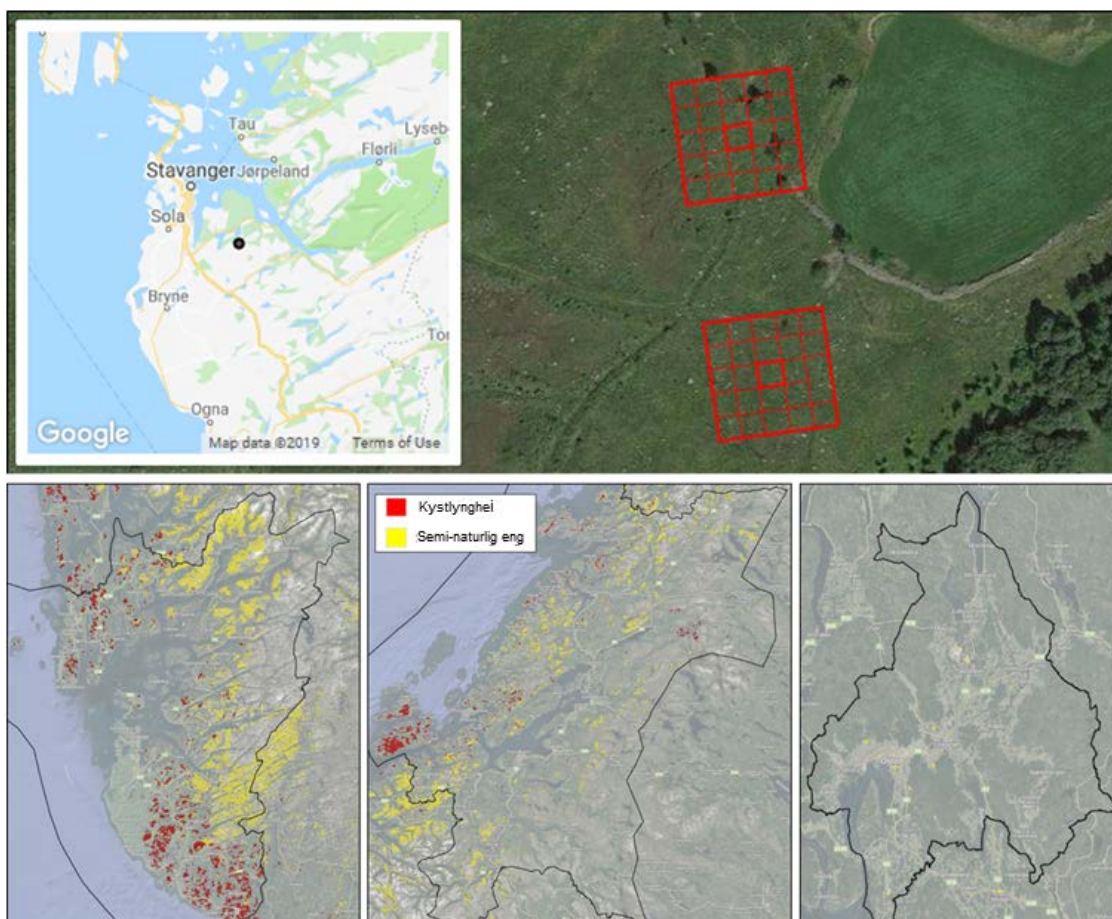


Naturindeks for Norge: Åpent lavland

Metoder for utarbeiding av kart og beregning av areal

Zander Venter
Odd Egil Stabbetorp
Per Arild Garnåsjordet
Iulie Aslaksen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Naturindeks for Norge: Åpent lavland

Metoder for utarbeiding av kart og beregning av areal

Zander Venter

Odd Egil Stabbetorp

Per Arild Garnåsjordet

Iulie Aslaksen

Venter, Z., Stabbetorp, O.E., Garnåsjordet, P.A., & Aslaksen, I.
2019. Naturindeks for Norge: Åpent lavland. Metoder for
utarbeiding av kart og beregning av areal. NINA Rapport 1715.
Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, november 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3466-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Stefan Blumentrath

ANSVARLIG SIGNATUR

Kristin T. Teien Forskningssjef (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-1502|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Løbersli

FORSIDEBILDE

Eksempel på vurderingen av treningsområder© Zander Venter

NØKKEWORD

Naturindeks for Norge

Semi-naturlig eng

Kystlynghei

Rogaland

Trøndelag

Akershus

Satellittbilde-tolkning

Natur i Norge (NiN)

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Venter, Z., Stabbetorp, O.E., Garnåsjordet, P.A., & Aslaksen, I. 2019. Naturindeks for Norge: Åpent lavland. Metoder for utarbeiding av kart og beregning av areal. NINA Rapport 1715. Norsk institutt for naturforskning.

Naturindeks for Norge omfatter sju hovedøkosystemer, hvorav fire terrestriske: Fjell, skog, våtmark og åpent lavland. Åpent lavland gir mange naturgoder. Gjennomsnittlig tilstand for biologisk mangfold for denne naturtypen er sterkt redusert siden 1950, og 24% prosent av de truede artene på Norsk rødliste for arter 2015 er knyttet til dette hovedøkosystemet. I arbeidet med naturindeks har det vært et mål å forbedre avgrensningen av hovedøkosystemene. Åpent lavland er spesielt vanskelig å avgrense. Tilgang på bedre satellittbilder kan bidra til bedre avgrensning og arealberegning. Naturindeks for Norge 2010 definerte åpent lavland som åpen semi-naturlig slåttemark, åpen semi-naturlig beitemark og kystlynghei, samt naturlig åpen mark. Naturindeks for Norge 2015 har følgende definisjon: «*Åpent lavland består av åpent landareal nedenfor skogsgrensa med naturlig og semi-naturlig vegetasjon. Indikatorene som inngår i åpent lavland, er likevel i hovedsak knyttet til kulturbetingede naturtyper som boreal hei, kystlynghei, semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng*». Semi-naturlig mark har ofte stort artsmangfold. Det må foretas en avgrensning mot andre økosystem som beiteskog, myr og gjengrodd areal. Arealavgrensning av boreal hei er en utfordring, da denne naturtypen tidligere var regnet som en del av fjell. Boreal hei er ikke representert med indikatorer i Naturindeks 2015.

Datagrunnlaget i rapporten er hentet fra tidligere kartlegging, Natur i Norge (NiN) og Naturbase, og satellittdata fra Sentinel, både optiske satellittbilder (Sentinel-2) og radardata (Sentinel-1). Prosjektet har arbeidet med forsøk på modellering, med maskinlæring basert på bruk av en kombinasjon av satellittdata og bakkesannheter vurdert som gode i de tre prøvefylkene Akershus, Rogaland og Trøndelag. Maskinlæring krever omfattende og detaljerte datasett. Prosjektet har utnyttet ekspertkompetanse innen vegetasjonsøkologi. Det er utviklet en dataapplikasjon basert på at en vegetasjonsekspert klassifiserer treningsdata generert fra prøvepunkter fra satellittbildene med rutenett (10x10m og 50x50m) over en grovt avgrenset naturtype. Eksperten kan deretter vurdere naturtype og dekning. Dette systemet gjorde det mulig på kort tid å detaljert kartlegge og kvalitetssikre 4000 prøvepunkter, hvorav 70% ble brukt til modellering og 30% til vurdering av resultatene. Boreal hei er svakt dekket i NiN og Naturbase. Vi hadde ikke tilstrekkelig grunnlag for avgrensning av denne naturtypen. Semi-naturlig strandeng dekker små arealer, men er godt studert. Økologisk sett ligger den nær semi-naturlig eng. Derfor har vi valgt å slå sammen disse naturtypene.

Optiske satellittscener for vår, sommer og høst i 2017, 2018 og 2019 ble satt sammen for å gi fullstendig dekning og undersøke sesongvariasjoner. For radardata ble det brukt informasjon fra 2018 fra hele året. I tillegg til satellittbilder, ble det brukt et omfattende kartmateriale for å forbedre presisjonen i maskinlæringsmodellen. Det viktigste var AR5, men også en høydedatabase. Laserskanningsdata fra fly-opptak (LiDAR) ble forsøkt brukt, men slike data er ikke tilgjengelig for alle områdene. Modellering basert på andelen av en naturtype i en 50x50m rute ga mest nøyaktig resultat. Selv uten LiDAR-data gjenga modelleringen kystlynghei med nøyaktighet nær 90% og semi-naturlig eng med nøyaktighet nær 80%. Det ble utarbeidet detaljerte kart for de tre testfylkene basert på denne modellen. Med satellittdata og forklaringsvariabler for hele landet, ble det utarbeidet fylkesvise kart og fylkesfordelt areal for kystlynghei og semi-naturlig eng, med areal-tall presentert i rapporten, men kartene er vurdert som så usikre at de ikke er presentert. Beregninger er ikke presentert for Finnmark, der en ikke har AR5 kart. Resultatene for resten av landet utenom prøvefylkene er ikke kvalitetssikret og vil trolig kreve et mer komplett test-datasett. Vi foreslår derfor et videre arbeid for å etablere et nasjonalt kartgrunnlag.

Zander Venter (alexander.venter@nina.no),

Odd Egil Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Per Arild Garnåsjordet (PerArild.Garnasjordet@ssb.no),

Iulie Aslaksen (iulie.aslaksen@ssb.no), Statistisk sentralbyrå, Postboks 2633 St. Hanshaugen, 0131 Oslo

Abstract

Venter, Z., Stabbetorp, O.E., Garnåsjordet, P.A., & Aslaksen, I. 2019. Naturindeks for Norge: Åpent lavland. Metoder for utarbeiding av kart og beregning av areal. NINA Rapport 1715. Norsk institutt for naturforskning. Norwegian Institute for Nature Research.

Nature Index for Norway comprises seven main ecosystems, of which four terrestrial: Mountains, Forests, Wetlands and Open lowland. Open lowland provides many ecosystem services. Biodiversity in open lowland has been considerably reduced since 1950, and 24 % of endangered species on the Norwegian Red List for Species from 2015 are associated with traditionally man-aged open lowlands. In the development of the Nature Index, there has been a goal to improve delineation of ecosystems. Availability of high-quality satellite images can contribute to improved delineation of ecosystems and assessment of area. It is difficult to delineate open lowland. Nature index for Norway 2010 defined open lowland as open semi-natural meadow land, open semi-natural pasture land and coastal meadow, as well as naturally open land. Nature index for Norway 2015 has this definition: Open lowland consists of open land below the forest boundary with natural and semi-natural vegetation. The indicators for open lowland are mainly related to semi-natural nature types conditional on traditional management, such as boreal heathland, coastal heathland, semi-natural meadow and semi-natural beach meadow. Semi-natural meadow and pasture land has great diversity of species. They need to be distinguished from other ecosystems, such as grazing forests, marshes and areas under forest succession. Delineation of boreal heathland was a challenge, as this nature type previously was classified as part of mountains. This nature type is not represented with indicators in Nature Index 2015.

In this project, delineation has been based on data from previous mapping, including Nature in Norway (NiN) and Naturbase, and satellite data from Sentinel, optical satellite images (Sentinel-2) and radar data (Sentinel-1). The project focused on testing out modelling based on machine learning. Three counties were selected, Akershus, Rogaland and Trøndelag. Machine learning requires comprehensive and detailed data. A data application was developed, based on the work of a vegetation ecology expert, classifying training data with test points (10x10m and 50x50m) in a grid over a roughly delineated nature type. The expert can then decide nature type and coverage. This system enabled detailed mapping and quality assurance of 4000 test data within short time. Boreal heathlands are poorly covered in NiN and Naturbase. We had no basis for delineation of this nature type. Semi-natural beach meadow covers small areas, but is well studied. Ecologically it is close to semi-natural meadow, so these nature types are merged.

Optical satellite scenes from 2017, 2018 and 2019, for spring, summer and autumn, were used to provide complete coverage and explore seasonal variation. For radar data, information was used from 2018, with data from the whole year. In addition to satellite imagery, extensive map material was used. The most important was AR5, but also the elevation database was utilized. Attempts were made to use radar data from aircraft recordings (LiDAR), but these data are not available for the entire area. Modelling based on the proportion of a nature type in a 50x50 route yielded the most accurate results. The model reproduced coastal heathlands with accuracy of almost 90% and semi-natural meadows with accuracy of almost 80%. Detailed maps were produced for the three counties based on the model. With satellite data and predictor variables for the entire country, maps and area estimates were made by county, with area estimates presented in the report, whereas maps were considered too uncertain to be presented. Results are not presented for Finnmark where AR5 maps are not available. Results for the rest of the country, other than the pilot counties, are not quality assured and require a more complete test data set. We outline suggestions for some technical improvements of data base and modelling in future work to establish a national map base.

Zander Venter (alexander.venter@nina.no),

Odd Egil Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Per Arild Garnåsjordet (PerArild.Garnasjordet@ssb.no), Iulie Aslaksen (iulie.aslaksen@ssb.no), Statistisk sentralbyrå, Postboks 2633 St. Hanshaugen, 0131 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold.....	5
Forord	6
1 Bakgrunn og formål	7
1.1 Naturindeksen og Natur i Norge (NiN)	7
1.2 Natur i Norge (NiN)	9
1.2.1 Boreal hei.....	10
1.2.2 Semi-naturlig eng.....	11
1.2.3 Semi-naturlig strandeng.....	12
1.2.4 Kystlynghei.....	12
2 Datamateriale og metoder	13
2.1 Satellitt-data og mulige forklaringsvariabler	16
2.2 Modellering og maskinlæring.....	19
2.3 Etterbehandling av modellprediksjoner	19
3 Resultater	20
3.1 Generelle mønstre i modellnøyaktigheter	20
3.2 Den mest nøyaktige modellen.....	22
3.3 Vurdering av resultater	28
3.3.1 Kystlynghei.....	28
3.3.2 Semi-naturlig eng.....	30
4 Forslag til videre arbeid for � utvikle et nasjonalt datasett	33
Referanser	35

Forord

Rapporten presenterer resultater for pilot-prosjektet «Åpent lavland: Avgrensning, utarbeiding av kart og beregning av areal» på oppdrag for Miljødirektoratet for å styrke arbeidet med denne naturtypen i forbindelse med utarbeiding av Naturindeks for Norge 2020. Naturtypen åpent lavland, som for en stor del omfatter semi-naturlig kulturlandskap betinget av skjøtsel, er spesielt vanskelig å avgrense.

Prosjektet har utnyttet en kombinasjon av satellittbilder, data fra Natur i Norge (NiN)-kartlegging, samt data fra Naturbase og kartleggingsprosjekter. Prosjektet har utnyttet ekspertkompetanse innenfor vegetasjonsøkologi på en effektiv måte og utviklet en data-applikasjon basert på at en vegetasjonsekspert klassifiserer treningsdata generert fra prøvepunkter fra satellittbildene med rutenett (10x10m og 50x50m) over en grovt avgrenset naturtype. Dette systemet gjorde det mulig å detaljert kartlegge og kvalitetssikre et stort materiale av treningsdata i løpet av kort tid.

