Budalen og Endalen, Midtre Gauldal, Midt-Norge. Kulturhistoriske og økologiske forhold i fjellets kulturlandskap. – *Fylkesmannen Sør-Trøndelag Miljøvernnavd. Rapp.* 1995: 2: 1-96.
- Pearce, J. & Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. – *Ecol. Modelling* 133: 225-245.
- Phillips, S.J. 2011. A brief tutorial on Maxent. – AT&T Research, Princeton, NJ.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. – *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. – *Ecol. Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwich, J.R. & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. – *Ecol. Appl.* 19: 181-197.
- Renner, I.W. & Warton, D.I. 2013. Equivalence of MAXENT and poisson point process models for species distribution modeling in ecology. – *Biometrics* 69: 274-281.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, 3. utg. – Freeman, New York.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D. 2002. *Modern applied statistics with S.* – Springer, New York.
- Vollering, J., Mazzoni, S. & Halvorsen, R. 2016. Package 'MIAMaxent' Version 0.3.7. – The R foundation for statistical computing, <http://cran.r-project.org>.
- Warren, D.L. & Seifert, S.N. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. – *Ecol. Appl.* 21: 335-342.
- Wiley, E.O., McNyset, K.M., Peterson, A.T., Robins, C.R. & Stewart, A.M. 2003. Niche modeling and geographic range predictions in the marine environment using a machine-learning algorithm. – *Oceanography* 16: 120-127.
- Wollan, A.K., Bakkestuen, V., Kauserud, H., Gulden, G. & Halvorsen, R. 2008. Modelling and predicting fungal distribution patterns using herbarium data. – *J. Biogeogr.* 35: 2298-2310.
- Økland, R.H., Økland, T. & Rydgren, K. 2001. Vegetation-environment relationships of boreal spruce swamp forests in Østmarka Nature Reserve, SE Norway. – *Sommerfeltia* 29: 1-190.

Tabell 1. Liste over arter som inngår i Artsutvalg 1, som var utgangspunktet for responsvariabelen som ble brukt i førstegenerasjons prediksjonsmodell for semi-naturlig eng i Norge. *n* = antall observasjoner av arten i GBIF-basen, gjort etter 1945 og med en presisjon på ±250 m.

Artsnavn		<i>n</i>
<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	bakkemynte	14
<i>Agrostis capillaris</i> L.	engkvein	115
<i>Alchemilla filicaulis</i> Buser	bakkemarikåpe	56
<i>Alchemilla monticola</i> Opiz	beitemarikåpe	90
<i>Alchemilla propinqua</i> H.Lindb. ex Juz.	hjulmarikåpe	6
<i>Alchemilla vulgaris</i> auct. non L.		14
<i>Alchemilla wichurae</i> (Buser) Stefánsson	skarmarikåpe	47
<i>Androsace septentrionalis</i> L.	smånøkkel	10
<i>Antennaria dioica</i> (L.) Gaertn.	kattefot	90
<i>Anthoxanthum nipponicum</i> Honda	fjellgulaks	32
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	gulaks	79
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	rundbelg	44
<i>Arnica angustifolia</i> subsp. <i>alpina</i> (L.) I. K. Ferguson		3
<i>Arnica montana</i> L.	solblom	730
<i>Avenula pratensis</i> (L.) Dumort.	enghavre	13
<i>Avenula pubescens</i> (Huds.) Dumort.	dunhavre	61
<i>Botrychium boreale</i> Milde	fjellmarinøkkel	25
<i>Botrychium lanceolatum</i> (Gmel.) Angstr.	handmarinøkkel	13
<i>Botrychium lunaria</i> (L.) Sw.	marinøkkel	92
<i>Botrychium matricariifolium</i> (A. Braun ex Dowell) A. Braun ex Koch	huldrenøkkel	3
<i>Botrychium multifidum</i> (Gmel.) Trev.	høstmarinøkkel	6
<i>Briza media</i> L.	hjertergras	48
<i>Campanula barbata</i> L.	rundbelg	22
<i>Campanula persicifolia</i> L.	fagerklokke	25
<i>Carex brunnescens</i> (Pers.) Poir. ssp. <i>brunnescens</i>	seterstarr	42
<i>Carex caryophyllea</i> Latourr.	vårstarr	14
<i>Carex ericetorum</i> Pollich	bakkestarr	15
<i>Carex flacca</i> Schreb.	blåstarr	76
<i>Carex hostiana</i> DC.	engstarr	45
<i>Carex muricata</i> L. ssp. <i>muricata</i>	piggstarr	29
<i>Carex ornithopoda</i> Willd.	fuglestarr	13
<i>Centaurea jacea</i> L.	engknoppurt	38
<i>Centaurea nigra</i> L.	mørkknoppurt	1
<i>Centaurea scabiosa</i> Asso	fagerknoppurt	16
<i>Cerastium diffusum</i> Pers.	kystarve	5
<i>Coeloglossum viride</i> (L.) Hartm.	grønnkurle	25
<i>Comastoma tenellum</i> (Rottb.) Toyok.	småspøte	7
<i>Conopodium majus</i> (Gouan) Loret	jordnøtt	142
<i>Crepis praemorsa</i> (L.) Walther	enghaukeskjegg	32
<i>Dactylorhiza sambucina</i> (L.) Soó	søstermarihand	16
<i>Dianthus deltoides</i> L.	engnellik	65
<i>Dianthus superbus</i> L.	silkenellik	3
<i>Dracocephalum ruyschiana</i> L.	dragehode	14
<i>Erigeron borealis</i> (Vierh.) Simms	fjellbakkestjerne	10

<i>Erigeron uniflorus</i> L.	snøbakkestjerne	14
<i>Euphrasia arctica</i> auct. non Lange ex Rostr.	shetlandsøyentrøst	4
<i>Euphrasia stricta</i> D. Wolff ex J.F. Lehm.	kjerteløyentrøst	72
<i>Euphrasia wettsteinii</i> G.L.Gusarova	fjelløyentrøst	56
<i>Galium boreale</i> L.	hvitmaure	50
<i>Galium verum</i> L.	gulmaure	38
<i>Gentiana nivalis</i> L.	snøsøte	11
<i>Gentianella amarella</i> (L.) Börner	bittersøte	53
<i>Gentianella aurea</i> (L.) H. Sm.	bleiksøte	3
<i>Gentianella campestris</i> (L.) Börner	bakkesøte	103
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R.Br.	brudespore	69
<i>Herminium monorchis</i> (L.) R.Br.	honningblom	0
<i>Hieracium pilosella</i> L.	hårsveve	71
<i>Hieracium vulgatum</i> Fr.	beitesvever	14
<i>Hierochloë odorata</i> subsp. <i>arctica</i> (J. Presl) Tzvelev	marigras	3
<i>Hypericum hirsutum</i> Asso	lodneperikum	8
<i>Hypericum perforatum</i> L.	prikkperikum	33
<i>Hypochaeris maculata</i> L.	flekkgrisøre	32
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	kystgrisøre	18
<i>Inula salicina</i> L.	krattalant	17
<i>Jasione montana</i> L.	blåmunke	20
<i>Juncus squarrosus</i> L.	heisiv	35
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	rødknapp	49
<i>Linum catharticum</i> L.	vill-lin	87
<i>Listera ovata</i> (L.) R.Br.	stortveblad	51
<i>Lotus corniculatus</i> L.	tiriltunge	118
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	markfrytle	26
<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.	bakkefrytle	102
<i>Melampyrum cristatum</i> L.	kammarimjelle	3
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel ex Schult.	bakkeforglemmegei	32
<i>Nigritella nigra</i> (L.) Rchb.f.	svartkurle	0
<i>Omalotheca sylvatica</i> (L.) Sch.Bip. & F.W.Schultz	skoggråurt	37
<i>Phleum alpinum</i> L.	fjelltimotei	15
<i>Phleum pratense</i> L. ssp. <i>Nodosum</i>	villtimotei	0
<i>Pimpinella saxifraga</i> Scop.	gjeldkarve	51
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.	nattfiol	238
<i>Polygala amarella</i> Crantz	bitterblåfjær	7
<i>Polygala vulgaris</i> L.	blåfjær	83
<i>Pseudorchis albida</i> (L.) Á.Löve & D. Löve	hvitkurle	58
<i>Pseudorchis straminea</i> (Fernald) Soó	fjellhvitkurle	12
<i>Rhinanthus minor</i> L.	småengcall	102
<i>Scleranthus perennis</i> L.	flerårsknavel	33
<i>Scorzonera humilis</i> L.	griseblad	31
<i>Silene nutans</i> L.	nikkesmelle	59
<i>Taraxacum hamatum</i> Raunk.	engløvetenner	0
<i>Taraxacum obliquum</i> (Fr.) Dahlst.	butt kystløvetann	16
<i>Taraxacum spectabile</i> Dahlst.	atlanterhavsløvetenner	1
<i>Thalictrum minus</i> L.	kystfrøstjerne	9

<b>Thalictrum simplex DC.</b>	rankfrøstjerne	31
<b>Thymus pulegioides L.</b>	bakketimian	10
<b>Veronica arvensis L.</b>	bakkeveronika	80
<b>Veronica spicata L.</b>	aksveronika	23
<b>Veronica verna L.</b>	butt kystløvetann	8
<b>Viola canina L.</b>	engfiol	100
<b>Viola rupestris F.W.Schmidt</b>	sandfiol	24
<b>SUM</b>		4466

Tabell 2. Liste over arter som inngår i Artsutvalg 2, som var utgangspunktet for responsvariabelen som ble brukt i andregenerasjons prediksjonsmodell for semi-naturlig eng i Norge. *n* = antall observasjoner av arten i GBIF-basen, gjort etter 1945 og med en angitt eller anslått presisjon på ±100 m, dvs. inkludert alle lokaliteter med UTM-angivelse til nærmeste 100 m eller enda mer presis. Arter som er angitt på grå bakgrunn var inkludert i den opprinnelige artslista, men kom av ukjent grunn ikke med i det endelige utvalget. Arten som er angitt med rød skrift var ikke med i den opprinnelige artslista, men kom av ukjent grunn med i utvalget.