Prosjektet er et pilot-prosjekt for tre prøvefylker, Akershus, Rogaland og Trøndelag, som kan gi grunnlag for videre analyse av åpent lavland i resten av landet.

Prosjektets referansegruppe hadde et møte 8. oktober 2018 der følgende eksperter fra NINA, SSB, NIBIO, SLU, Kulturlandskapskonsulent og AgriAnalyse deltok: Stefan Blumentrath, Geir Inge Gundersen, Margaret Eide Hillestad, Simon Jacobsson (video), Ann Norderhaug, Signe Nybø (video), Hanne Sickel, Margrete Steinnes, Kristin Thorsrud Teien, Urban Emanuelsson.

NINA takker samarbeidspartnere og deltakere i referansegruppen for prosjektet for samarbeid, faglige råd og tilrettelegging av data, med spesiell takk til Margrete Steinnes, Erik Engelién og Geir Inge Gundersen for statistikk fra SSB og datatilrettelegging. Det var planlagt å involvere både referansegruppen av forskere og andre eksperter, og brukere av resultatene, i en evalueringsprosess av resultatene og valg av datakilder, metoder og modeller som ble brukt. Det har ikke vært tid til dette innenfor rammen av dette pilot-prosjektet. I et større fullskala-prosjekt for kartlegging av åpent lavland for hele Norge vil vi klart anbefale et slikt samarbeid, særlig i første fase av prosjektet.

Vi takker Miljødirektoratet for oppdraget «Avgrensning, utarbeiding av kart og beregning av areal for åpent lavland (Naturindeks for Norge)» kontraktsnummer 18087222.

1. november 2019
Zander Venter

1 Bakgrunn og formål

1.1 Naturindeksen og Natur i Norge (NiN)

Naturindeks for Norge omfatter i alt åtte hovedøkosystemer, hvorav fire er terrestriske: Fjell, skog, våtmark og åpent lavland. Naturindeksen er bygget opp av indikatorer som viser hvordan dagens tilstand er i forhold til en referansetilstand med nær uberørt natur for naturlige økosystem og god hevd for kulturbetingede økosystem (Nybø (red.) 2010, Framstad (red.) 2015). Åpent lavland omfatter for en stor del semi-naturlig kulturlandskap holdt i hevd med tradisjonell skjøtsel, som ekstensivt beite (naturbeitemark) og slått (Norderhaug, Bele, Bratli og Stabbetorp 2010, Johansen, Hovstad og Åström 2015). Den gjennomsnittlige tilstanden for biologisk mangfold i ekstensivt drevne arealer er sterkt redusert siden 1950. Om lag 50% av de truede artene på den norske rødlista for arter 2015 er knyttet til åpent lavland, hvorav semi-naturlig åpent lavland alene inneholder 24% (Artsdatabanken 2018).

I arbeidet med naturindeks har det vært et mål å forbedre avgrensningen av hovedøkosystemene og dermed muligheten for å beregne areal av hovedøkosystemene (Blumentrath og Hanssen 2010). Åpent lavland er spesielt vanskelig å avgrense. I dag er det tilgang på stadig bedre satellittbilder som kan bidra til bedre avgrensning og arealberegning av dette hovedøkosystemet. Selv om naturindeks foreløpig ikke utarbeides på kommunenivå, inngår arealet av et hovedøkosystem i en kommune som en faktor i beregningen av naturindeks, basert på anslått areal for åpent lavland på kommunenivå (Blumentrath og Hanssen (2010, Vedlegg).

Formålet med dette prosjektet er å styrke kunnskapsgrunnlaget for hovedøkosystemet åpent lavland i Naturindeks i Norge gjennom å bruke satellittbilder til å avgrense hvilke områder som inngår i hovedøkosystemet, dvs. de fastmarksnaturtypene som ligger under skoggrensa, men som ikke har skogdekke. Prosjektet vil være et pilotprosjekt der en tester ut bruk av satellittbilder til å avgrense dette og beregne areal i tre pilotfylker. Prosjektet er særlig innrettet mot ekstensivt drevne semi-naturlige områder og andre naturtyper i åpent lavland. Prosjektet omfatter ikke intensivt drevne landbruksområder.

Det har videre vært et mål å utarbeide kart for åpent lavland i de tre prøvefylkene Akershus, Rogaland og Trøndelag basert på tilgjengelige datakilder, samt å forsøke å beregne areal av åpent lavland basert på disse resultatene. Kartet vil være utgangspunkt for ytterligere forbedringer over tid, men formålet med prosjektet er å gjennomføre en grov avgrensning av tilstrekkelig kvalitet for å kunne brukes til registrering av indikatorer til Naturindeks for Norge 2020. Siktemålet har også vært at erfaringene fra prosjektet skal kunne gi grunnlag for videre arbeid med å avgrense og beregne areal av åpent lavland i hele Norge.

Åpent lavland er et av de hovedøkosystemene i naturindeksen som er vanskeligst å avgrense. Naturindeks for Norge 2010 definerte åpent lavland som (1) åpen semi-naturlig slåtte- og beitemark, (2) åpen semi-naturlig beitemark og (3) kystlynghei, samt naturlig åpen mark. Naturindeks for Norge 2015 har følgende definisjon: «Åpent lavland består av åpent landareal nedenfor skoggrensa med naturlig og semi-naturlig vegetasjon. Indikatorene som inngår i åpent lavland, er likevel i hovedsak knyttet til kulturbetingede naturtyper som boreal hei, kystlynghei, semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng» (Johansen m.fl. 2015, s. 92). Som vi skal drøfte nærmere var avgrensningen av boreal hei en særlig utfordring. Denne naturtypen er heller ikke representert med noen indikator i naturindeksen for 2015. De semi-naturlige naturtypene har karakter av åpne landskap med stort artsmangfold og et betydelig innslag av pollinatorer, og denne naturtypen gir grunnlag for en rekke andre naturgoder og økosystemtjenester. Det må foretas en avgrensning mot andre typer av økosystemer som beiteskog, myr og områder i ulike stadier av gjengroing som er blitt til skog og vanskelig kan tilbakeføres til semi-naturlig kulturlandskap.

I dette prosjektet har vi brukt data fra følgende kilder: data fra tidligere kartlegginger av åpent lavland, spesielt data fra Naturbase og Natur i Norge (NiN)-kartlegging, og i tillegg kommer nye

satellittdata fra Sentinel, både optiske satellittbilder (Sentinel-2) og radardata (Sentinel-1). Vi har tatt utgangspunkt i naturtyper som er definert i Natur i Norge (NiN)-systemet og sett hvordan disse tilsvarer definisjonen av åpent lavland i Naturindeks. I forbindelse med satellittbildetolkning bygger vi på erfaring fra tidligere og pågående prosjekter, særlig Sentinel4Nature (Blumentrath m. fl. 2018) og Urban-EEA prosjektet som fortsatt er under arbeid. Erfaring fra Urban-EEA prosjektet er at 10x10m oppløsning, og kombinasjon av radar og optiske satellitter, sammen med statistikk om arealbruk, gir betydelig bedre data om vegetasjonsdekke enn disse datakildene brukt hver for seg.

I dag utføres all kartlegging av natur, som er på oppdrag for Miljødirektoratet, i henhold til prinsippene og klassifiseringsordningene til systemet Natur i Norge (NiN) (for tiden versjon 2.0). Over tid vil dette gi et betydelig større datagrunnlag for avgrensning. NiN har klart avgrensede kategorier for kulturbetinget åpent lavland, men har også definert en rekke andre klasser av åpent lavland som er skapt gjennom naturlige prosesser. Disse arealene er ikke med i naturindeksens definisjon av åpent lavland, der fokus er på det semi-naturlige kulturlandskapet formet av hevd, mens naturlig åpent lavland inngår i andre hovedøkosystemer, som for eksempel fjell eller våtmark.

NiN har en egen gradientbeskrivelse for hevdintensitet, sett i forhold til annen menneskebetinget forstyrrelse. I dokumentasjonsnotatet (Halvorsen m.fl. 2016) forklares hevd i avsnittet «Kategorier av menneskebetinget forstyrrelse på grunnlag av hevd», som vi siterer utfyllende, da dette har stor betydning for definisjonene av åpent lavland i Naturindeks og semi-naturlig mark i NiN:

«Menneskebetinget forstyrrelse kan deles i to kategorier: hevd og annen menneskebetinget forstyrrelse. Begrunnelsen for å skille mellom hevd og annen menneskebetinget forstyrrelse er at hevd innebærer et vesentlig annerledes forstyrrelsesregime enn annen menneskebetinget forstyrrelse, som gir seg utslag i forskjeller i artssammensetning og økosystemprosesser (se nedenfor). Hevd defineres som 'regelmessig menneskebetinget aktivitet som opprettholder spesifikke naturtyper gjennom forstyrrelse, eventuelt i kombinasjon med tiltak for å fremme landbruksproduksjon; aktiviteter og påvirkninger som inkluderes i hevdbegrepet er slått, beiting og husdyrtråkk, brenning, jordbearbeiding, rydding, sprøyting, gjødsling, høsting av tresjiktet, såing og vanning; bestemte hevdbetingete naturtyper forutsetter bestemte hevdregimer', mens annen menneskebetinget forstyrrelse omfatter 'menneskebetinget forstyrrelse som ikke faller inn under definisjonen av hevd'. [...] Hevdintensitet defineres som 'hevdenes omfang, vurdert på grunnlag av grad [severity] og frekvens [recurrence]'. [...] Denne definisjonen av hevd omfatter også andre menneskebetingete aktiviteter enn de som har som formål å fremme produksjon, f.eks. vil slått og sprøyting av vegkanter, plenslått etc., være hevd etter definisjonen. Fordi systemer tilrettelagt for jordbruksproduksjon, det vil si 'produksjon av mat, dyrefor, pryd- og nytteplanter og enkelte råvarer og tjenester for energi-, industri- eller andre formål', skiller seg vesentlig fra andre hevdpregete systemer, blant annet med hensyn til artssammensetningen, brukes et eget begrep, jordbruksmark, om 'mark preget av hevd med sikte på jordbruksproduksjon'. Jordbruksmark har en artssammensetning som bærer sterkt preg av at den er innrettet mot (plante) produksjon og høsting, typisk dominert av jordbruksvekster og ugras med trekk som gjør dem godt tilpasset det aktuelle forstyrrelsesregimet. [...] Når hevd er dominerende kategori av menneskebetinget forstyrrelse, kan begrepene semi-naturlig hevdpreget mark og sterkt endret hevdpreget mark brukes til å presisere hevdenes rolle. Innenfor hver av disse kategoriene skilles mellom semi-naturlig jordbruksmark, definert som 'jordbruksmark preget av hevd med en intensitet som resulterer i, eller opprettholder, et system som tilfredsstiller definisjonen av semi-naturlig mark', og oppdyrka mark (= jordbruksmark preget av intensiv hevd), definert som 'jordbruksmark som preges av hevd med en intensitet som resulterer i, eller opprettholder, et system som tilfredsstiller definisjonen av sterkt endret mark', på hevdpreget mark med jordbruksproduksjon som hovedformål, og fra hevdpreget mark uten jordbruksproduksjon som hovedformål» (Halvorsen m.fl. 2016, s. 99).

I tillegg til åpent lavland, er det arealer i andre terrestriske hovedøkosystemer i Naturindeks som i stor grad er påvirket av beite eller annen tidligere bruk. For eksempel er rasmak og fjellgrashei ofte påvirket av beite. Mye semi-naturlig grasmark er knyttet til utmarksdrift, ikke sjelden i form av små arealer som ofte ikke er lett å identifisere. Mange verdifulle semi-naturlige grasmarker

med stort artsmangfold ligger dessuten i fjellområdene, ikke i lavlandet (Sickel, H. et al. 2003). Dette er diskutert i rapporten Naturindeks for Norge 2010 (Norderhaug et al. 2010).

1.2 Natur i Norge (NiN)

Natur i Norge (NiN) deler terrestriske arealer i Norge inn i 45 *hovedtypegrupper*, som videre er basert på 345 *hovedtyper*. **Tabell 1** gir en oversikt over NiN-klassifiseringen for terrestriske hovedtyper, som grunnlag for sammenlikning med de semi-naturlige naturtypene (NiN-kode T31-T34). Av **tabell 1** framgår det at med den store variasjonen i hovedtyper i NiN, vil det i praksis være en utfordring å avgrense åpent kulturbetinget lavland fra de mange forekomster av naturlige åpent lavland, både i felt-kartlegging og tolkning av satelittbilder. Videre har de semi-naturlige naturtypene boreal hei og semi-naturlig eng mange undergrupper, og de kan dermed kan ha stor regional variasjon.

Tabell 1. Oversikt over de terrestriske hovednaturtypegruppene i NiN.

NiN-kode	Kategori mark	Hovedtype	Antall grunntyper	Kommentar
T31	semi-naturlig	Boreal hei	14	delvis alpin
T32	semi-naturlig	Semi-naturlig eng	21	
T33	semi-naturlig	Semi-naturlig strandeng	2	
T34	semi-naturlig	Kystlynghei	6	
T1	naturlig, åpen	Nakent berg	85	
T2	naturlig, åpen	Åpen grunnlendt mark	8	
T5	naturlig, åpen	Grotte og overheng	10	
T6	naturlig, åpen	Strandberg	7	
T8	naturlig, åpen	Fuglefjell-eng og fugletopp	5	
T11	naturlig, åpen	Saltanrikingsmark i fjæresonen	3	
T12	naturlig, åpen	Strandeng	4	
T13	naturlig, åpen	Rasmark	18	
T15	naturlig, åpen	Fosse-eng	2	
T16	naturlig, åpen	Rasmarkhei og – eng	7	
T17	naturlig, åpen	Aktiv skredmark	4	
T18	naturlig, åpen	Åpen flomfastmark	6	
T20	naturlig, åpen	Isinnfrysningsmark	2	
T21	naturlig, åpen	Sanddynemark	8	
T23	naturlig, åpen	Ferskvannsdriftvoll	1	
T24	naturlig, åpen	Driftvoll	3	
T25	naturlig, åpen	Historisk skredmark	4	
T29	naturlig, åpen	Grus-og steindominert strand og strandlinje	10	
T4	naturlig, ikke åpen	Fastmarksskogsmark	20	delvis alpin
T30	naturlig, ikke åpen	Flomskogsmark	7	
T3	naturlig, arktisk/alpin	Fjellhei, leside og tundra	14	
T7	naturlig, arktisk/alpin	Snøleie	14	
T9	naturlig, arktisk/alpin	Mosetundra	2	
T10	naturlig, arktisk/alpin	Arktisk steppe	2	
T14	naturlig, arktisk/alpin	Rabbe	3	

NiN-kode	Kategori mark	Hovedtype	Antall grunntyper	Kommentar
T19	naturlig, arktisk/alpin	Oppfrysningssmark	3	
T22	naturlig, arktisk/alpin	Fjellgrashei og grastundra	4	
T26	naturlig, arktisk/alpin	Breforland og snøavsmeltningsområde	7	
T27	naturlig, arktisk/alpin	Blokkmark	8	
T28	naturlig, arktisk/alpin	Polarørken	3	
T35	sterkt endret fastmark	Sterkt endret fastmark med løsmassedekke	4	
T36	sterkt endret fastmark	Ny fastmark på tidligere våtmark og ferskvannsbunn	3	
T37	sterkt endret fastmark	Ny fastmark på sterkt modifiserte og syntetiske substrater, rask suksesjon	3	
T38	sterkt endret fastmark	Treplantasje	1	
T39	sterkt endret fastmark	Sterkt endret og ny fastmark i langsom suksesjon	8	
T40	sterkt endret fastmark	Sterkt endret fastmark med preg av semi-naturlig eng	1	
T41	sterkt endret fastmark	Oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng	1	
T42	sterkt endret fastmark	Sterkt endret, hyppig bearbeidet fastmark med intensivt hevdpreg	1	
T43	sterkt endret fastmark	Sterkt endret, varig fastmark med intensivt hevdpreg	1	
T44	sterkt endret fastmark	Åker	1	
T45	sterkt endret fastmark	Oppdyrket varig eng	4	

Semi-naturlige, åpne hovednaturtyper begrenser seg altså til hovedtypene T31-T34 (boreal hei, semi-naturlig eng, semi-naturlig strandeng og kystlynghei). Felles for disse er at hvis den menneskelige bruken av områdene i form av skjøtsel opphører, vil det naturlig skje en suksesjon mot utvikling av skog. Gjengroende semi-naturlige naturtyper skal i henhold til NiN klassifiseres som sådanne inntil en *ettersuksesjonstilstand* er nådd, det vil si når artssammensetning og økologiske prosesser typisk for skogsmark er etablert. Dette innebærer at en rekke arealer som ikke lenger utnyttes som beitemark og slåttemark i dag, er preget av et mer eller mindre sammenhengende kronedekke av trær, men i en kartlegging etter NiN-klassifikasjonen vil de fremdeles betegnes som semi-naturlig mark.

Under følger en oversikt over eksisterende kunnskapsgrunnlag for de fire hovedkategoriene av åpent lavland som vi har jobbet med i dette prosjektet:

1.2.1 Boreal hei

Boreal hei er knapt undersøkt i Norge, til tross for at avskogete områder under skoggrensa dekker over 10% av det norske landarealet (Bryn et al. 2013). Boreal lynghei anses som en sårbar naturtype (Hovstad et al. 2018a). Boreal hei er kulturbetingede treløse/åpne områder under tre-grensen. Krekling, lyng, einer og dvergbjørk er karakteristiske arter. Mangel på tilgang til gode bakkessannhetsdata i pilotfylkene var en særlig utfordring for å modellere arealavgrensning for denne naturtypen i dette prosjektet. Det finnes heller ikke presis arealinformasjon for boreal hei i Norge, og vi har ikke heldekkende kartlegging eller arealrepresentativ overvåking av boreal hei som gir grunnlag for å estimere areal eller endring i areal. I Naturbase er det bare registrert 33 lokaliteter (per 01.05.2018) med boreal hei. Først etter at NiN-systemet ble tatt i bruk, er det

påbegynt systematisk kartlegging av boreal hei. Det er kartlagt totalt kun 6 km² boreal hei fra 2014-2018 ved NiN-kartlegging (basert på database mottatt fra Miljødirektoratet 18 april 2019). Naturbase og NiN-kartleggingsdata kan derfor ikke gi informasjon som er representativ for hele Norge for area og tilstand for denne naturtypen. Naturtypen boreal hei er heller ikke representert med noen indikatorer i naturindeksen for 2015.

Boreal hei forekommer nær gårdsbruk og i seterlandskapet, og denne naturtypen er sterkt påvirket av tidligere tiders seterdrift og behov for brensel: «Seterbruket, og i særdeleshet osteproduksjon, var ekstremt energikrevende og førte til konstant mangel på ved» (Reinton 1957). I tillegg ble trevirke nytt til bygningsmateriale, gjerdemateriale, emnevirke, trekull-, jern- og tjørreproduksjon; noen steder også til bergverksdrift (Folldal og Røros). Sammen med husdyrbeite sørget den vedvarende etterspørselen etter ved for at de avskogete områdene ikke grodde igjen med kratt og trær. Omformingen av tidligere skogsmark til åpen mark pågikk i flere hundre år. Boreal hei kjennetegnes av at beitetrykket gjennomgående var (og er) svakere enn i semi-naturlig eng. Likevel har beiting vært en viktig medvirkende årsak til opprettholdelse av boreal hei som åpent natursystem gjennom hundrer av år. Med sterkere beitetrykk ville heiene utviklet seg videre til eng-pregete systemer. I følge Bryn (2008) kan boreal hei defineres som området mellom faktisk og potensiell tregrense, som ikke er skogkledt på grunn av langvarig jordbruksaktivitet, hovedsakelig beite. Et hovedproblem med avgrensning av boreal hei er å skille mellom skog og områder under gjengroing (pga. opphør av beite) som fortsatt tilhører boreal hei, og skille mellom fjell og åpne områder som tilhører boreal hei. Boreal lynghei er den mest omfattende typen boreal hei. På landsbasis antas boreal hei å omfatte store arealer. Boreal hei forekommer ikke i Oslo/Akershus. Boreal hei som kategori i naturklassifisering var lite brukt før den ble innført i forbindelse med NiN-systemet, og det er derfor ikke hensiktsmessig å søke etter denne kategorien i historiske kilder. Bryn (2008) foreslår følgende framgangsmåte for å avgrense boreal hei: Den enkleste metoden for å avgrense boreal hei er først å ta ut vegetasjonstypene under klimatisk skoggrense som er uten tresetting. Deretter fjernes alle naturtypene som ikke er boreal hei, enten av naturlige eller menneskeskapte årsaker. Da sitter man igjen med boreal hei i ulike utforminger. Et problem med denne metoden er at områder som i utgangspunktet klassifiseres som boreal hei også være en gjengroingsfase av semi-naturlig grasmark. Det er derfor ikke uproblematisk å definere hele området mellom faktisk og potensiell tregrense som boreal hei, da dette området også omfatter semi-naturlig grasmark.

I den norske rødlista for naturtyper 2018 regnes boreal hei å være en sårbar naturtype (VU). I vurderingen til rødlista ble det ikke forsøkt å gi et estimat for arealet av boreal hei i Norge (Hovstad et al. 2018a).

1.2.2 Semi-naturlig eng

Semi-naturlig eng omfatter tradisjonelt brukte enger til fôrproduksjon/slått eller beite (de fleste områdene er brukt til begge deler), som ikke er påvirket av gjødsling, sprøyting, pløying og tilsåing (Norderhaug et al. 2010, Johansen et al. 2015, Aune et al. 2018). Dette er den viktigste arealtypen innen åpent lavland når det gjelder artsmangfold, antall rødlistede arter og betydning for å opprettholde kulturlandskap og utmarksbeite. Ved avgrensning kan det være vanskelig å skille denne naturtypen fra jordbruksarealer med moderne drift (som tilhører T39, T40, T41, T42, T43, T44, T45). Sickel, H. et al. (2003) har utviklet metoder for å identifisere semi-naturlig mark fra flyfoto. Det er vanskelig å finne semi-naturlig eng i Oslo/Akershus, hvor utviklingen i jordbruket også har ført til færre husdyr og større kornarealer.

Semi-naturlig eng er en naturtype som er i tilbakegang på grunn av manglende skjøtsel, og det er vanskelig å anslå hvor store areal denne naturtypen omfatter, og denne naturtypen er ofte spredt på mange små forekomster omgitt av skog, dyrkamark og fjell (Bratli et al. 2011). Det finnes ikke presis arealinformasjon for semi-naturlig eng i Norge, og vi har ikke heldekkende kartlegging eller arealrepresentativ overvåking som gir grunnlag for å estimere areal eller endring i areal. Fra og med 2019 er det imidlertid satt i gang en overvåking av seminaturlig mark i utvalgte

regioner, (som utføres av NIBIO på oppdrag for Miljøverndepartementet). Det er derfor vanskelig ut fra det datagrunnlaget vi har i dag å estimere det totale arealet semi-naturlig eng i Norge.

I den norske rødlista for naturtyper 2018 regnes semi-naturlig eng å være en sårbar naturtype, mens underkategorien slåttemark ble vurdert som kritisk truet (CR). I vurderingen til rødlista ble det ikke forsøkt å gi et estimat for areal av semi-naturlig eng i Norge (Hovstad et al. 2018b).

1.2.3 Semi-naturlig strandeng

Dette er ofte små områder, et smalt belte i flate områder mellom havet og de ikke-saltvannspåvirkede naturtypene innenfor. Naturtypen T11 saltanrikingsmark er en hovedgruppetype som finnes i små lapper i saltmyrene og bør inkluderes. Det er vanskelig å skille semi-naturlig strandeng fra T12 strandeng, men det virker rimelig å anta at det aller meste av strandenger har vært utnyttet tidligere, i det minste til beite. Også form og størrelse av områdene gir utfordringer.

Naturtypen opptrer oftest med små arealer, og den dekker totalt et ganske lite areal. Basert på en tilfeldig prøve av SSBs 250m² areal-kvadrater estimerte Evju et al. (2014, 2015) området for salt-enger i Rogaland til å være mellom 0,4-1,1 km², sammenlignet med 0,2-0,6 km² i Agder og 0,8-2,5 km² i Østfold. Naturtypen er også svært sjelden i Oslo/Akershus.

I den norske rødlista for naturtyper regnes semi-naturlig strandeng å være en sårbar naturtype (VU). I vurderingen til rødlista ble det ikke forsøkt å gi et estimat for areal av semi-naturlig strandeng i Norge (Johansen et al. 2018).

1.2.4 Kystlynghei

Kystlyngheier er åpne, heipregete og i hovedsak treløse områder dominert av dvergbusker, først og fremst røsslyng (*Calluna vulgaris*), og med et varierende innhold av gress, halvgress og urter. De er formet gjennom rydding av kratt og skog og langvarig bruk. Kystlyngheiene har tradisjonelt vært holdt i hevd ved beite (vanligvis gjennom hele året), regelmessig lyngbrenning og stedvis lyngslått. Naturtypen er kulturbetinget og knyttet til strøk med oseanisk klima (Direktoratet for naturforvaltning 2013).

Dette er tradisjonelt vedlikeholdte områder for beite langs kysten. De er ofte funnet i mosaikk med andre åpne naturtyper (hovedsakelig T1, T2, T6, T21) og områder med moderne jordbruk. Det er ingen forekomster i Oslo/Akershus., og denne naturtypen er ganske sjelden i Trøndelag. I Rogaland er tapet av kystlynghei betydelig, og denne naturtypen forekommer nesten alltid i mosaikk med naken berggrunn. Kystlynghei består av mange ulike vegetasjonstyper (Kaland og Kvamme 2013). I dette landskapet er det gjentatte mosaikker av myr, mindre innsjøer, naken berggrunn og "ekte" hei-vegetasjon, som lynghei.

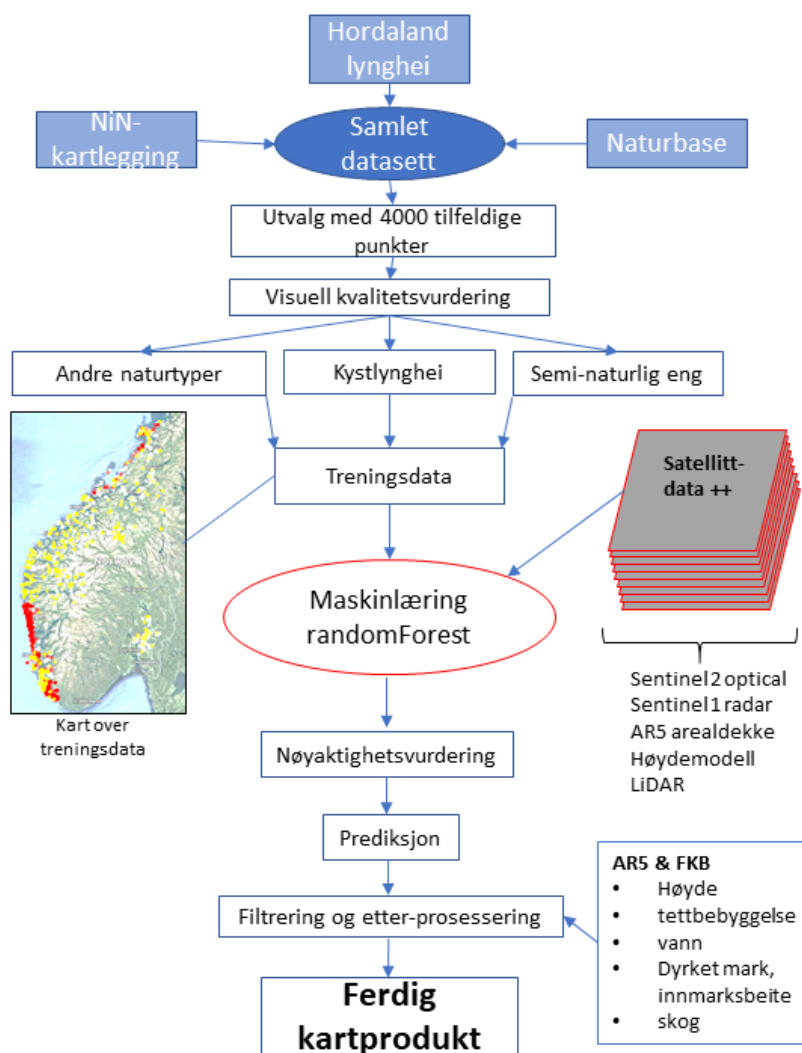
Det som skiller kystlynghei fra boreal hei er skjøtselen, og ikke bare skjøtsel i dag, men også bakover i tid. I kystlynghei er det sviing og beiting, i boreal hei er det beiting (og ikke lyngsviing).

I den norske rødlista for naturtyper 2018 regnes kystlynghei å være en sterkt truet naturtype (CR). I vurderingen til rødlista vurderte man det kjente arealet av kystlynghei til å være ca. 900 km², men at det reelle arealet sannsynligvis er fem ganger så stort (Hovstad et al. 2018c).

2 Datamateriale og metoder

Rogaland, Trøndelag og Akershus ble valgt som pilot-studiefylker. I tillegg inkluderte vi Hordaland i utvalget for kystlynghei. I utvikling av metoder basert på satellittdata, fant vi at vi hadde liten mulighet til å etablere gode treningsdata for boreal hei og semi-naturlig strandeng. Selv om boreal hei utvilsomt dekker store arealer, er det foreløpig (fram til og med 2018) kartlagt svært få arealer som er tilordnet denne kategorien, og betegnelsen er ikke brukt i Naturbase. I tillegg kommer gjengroingsproblematikk. Semi-naturlig strandeng er mange steder kartlagt, men i vurderingen av treningsdata fikk vi så få treff i våre utvalg av punkter at vi valgte å slå dette arealet sammen med semi-naturlig eng (jf. **Kapittel 2.1**). Metodeutviklingen i denne pilotstudien er derfor knyttet til de to hovednaturtypene semi-naturlig eng og kystlynghei.