Artsnavn		<i>n</i>
Acinos arvensis (Lam.) Dandy	bakkemynte	1657
Alchemilla filicaulis Buser	bakkemarikåpe	1068
Alchemilla monticola Opiz	beitemarikåpe	1444
Alchemilla propinqua H.Lindb. ex Juz.	hjulmarikåpe	108
Alchemilla wichurae (Buser) Stefánsson	skarmarikåpe	2546
Androsace septentrionalis L.	smånøkkel	443
Arnica montana L.	solblom	598
Avenula pratensis (L.) Dumort. [= Poa pratensis]	enghavre	649
Botrychium lanceolatum (Gmel.) Angstr.	handmarinøkkel	219
Botrychium lunaria (L.) Sw.	marinøkkel	4874
Botrychium multifidum (Gmel.) Trev.	høstmarinøkkel	182
Briza media L.	hjertergras	1944
Campanula barbata L.	rundbelg	306
Carex caryophyllea Latourr.	vårstarr	365
Carex ericetorum Pollich	bakkestarr	773
Carex flacca Schreb.	blåstarr	1367
Carex hostiana DC.	engstarr	1503
Centaurea nigra L.	mørkknoppurt	259
Conopodium majus (Gouan) Loret	jordnøtt	1377
Crepis praemorsa (L.) Walther	enghaukeskjegg	0
<b>Cyanus montanus (L.) Hill</b>	<b>honningknoppurt</b>	<b>232</b>
Dactylorhiza sambucina (L.) Soó	søstermarihand	348
Dianthus deltoides L.	engnellik	1582
Dianthus superbus L.	silkenellik	194
Euphrasia stricta D. Wolff ex J.F. Lehm.	kjerteløyentrøst	2847
Galium verum L.	gulmaure	3102
Gentianella amarella (L.) Börner	bittersøte	662
Gentianella campestris (L.) Börner	bakkesøte	3233
Herminium monorchis (L.) R.Br.	honningblom	13
Hieracium lactucella Wallr.[= Pilosella lactucella (Wallr.) P.D. Sell & C.West]	aurikkelsveve	1695
Hypochaeris maculata L.	flekkgrisøre	2377
Inula salicina L.	krattalant	598
Knautia arvensis (L.) Coult.	rødknapp	4587
Leontodon hispidus L.	lodnefølblom	0
Linum catharticum L.	vill-lin	2665
Luzula campestris (L.) DC.	markfrytle	1607
Melampyrum cristatum L.	kammarimjelle	102
Nigritella nigra (L.) Rchb.f. [= Gymnadenia nigra (L.) Rchb.f.]	svartkurle	465
Phleum pratense L. ssp. nodosum (L.) Arcang.	villtimotei	649
Pimpinella saxifraga Scop.	gjeldkarve	0
Plantago media L.	dunkjempe	2356



<b>Polygala amarella Crantz</b>	bitterblåfjær	520
<b>Polygala vulgaris L.</b>	blåfjær	3710
<b>Pseudorchis albida (L.) Á.Löve &amp; D. Löve</b>	hvitkurle	2169
<b>Scorzonera humilis L.</b>	griseblad	338
<b>Selinum carvifolia (L.) L.</b>	krusfrø	331
<b>Taraxacum erythrospermum agg.</b>	sandløvetenner	324
<b>Taraxacum hamatum Raunk.</b>	engløvetenner	9
<b>Taraxacum obliquum (Fr.) Dahlst.</b>	butt kystløvetann	170
<b>Taraxacum spectabile Dahlst.</b>	atlanterhavsløvetenner	138
<b>Thalictrum simplex DC.</b>	rankfrøstjerne	429
<b>Veronica arvensis L.</b>	bakkeveronika	1854
<b>Veronica verna L.</b>	vårveronika	390
<b>Viola rupestris F.W.Schmidt</b>	sandfiol	928
<b>SUM</b>		61 244

**Tabell 3. Forklaringsvariabler som er utviklet som ledd i prosjektet og benyttet i utbredelsesmodellering av semi-naturlig eng i Norge. Data fra Norge Digitalt dersom ikke annet er oppgitt. Variabelen 'Veg' som er angitt på grå bakgrunn, ble bare benyttet i første generasjonsmodellen; variablene 'Myr' og 'StEndraMark' ble bare benyttet i annengenerasjonsmodellen.**

Kode	Navn	Verdiområde	Forklaring
DyrkaMark	Arealandel dyrka mark	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som har mer enn 50% av arealet angitt som dyrka mark, basert på N50-databasen (2014).
Ferskvann	Arealandel ferskvann	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som har mer enn 50% av arealet dekket av ferskvann (innsjø og elv), basert på N50-databasen (2014).
GeoFat	Fattig berggrunn	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som har mer enn 50% av arealet dekket av bergarter klassifisert som 'fattig' (L. Erikstad, upubl. data), basert på NGUs databasen for berggrunnsgeologi, 1:250 000.
GeoRik	Rik berggrunn	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som har mer enn 50% av arealet dekket av bergarter klassifisert som 'rik' (L. Erikstad, upubl. data), basert på NGUs databasen for berggrunnsgeologi, 1:250 000.
Hav	Arealandel hav	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som har mer enn 50% av arealet dekket av hav, basert på N50-databasen (2014).
Hforskj	Høydeforskjell		Differansen mellom Hmax og Hmin
Hmax	Maksimum høyde		Største høyde over havet registrert for en smårute i standard-gridruta.
Hmin	Minimum høyde		Laveste høyde over havet registrert for en smårute i standard-gridruta.
LandbrBygn	Tetthet av landbruksbygninger	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som inneholder landbruksbygninger, basert på data fra GAB-registret (2014).
Myr	Arealandel myr	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som har mer enn 50% av arealet dekket av myr, basert på N50-databasen (2014).
PCA1Seksjon	Bioklimatisk seksjon		Plassering til bioklimatisk seksjon (regional miljøvariabel 6SE i NiN versjon 2), basert på de to første aksene i en PCA-ordinasjon av 54 miljøvariabler i rutenett 1 × 1 m for Norge (Bakkestuen m. fl. 2008), rotert til maksimal korrelasjon med inndelingen i vegetasjonsseksjoner etter Moen (1998). Tilpasning til rutenett 500 × 500 m er gjort ved interpolering (se teksten for utfyllende beskrivelse).
PCA2Sone	Bioklimatisk sone		Plassering til bioklimatisk sone (regional miljøvariabel 6SO i NiN versjon 2), etter same metode som PCA1Seksjon (se over)
Skrå20	Skråning	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som har en helning > 20 °, beregnet på grunnlag av en 100 m høydemodell.

<b>SNE07</b>	Arealandel semi-naturlig eng, 1907		Arealandel semi-naturlig eng i 1907, basert på data fra jordbrukstelingen (se teksten for utfyllende beskrivelse).
<b>SNE49</b>	Arealandel semi-naturlig eng, 1949		Arealandel semi-naturlig eng i 1907, basert på data fra jordbrukstelingen (se teksten for utfyllende beskrivelse).
<b>StEndraMark</b>	Sterkt endra mark	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som inneholder sterkt endra mark (bebyggelse, veger, flyplasser og annen infrastruktur), basert på N50-databasen (2014).
<b>TPI1</b>	Terrengposisjon, fin skala		Terrengposisjon; <i>topographic position index</i> (Jenness 2006), målt i nabolag på 1 km, beregnet på grunnlag av en 100 m høydemodell (se teksten for utfyllende beskrivelse).
<b>TPI6</b>	Terrengposisjon, grov skala		Terrengposisjon; <i>topographic position index</i> (Jenness 2006), målt i nabolag på 6 km, beregnet på grunnlag av en 100 m høydemodell (se teksten for utfyllende beskrivelse).
<b>Veg</b>	Vegtetthet	0 – 25	Antall småruter (100 × 100 m) som inneholder veg, basert på N50-databasen (2014).
<b>VRM1</b>	Terrenguro		Terrenguro; <i>Vector Ruggedness Measure</i> ( <a href="http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=15423">http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=15423</a> ), målt i nabolag på 1 km, beregnet for midtpunktet i standard gridruta på grunnlag av en 100 m høydemodell (Sappington m. fl. 2007). VRM er en indeks som uttrykker omfanget av høydevarisjon på fin skala ved å kombinere helnings- og eksposisjonsdata for hver gridcelle i målenabolaget.
<b>VRM1GjSn</b>	Terrenguro, gjennomsnitt		Gjennomsnittet av VRM1-verdier for alle småruter i standard gridruta.

**Tabell 4. Kategorier av jordbruksmark i jordbrukstelingen for 1949 (J49), innenfor hovedkategorien eng/beite med tentativ oversettelse til hovedtype i NiN versjon 2 og begrepene semi-naturlig og sterkt endret mark. KNr = kolonnenr. i J49. T32 = semi-naturlig eng, T45 = oppdyrket varig eng. HI-n = basistrinn langs den lokale komplekse miljøgradienten hevdintensitet (HI); se Halvorsen m. fl. (2016).**

KNr.	Arealkategori	Total-areal (km <sup>2</sup> )	Forklaring gitt i J49 s. 417	NiN-oversettelse
22	eng til slått på dyrket jord	4 865	'Som dyrket jord regner en all jord som har vært pløyd eller oppbrutt på annen måte (som altså ikke bare er ryddet på overflaten)'	T45
23	natureng til slått på innmark	1 097		T32
24	seterløkker som nyttes til slått	153		T32 (mindre arealer kan ha vært gjødslet, men det meste av dette neppe sterkere enn det som ligger innenfor T32 (HI-e))
25	utslåtter som høstes årlig	225	'Av utslåtter fører en bare opp så stort areal som en år om annet bruker å høste, selv om en har adgang til større arealer. Resten fører en under «Annet areal».'	T32 (merk at slåttemarks-arealer som ikke var i regelmessig bruk ikke er medregnet i dette arealet)
26	eng til beite på dyrket jord	198	'Som dyrket jord regner en all jord som har vært pløyd eller oppbrutt på annen måte (som altså ikke bare er ryddet på overflaten)'	T45
27	eng til beite på natureng	362		T32
28	kulturbeite på dyrket jord	259	'Som dyrket jord regner en all jord som har vært pløyd eller oppbrutt på annen måte (som altså ikke bare er ryddet på overflaten)' 'Som kulturbeite fører en arealer som er lagt ut til <i>varig</i> beite og som blir regelmessig gjødslet. Alminnelige hamnehager må en ikke føre opp som eng til beite eller kulturbeite. De skal regnes med til «Annet areal».'	T45
29	kultureng på overflatedyrket jord	498		T45

Tabell 5. Kategorier av jordbruksmark i jordbrukstelingen for 1907 (J07), innenfor hovedkategoriene 'naturlig eng paa indmark' (NEI) og 'utmark' (UM), som tilsvarer semi-naturlig mark I NiN. KNr = kolonnenr. i J49. HKat = Hovedkategori.

KNr.	HKat	Arealkategori	Total-areal (km <sup>2</sup> )	Kommentar
22	NEI	'mark til høislaatt'	3 197	
23	NEI	'mark til beite'	415	
24	UM	'utslaatter'	1 492	svakere krav til bruk enn tilsvarende kategori i J49
25	UM	'fjeldslaatter'	1 189	uklart om dette arealet ble telt med i J49
26	UM	'havn uten skogbestand'	9 932	inngår sannsynligvis ikke i jordbruksareal i J49
27	UM	'havn med skogbestand'	18 724	inngår ikke i jordbruksareal i J49

Tabell 6. Forekomst/fravær-datasett som er benyttet ved evaluering av den nasjonale prediksjonsmodellen for semi-naturlig eng. Storrutene er 10 × 10 km (med unntak for Østfold, der storruter á 15 × 10 km ble benyttet).

Evalueringsområde	Antall storruter	Antall ruter	Antall forekomster
Østfold	3	122	46
Oppdal	2	82	32
Karmøy	1	48	36
Stjørdal	1	40	24
SUM	7	292	138

Tabell 7. Spesifikasjoner for settene av inntil 10 MaxEnt-modeller for semi-naturlig eng i Norge som er utviklet som ledd i prosjektet. Modellgruppe: sMp = standard MaxEnt-modell, aMp = alternativ MaxEnt-modell. Seleksjonsterskel:  $\lambda$  = verdi for regulariseringsparameteren ved  $\ell_1$ -regularisering,  $\alpha$  = signifikansnivå i F-forholdstesten. Variabelutvalg angis som Mu der u enten angir et forhånds-spesifisert antall forklaringsvariabler (F-variabler), at seleksjonsprosessen får løpe helt ut, uten P-type variabler ( $u = U$ ) eller med P-type variabler for de 4 først utvalgte F-variablene ( $u = P$ ). Spesifikasjonen  $u = P$ , angitt på grå bakgrunn, ble bare benyttet for førstegenerasjonsmodellene.