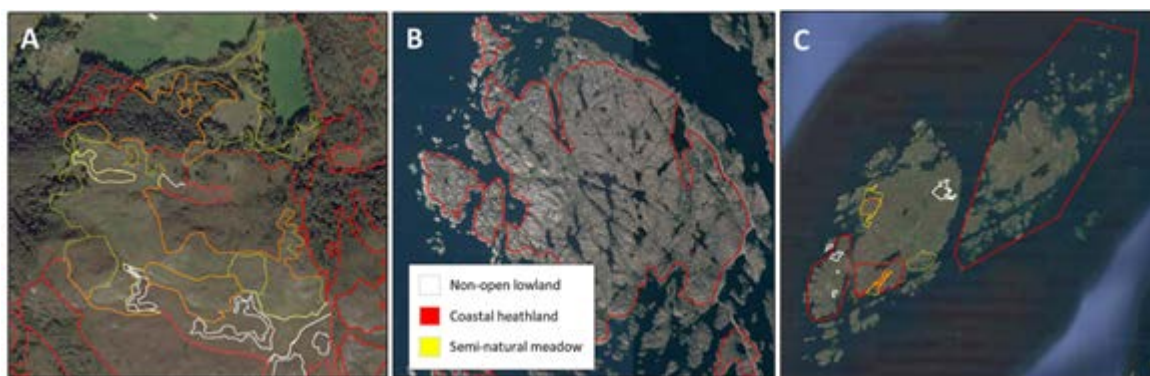
Fremgangsmåten for prosessering av treningsdata er beskrevet på et overordnet nivå i **figur 1**. Dette er en typisk arbeidsflyt for modellering basert på maskinlæring med innsamling av treningsdata og korreksjon av åpenbare feil (Groesz 2018). Deretter ble det utført en modellering ved hjelp av maskinlæringsalgoritmen Random Forest (Liaw & Wiener 2002), som genererer et tilfeldig utvalg av data, basert på satellittdata og laserskanningsdata fra fly-opptak (LiDAR-data), samt arealbruksdata og høydedata, som prediktorer. Deretter redegjøres det for nøyaktighetsvurdering, modelloptimalisering, endelig prediksjon og etterbehandling.



Figur 1. Diagram som viser arbeidsflyt og trinn i modelleringsarbeidet for treningsdata.

For å få romlige treningsdata (referansedata) for ulike typer vegetasjonsdekning av åpent lavland, ble det benyttet tre datakilder (**tabell 2**): Naturbase, kartlegging i henhold til Natur i Norge (NiN) (Artsdatabanken 2019), og digitalisering av kystlynghei i Hordaland fylke (Fylkesmannen i Hordaland 2012). Treningsdataene ble delt i to klasser, en for modellering (70%) og en for testing av resultater (30%).

Vi valgte vegetasjonskategorier fra NiN som i størst mulig grad stemmer overens med definisjonene av åpent lavland i Naturindeks. Disse vegetasjonskategoriene er listet opp i **tabell 2**. Etter å ha anslått antall tilgjengelige referansepolygoner i Trøndelag og Rogaland, ble det konstatert at det bare var to polygoner tilgjengelig for boreal hei (**tabell 2**), og vi fastslo at det ikke ville være mulig å kartlegge denne kategorien pga. manglende treningsdata. Kategoriene av åpent lavland som følgelig kunne kartlegges, var dermed kystlynghei og semi-naturlige enger (inkludert strandeng). Etter å ha filtrert ut relevante kategorier, brukte vi alle ikke-relevante polygoner fra NiN og Naturbase som negative treningsdatasett (dvs. områder som ikke er åpent lavland). En andel på 30 prosent av tilgjengelige treningsdata ble ikke tatt i bruk, men beholdt som valideringsdata.



Figur 2. Eksempler på områder med treningsdata: Referanse-polygoner fra NiN og Naturbase med blandet arealdekke. Noen polygoner med hhv. kystlynghei og semi-naturlig eng inneholdt arealer med skog (A) og vann (B og C). Bildene A og C illustrerer også problemene med å skille åpent lavland fra andre åpne arealer som bl. a. fulldyrka mark og innmarksbeite.

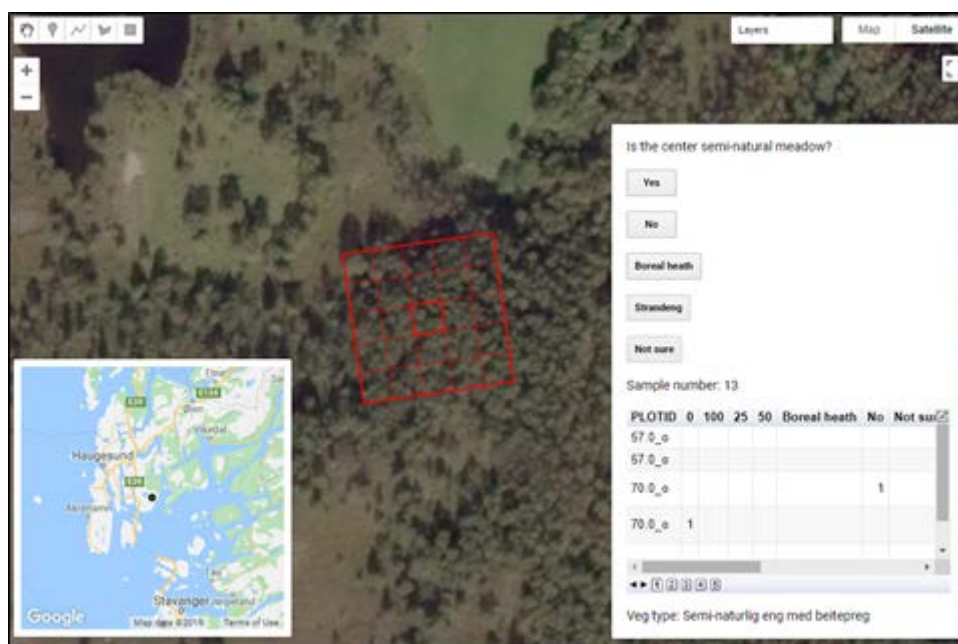
Innledningsvis ble det foretatt kvalitetskontroll av referansepolygonene fra NiN og Naturbase, og dette avdekket enkelte problemer som ville kunne føre til feilklassifiseringer i læringsmodellen for tolkning av satellittdata. (**figur 2**). Mange polygoner inneholdt flere vegetasjonstyper, særlig i polygonenes ytre deler. F.eks. er avgrensningene ofte trukket utenfor kysten slik at arealer med vann er inkludert. Dette vil føre til at enkelte piksler i treningsdatasettet blir angitt med feil klasse, f.eks. at enkelte piksler tolket som åpent lavland, ikke er det. For å filtrere ut slike feil, var det nødvendig å utføre en manuell kvalitetskontroll på treningsdatasettet.

Treningsdata ble etablert ved generering av 4000 tilfeldige prøvepunkter á 10x10m innen polygonene for åpent lavland identifisert i **tabell 1**. Punktene ble stratifisert etter de to kategoriene av åpent lavland, med 2000 punkter i semi-naturlig eng og 2000 i kystlynghei. Prøve-lokaliseringene ble avgrenset i henhold til Sentinel-pikselnettet, slik at hvert prøvepunkt representerte midten i en Sentinel 10x10m piksel. DigitalGlobe kart ble vurdert til å være av tilstrekkelig kvalitet for denne kvalitetsvurderingen og av tilnærmet samme kvalitet som Norge i bilder. Vi programmerte en nett-applikasjon i Google Earth Engine-plattformen (Gorelick et al. 2017) for å registrere kvalitetssikrede data (**figur 3**). Sentinel-rutenettet ble lagt over fargebildet i pikselnabolaget til prøvepunktet (5x5 piksler, **figur 3**). En botaniker, seniorforsker Odd Stabbetorp, gjennomgikk deretter høyoppløselige DigitalGlobe satellittbilder av alle punktene og klassifiserte dem visuelt som kystlynghei, semi-naturlig eng eller ingen av disse. Informasjon ble vurdert for selve prøvepunktet (det midterste pikslet). I tillegg ble andelen av naturtypene i pikselnabolaget vurdert, fordelt på kvartiler. Alle data ble eksportert som en resultat-fil (Comma Separated Values, CSV-fil) som grunnlag for uttrekk av satellittdata til bruk i Random Forest-modelleringen (**figur 1**). Et

ekstra sett på 2000 prøvepunkter for naturtyper som ikke er åpent lavland, ble generert ved tilfeldig spredning av punkter utenfor de kartlagte polygonene (**tabell 1**).

Tabell 2. Sammendrag av vegetasjonskategorier for treningsdata (referansedata). Den tilhørende modellkategorien som disse ble kartlagt til, vises i kolonnen Modellklasse. Antall tilgjengelige polygoner og sum av arealene deres er listet opp.

Datakilde	Vegetasjons-kategori	Modellklasse	Antall po- lygoner	Areal (ha)
NiN	Kystlynghei	Kystlynghei	934	3 890
	Semi-naturlig eng med beitepreg	Semi-naturlig eng	540	580
	Semi-naturlig strandeng	Semi-naturlig eng	31	12
	Slåtteeng	Semi-naturlig eng	20	8
	Sørlig strandeng	Semi-naturlig eng	2	1
	Semi-naturlig våteng med beite- preg	Semi-naturlig eng	47	25
	Hagemark	Semi-naturlig eng	64	36
	Boreal hei	Ikke kartlagt	2	3
	Andre arealtyper	Ikke åpent lavland	2 649	6 659
Naturbase	Kystlynghei	Kystlynghei	550	53 700
	Naturbeitemark	Semi-naturlig eng	1 143	4 452
	Hagemark	Semi-naturlig eng	162	690
	Fuktenger	Semi-naturlig eng	33	93
	Kalkrike enger	Semi-naturlig eng	15	16
	Strandeng og strandsump	Semi-naturlig eng	312	2 928
	Lauveng	Semi-naturlig eng	2	2
	Boreal hei	Ikke kartlagt	0	0
	Andre arealtyper	Ikke åpent lavland	15 066	459 936
Hordaland	Kystlynghei	Kystlynghei	733	38 943



Figur 3. Et skjermbilde av en nettbasert data-applikasjon for etablering og verifisering av treningsdata. Eksperten vil klassifisere piksel-midtpunktet som åpent lavland eller ikke, samt estimere andelen av hver av de to valgte naturtypene i åpent lavland, dvs. kystlynghei og semi-naturlig eng, i et 50x50m område.

2.1 Satellitt-data og mulige forklaringsvariabler

En rekke forklaringsvariabler for punktene i utvalget ble generert og samlet gjennom arbeidsflyten beskrevet i **figur 1**. Disse dataene kan bredt kategoriseres i data om terreng, arealdekke, samt satellitt-data som både var optiske- og radar- baserte. De er oppsummert i **tabell 3** sammen med de variabel-kodene som er benyttet i presentasjonen av resultatene.

Terrengdata ble lastet ned fra Kartverket Høydedata nettportal (Statens Kartverk nettside hoydedata.no). Høydedataene inkluderer en digital terrengmodell (Digital Terrain Model DTM) og en digital overflatemodell (Digital Surface Model DSM), begge med 10m oppløsning.

Analysen omfatter data fra de båndene i Sentinel 2 som har 10m oppløsning, som er kompatibelt med Google Earth Engine plattformen brukt til modelleringen, og videre i analysen ble data med 10m oppløsning aggregert til 50m oppløsning.

Fjernmålingsdata ble hentet inn med 10m og 50m oppløsning for å samsvare med de to valgte tilnærmingene til romlig skala (**figur 3**). Satellittdata med 10m oppløsning ble trukket ut for pikslene i midten av hvert utvalgsrutenett (sampling grid). Aggregering til 50x50m ble gjort ved å regne gjennomsnitt av alle 10x10m piksler innen hver 50x50m rute. Gjennomsnittsverdien ble tilordnet den sentrale pikselen.

Vi brukte DTM til å beregne terrengforhold, helning, terrengskygge og topografisk variasjon definert som standardavviket i høyden for et bevegelig vindu på 3 x 3 piksler. En trehøyde-modell (Canopy Height Model CHM, som tilsvarer DSM fratrasket DTM) ble generert, og det ble også beregnet en indeks for variasjon i høyde, helning og trehøyde. Digitale overflatemodeller er imidlertid ikke tilgjengelige for hele studieområdet. Det ble derfor laget modeller med og uten slike data (se detaljer i neste avsnitt). Det ble brukt AR5-kart for arealdekke/arealbruk og for å måle

andelen av pikselnabolaget som er dekket av en gitt areal-klasse (**tabell 2**). De semi-naturlige naturtypene som inngår i åpent lavland, forekommer i hovedsak i områder som er dekket av AR5-kart. Det ble også utført en avstandsberegning fra alle AR5-polygoner som var kartlagt som hav. Det antas at utviklingen fra ekstensiv bruk til intensiv bruk, eller opphør av hevd og sukseksjon innebærer at åpent lavland kan bli skog, men vanligvis ikke omvendt.

Satellitdata ble samlet inn fra Google Earth Engine (GEE) plattformen for prosessering av skydata. Det ble brukt Sentinel 2 multispektrale optiske data (S2) og Sentinel 1 radar-data (S1). Optiske data fra 2017, 2018 og 2019 for vår, sommer og høst for å skaffe nok skyfrie piksler til å beregne sømløse mosaikker. Radardata er ikke påvirket av skyer. Det ble derfor brukt data fra bare ett år (2018) for å redusere regnetiden. Ved bruk av Sentinel-2 data er det behov for sky-maskering. Sentinel-2-scener ble maskert for skyer ved bruk av 'pixel_qa' båndet. Bilder har blitt ortokorrigert og atmosfærisk korrigert ved bruk av Google Earth Engine og terrengdata fra Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), og i tillegg norske terrengdata fra Kartverkets Høydedata nettportal. Terrengskygge ble inkludert blant forklaringsvariablene.

De optiske båndene fra Sentinel-2 er inkludert som forklaringsvariable sammen med standardavviket innen 50 x 50 m nabolag for hvert enkelt av båndene. Standardavvik for båndene ble inkludert for å muliggjøre deteksjon av kantområder, fordi ulike naturtyper kan ha stor forskjell i tilbakestrålingen og dermed føre til stor variasjon innen nabolaget.

Vegetasjonsindeksen NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, oversatt til normalisert differanse-vegetasjonsindeks, Tucker, 1979) og «bebygd areal indeksen» (IBI, Xu, 2008) har i stor grad blitt brukt i klassifisering av arealdekke fordi de er i stand til skille mellom arealer med og uten vegetasjonsdekke. Også her ble standardavvik (beregnet i tid og ikke i rom) inkludert, fordi verdien av dette kan bidra til å skille mellom naturtyper (f.eks. lauvskog vs. barskog) som har ulik fenologi og derfor ulike variasjonsmønstre gjennom året når det gjelder tilbakestråling.

Tabell 3. Sammendrag av forklaringsvariablene brukt i modelleringsprosedyren

Datatype	Datakilde	Tid	Variabel-kode	Beskrivelse
Terreng	Nasjonal digital høydemodell (DTM) og digital overflatemodell (DSM) basert på LiDAR	Ca. 2010-2019	DTM	Høyde over havet
			aspect	Terrengets helning
			slope	Terrengets bratthet
			hillshade	Terrengskygge
			dtm_rough	Standardavvik i terrenghøyde for pikselnabolag
			CHM	Trehøyde-modell (Canopy Height Model (CHM), definert som digital overflatemodell (DSM) fratrasket DTM)
Areal-dekke	AR5	Versjon oppdatert i 2018	diff_rough	Standardavvik i trehøyde-modell (CHM) for pikselnabolag
			distOcean	Avstand til kyst
			water	Andel vann innen 30m buffer (sirkel)
			road	Andel vei (og annen samferdsel og infrastruktur?) innen 30m buffer (sirkel)
			mire	Andel våtmark innen 30m buffer (sirkel)
			forest	Andel skog innen 30m buffer (sirkel)
			cultiv_tilled	Andel pløyd mark innen 30m buffer (sirkel)
			cultiv_fulldyrka	Andel fulldyrket mark og innmarksbeite innen 30m buffer (sirkel)
			Open «fastmark»	Åpen fastmark som definert i AR5

Tabell 3. *forts.*

Datatype	Datakilde	Tid	Variabel-kode	Beskrivelse
Optisk	Sentinel 2	2017-2019	Red	Medianverdi av refleksjonsfaktor i rød del av båndet
			red_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag i rød del av båndet
			green	Medianverdi av refleksjonsfaktor i grønn del av båndet
			green_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag i grønn del av båndet
			blue	Medianverdi av refleksjonsfaktor i blå del av båndet
			blue_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag i blå del av båndet
			Nir	Medianverdi av refleksjonsfaktor i nær-infrarød del av båndet
			nir_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag i nær-infrarød del av båndet
			swir1	Medianverdi av refleksjonsfaktor i kortbølge-infrarød 1 bånd
			swir1_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag i kortbølge-infrarød 1 bånd
			swir2	Standardavvik for pikselnabolag av refleksjonsfaktor i kortbølge-infrarød 2 bånd
			swir2_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag i kortbølge-infrarød 2 bånd
			IBI	Indeksbasert bebygd areal indeks (Index based built-up index, IBI)
Radar	Sentinel 2 Sentinel 1 Ground Range Detector (GRD)	2017-2019 2018-2019	IBI_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag for indeksbasert bebygd areal indeks (IBI)
			ndvi	Normalisert differanse vegetasjonsindeks (NDVI)
			ndvi_nd_25	25. persentil for NDVI
			ndvi_nd_5	50. persentil for NDVI
			ndvi_nd_75	75. persentil for NDVI
			ndvi_nd_95	95. persentil for NDVI
			ndvi_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag NDVI
			ndvi_stdDev_temp	Standardavvik over tid i NDVI
			desc_angle_median	Tilbakestrålingsvinkel for nedadgående orbital passering
			desc_vv_median	Enkel ko-polarisering, vertikal sending/vertikalt mottak (VV)
			desc_vh_median	Dobbeltbånd kryss-polarisering, vertikal sending/horisontalt mottak (VH)
			desc_vv_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag i VV
			desc_vh_stdDev	Standardavvik for pikselnabolag i VH
			VV_spring	Medianverdi for vår for VV
			VV_summer	Medianverdi for sommer for VV
			VV_autumn	Medianverdi for høst for VV
			VV_tempchange	Medianverdi for vår fratrullet høst for VV

Åpent lavland kan ha en annen sesongvariasjon i fenologi sammenliknet med skog eller andre typer arealdekke, og denne variabelen kan bidra til at modellen kan identifisere disse forskjellene.

Det ble beregnet standardavvik, i forhold til medianverdien, for mosaikker av alle bånd og indekser. For å fange opp sesongvariasjoner og fenologien til vegetasjonen, beregnet vi standardavviket til vegetasjonsindeksen (NDVI) og et sett av persentilverdier for tidsforløpet til NDVI over vekstsesongen (**tabell 3**). S1 radarscener ble filtrert for nedadgående orbital passering, interferometrisk brede bilder og oppløsning på 10m. S1-data er forhåndsbehandlet i Google Earth Engine plattformen, inkludert termisk støyfjerning, radiometrisk kalibrering og terrengkorleksjon ved bruk av SRTM 30 og ASTER DEM terrengprodukter. Vi beregnet medianverdi over mosaikker for båndene for vertikal sending/vertikalt mottak (VV) og vertikal sending/ horisontalt mottak (VH). Ved hjelp av disse mosaikkene, beregnet vi standardavviket i tilbakestråling for pikselnabolag. Vi har også avledet vår-, sommer- og høstmosaikk for å forsøke å fange opp sesongmessige forskjeller i tilbakestråling som kan bidra til å skille vegetasjonsstruktur og sammensetning. Medianverdien av tilbakestrålingsvinkelen ble trukket ut for hver mosaikk og lagt inn i maskinlæringsmodellene fordi tilbakestrålingsvinkelen kan ha en betydelig effekt på tilbakestråling i forhold til effekten av vegetasjonsdekke. I en prediksjonsanalyse som denne modelleringen innebærer, er formålet å identifisere variablene som bidrar mest til modellnøyaktighet, ikke å belyse interaksjon mellom variablene, og det er derfor ikke testet for ko-linearitet eller korrelasjon. Fremtidige implementeringer og videreføringer av dette arbeidet kan ha stor nytte av mer detaljert behandling av Sentinel data fra billeddannende radar (SAR), men det var ikke mulig å gjennomføre dette innen rammen av dette prosjektet.

2.2 Modellering og maskinlæring

Som tidligere nevnt ble det anvendt en Random Forest maskinlæringsalgoritme for å identifisere arealklasser av åpent lavland. Separate modeller ble utviklet for (1) forskjellig romlig oppløsning for test-data (10m vs. 50m), (2) vegetasjonsklassene [åpent lavland vs. «rest»-klassen ikke åpent lavland, kystlynghei vs. semi-naturlig eng, eller alle tre typer], og (3) prediktorvariabler (alle variabler vs. alle unntatt LiDAR vs. alle unntatt LiDAR og arealdekke). Disse modell-forsøkene er vist i **tabell 4**. For alle modeller motvirket vi ubalanse i tilgjengelige treningsdata ved å tilfeldig ta opp treningsdata fra hver klasse slik at klassene inneholdt like mange test-punkter. Vi vurderte modellnøyaktigheter basert på prediksjoner mot data som ikke ble brukt i modelleringen ved bruk av matriser for samsvar mellom predikerte og observerte data («confusion matrix») og total prosentvis nøyaktighet.

2.3 Etterbehandling av modellprediksjoner

Etter modellprediksjon og nøyaktighetsvurdering, rensset vi prediksjonskartene ved hjelp av AR5 data for alle arealer som ikke er åpent lavland (**figur 1**). Det ble deretter foretatt en gjennomgang der det ble klart at følgende ikke relevante og mindre relevante arealer ikke burde vært med, og de ble derfor filtrert bort etter at modelleringen var gjennomført: Alle byområder, infrastruktur, jordbruksområder som er dyrket mark og innmarksbeite, og områder dekket av vann, myr og skog (ved bruk av AR5-data) og idrettsbaner for fritidsaktiviteter (ved bruk av FKB-data). Vi behandlet alle kystlynghei-pikslar over 600 m i høyde som feilklassifiseringer og maskerte også disse ut. Forekomster av kystlynghei i innlandsfylker ble også fjernet som feilklassifiseringer. Metodisk sett ville det vært ønskelig å filtrere ut disse arealene før modelleringen. I videre arbeid med nasjonal kartlegging av åpent lavland vil det være ønskelig å filtrere ut flere deler av AR5 i oppstart av modelleringen istedenfor som etter-korreksjon.

3 Resultater

3.1 Generelle mønstre i modellnøyaktigheter

Modelleringen ble organisert slik at man kunne teste den relative ytelsen til (1) romlig oppløsning (50m vs. 10m), (2) type klassifisering (alle arealklasser, åpent lavland vs. ikke åpent lavland, Kystlynghei vs. Semi-naturlig eng), og (3) de datasett som ble brukt (**figur 4**). Generelt sett gir modeller med 50m oppløsning mer nøyaktige resultater (høyere modellnøyaktighet (treff-prosent) enn modeller i 10m oppløsning (**tabell 4**). Dette er sannsynligvis fordi 50m-oppløsning fanger opp egenskaper i pikselnabolaget som er viktige for å skille mellom karakteristisk vegetasjon for kystlynghei, semi-naturlig eng og «rest»-klassen «ikke åpent lavland». For eksempel ligger kystlynghei mellom eksponerte fjelloverflater, og 10m pikselklassifisering vil ikke fange opp dette. Resultatene viser at binære klassifiseringer av kystlynghei og semi-naturlig eng ga mer nøyaktig resultat enn klassifisering med tre klasser, dvs. disse to naturtypene og rest-klassen «ikke-åpent-lavland». Dette er ikke overraskende, gitt at variansen økes betydelig med flerklasse-klassifiseringer, og det å skille semi-naturlig eng fra kystlynghei ga større nøyaktighet enn å skille mellom åpent lavland og restklassen av områder som ikke er åpent lavland. Denne restklassen, som omfatter alle andre naturtyper uten kystlynghei og semi-naturlig eng, har svært stor variasjon i naturtypene som inngår, og det trengs en annen type treningsdata for å utarbeide nøyaktige prediksjoner for denne kategorien.

Det har ikke vært mulig å gjennomføre analyse av betydningen av LiDAR data for resultatene. Grunnen er at LiDAR-data var tilgjengelig bare for en del av studieområdet. Dersom studien skulle begrenses til kun å omfatte områder der LiDAR-data er tilgjengelig, ville antall treningsdata-punkter blitt redusert betydelig. Det vil også være en fordel hvis klassifisering kan baseres på Sentinel-data som oppdateres oftere enn LiDAR-data. Selv om fjerning av AR5 data medførte en marginal endring i modellnøyaktighet (**tabell 4** og **figur 4**) med 50m oppløsning (fra 83,8 til 81,9%), er det viktig å understreke at bruk av AR5 type 50 («åpen fastmark» i **tabell 3** og **4** og **figur 4**) er svært viktig for å forklare variansen i modellen. For framtidig arbeid med å modellere åpent lavland, vil det være viktig å bruke AR50 i områder hvor AR5 ikke har fullstendig dekning.

De viktigste arealdekke/arealbruksvariablene inkluderte andelen av semi-naturlig eng (AR5) i pikselnabolaget, og avstand til kyst. Av terrengvariablene var DTM (høyde over havet) den viktigste. Satellittbilde-variabler inngikk i de 10 viktigste viktige variablene, og dette er et lovende resultat for videre kartlegging av åpent lavland ved hjelp av denne metoden. De viktigste variablene inkluderte overflaterrefleksjon i nær- og kortbølgeinfrarød bølgelengde, med spektrale indekser som NDVI og IBI, som også spilte en viktig rolle i å forklare variasjoner i resultatene. **Figur 4** illustrerer et eksempel på hvordan variablene bidrar til modellnøyaktighet for modellen der alle arealklasser sammenliknes. Tilsvarende beregninger kan gjennomføres for modellene der åpent lavland er sammenliknet med områder som ikke er åpent lavland, og kystlynghei er sammenliknet med semi-naturlig eng.

Tabell 4. Random Forest modellens nøyaktighet uttrykt som prosentvis nøyaktighet for ulike klasser av åpent lavland, ikke åpent lavland og med og uten LiDAR-data.

Modell-oppløsning	Input data	Arealklasse	Sample-størrelse (likt fordelt på arealklasser)	Modell-nøyaktighet (%)				
				Ikke åpent lavland	Åpent lavland	Kyst-lynghei	Semi-naturlig eng	I alt
	Alle variable	Alle arealklasser	1 488	81.9		88.3	80.0	83.4
		Åpent vs. Ikke åpent lavland	2 208	86.3	89.7			88.0
		Kystlynghei vs. semi-naturlig eng	992			92.5	89.7	91.1
Piksel-nabolag 50m	Unntatt data utledet fra LiDAR	All classes	1 644	81.6		89.8	79.9	83.8
		Åpent vs. Ikke åpent lavland	2 348	86.9	91.7			89.3
		Kystlynghei vs. semi-naturlig eng	1 096			92.9	91.6	92.2
Piksel-nabolag 50m	Unntatt LiDAR & AR5 (bare satellitt- og terreng-data)	Alle arealklasser	1 644	78.6		90.0	77.2	81.9
		Åpent vs. Ikke åpent lavland	2 348	84.8	88.8			86.8
		Kystlynghei vs. semi-naturlig eng	2 348			92.2	88.7	90.4
Pixel 10m	Alle variable	Alle arealklasser	1 764	62.8		80.6	70.7	71.4
		Åpent lavland vs. Ikke åpent lavland	2 608	74.5	78.9			76.7
		Kystlynghei vs. semi-naturlig eng	1 176			86.6	87.6	87.1
Pixel 10m	Unntatt data utledet fra LiDAR	Alle arealklasser	1 947	63.5		82.7	72.7	73.0
		Åpent vs. Ikke åpent lavland	2 772	74.3	81.1			77.7
		Kystlynghei vs. semi-naturlig eng	1 298			87.5	88.4	88.,0