Modell	Modellgruppe	Seleksjonsterskel	Variabelutvalg
s1	aMp	$\lambda = 1$	
s2	aMp	$\lambda = 16$	
a1M2	sMp	$\alpha = 0,01$	u = 2
a1M4	sMp	$\alpha = 0,01$	u = 4
a1MU	sMp	$\alpha = 0,01$	u = U
a1MP	sMp	$\alpha = 0,01$	u = P
a2M2	sMp	$\alpha = 1 \cdot 10^{-6}$	u = 2
a2M4	sMp	$\alpha = 1 \cdot 10^{-6}$	u = 4
a2MU	sMp	$\alpha = 1 \cdot 10^{-6}$	u = U
a2MP	sMp	$\alpha = 1 \cdot 10^{-6}$	u = P

Tabell 8. De 10 første generasjonsmodellene og 8 annengenerasjons for semi-naturlig eng i Norge, evaluert ved bruk av uavhengige forekomst/fraværdata. RV = responsvariabel (= modellgenerasjon); AUC-E = AUC basert på uavhengige evalueringsdata; AUC-T = AUC basert på treningdataene; #F-var = antallet forklaringsvariabler som inngår i modellen; #FA-var = antallet avledete forklaringsvariabler som inngår i modellen. Spesifikasjon for de modellene er gitt i Tabell 7. Annengenerasjonsmodellene er markert med rød skrift.

RV	Modell	AUC-E	AUC-T	#F-var	#FA-var
2	a2M4	0,764	0.773	4	5
2	a1M4	0.762	0.773	4	6
2	a2M2	0.759	0.750	2	2
2	s1	0.757	0.824	19	223
1	a1MU	0.746	0.804	9	15
1	a1MP	0.742	0.807	11	17
1	a2MU	0.741	0.802	8	11
1	a2MP	0.733	0.805	10	15
2	a1MU	0.725	0.801	13	22
2	a2MU	0.722	0.797	12	20
2	s2	0.720	0.801	17	50
1	s1	0.717	0,838	19	157
1	a1M4	0.717	0.779	4	6
1	a2M4	0.712	0.777	4	6
1	a1M2	0.693	0.756	2	3
1	a2M2	0.686	0.752	2	3
1	s2	0.683	0,809	19	65
2	a1M2	0.675	0.726	2	2

Tabell 9. Suksessiv variabelseleksjon for den beste førstegenerasjons MaxEnt-modellen for semi-naturlig eng i Norge (modell a1MU; se Tabell 7 for spesifikasjoner). De selekterte variablene (forklaringsvariabler, F-variabler, og avledete forklaringsvariabler, AF-variabler) er listet i rekkefølge fra den som inkluderes først til den som inkluderes sist. Seleksjonsterskelen er  $\alpha = 0,01$  og nøstete modeller er testet ved bruk av F-forholdstesten. Andelen av den totale variasjonen som forklares av F-variabelen i seg sjøl ( $V_M$ ; se også Tabell 7), tillegget i variasjon forklart i forhold til forrige trinn i seleksjonsprosessen ( $\Delta V_M$ ) og den totale forklarte variasjonen etter det aktuelle trinnet er fullført ( $\Sigma V_M$ ) er oppgitt. AF-variabeltyper: L – lineær (den uttransformerte F-variabelen); Z – zero skewness-transformert; T – terskel-type; HF – forlengs hengsel-type; HR – baklengs hengsel-type; D – avvikstype. 'Fortegn' angir fortegnet på koeffisienten til AF-variabelen i MaxEnt-modellen. Positivt fortegn indikerer at sannsynligheten for forekomst av semi-naturlig eng øker når verdien for variabelen øker. F-variablene er beskrevet i Tabell 3 og ordnet etter avtakende evne til å forklare forekomst av semi-naturlig eng.

Variabelkode	AF#	AF type	$V_M$	$\Delta V_M$	$\Sigma V_M$	Fortegn
PCA2Sone	2	HF, Z	0,2045	0,2045	0,2045	+,+
LandbrBygn	1	Z	0,0923	0,0334	0,2379	+,+
Veg	2	Z, L	0,1730	0,0289	0,2669	+,+
SNE49	1	Z	0,0520	0,0087	0,2756	+
Hmax	2	Z, L	0,1026	0,0143	0,2899	+,+
Hav	2	Z, L	0,0685	0,0218	0,3118	+,+
DyrkaMark	2	Z, L	0,1208	0,0078	0,3196	+,-
PCA1Seksjon	3	HF, D, L	0,0418	0,0109	0,3304	0,-,+
TPI1	1	HF	0,0091	0,0025	0,3329	-

Tabell 10. Suksessiv variabelseleksjon for den beste annengenerasjons MaxEnt-modellen for semi-naturlig eng i Norge (modell a2M4; se Tabell 7 for spesifikasjoner). De selekterte variablene (forklaringsvariabler, F-variabler, og avledete forklaringsvariabler, AF-variabler) er listet i rekkefølge fra den som inkluderes først til den som inkluderes sist. Seleksjonsterskelen er  $\alpha = 0,01$  og nøstete modeller er testet ved bruk av F-forholdstesten. Andelen av den totale variasjonen som forklares av F-variabelen i seg sjøl ( $V_M$ ; se også Tabell 7), tillegget i variasjon forklart i forhold til forrige trinn i seleksjonsprosessen ( $\Delta V_M$ ) og den totale forklarte variasjonen etter det aktuelle trinnet er fullført ( $\Sigma V_M$ ) er oppgitt. AF-variabeltyper: L – lineær (den uttransformerte F-variabelen); Z – zero skewness-transformert; T – terskel-type; HF – forlengs hengsel-type; HR – baklengs hengsel-type; D – avvikstype. 'Fortegn' angir fortegnet på koeffisienten til AF-variabelen i MaxEnt-modellen. Positivt fortegn indikerer at sannsynligheten for forekomst av semi-naturlig eng øker når verdien for variabelen øker. F-variablene er beskrevet i Tabell 3.

Variabelkode	AF#	AF type	$V_M$	$\Delta V_M$	$\Sigma V_M$	Fortegn
PCA2Sone	1	L	0,1253	0,1253	0,1253	+
LandbrBygn	1	Z	0,1021	0,0474	0,1727	+
GeoRik	1	Z	0,0169	0,0210	0,1937	+
Hav	2	L,S	0,0592	0,0132	0,2069	+

Tabell 11. Variabler (forklaringsvariabler, F-variabler, og avledete forklaringsvariabler, AF-variabler) som gir uavhengige, signifikante bidrag til å forklare variasjon i forekomst av semi-naturlig eng, basert på annengenerasjonsmodellen. Resultatene er basert på enkeltvariabeltestene for seleksjonsterskel  $\alpha = 0,01$ , dvs. F-forholdstester mot nullmodellen med signifikansnivå  $\alpha = 0,01$ . For AF-variabler som bidrar signifikant til forklaring også etter at én eller flere variabler allerede er inkludert i modellen, er både andelen av den totale variasjonen som forklares av variabelen i seg sjøl ( $V_M$ ), tilleggsvariasjonen som forklares av den andre AF-variabelen ( $\Delta V_M$ ) og den totale forklarte variasjonen ( $\Sigma V_M$ ) oppgitt. AF# angir rekkefølgen AF-variablene blir inkludert i parsimoniske sett av AF-variabler for hver enkelt F-variabel. AF-variabeltyper: L – lineær (den utransformerte F-variabelen); Z – zero skewness-transformert; T – terskel-type; HF – forlengs hengsel-type; HR – baklengs hengsel-type; D – avvikstype. 'Fortegn' angir fortegnet på koeffisienten til AF-variabelen i MaxEnt-modellen. Positivt fortegn indikerer at sannsynligheten for forekomst av semi-naturlig eng øker når verdien for variabelen øker. F-variablene er forklart i Tabell 3 og ordnet etter avtakende evne til å forklare forekomst av semi-naturlig eng.

Variabelkode	AF#	AF type	$V_M$	$\Delta V_M$	$\Sigma V_M$
PCA2Sone	1	HF	0,1253	–	<b>0,1253</b>
DyrkaMark	1	Z	0,1136		
	2	L	0,0450	0,0006	<b>0.1142</b>
LandbrBygn	1	Z	0,1021		
	2	L	0,0569	0,0002	<b>0,1022</b>
Hmin	1	Z	0,0982		
	2	L	0,0870	0,0006	<b>0,0988</b>
Hmax	1	Z	0,0947		
	2	L	0,0848	0,0005	<b>0,0952</b>
Hav	1	Z	0,0531		
	2	L	0,0220	0,0061	<b>0,0509</b>
SNE49	1	Z	0,0400		
	2	L	0,0023	0,0052	<b>0,0452</b>
SNE07	1	Z	0,0400		
	2	L	0,0069	0,0023	<b>0,0423</b>
StEndrMark	1	Z	0,0357	–	<b>0.0357</b>
PCA1Sek	1	HF	0,0192		
	2	D	0,0110	0.0056	
	3	Z	0,0111	0,0012	<b>0.0260</b>
GeoRik	1	Z	0,0169	–	<b>0.0169</b>
Myr	1	Z	0.0151		
	2	L	0.0148	0,0021	<b>0,0162</b>
TPI1	1	HF	0,0066	–	<b>0,0066</b>
TPI6	1	HF	0,0066	–	<b>0,0066</b>
GeoFat	1	Z	0,0050		
	2	L	0,0030	0,0007	<b>0,0058</b>
Hforskj	1	D	0,0041		
	2	Z	0.0027	0,0001	<b>0,0042</b>
Ferskvann	1	Z	0,0022		
	2	L	0,0019	0,0003	<b>0,0025</b>
VRM1	1	D	0,0004	–	–
VRM1GjSn	1	D	0.0004	–	–
Skrå20	–		0	–	–