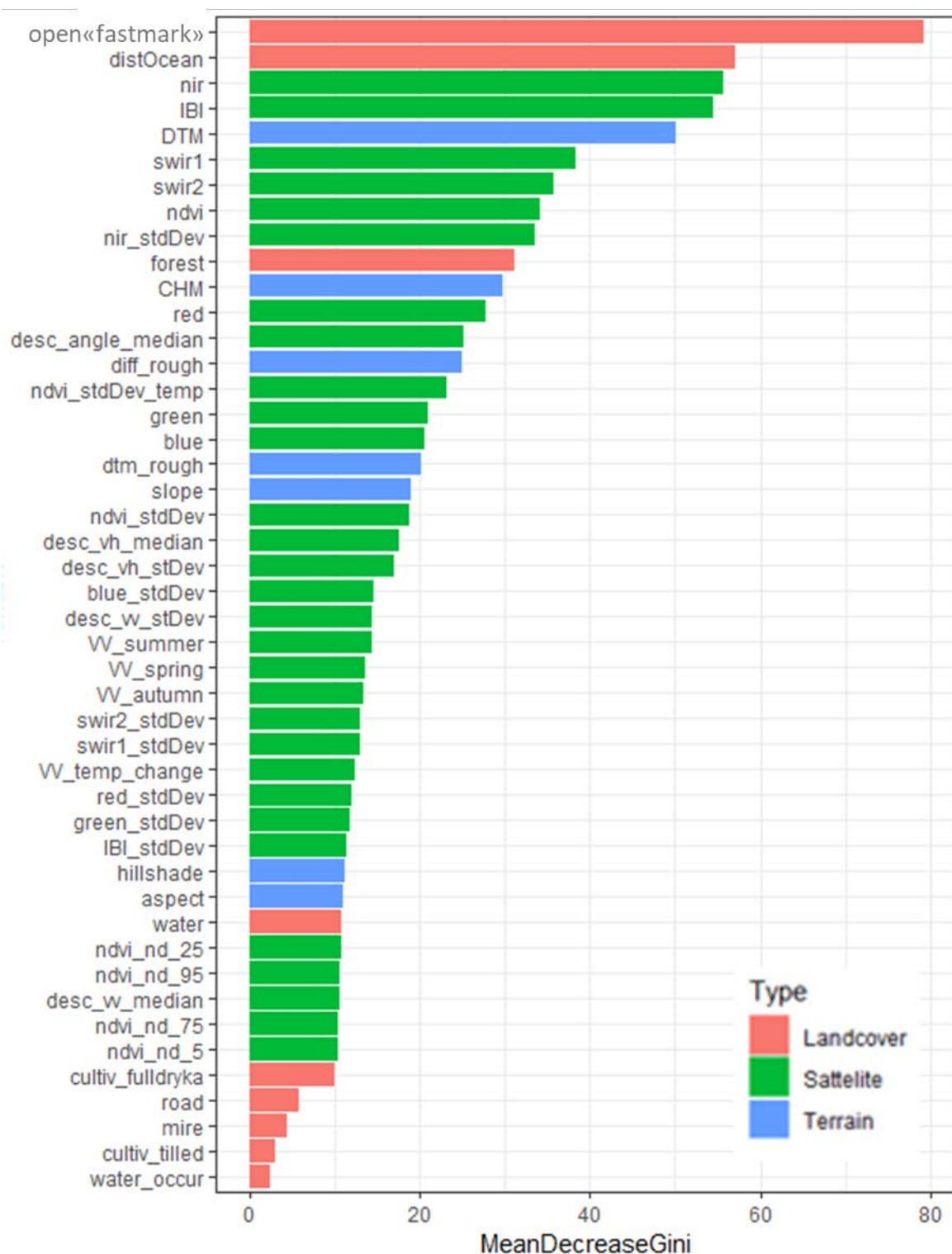
Tabell 4 forts.

Modell-oppløsning	Input data	Arealklasse	Sample-størrelse (likt fordelt på arealklasser)	Modell-nøyaktighet (%)				
				Ikke åpent lavland	Åpent lavland	Kystlynghei	Semi-naturlig eng	I alt
Pixel 10m	Unntatt Li-DAR & AR5 (bare satellitt- og terreng-data)	Alle arealklasser	1 947	68.7		79.8	67.5	72.0
		Åpent lavland vs. Ikke åpent lavland	2 772	73.1	80.5			76.8
		Kystlynghei vs. semi-naturlig eng	1 298			85.1	85.5	85,3

3.2 Den mest nøyaktige modellen

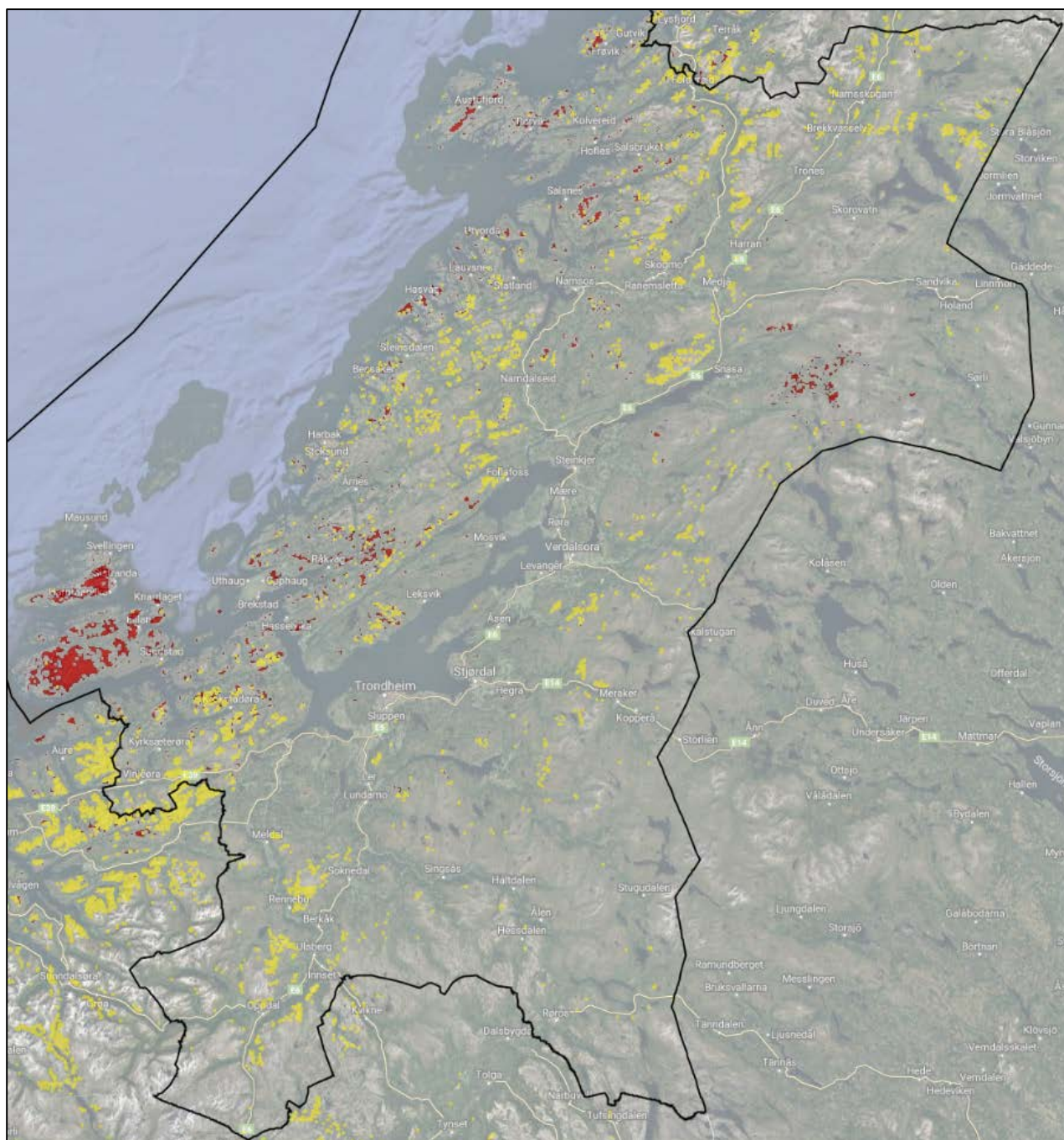
RandomForest modellen, med treningsdata som beskrevet, ble brukt til å produsere det endelige kartet, som klassifiserte ikke-åpent lavland, kystlynghei og semi-naturlige eng. Modellen genererte en samlet nøyaktighet på 83,4%. Høyest nøyaktighet ble oppnådd for kystlynghei (89,8%), mens prediksjon av semi-naturlig eng ga lavest nøyaktighet (79,9%). Vi kjørte klassifiseringen over hele Norge bortsett fra Finnmark på grunn av manglende AR5-data i denne regionen. I samsvar med den naturlige fordelingen av naturtypene, ser kystlynghei ut til å følge vestkysten av landet, mens semi-naturlig lavland følger de de lavtliggende dalene der det er landbruk, i god overensstemmelse med hva en kan forvente ut fra hvordan semi-naturlig åpent lavland er definert (dvs. under tregrensen), og i samsvar med analysen til Johansen m.fl. (2017), men dette resultatet bør vurderes og kvalitetssikres nærmere i videre arbeid.

Med tilgjengelige satellittdata og forklaringsvariable for hele landet, ble det også beregnet fylkesfordelt areal for kystlynghei og semi-naturlig eng, presentert i **figur 8** og **tabell 5**. Før modellering ble det gjennomført filtrering av data slik at noen areal typer ble fjernet, gjennom maskering av alle vann-, by-, samferdsels- og rekreasjons-områder (idrettsbaner), og med dette grunnlaget for arealdata beregnet vi andelen av kystlynghei og semi-naturlig eng per fylke, bortsett fra Finnmark (**figur 8**). Resultatene (etter korreksjon som forklart under beskrivelse av metode) viser at Rogaland og Hordaland er de to fylkene med størst andel kystlynghei. Nordland, Troms og Møre og Romsdal har den største andelen semi-naturlig eng. Areal-beregningene må tolkes med forsiktighet i andre fylker enn Trøndelag, Rogaland og Hordaland, da det er bare for disse tre fylkene vi samlet inn treningsdata. Kart for de andre fylkene (utenom de tre prøvefylkene) er ikke vist, da det ikke ble etablert treningsdata for de andre fylkene, og resultatene for de andre fylkene derfor ikke er kvalitetssikret.



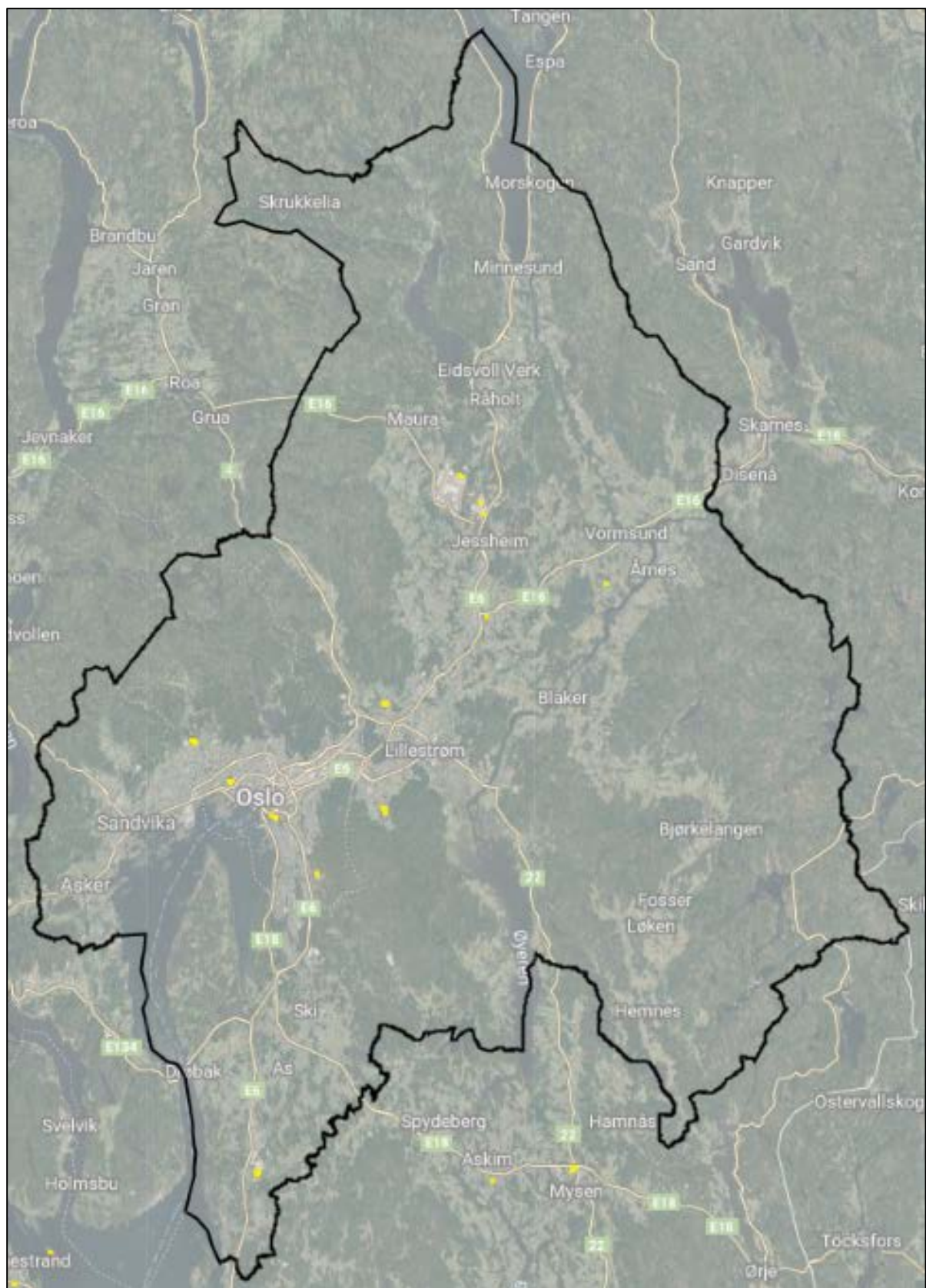
Figur 4. Variablenes betydning for Random Forest-modellens nøyaktighet inkludert alle prediktorvariabler fra arealdekke-, satellitt- og terreng-data. Betydningen av variabelen blir uttrykt som hvor mye den bidrar til å redusere Gini-koeffisienten, som er et mål på modellnøyaktighet (effekten av forklarende faktorer på variasjonen i modellnøyaktighet) (%).

Innslaget av strukturer som tilsynelatende er rette linjer i enkelte områder med semi-naturlig eng reflekterer trolig terrengvariasjoner i åslandskapet i Rogaland.



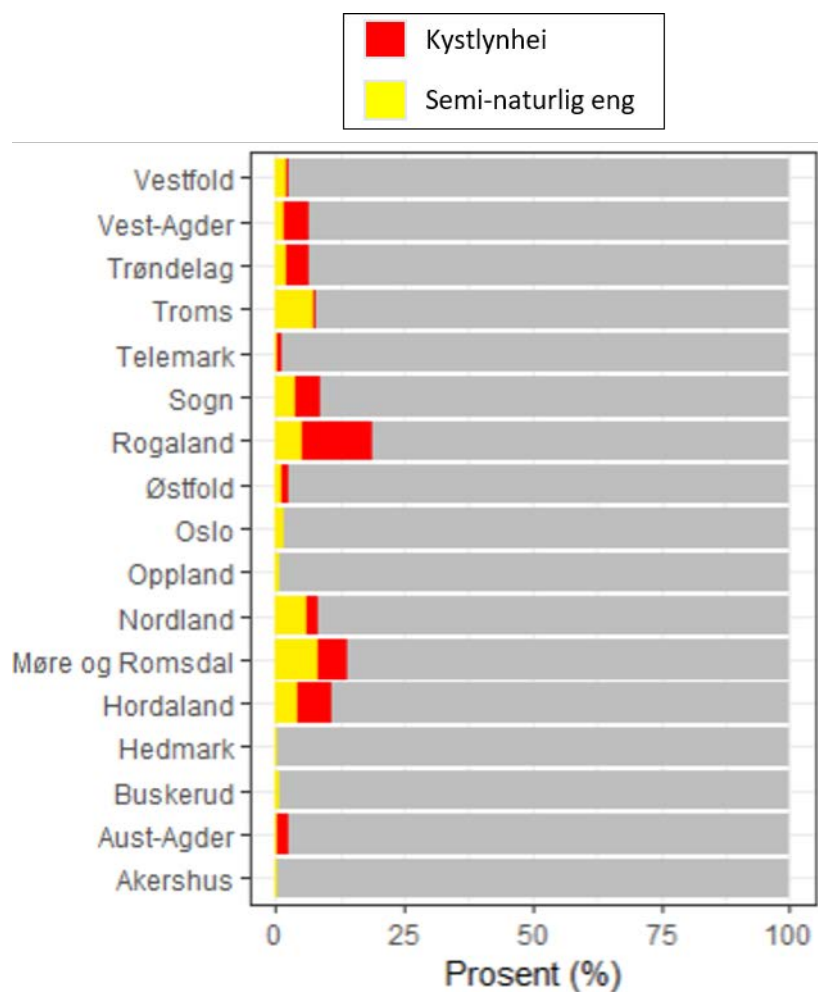
Figur 6. Utbredelse av kystlynghei (rød farge) og seminaturlig eng (gul farge) i Trøndelag i henhold til modellen.

Forekomst av kystlynghei i indre Trøndelag er trolig en feilklassifisering fordi vi brukte samme høydegrense for kystlynghei (600 moh.) i hele modellen. Dette kan forbedres ved å ha en fallende høydegrense mot nord, eller muligens benytte avstand fra kyst. I en videreføring av pilot-prosjektet til en mer fullstendig kartlegging, vil vi bruke høydedata fra Naturbase, der det er registrert høyest beliggende forekomst av kystlynghei for hvert fylke.



Figur 7. Utbredelse av semi-naturlig eng (gul farge) i Oslo og Akershus i henhold til modellen.

Figur 7 reflekterer at det er lite gjenværende semi-naturlig eng i Oslo og Akershus.



Figur 8. Andel av areal med åpent lavland, semi-naturlig eng og kystlynghei for fylker i Norge.

Arealet av semi-naturlig eng presentert i **figur 8** og **tabell 5** er også sammenliknet med tall fra SSBs jordbrukstelling i 1907 og 1949, se **tabell 8**.

Tabell 5. Modellert areal med kystlynghei og semi-naturlig eng (i km²) fordelt for fylkene i Norge med unntak av Finnmark, sammenliknet med totalt areal fra Kartverket.

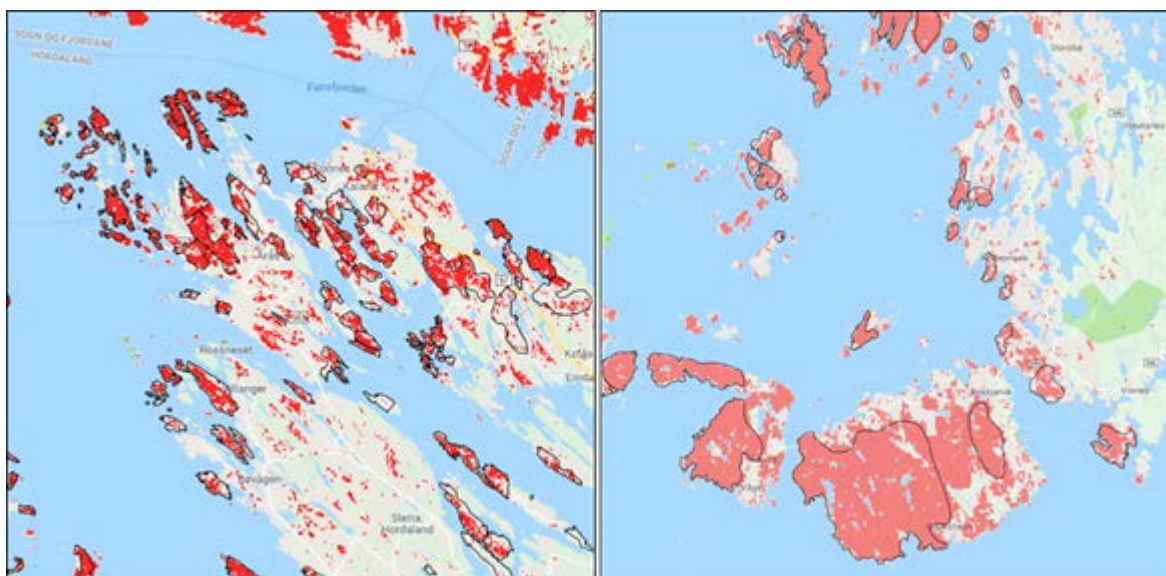
Fylke	Totalt areal	Kystlynghei	Semi-naturlig eng
Akershus	4 807	0	14
Aust-Agder	8 677	186	24
Buskerud	14 449	0	78
Hedmark	26 895	0	60
Hordaland	13 455	953	672
Møre og Romsdal	12 533	841	1 216
Nordland	34 106	789	2 212
Oppland	24 607	0	131
Oslo	439	0	8
Østfold	4 009	47	54
Rogaland	7 401	1 287	449
Sogn	16 633	864	722
Telemark	14 630	85	56
Troms	23 142	132	1 807
Trøndelag	37 508	1 842	823
Vest-Agder	6 658	333	111
Vestfold	2 172	4	49
TOTAL	252 122	7 363	8 484

3.3 Vurdering av resultater

Et viktig forbehold ved vurdering av modellresultatene er at vi bare har samlet inn referanse-datapunkter (treningsdata for Random Forest modell) i Trøndelag, Rogaland, Oslo, Akershus og for kystlynghei i Hordaland. Dermed er predikert verdi for utbredelse og areal av kystlynghei og semi-naturlig eng i andre fylker ikke blitt validert mot referansedata. Det er derfor ønskelig å videreføre pilot-prosjektet med et landsomfattende prosjekt for avgrensing og arealberegning for åpent lavland.

3.3.1 Kystlynghei

Vi har en omfattende kartlegging av kystlynghei i Hordaland som sammenlikningsgrunnlag for å undersøke om figurene vi har avgrenset med modellberegning stemmer i form med de som er kartlagt i felt (Fylkesmannen i Hordaland 2012). Vi ser av **figur 9** at våre modellresultater for kystlynghei i Hordaland stemmer ganske godt overens med kartleggingen, men at modelleringen gir en rekke spredte arealer. Dette skyldes blant annet at instruksen for denne kartleggingen av kystlynghei bare skulle gjøres for flater av en viss størrelse, mens vår modellering kan gi mindre områder. De mindre arealene kan derfor godt være kystlynghei. Samtidig ser vi at de større og mer homogene områdene er ganske likt avgrenset i modelleringen og kartleggingen.



Figur 9. Eksempler på kystlynghei-piksler (røde) basert på vår optimale (størst modellnøyaktighet) Random Forest-modell sammenliknet med polygoner av kystlynghei (svarte streker) digitalisert av Aase Rygg Nøttveit fra Stord Fitjar landbruks- og miljøkontor (Fylkesmannen i Hordaland 2012). Områdene ligger innenfor Hordaland fylke.

I modellen for kystlynghei er høydegrensen satt til 600 m. Det kan være mulig å differensiere denne høydegrensen ved å utnytte informasjon fra Naturbase. **Tabell 6** viser at en grense på 600 m kan fungerer tilfredsstillende på Vestlandet, og gi modellering i samsvar med faktiske forhold, selv om den i enkelte fylker kunne settes noe høyere. I Trøndelag er åpenbart grensen lavere, og en risikerer en del feil i areal-klassifisering i forhold til boreal hei (jfr. **figur 6**).

Tabell 6. Høydegrense (m) etter høyeste registrerte punkt i Naturbase for kystlynghei-polygoner per fylke

Fylke	Høyeste registrerte forekomst av kystlynghei (m)
Akershus	
Aust-Agder	28
Buskerud	
Finnmark	33
Hedmark	
Hordaland	450
Møre og Romsdal	673
Nordland	195
Oppland	
Oslo	
Østfold	49
Rogaland	677
Sogn og Fjordane	610
Telemark	9
Troms	100
Trøndelag	227
Vest-Agder	320
Vestfold	

3.3.2 Semi-naturlig eng

Arealtypen semi-naturlig eng er langt vanskeligere å modellere basert på bruk av satellittdata og maskinlæring enn kystlynghei. Det viser da også modellresultatene med mindre modellnøyaktighet. Faktum er at klassifiseringsmetoden medfører at semi-naturlig eng tilsynelatende forekommer i skog og myrarealer i større grad enn hva faktisk trolig er tilfelle. I skog er det trolig hogstflater i tidlig gjengroing som gir de største klassifiseringsfeilene. I tabellen nedenfor vises klassifisering av semi-naturlig eng i forhold til AR5 klasser.

Tabell 7. Modellert semi-naturlig eng i skog, myr og åpen fastmark i AR5 (km²) før filtrering av resultatene til kun å omfatte åpen fastmark

Fylke	Skog	Myr	Åpen fastmark
Akershus	28	1	14
Aust-Agder	28	4	24
Buskerud	60	8	78
Hedmark	75	17	60
Hordaland	178	39	672
Møre og Romsdal	212	101	1 216
Nordland	514	312	2 212
Oppland	101	13	131
Oslo	2	0	8
Østfold	40	2	54
Rogaland	91	33	449
Sogn	267	66	722
Telemark	75	5	56
Troms	532	222	1 807
Trøndelag	187	164	823
Vest-Agder	49	10	111
Vestfold	27	1	49
TOTAL	2 438	998	8 484

Det er mer sannsynlig at åpen fastmark som er klassifisert som semi-naturlig eng, faktisk er det, enn at åpne arealer i myr og skog faktisk er semi-naturlig eng. F. eks. kan hogstflater i skog være en åpenbar feilkilde til klassifisering av skogsarealer som semi-naturlig eng. På denne bakgrunn så vi det som ønskelig å etter-korrigere de modellerte resultatene ved å filtrere ut de andre arealene enn åpen fastmark, slik vi har gjort i kartene for prøvefylkene presentert i **figur 5, 6 og 7**.

På tross av etter-korreksjon for å gjenspeile realistiske forutsetninger om arealtype, er estimatene for semi-naturlig eng trolig fortsatt for store. I tidligere tider har det vært utstrakt bruk av slike arealer for beite og slått. Statistikk fra SSBs jordbrukstillinger i 1907 og 1949 illustrerer overgangen fra tidligere tiders jordbruk, basert på omfattende utmarksbeite og høsting av fôrressurser fra utmarka, til et gradvis mer modernisert jordbruk (Johansen m. fl. 2017, Halvorsen 2017). Vi har derfor sammenlignet våre modellerte areal-estimer for semi-naturlig eng med data for tilsvarende arealtyper i jordbrukstillingene fra hhv. 1907 og 1949 (**tabell 8**).

Tabell 8. Modellert areal av semi-naturlig eng og tilsvarende arealtyper i jordbrukstellingene i 1949 og 1907 (km²) for alle fylker utenom Finnmark. Kilde: Modellerte resultater for semi-naturlig eng og SSBs jordbrukstelling for 1949 og 1907.

Fylke	Semi-na- turlig eng modellert	Semi-na- turlig eng SSB 1949	Semi-na- turlig eng SSB 1907
Akershus	14	33	130
Aust-Agder	24	26	445
Buskerud	78	53	332
Hedmark	60	137	544
Hordaland	672	177	1597
Møre og Romsdal	1 216	183	1519
Nordland	2 212	257	1932
Oppland	131	153	540
Oslo	8	2	7
Østfold	54	11	79
Rogaland	449	39	1933
Sogn og fjordane	722	189	1205
Telemark	56	43	619
Troms	1 807	142	636
Trøndelag	823	138	1932
Vest-Agder	111	35	1284
Vestfold	49	8	72
TOTAL	8 484	1 626	14 806

Arealkategoriene i jordbruksstatistikken endres over tid. Semi-naturlig eng i 1949 omfatter kategoriene natureng på innmark, utslåtter høstet årlig og eng til beite på natureng. Vi har inkludert natureng «på innmark» i kategorien semi-naturlig eng, da det i 1949 ikke var vanlig å bruke kunstgjødsel på innmarksbeite. Det som var definert som semi-naturlig eng i 1907 omfattet natureng på innmark (fordelt på slått og beite), utslåtter og havn uten skogbestand. I 1907 utgjorde «havn uten skogbestand» en meget stor del av arealet. Denne kategorien, som kan dekke mange ulike arealtyper, ble ikke brukt i 1949-tellingen. Jordbrukstellingene i 1907 og 1947 registrerte faktisk bruk, der selve tellingsskjemaet ble fylt ut i samarbeid med landbrukskontoret. Avgrensingen av arealkategoriene i 1949 var mer rettet mot faktisk bruk av arealene, og de er da også omtalt som bruk av natureng til beite og slått. I tillegg kan det vi i dag kaller boreal hei være en stor del av «havn uten skogbestand», og dette kan forklare en stor del av forskjellen mellom arealene av semi-naturlig eng i enkelte fylker i de to tellingene. Da dette prosjektet omfatter åpent lavland (under tregrensen) og ikke fjellbeiteområder, er arealkategoriene «seterløkker» i 1949 og «fjellslåtter» i 1907 ikke tatt med. Til tross for at det må tas en del forbehold om presisjonen og relevansen disse tallene har i forhold til å sammenligne med modelleringsstudien vi nå har gjort, gir det oss tross alt et visst referansegrunnlag med hensyn til hva som ble vurdert å være i slik bruk i jordbruket i en tid da beite på naturbeitemark hadde et betydelig omfang.

Utvelgelsen av testdata til bruk i dette prosjektet var basert på en vurdering av kvaliteten på dataene sammen med en vurdering av om det kartlagte arealet hadde semi-naturlig karakter, noe vi vet at preger arealet i en lang periode før det gror til. **Tabell 8** viser at for de fleste fylkene er det modellerte arealet av semi-naturlig eng mindre enn det tilsvarende arealet fra 1907, som

kan betraktes som et maksimumstall for denne arealtypen, unntatt for Nordland og Møre og Romsdal, der modellert areal ble større enn tilsvarende areal i 1907. Dette er ikke et rimelig resultat, og det bør undersøkes nærmere i videre arbeid med kartlegging av semi-naturlig eng. I innsamlingen av testdata ble det lagt vekt på ikke å ta med areal der gjengroingen hadde kommet for langt, slik at området ikke lenger var semi-naturlig eng. Dermed er det lite trolig at områder under gjengroing er den alvorligste feilkilden. Når vi sammenlikner modellresultatene for semi-naturlig eng i prøvefylkene med de tilsvarende arealene fra jordbrukstellingen fra 1949, gir modellen resultater for areal av semi-naturlig eng som synes å være i samsvar med jordbrukstellingen fra 1949 i Akershus (med forbehold om at det er små arealer av semi-naturlig eng i dette fylket), men for Rogaland og Trøndelag gir modellen resultater som er betydelig høyere enn data fra jordbrukstellingen i 1949. Som nevnt er det manglende datagrunnlag for å avgrense semi-naturlig eng fra boreal hei, og feilklassifisering av areal som er boreal hei kan gi for høye modellerte verdier for semi-naturlig eng, som resultatene i **tabell 8** tyder på.