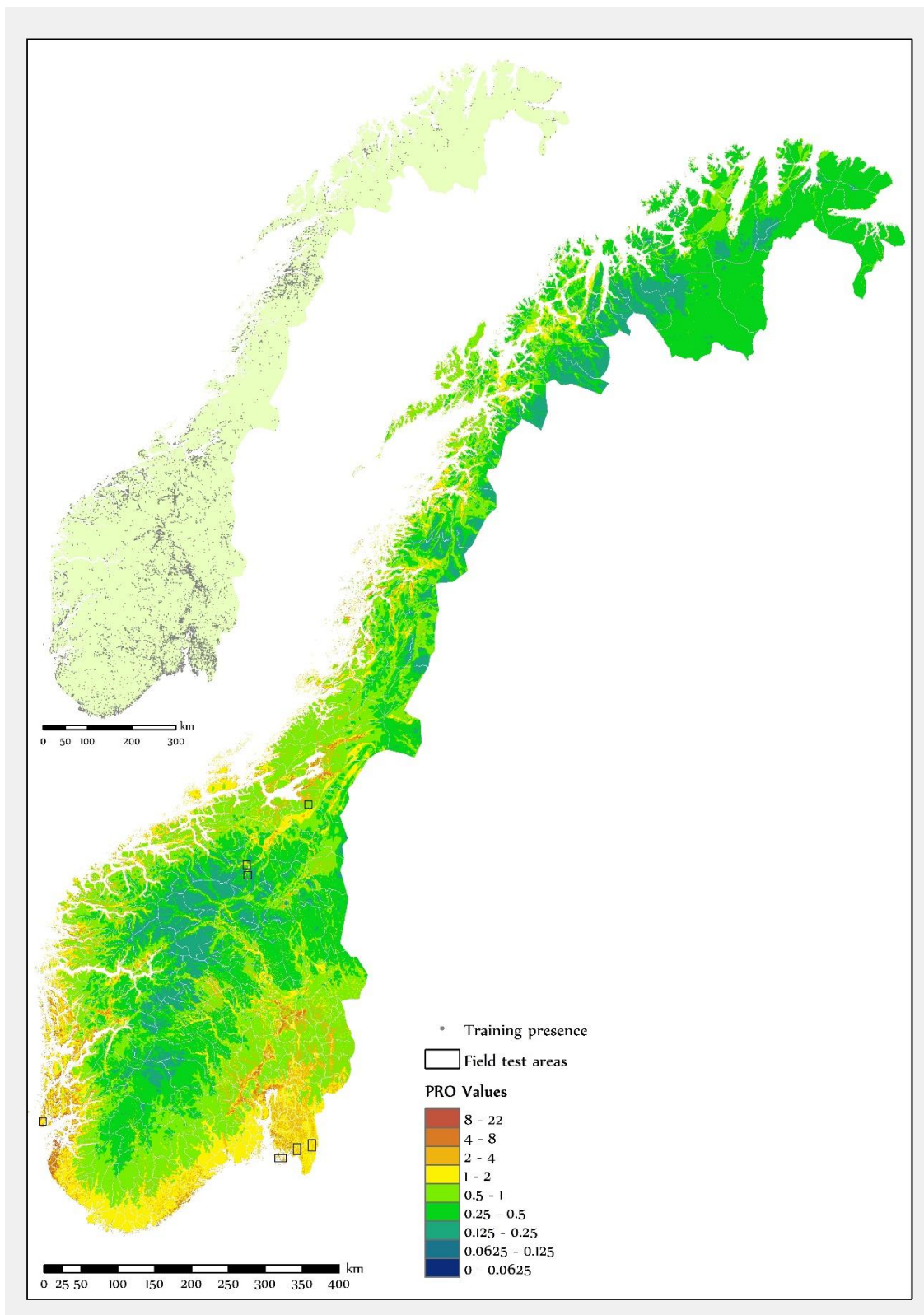


Fig. 1. Kartrepresentasjon av prediksjoner fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent raw output reskalert til *probability ratio output* ved multiplikasjon med  $N = 112\ 671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.

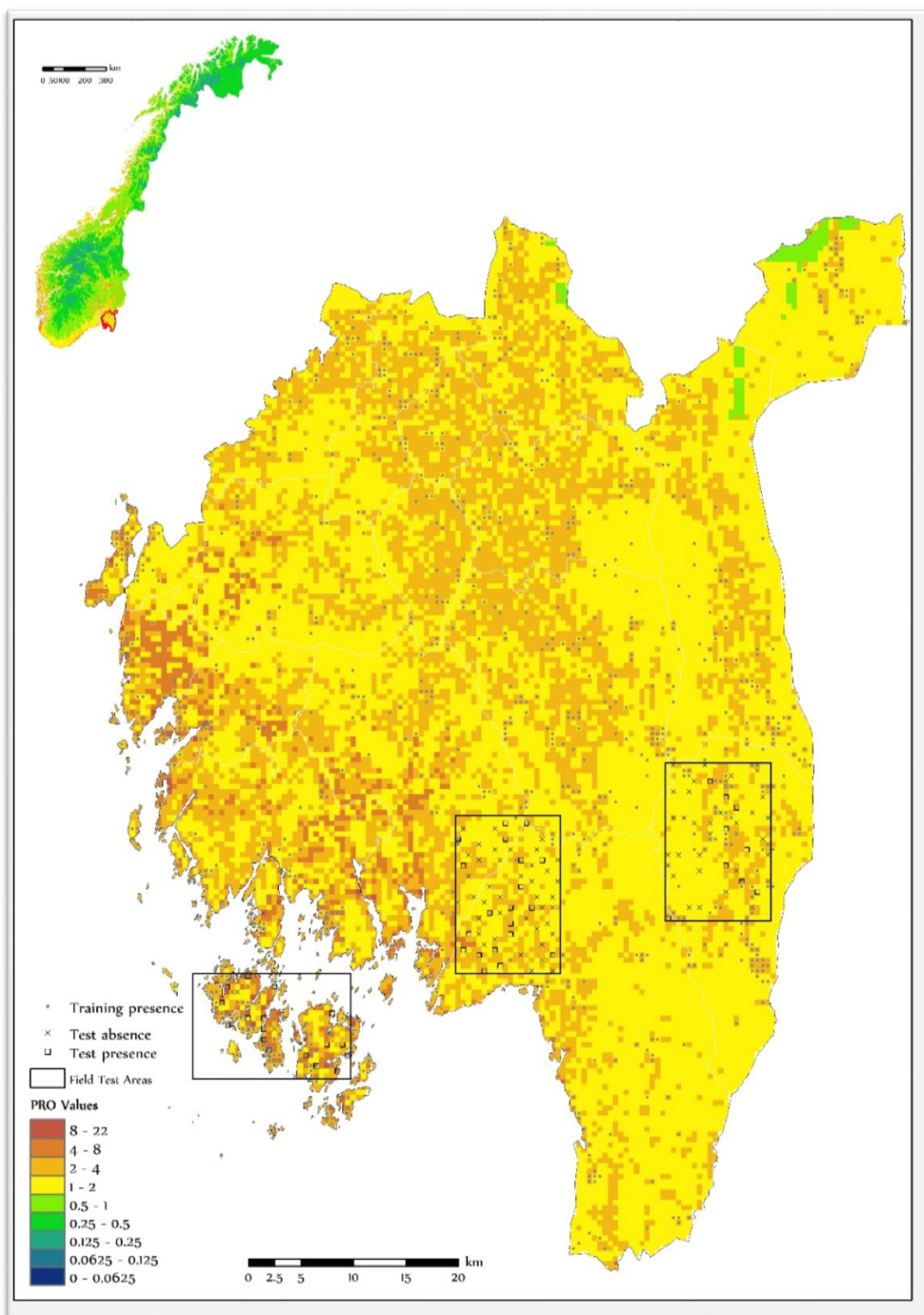


Fig. 2. Kartrepresentasjon av prediksjoner for Østfold fylke fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent *raw output* reskalert til *probability ratio output* ved multiplikasjon med  $N = 112\,671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.

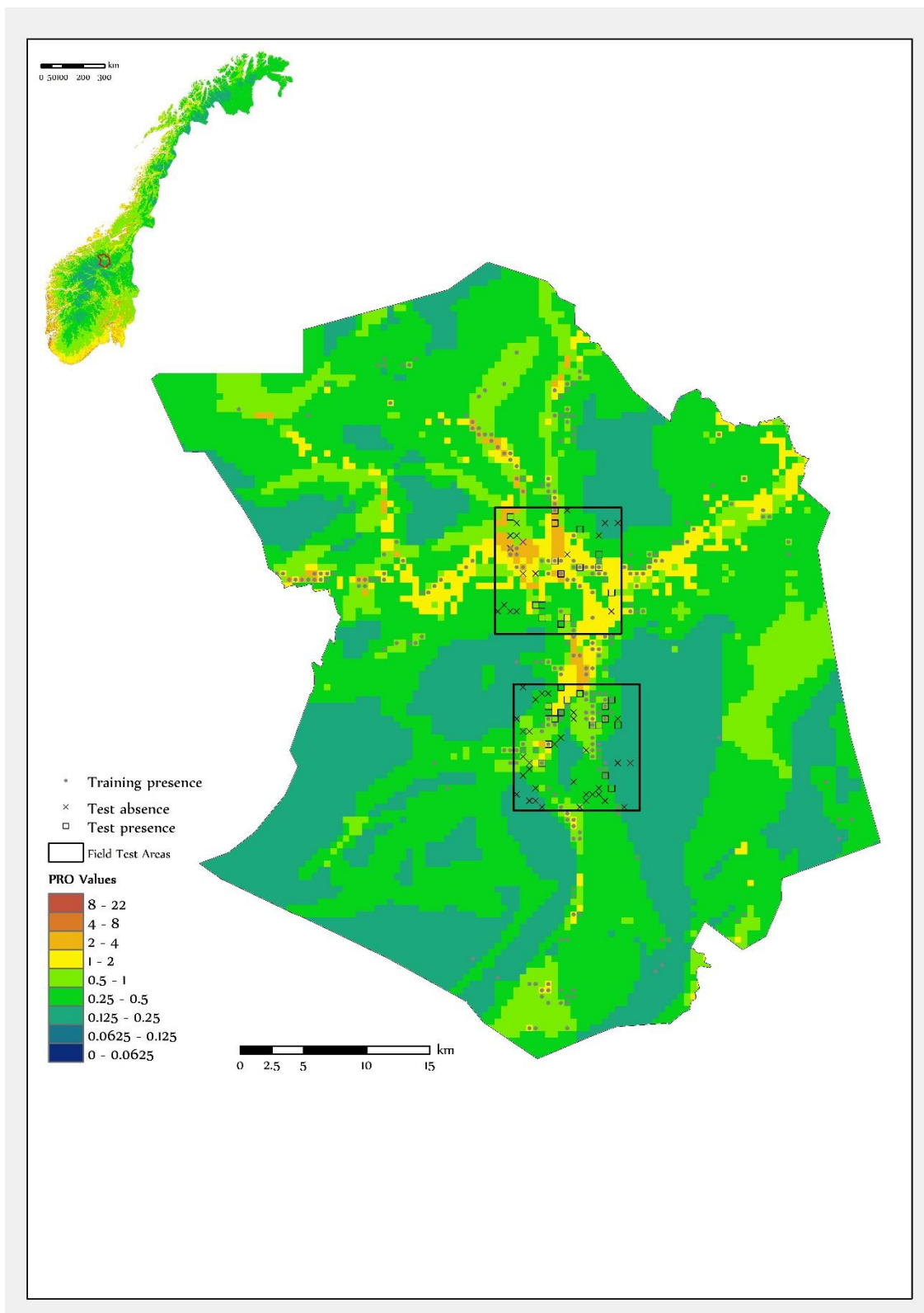


Fig. 3. Kartrepresentasjon av prediksjoner for Oppdal kommune (Sør-Trøndelag) fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent *raw output* reskalert til *probability ratio output* ved multiplikasjon med  $N = 112\ 671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.

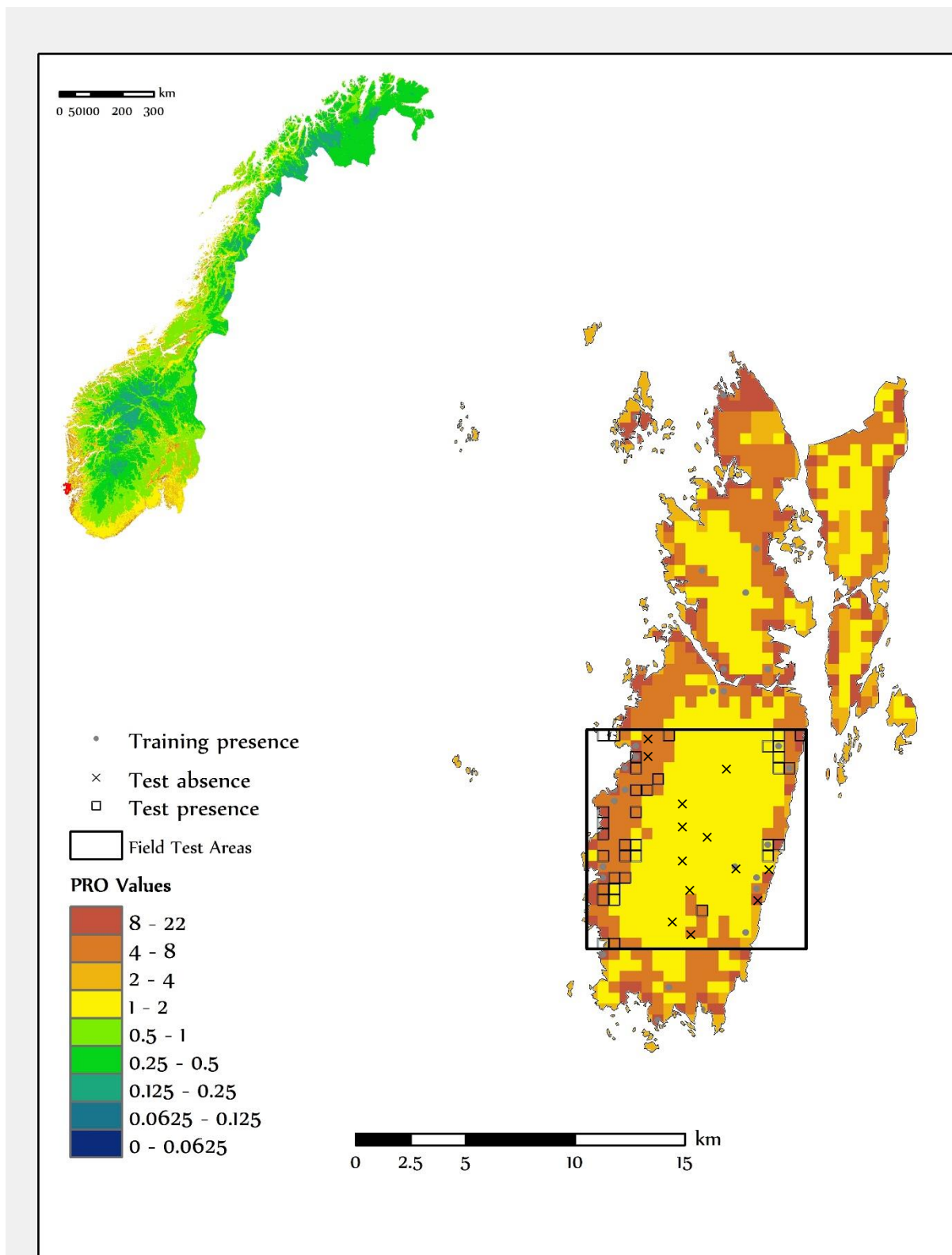


Fig. 4. Kartrepresentasjon av prediksjoner for Karmøy kommune (Rogaland) fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent *raw output* reskalert til *probability ratio output* ved multiplikasjon med  $N = 112\ 671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.

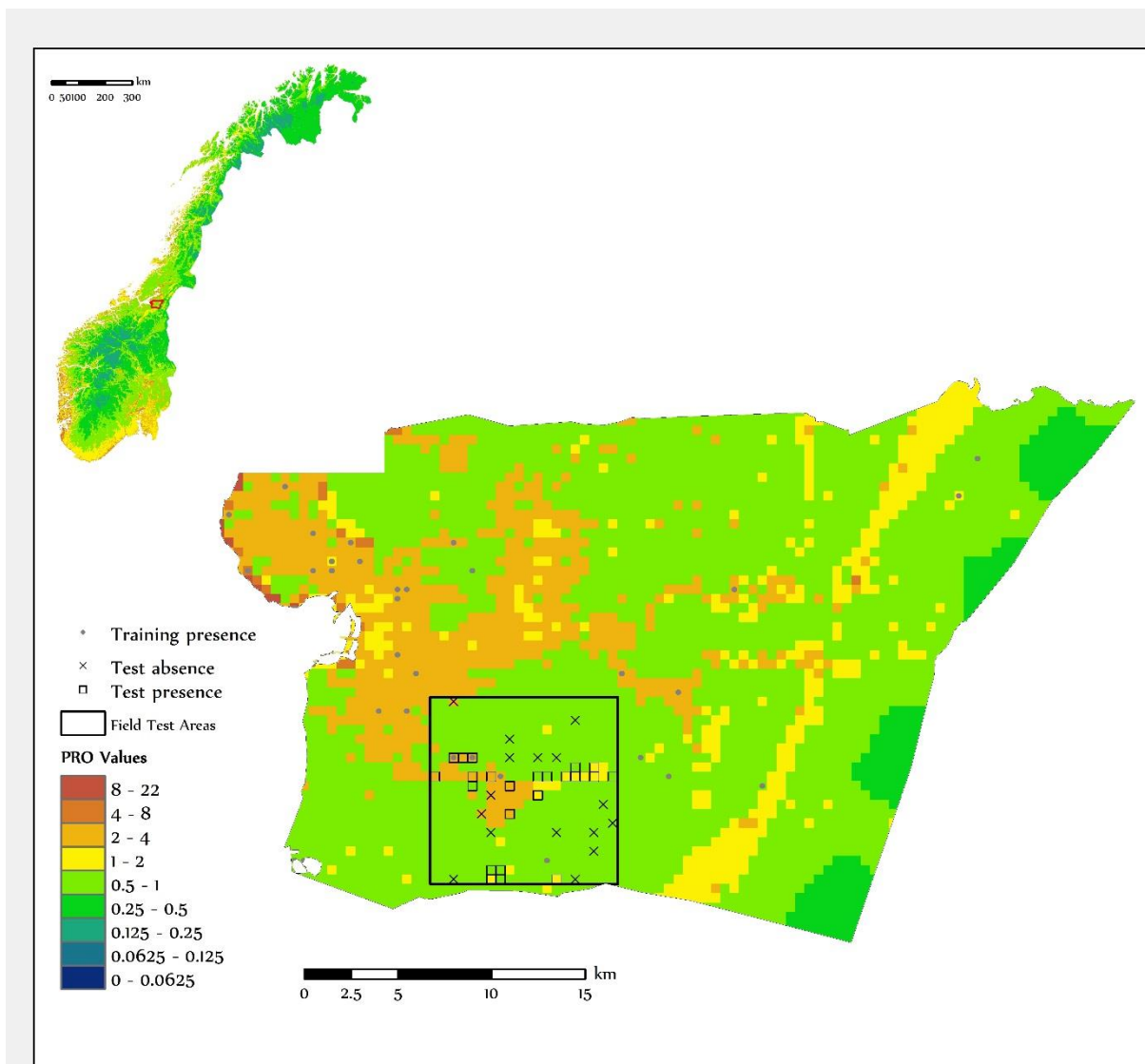


Fig. 5. Kartrepresentasjon av prediksjoner for Stjørdal kommune (Nord-Trøndelag) fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent *raw output* reskalert til *probability ratio output* ved multiplikasjon med  $N = 112\ 671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.

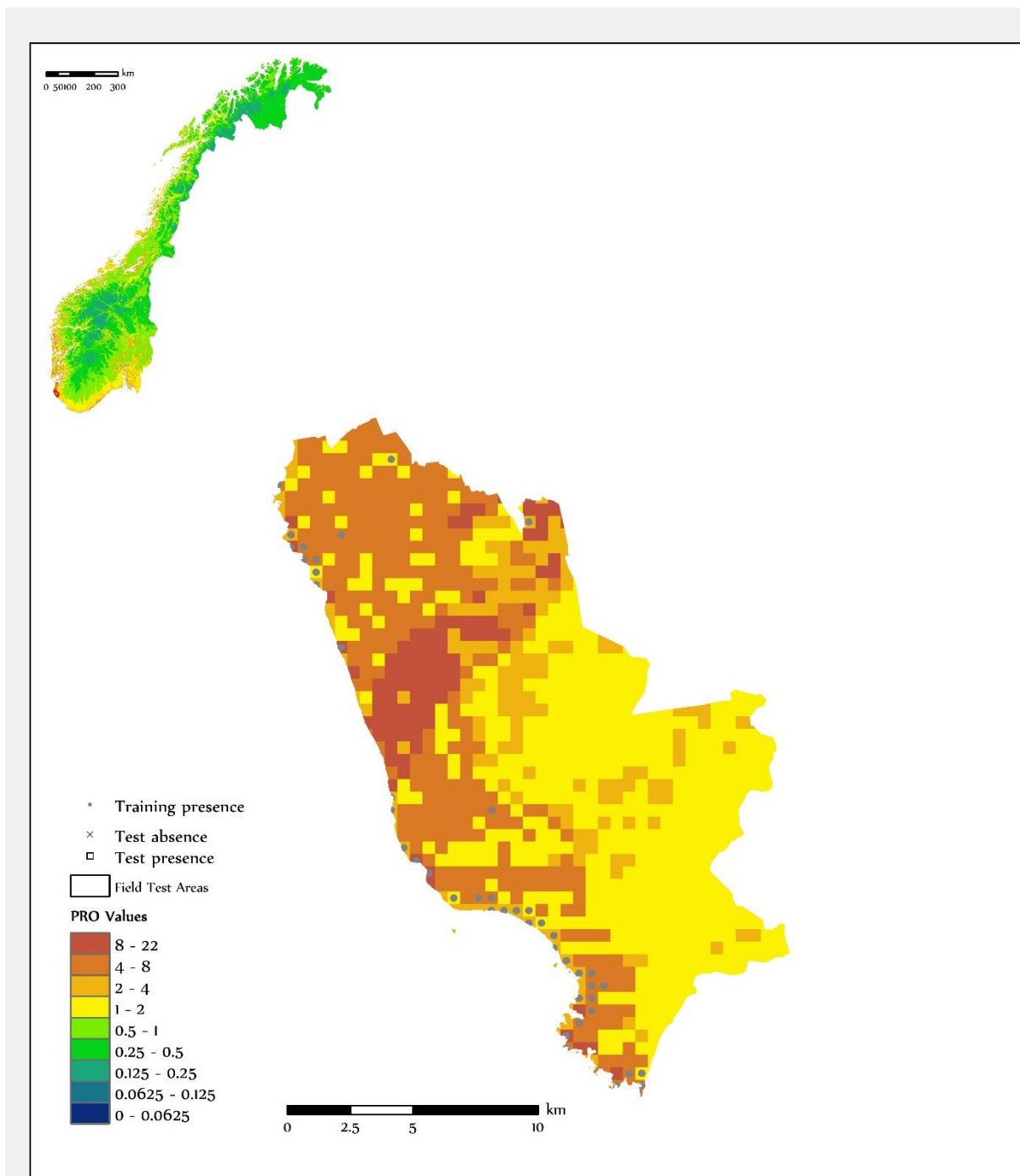


Fig. 6. Kartrepresentasjon av prediksjoner for Hå kommune (Rogaland fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent *raw output* reskalert til *probability ratio output* ved multiplikasjon med  $N = 112\ 671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.

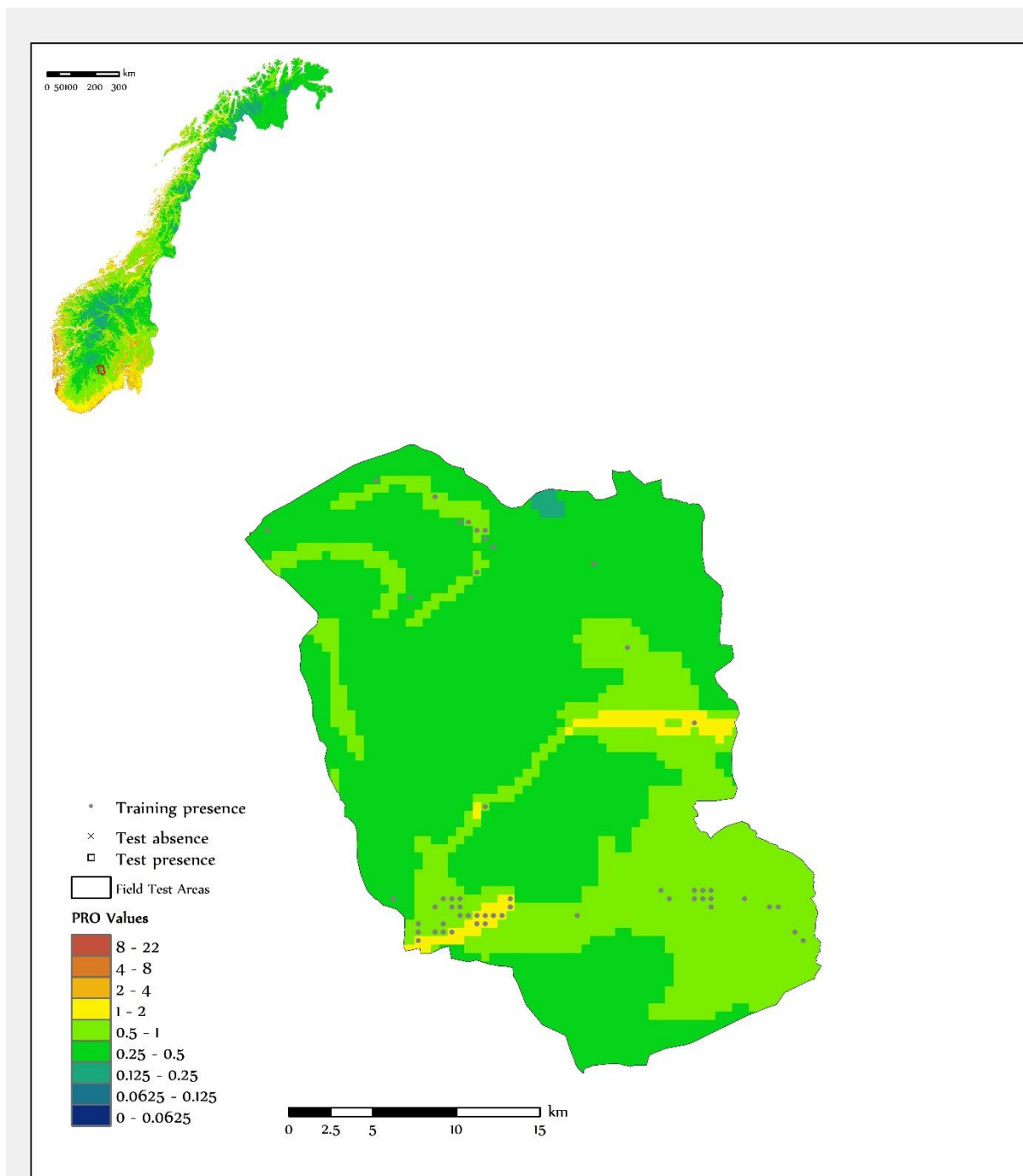


Fig. 7. Kartrepresentasjon av prediksjoner for Hjartdal kommune (Telemark) fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent raw output reskalert til probability ratio output ved multiplikasjon med  $N = 112\ 671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.

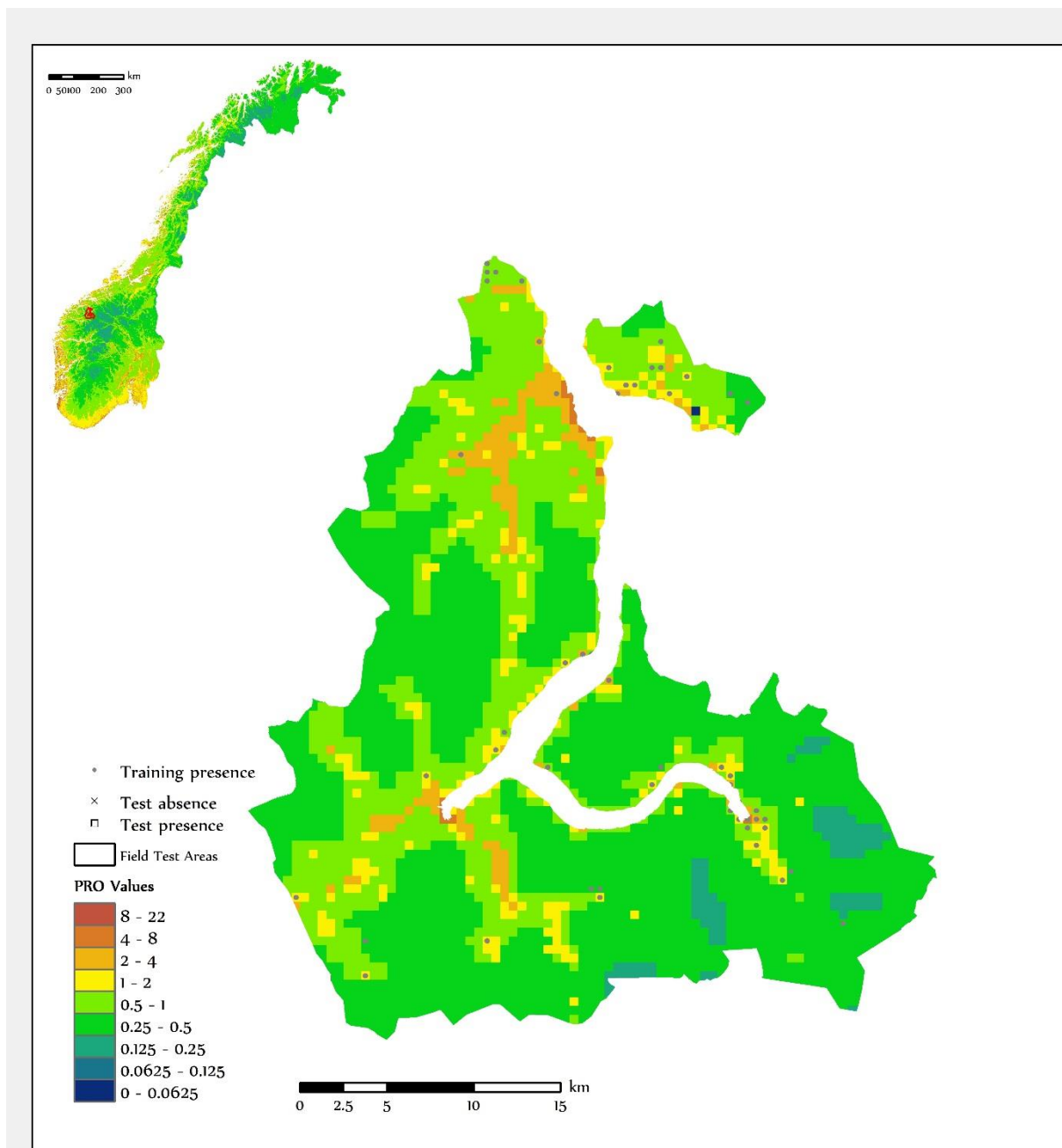


Fig. 8. Kartrepresentasjon av prediksjoner for Stranda kommune (Møre og Romsdal) fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent *raw output* reskalert til *probability ratio output* ved multiplikasjon med  $N = 112\ 671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.



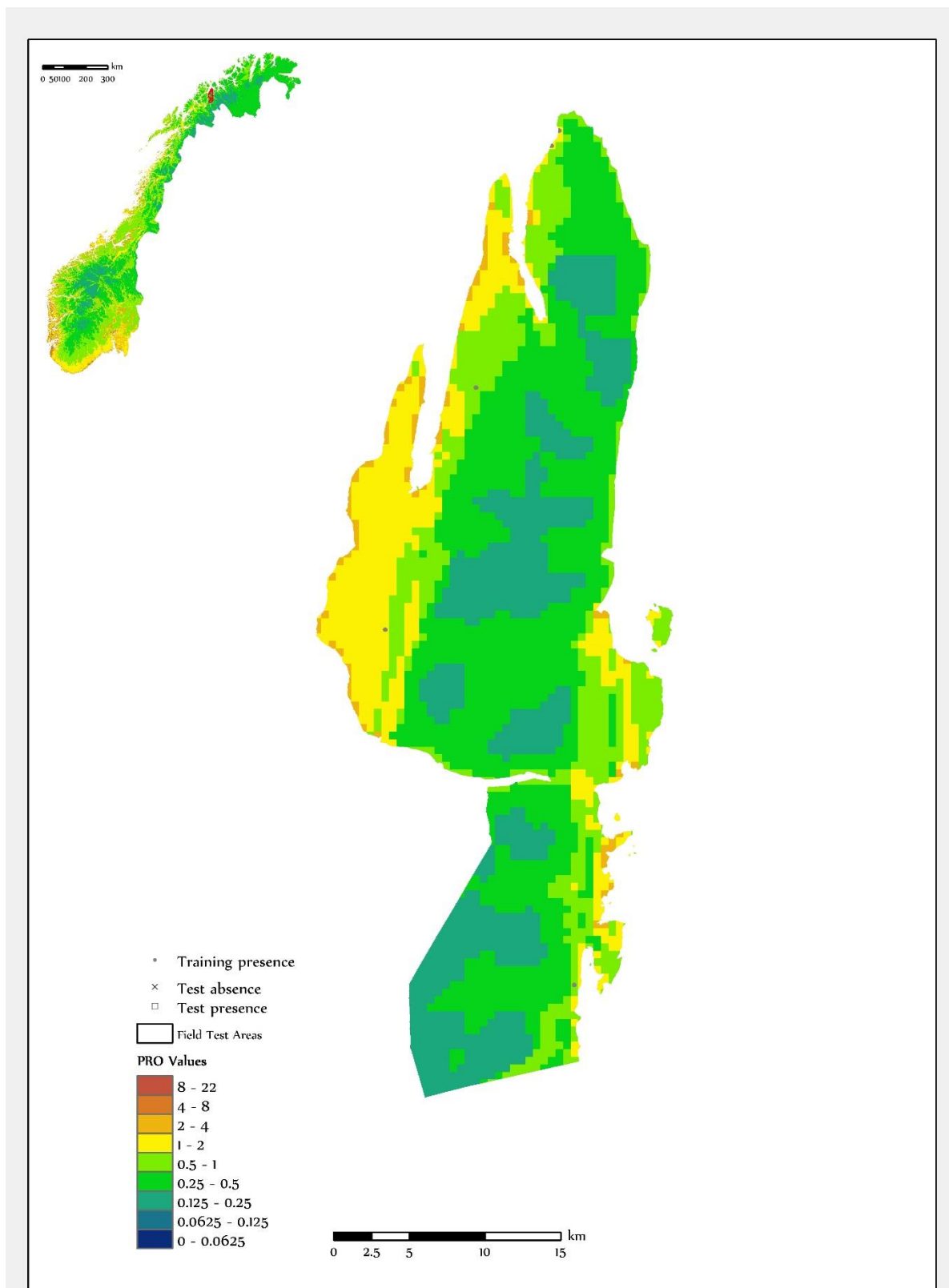


Fig. 9. Kartrepresentasjon av prediksjoner for Lyngen kommune (Troms) fra den beste annengenerasjonsmodellen for semi-naturlig eng i Norge (a2M4) og fordelingen av forekomstobservasjoner for arter som indikerer semi-naturlig eng og dermed er brukt som forekomstobservasjoner ved utbredelsesmodelleringen. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 22 (Maxent *raw output* reskalert til *probability ratio output* ved multiplikasjon med  $N = 112\ 671$ ). RPPP-verdien 1 svarer til den gjennomsnittlige predikerte RPPP-verdien for den aktuelle modellen.

# Vedlegg 2: Evaluering av metode for å angi mengde av karplantearter i en semi-naturlig eng

*Sølvi Wehn og Line Johansen*

NIBIO – Avdeling for kulturlandskap og biomangfold

## Bakgrunn og mål

I NiN er det beskrevet flere metoder å beskrive artssammensetning i en arealenhet. Metodene baseres på at man enten skal angi forekomst eller fravær av alle artene (krysslister; 0/1) eller artsmengde av alle artene i den ønskede arealenhet (Halvorsen m.fl. 2015). Dette vil basert på en registret enkeltvariabel for alle artene, gi en flerdimensjonal variabel som beskriver artssammensetningen. For planter, kan man registrere artsmengde ved å angi frekvens eller dekning. Frekvens registreres ved at man deler inn arealenheten i småruter (kvadrater) og deretter angir i hvor stor andel av smårutene hver enkelt art er tilstede. Dekning måles ved å angi i hvor stor andel av arealenheten arten er utbredt eller hvor stor andel av total biomasse arten bidrar til. I NiN 2.0 er det beskrevet åtte måleskalaer (A3-A9) for å etablere en flerdimensjonal variabel på dekning av hver art (Tabell 1b). Disse blir i NiN kalt andelsvariabler og er kategoriske variabler. For hver skala er det foreslått forskjellige andelsterskler som bestemmer i hvilken klasse man skal plassere arten og de åtte skalaene innehar fra tre til ni klasser, derav navnene for hver skala (A3-A9): A er forkortning for andelsvariabel og tallet deretter beskriver antall klasser variabelen inneholder. En annen metode beskrevet i NiN er basert på en sammensatt variabel av både smårutfrekvens (Tabell 1a) og dekning (det er foreslått å anvende A6; se Tabell 1b). Smårutfrekvens er også en kategorisk variabel og består av seks klasser (derav navnet S6).

Målsettingen i delprosjektet er å evaluere metodene smårutfrekvens (S6) og andelsvariabler (A3-A6) beskrevet i NiN for å registrere artssammensetning. Vi tok utgangspunkt i den versjonen som gjaldt for NiN 1.0 sommeren 2015 (Tabell 2). Denne inkluderer alle klassene foreslått i S6 skalaen ved angivelse av frekvens, men bare to klasser som angir dekning hvor terskelen som skiller de to klassene er 1/8. Vi ønsket spesielt å evaluere feilkilder grunnet personavhengighet.

## Metode

### Registrering av artssammensetning

Det ble gjennomført artsregistreringer av alle karplanter i en semi-naturlig eng (NiN: T32) på ca. 270 m<sup>2</sup> på Skatval i Stjørdal kommune, Nord Trøndelag sommeren 2015 (17. - 19. juni; Figur 1). Åtte erfarne feltbotanikere kartla enga uavhengig av hverandre ved å benytte metode vist i Tabell 2 og alle hadde 20 minutter tilgjengelig. Denne datainnhenting er videre beskrevet som mengdeklasse-metoden. Deretter ble den semi-naturlig enga delt inn i 65 ruter på 2 x 2 meter. I hver rute ble så alle karplanter tilstede registrert. I tillegg ble de notert om hver art hadde en større eller mindre dekning enn 1/8 av arealet i ruta, dvs om arten hadde en større dekning enn 0,5 m<sup>2</sup> i de 4 m<sup>2</sup> store rutene. Denne dataregistreringen er blitt brukt som grunnlag for evalueringsdatasettet.

Tabell 1. Foreslåtte metoder å angi artssammensetning i NiN. a) S6-skalaen for å angi frekvens. b) A3-9-skalaer for å angi andel av arealenheten hvor artene er utbredt. Rødt: evaluert i dette delprosjektet.

a) Smårutefrekvens: S6-skala										
Andel	>4/5	3/8- 4/5		1/8- 3/8		1/32- 1/8		0- 1/32		0
Prosent	80	37,5- 80		12,5- 37,5		3,125- 12,5		0- 3,125		0
<b>S6</b>	<b>5</b>	<b>4</b>		<b>3</b>		<b>2</b>		<b>1</b>		<b>0</b>
b) Andelsvariabler: A3-A9 skalaer										
Andel	>9/10	3/4- 9/10	1/2- 3/4	1/4- 1/2	1/8- ¼	1/16- 1/8	1/32- 1/16	0- 1/32		0
Prosent	>90	75- 90	50- 75	25- 50	12,5- 25	6,25- 12,5	3,125- 6,25	0- 3,125		0
A3	2			1	0					
A4	3			2	1	0				
A4B	3			2			1		0	
A5	4		3	2	1	0				
A6	5		4	3	2	1	0			
A7	6		5	4	3	2	1	0		
A8	7		6	5	4	3	2	1	0	
A9	8	7	6	5	4	3	2	1	0	
<b>DEKNING</b>	<b>1</b>					<b>0</b>				



Figur 1. Inndeling i 2 x 2 meter småruter i deler av den utvalgte semi-naturlige enga. I hver smårute ble alle karplanter registrert. Foto: NIBIO.

### Evalueringsdatasett

Antall arter totalt var det antall arter man totalt hadde registrert i de 65 4 m<sup>2</sup> store rutene. Frekvens for hver art ble regnet ut som andel av det totale antall ruter hvor arten ble registrert og deretter ble dette plassert i klasser som vist i S6 (Tabell 1a og 2). Artenes dekning (over eller under 1/8) ble regnet ut basert på antall ruter man hadde registrert arten med en dekning > 1/8. Dersom antallet ruter med større dekning var mer en halvparten av totalt antall ruter arten ble observert i ble dekningen klassifisert som i klasse 1 (se Tabell 1b og 2).

### Analyse

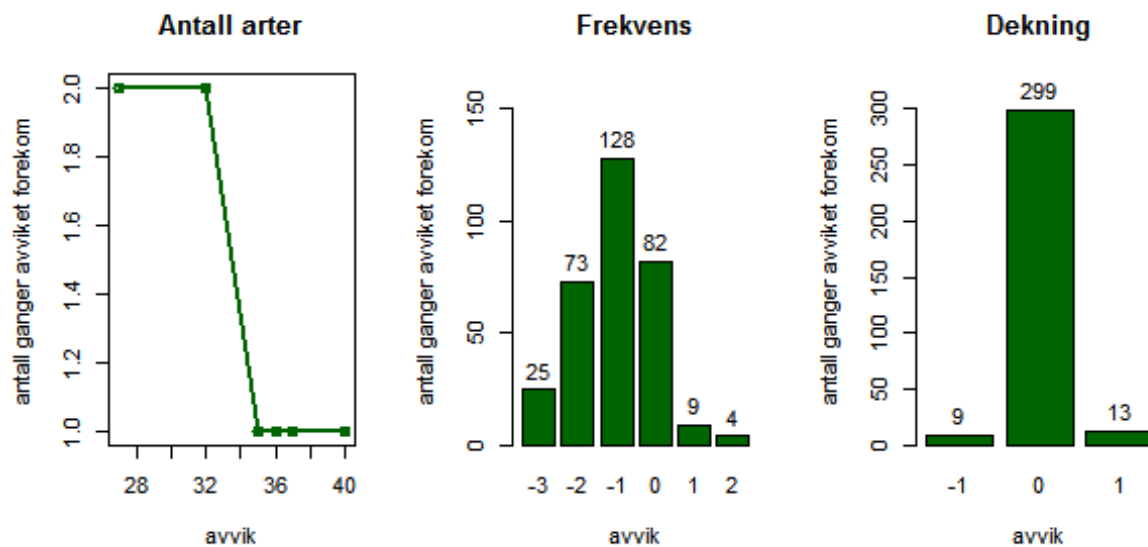
Først undersøkte vi avviket mellom antall arter i evalueringsdatasettet og i datasettet ervervet gjennom mengdeklasse-metoden for hver botaniker. Deretter, basert på 326 registreringer regnet vi ut størrelsen på avvik fra frekvens og dekning regnet ut basert på evalueringsdatasettet og frekvens og dekning angitt av botanikerne.

Tabell 2. Mengdeklasse-metoden: Metode for å angi en sammensatt variabel som beskriver mengde av alle karplantearter i en semi-naturlig eng. Frekvens er andel av ruter med tilstedeværelse av arten i ett tenkt 2 m × 2 m rutenett over hele enga. Dekning beregnes for hver art innenfor hver 2 m × 2 m rute hvor arten finnes når frekvensen er over 1/8. Frekvens og dekning angir til sammen en mengdeklasse.

Frekvens	Dekning	Mengdeklasse
< 1/32	-	1
1/32 – 1/8	-	2
1/8 – 3/8	-	3
3/8 – 4/5	<1/8	4
3/8 – 4/5	>1/8	4+1
> 4/5	<1/8	5
> 4/5	>1/8	5+1

## Resultat

Det ble i evalueringsdatasettet registrert 74 karplanter. De åtte botanikerne som gjorde artsinventering etter mengdeklasse-metoden, registrerte fra 34 til 47 arter med gjennomsnitt på 40,75. Avviket var derfor fra 28 til 40 arter (Figur 2). Fem arter ble kun registrert gjennom mengdeklasse-metoden og 15 ble kun registrert i evalueringsdatasettet (Tabell 5).



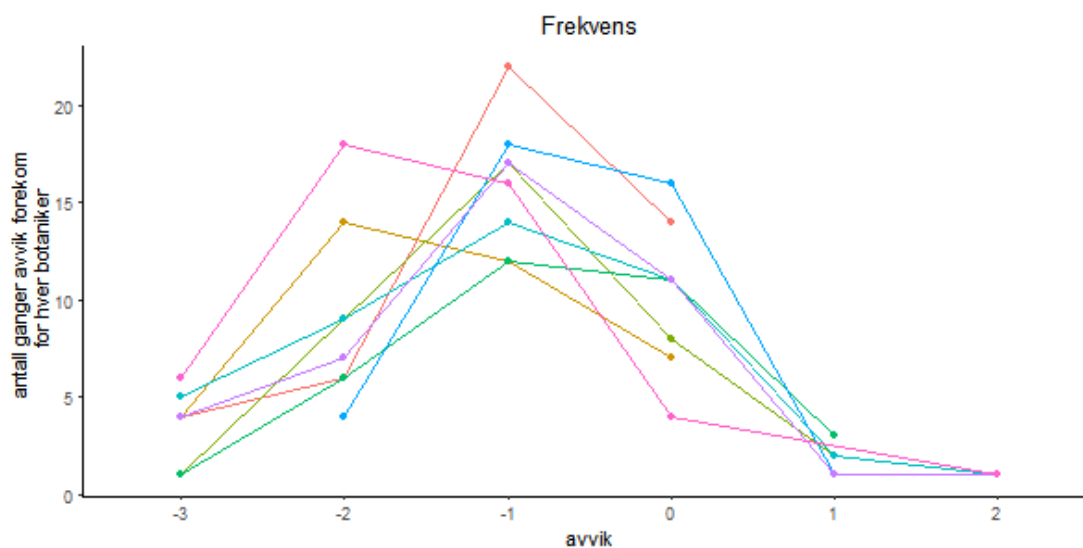
Figur 2. Avvik mellom evalueringsdatasettet og data ervervet gjennom mengdeklasse metoden på: antall arter, frekvens og dekning. Frekvens og dekning viser avvik om bare arter hver enkelt botaniker hadde registrert er inkludert i analysen.

Flest arter hadde en frekvens tilsvarende mengdeklasse 1 (21 av artene; Tabell 3). Om disse artene ble registrert etter mengdeklasse-metoden (totalt 20 ganger, da av kun 9 arter; ble de som oftest klassifisert i riktig mengdeklasse (75% av registreringene ble da riktig plassert; Tabell 4). I de andre klassene var feilkilden for plassering i mengdeklasser større (kun 15 % til 31 % av registreringene var riktig plassert, om arten var blitt observert; Tabell 4).

Tabell 3. Antall og andel av totalt registrerte arter med frekvens angitt i klasser (beskrevet i Tabell 2) i evalueringsskildret og mengdeklasse-metode skildret.

Mengdeklasse	Evalueringsskildret		Mengdeklasse-metoden (Gjennomsnitt)	
	Antall	Andel	Antall	Andel
1	21	0,28	13,38	0,29
2	14	0,19	9,50	0,22
3	14	0,19	9,75	0,24
4	18	0,24	5,75	0,17
5	7	0,09	3,17	0,07

Basert på evalueringsskildret hadde kun to arter en dekning over 0,25 m<sup>2</sup> i over halvparten av de smårutene der de ble observert. Disse artene var tveskjeggveronika og hvitmaure og begge artene ble registrert med en frekvens som tilsier mengdeklasse 5. Til tross for dette var det stor personavhengighet i hvilke klasser disse var registrert i når man undersøkte registreringene gjort etter Mengdeklasse-metoden. Alle hadde registrert tveskjeggveronika, en hadde oversett hvitmaure. Tveskjeggveronika var registrert i klassene 3 (en registrering), 4 (fire registreringer) og 5 (tre registreringer). Hvitmaure var registrert i klassene 2 (en registrering), 3 (tre registreringer), 4 (en registrering) og 5 (to registreringer). Fire hadde klassifisert at dekningen av tveskjeggveronika var over 0,25 m<sup>2</sup> i de rutene den forekom, to hadde klassifisert at dekningen av hvitmaure var over 0,25 m<sup>2</sup> i de rutene den forekom.



Figur 3. Avvik mellom evalueringsskildret og data ervervet gjennom mengdeklasse metoden på frekvens for hver botaniker.

Registreringene av de to mest utbredte artene indikerer store feilkilder representert ved metoden foreslått. En lineær regresjonsanalyse på om personavhengighet er gjeldene, viste det samme. Det var signifikante forskjeller mellom avvik på frekvens registrert etter mengdeklasse-metoden og frekvens regnet ut fra evalueringsdatasettet (Sum of square = 368.79; frihetsgrader: 8;  $p < 0,001$ ), også når vi tok vekk potensielle forskjeller skapt av at man registrerte arter forskjellig (Chi square = 96.709; frihetsgrader: 8;  $p < 0,001$ ). Men de fleste underestimerte frekvens (Figur 3). Ingen personavhengighet ble derimot funnet når vi analyserte dekningsdata ( $p > 0,05$ ).

Tabell 4. Krysstabell som viser samsvar eller forskjeller mellom fasit og registreringer på a) frekvens og b) dekning gjort etter mengdeklasse-metoden (gjennomført av åtte botanikere).

a)		Frekvens - mengdeklasse-metoden					
Frekvens - evalueringsdatasett		0	1	2	3	4	5
0		0	3	2	0	0	0
1		148	15	2	3	0	0
2		65	38	7	1	1	0
3		27	30	33	19	3	0
4		27	21	28	40	25	3
5		39	0	4	15	17	16

a)		Frekvens - mengdeklasse-metoden		
Frekvens - evalueringsdatasett		0	1	Arten ble ikke observert
0		293	9	265
1		13	6	1

# Oppsummering og diskusjon

Når man registrer variabler som beskriver artssammensetning i store observasjonsenheter som en semi-naturlig eng, vil feilkildene være relativt store. Personavhengigheten vil være gjeldene og usikkerhet i forhold til å registrere så nærme «fasit» som mulig bli større jo større enheten er.

En semi-naturlig eng inneholder mange arter. Dette gjør at mange er sjeldne. I den undersøkte semi-naturlige enga hadde 28% arter en utbredelsesfrekvens på mindre enn 3,125% og bare 2,7% av artene hadde en utbredelsesdekning på over 12,5 %. Sjeldne arter er vanskelig å oppdage, noe denne undersøkelsen viste. Mange arter (fra 36% til 54%) ble ikke i løpet av de 20 minuttene hver botaniker hadde til rådighet, observert. Er man i en overvåking interessert i de sjeldne artene, må mer tid bli brukt i hver eng, noe som krever mer ressurser. Er man derimot i en overvåking interessert i å overvåke rask suksessjon eller fremmedartinnslag (i begge tilfeller tar gjerne dominante arter over), kan 20 minutter i hver eng være tilstrekkelig.

Undersøkelsen viste at en terskelverdi på 1/8 når det gjelder dekning ga lite usikkerhet grunnet personavhengighet, men at man ikke fikk mye informasjon om variasjon mellom og sammensetning av arter. Basert på at semi-naturlige enger inneholder mange sjeldne arter, bør man også sette terskelverdier under 1/8 og gjerne ha flere klasser som skiller arter med lav dekning. Undersøkelsen viste derimot at med flere klasser (som ble evaluert når det gjaldt utbredelsesfrekvens) vil personavhengigheten være gjeldene og avvik fra «fasit», større. Denne undersøkelsen viste at man gjerne underestimerer utbredelsesfrekvens, men at størrelsen på underestimert varierer fra person til person. Derfor må man når man basert på overvåking av biologisk mangfold i semi-naturlig eng, skal analysere eventuelle endringer, definere en høy grenseverdi for hvor man skal si at man har signifikante endringer; dvs. lav signifikanssannsynlighet (p-verdi).

Tabell 5. Artene observert i den undersøkte semi-naturlige enga.

NORSK NAVN	Latin	Antall ganger registrert etter mengdeklasse-metoden	Registrert i «fasit»
<i>Thymus pulegioides</i>	Bakketimian	3	1
<i>Arabis hirsuta</i>	Bergskrinneblom	2	1
<i>Sedum acre</i>	Bitterbergknapp	5	1
<i>Heracleum sp</i>	Bjørnekjeks	8	1
<i>Campanula rotundifolia</i>	Blåklokke	0	1
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	8	1
<i>Avenula pubescens</i>	Dunhavre	8	1
<i>Viola canina</i>	Engfiol	0	1
<i>Luzula multiflora ssp. multiflora</i>	Engfrytle	4	1
<i>Avenula pratensis</i>	Enghavre	2	1
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	2	1
<i>Poa pratensis</i>	Engrapp	5	1
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie	8	1
<i>Schedonorus pratensis</i>	Engsvingel	3	1
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	7	1
<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr	2	1
<i>Hypericum maculatum</i>	Firkantperikum	3	1
<i>Potentilla crantzii</i>	Flekkmure	1	1



<i>Pimpinella saxifraga</i>	Gjeldkarve	7	1
<i>Vicia sepium</i>	Gjerdevikke	7	1
<i>Stellaria graminea</i>	Grasstjerneblom	1	0
<i>Alnus incana</i>	Gråor	1	0
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	7	1
<i>Galium verum</i>	Gulmaure	8	1
<i>Prunus padus</i>	Hegg	7	1
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Hestehavre	0	1
<i>Dactylis glomerata</i>	Hundegras	7	1
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Hundekjeks	8	1
<i>Trifolium repens</i>	Hvitkløver	2	1
<i>Galium boreale</i>	Hvitmaure	7	1
<i>Rumex sp</i>	Høymole	4	1
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	0	1
<i>Hieracium pilosella</i>	Hårsveve	1	0
<i>Carum carvi</i>	Karve	6	1
<i>Geum urbanum</i>	Kratthumbleblom	1	1
<i>Epilobium montanum</i>	Krattmjølke	6	1
<i>Ranunculus repens</i>	Krypsoleie	1	1
<i>Elymus repens</i>	Kveke	0	1
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika	1	1
<i>Linaria vulgaris</i>	Lintorskemunn	7	1
<i>Acer sp</i>	Lønn	8	1
<i>Taraxacum sp</i>	Løvetann	8	1
<i>Alchemilla sp</i>	Marikåpe	8	1
<i>Fragaria vesca</i>	Markjordbær	7	1
<i>Poa trivialis</i>	Markrapp	0	1
<i>Myosotis sp</i>	Minneblom	5	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mjødurt	6	1
<i>Galium palustre</i>	Myrmaure	0	1
<i>Ranunculus auricomus</i>	Nyresoleie	8	1
<i>Rosa sp</i>	Rose	7	1
<i>Achillea millefolium</i>	Ryllik	7	1
<i>Trifolium pratense</i>	Rødkløver	8	1
<i>Knautia arvensis</i>	Rødknapp	8	1
<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	7	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Sandarve	2	1
<i>Arabis arenosa</i>	Sandskrinneblom	1	0
<i>Salix caprea</i>	Selje	1	0
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	0	1
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	0	1
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	8	1
<i>Plantago lanceolata</i>	Smalkjempe	8	1
<i>Sagina sp</i>	Småarve	0	1
<i>Viola tricolor</i>	Stemorsblom	7	1

<i>Rhinanthus serotinus</i>	Storengkall	4	1
<i>Galium album</i>	Stormaure	4	1
<i>Galium uliginosum</i>	Sumpmaure	0	1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	4	1
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	1	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	Timotei	6	1
<i>Lotus corniculatus</i>	Tiriltunge	8	1
<i>Saxifraga tridactylites</i>	Trefingersildre	0	1
<i>Veronica chamaedrys</i>	Tveskjeggveronika	8	1
<i>Cerastium fontanum</i>	Vanlig arve	0	1
<i>Stellaria media</i>	Vassarve	0	1
<i>Valeriana sambucifolia</i>	Vendelrot	7	1
<i>Linum catharticum</i>	Vill-lin	2	1
<i>Allium oleraceum</i>	Vill-løk	5	1
<i>Arabis thaliana</i>	Vårskrinneblom	0	1
<i>Equisetum arvense</i>	Åkersnelle	3	1

Takk til Sigrun Aune, Anne Kjersti Bakken, Synnøve Grenne, Per Vesterbukt, Anne Langerud og Knut Anders Hovstad (NIBIO) for hjelp til feltarbeid.

## Referanser

Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0.

Nøkkelord:	overvåking, semi-naturlig eng, utvalgt naturtype, rødlistet naturtype, biologisk mangfold, indikatorer, Naturtyper i Norge (NiN)
Key words:	Monitoring, semi-natural grassland, red listed habitat, biodiversity, indicators, Nature in Norway (NiN)
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	Norderhaug m. fl. 2012, Wehn m. fl. 2015

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

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

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

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