4 Forslag til videre arbeid for å utvikle et nasjonalt datasett

I en eventuell utvidelse av dette pilotprosjektet til å produsere et kvalitetssikret kart for arealet av åpent lavland i hele Norge, anbefaler vi enkelte faglige forbedringer av datagrunnlag og modellering, og spesielt å bruke mer tid til ekspertkvalitetssjekk av testdata, i samarbeid med referansegruppe for prosjektet, før selve modelleringen gjennomføres (som er skissert i **figur 1**). Det vil også være viktig å trekke på erfaringene med arealrepresentativ naturovervåking (ANO) (Tingstad m. fl. 2019), som i utgangspunktet kan virke mer egnet enn NiN for å belyse åpent lavland (men som dekker mindre areal). Det bør brukes mer tid på å innhente kunnskap fra tidligere kartlegging av semi-naturlig mark, og vurdering av data fra jordbrukstellingene som referansegrunnlag for kunnskap om tidligere utbredelse av denne naturtypen. Erfaringene fra dette pilotprosjektet tilsier at metoden som ble valgt for å generere prøvepunkter var effektiv for dette formålet og kan følges opp i videre arbeid: Det ble generert tilfeldige prøvetakingspunkter for alle NiN- og Naturbase-polygoner i Norge som deretter ble må kvalitetssikret av en ekspert i vegetasjonsøkologi. Totalt vil det være behov for mellom 8000 og 10000 nye datapunkter, som tilsvarer om lag et månedsverk. Både for kystlynghei og semi-naturlig eng vil det være ønskelig å registrere graden av gjengroing i test-rutene i innsamlingsprosessen for treningsdata, og dette kan trolig utføres på en enkel måte i forbindelse med at vegetasjonsøkokologen klassifiserer test-piksler som semi-naturlig eng på grunnlag av observert fravær av gjengroing. Man kunne f.eks. brukt LiDAR for å lage en prioritering av «kvalitetssikring» og halv-automatisk grov-rensing. Det kunne også være aktuelt å bruke LiDAR som treningsdata for modellering. Det ville være hensiktsmessig å søke et samarbeid med NIBIO, som også arbeider med å kartlegge hogstflater ved bruk av data fra Sentinel-2 (Wallin m.fl. 2019).

Boreal hei er spesielt utfordrende å avgrense. Mangel på data for verifisering av treningsdata (bakkesannhetsdata) i pilotfylkene var en særlig utfordring for å modellere arealavgrensning basert på satellittdata for denne naturtypen. Det finnes heller ikke presis arealinformasjon for boreal hei i Norge. Den første utfordringen er å definere naturtypen riktig. Deretter er det en utfordring å avgrense områder som åpenbart hører til denne kategorien, og ikke til semi-naturlig eng, i de forskjellige fylkene, basert på kart som viser beitetetthet og tregrense. Deretter må det etableres et punktnettverk på rundt 4 000 til 6 000 punkter som grunnlag for modellering og test av alternative modellutforminger. Det er ventet at det vil bli betydelig mer kunnskap om utbredelsen av boreal hei ettersom større arealer blir NiN-kartlagt.

Finnmark representerer en spesiell utfordring. AR50 må brukes i stedet for AR5. Det er imidlertid tidligere kartlegging av kulturlandskap i Finnmark (Alm 1994, Alm et al. 1994a, 1994b, 1994c, Alm og Venge 2013, Arnesen og Sletten 2018) som kan brukes, og et samarbeid med Universitetet i Tromsø og andre institusjoner vil være ønskelig.

Det er betydelig rom for å forbedre metodene presentert her. Med mer tid og ressurser vil det være rom for å undersøke bruk av andre metoder og data. Særlig anbefaler vi det følgende i videre forbedring av metoder og data:

1. Det vil være ønskelig å undersøke bruk av forskjellige satellitt-datasett, spesielt andre radar-datasett, slik som TerraSAR-X og TanDEM X som har høy oppløsning, opptil 1 m, og gjentakfrekvens på opp til 2,5 dager. Kostnadene ved innkjøp av slike data må undersøkes.
2. Bruk av Sentinel-data som er presentert her ville styrkes ved utprøving av forskjellige prosesseringsmetoder for satellittdata, spesielt alternative mosaikkt teknikker, dvs. metoder for å slå sammen en serie av satellittbilder til ett sammensatt bilde som brukes for klassifisering. For eksempel vil bruk av en sommermosaikk og en vintermosaikk være bedre enn en års-mosaikk for Sentinel 2, gitt snødekke om vinteren og skydekke. Virkningen av å maskere for

snødekke og skydekke kan også undersøkes nærmere for å fastslå hvordan den påvirker modellnøyaktighet.

3. Videre bør en undersøke effekten av å legge til flere spektralindekser som representerer forskjellige typer vegetasjonsindekser, f.eks. normalisert differanse-vegetasjonsfuktighetsindeks (Normalized Difference Wetness Index, NDWI), som trolig ville kunne styrke avgrensningen av hei, i hvert fall mot myr.
4. I en videreføring av arbeidet bør en mer omfattende modellforenkling og eventuelt reduksjon av antall forklaringsvariabler vurderes for å redusere modellens kompleksitet og dermed risiko overtilpasning til støy i dataene.
5. Det vil være ønskelig å prøve ut forskjellige maskinlæringsalgoritmer. Random Forest algoritmen som er brukt her, er mye brukt for klassifisering av arealdekke på pikselnivå. Gitt at åpent lavland ofte forekommer i en mosaikk med lave trær og steiner, er det viktig å vurdere pikselnabolaget, som ble tydelig i modellnøyaktigheten for 50m oppløsning. Områder for framtidig forskning bør omfatte objekt-basert bildeklassifisering eller bruk av dyplæringsalgoritmer slik som nevrale nettverk. Disse algoritmene kan vurdere svært brede pikselnabolag (opp til 128m) og kan dermed forbedre modellnøyaktighet.
6. For å belyse endringer over tid, kan muligheten for å kartlegge gjengroing de siste tiårene ved bruk av Landsat-data også vurderes, basert på en ny tilnærming (Venter et al. 2019, under utgivelse).

Det viktigste området for forbedring er imidlertid å samle inn mer treningsdata av høy kvalitet som er fullt ut representative for den romlige variasjonen både for åpent lavland og ikke åpent lavland.

I dette pilot-prosjektet har det ikke vært tid til å involvere referansegruppen i siste fase av prosjektet som først planlagt. I et større fullskala-prosjekt vil vi klart anbefale nærmere samarbeid med referansegruppen, og spesielt i den første fasen av prosjektet., med vurdering av testdata og bakke-data samt prinsippvalg for modelleringen, er dette særlig viktig. Det vil trolig være et omfattende arbeid å kartlegge åpent lavland i hele Norge, men de gode og positive erfaringer som er gjort i dette pilot-prosjektet tilsier at en slik kartlegging kan gjennomføres i synergi mellom data fra feltkartlegging og modellering ved bruk av de metoder og tekniske løsninger og ekspert-kunnskap, slik vi har beskrevet og testet ut i dette prosjektet.

Referanser

- Alm, T. 1994. Botaniske undersøkelser av kulturlandskap i Finnmark: 1. Naturgrunnlag, historie og utforming. Tromsø Naturvitenskap nr. 75. Universitetet i Tromsø.
- Alm, T., I. G. Alsos, K. A. Bråthen, S. R. Karlsen, L. Nilsen, G.-A. Sommersel og S. Øiesvold. 1994a. Botaniske undersøkelser av kulturlandskap i Finnmark. 2. Lokaltetsbeskrivelser for Vest-Finnmark. Tromsø Naturvitenskap nr. 76. Universitetet i Tromsø.
- Alm, T., Bråthen, K.A., Karlsen, S.R., Nordtug, B., Sommersel, G.-A og Øiesvold, S. 1994b. Botaniske undersøkelser av kulturlandskap i Finnmark 3. Lokaltetsbeskrivelser for Øst-Finnmark. Tromsø Naturvitenskap nr. 77. Universitetet i Tromsø.
- Alm, T., I. G. Alsos og K. A. Bråthen 1994c. Botaniske undersøkelser av kulturlandskap i Finnmark. 4. Supplerende undersøkelser i Alta (Stjernøya og Seiland) og Måsøy (Hjelmsøya og Måsøya). Tromsø Naturvitenskap nr. 78. Universitetet i Tromsø.
- Alm, T. og Vange, V. 2013. Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark i Finnmark, med en vurdering av kunnskapsstatus. Direktoratet for naturforvaltning, DN-Utredning 2013-8.
- Arnesen, G og Sletten, S. 2018: Kartlegging av gamle slåttemark i Tanafjorden – inkludert forslag til skjøtselsplaner. Ecofact rapport 592.
- Artsdatabanken. 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet 2019.09.23 fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlisteformaturtyper>.
- Artsdatabanken. 2019. Natur i Norge (NiN). Hentet 20190927 fra <https://www.artsdatabanken.no/NiN/Systemet>
- Aune, Sigrun; Bryn, Anders; Hovstad, Knut Anders 2018. Loss of semi-natural grassland in a boreal landscape: impacts of agricultural intensification and abandonment Journal of Land Use Science 13: 375-390
- Blumentrath, S., Salberg, A.-B., Cimburova, Z., Bakkestuen, V., Erikstad, L., Nowell, M., Kermit, M. 2018. Sentinel4Nature: Estimating environmental gradients and properties using remote sensing. NINA Report 1545. Norwegian Institute for Nature Research.
- Blumentrath, S. og F. Hanssen (2010): 4 Beregning av areal. Kapittel 4 i S. Nybø (red.): Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010" DN-utredning 4-2010, s. 8-19 og Vedlegg s.137-145.
- Bryn, A. (2008) Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or re-growth after abandoned utilisation?, Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography, 62:4, 251-270, DOI: 10.1080/00291950802517551
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L.Ø. & O'Donnel, S. 2013. A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway. Scandinavian Journal of Forest Research 28, 81–98. doi: 10.1080/02827581.2012.689005
- Direktoratet for naturforvaltning 2013. Faggrunnlag for kystlynghei. - Faggrunnlag for trua arter og naturtyper i Norge. DN, Trondheim.
- Emanuelsson, U. 2019 (under utgivelse). An attempt: Generalised estimation of biodiversity in landscapes in Norway. Draft report for CLIMATE-LAND project. Draft report - Not to be distributed.
- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1170: 116
- Evju, M., Stabbetorp, O.E. & Bratli, H. 2014. Strandenger i Østfold – areal, økologisk tilstand og rødlistearter. Blyttia 72:235-248.
- Framstad, E. red. 2015. Naturindeks for Norge 2015.
- Fylkesmannen i Hordaland. 2012. Kartlegging av kystlynghei i Hordaland. Fylkesmannen i Hordaland, 170 s.

- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R., 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ.* 202, 18–27. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Groesz, F. 2018. Konsulentbistand til testing og metodikkutvikling for kartlegging av naturtyper og beskrivelsesvariabler mved bruk av fjernmåling.
- Halvorsen, R. et al. 2017. Vedlegg 1 i Johansen, L. et al. 2017: Arbeidspakke 1: Etablering av nasjonal prediksjonsmodell for semi-naturlig eng som basis for naturovervåking.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiN systemkjerne- teori, prinsipper og inndelingskriterier. Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1, s 1–292 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://artsdatabanken.no>) https://www.artsdatabanken.no/Files/29717/Artikkel_1___NiNs_systemkjerne___teori,_prinsipper_og_inndelingskriterier.pdf
- Hovstad, K. A., Johansen L., Arnesen, A., Svalheim, E. og Velle, L. G. (2018a). Boreal hei, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 2019.09.23 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/71>
- Hovstad, K. A., Johansen L., Arnesen, A., Svalheim, E. og Velle, L. G. (2018b). Semi-naturlig eng, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 2019.09.23 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/72>
- Hovstad, K. A., Johansen L., Arnesen, A., Svalheim, E. og Velle, L. G. (2018c). Kystlynghei, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 2019.09.23 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/74>
- Johansen L. Hovstad, K. A., Arnesen, A. Velle, L. G. og Svalheim, E. (2018). Semi-naturlig strandeng, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 2019.09.23 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/73>
- Johansen, L., Hovstad, K.A. & Åström, J. 2015. Åpent lavland. -I: Framstad, E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441. Miljødirektoratet, Trondheim, s. 92-102.
- Johansen, L. et al. 2017. Metode for overvåking av semi-naturlig eng i Norge. NIBIO rapport 3/25.
- Kaland, P. E. & Kvamme, M. 2013. Kystlyngheiene i Norge- kunnskapsstatus og beskrivelse av 23 referanseområder. Miljødirektoratet Rapport M23-2013. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Liaw, A. & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News* 2(3), 18--22.
- Norderhaug, A., B. Bele, H. Bratli, O. Stabbetorp (2010). Åpent lavland. Kapittel 5 i Nybø, S. red. 2010. Naturindeks for Norge 2010, s. 70-78.
- Norderhaug, A. et al. 2012. Kulturmarkseng i Naturindeks – utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåking og forvaltning. Bioforsk Rapport 7(129) 2012.
- Nybø, S. red. 2010. Naturindeks for Norge 2010.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. 80 s.
- Reinton, L. 1957. Sæterbruket i Noreg. Bind 2. Instituttet for sammenlignende kulturforskning, Oslo.
- Sickel, H., Ihse, M., Norderhaug, A. & Sickel, M. 2003. How to monitor key habitats in relation to grazing preferences of cattle in mountain summer farming areas. An aerial photo and GPSmethod study. - *Landscape and Urban Planning* 67 (2004): 67-77.
- Statens Kartverk. NDH. Nettside <https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. og Töpfer, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ natur-overvåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sens. Environ.* 8, 127–150. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)

- Venter, Z.S., Desmet, P., Scott, S.L., Hoffman, T.M. 2019. Validation and application of Landsat-derived vegetation trends over South Africa: Potential for monitoring land degradation and restoration. *Ecological Indicators*, (under review)
- Wallin, H. G., Wendy Fjellstad, Wenche Dramstad, Arnt Kristian Gjertsen, Gregory Taff og Ulrike Bayr. 2019. Bruk av satellittdata i overvåking av KULA-områder. NIO Rapport 5/94/2019.
- Xu, H., 2008. A new index for delineating built-up land features in satellite imagery. *Int. J. Remote Sens.* 29, 4269–4276. <https://doi.org/10.1080/01431160802039957>

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3466-5

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger