

1706

NINA Rapport

## Kartlegging av grønnstrukturer for Nye Stavanger Kommune

Erik E. Stange, Zander Samuel Venter, Benno Dillinger, Markus A.K. Sydenham



# 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.

# Kartlegging av grønnstruktur for Nye Stavanger Kommune

Erik E. Stange  
Zander Samuel Venter  
Benno Dillinger  
Markus A.K. Sydenham

Stange, E.E., Venter, Z.S., Dillinger, B. & Sydenham, M.A.K.  
2019. Kartlegging av grønnstruktur for Nye Stavanger  
Kommune. NINA Rapport 1706. Norsk institutt for  
naturforskning.

Lillehammer, desember, 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3456-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Rannveig Margrete Jacobsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Nye Stavanger Kommune

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Paal Grini

FORSIDEBILDE

Vegetasjonsdekke for Nye Stavanger Kommune © NINA

NØKKEWORD

Stavanger kommune, Rennesøy, Finnøy, Rogaland, fjernmåling,  
vegetasjonsklassifisering, trekrone, NDVI, pollinerende insekter

KEY WORDS

Stavanger municipality, Rennesøy, Finnøy, Rogaland, remote  
sensing, vegetation classification, tree canopy, NDVI, pollinating  
insects

#### 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](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Stange, E.E., Venter, Z.S., Dillinger, B. & Sydenham, M.A.K. 2019. Kartlegging av grønnstruktur for Nye Stavanger Kommune. NINA Rapport 1706. Norsk institutt for naturforskning.

Norsk institutt for naturforskning fikk i oppdrag å kartlegge grønnstruktur i Nye Stavanger kommune, som omfatter Rennesøy, Finnøy og Stavanger kommune etter dagens kommuneinndeling. Hensikten med dette arbeidet var å utarbeide kartlag for kommunen som gir detaljert oversikt over kommunens vegetasjonsdekke og landskapets kapasitet til å yte diverse økosystemtjenester, og i en oppløsning som egner seg til arealplanlegging. Vi beskriver i rapporten de metoder som vi har brukt i dette arbeidet, med noen tekniske tilnærminger som er blitt utviklet av NINA forskere. Vi kartla arealdekke og vegetasjon med bruk av både ortofotobilder, satellittdata fra Sentinel 1 og 2, og LIDAR (*Light Detection And Ranging*) data. Vi gjennomførte geografiske analyser med bruk av en sky-basert plattform (Google Earth Engine JavaScript API). I vegetasjons- og arealdekkeklassifiseringen benyttet vi *Random Forests Machine Learning* tilnærmingen for å skille vegetasjon fra andre arealdekkeklasser. Her brukte vi treningsdata hentet fra DigitalGlobe Google-bilder som ga grunnlag for visuell tolkning. Vi lagde kart med 10 x 10 meters oppløsning som klassifiserte areal-dekke i fire kategorier: ugjennomtrengelig, skog, gress/jordbruk og vann. I kartet vi lagde med 2 x 2 meters oppløsning kunne vi også skille mellom kunstige, (dvs. betong, asfalt og bygningsrelaterte) og naturlige (diverse bergarter) ugjennomtrengelige overflater, og mellom bar- og løvtrær.

Sammenlignet med testdataene, hadde arealdekkeklassifiseringen fra Random Forests modellen en 95 prosent generell nøyaktighet for både 10 x 10 og 2 x 2 meters oppløsning. Klassifiseringen av ugjennomtrengelige overflater hadde den laveste nøyaktigheten ved begge oppløsningene (henholdsvis 89,1 og 89,3 prosent), da disse overflatene lettere kunne forveksles med piksler som egentlig var dekket av gress/jordbruk. Når Random Forest modell-klassifiseringen kombineres med Felles Kartbase (FKB) bygning- og infrastrukturkartet, øker generell nøyaktighet til 96,5 prosent. Kartlegging av vegetasjon og arealdekke med denne tilnærming gir en betydelig økt presisjon av den egentlige grønnstrukturen i de urbane områdene av Nye Stavanger kommune, sammenlignet med FKBs 1:5000 arealressurs kartet (AR5). Kartet med NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) for Nye Stavanger kommunen viser fordelingen av vegetasjonens grønnhet. Et slikt kart kan brukes i framtida for å spore eventuelle endringer i vegetasjonen over tid. Med segmentering av enkeltrær får vi et enda mer detaljert bilde av trekronene i kommunen enn man kan få fra NDVI, med informasjon om trærnes og trekronenes høyde, diameter, og manteloverflate og volum. Vi viser et eksempel på en anvendelse av disse data med å vise fordelingen av antatte suksesjonsstatus til trærne basert på trehøyde.

Vi kartla habitategnethet for pollinerende insekter (villbier) med ESTIMAP (*Ecosystem Services Mapping Tool*). Denne modellen bruker AR5 og Sentinel 2 kart med en 10 x 10 meters oppløsning til å lage arealdekke kategorier med et estimert habitategnethetsverdi med hensyn til både tilgang til blomsterressurser og substrat til bolplasser. ESTIMAP kartet viser den betydelige og finkornet heterogeniteten i habitategnethet for Nye Stavanger, inkludert områder som kan være godt egnet for villbier og andre pollinerende insekter i nærheten av Stavanger by. Innsamlingen med insektfeller i og rundt Stavanger by i juli 2019 ga ikke tilstrekkelig grunnlag til å justere ESTIMAP-verdiene for lokale forhold. Vi sammenligner habitategnethetsverdiene fra ESTIMAP med innsamlete insektdata fra en studie av fire mellomstore byer i Storbritannia, som kan vurderes å støtte opp under de verdier vi fant for egnethet for pollinatorhabitat. Verdiene i ESTIMAP-modellen bør ansees som en måte å uttrykke arealenes *potensial* for habitategnethet, og noe som åpenbart påvirkes av hvilke skjøtselstiltak som brukes der.

## Abstract

Stange, E.E., Venter, Z.S., Dillinger, B. & Sydenham, M.A.K. 2019. Mapping green structures for New Stavanger municipality. NINA Report 1706. Norwegian Institute for Nature Research.

The Norwegian Institute of Natural Research was commissioned to map the green infrastructure in the New Stavanger municipality, which includes present-day Rennesøy, Finnøy and Stavanger municipalities. The purpose of this work was to prepare a map for the municipality that provides a detailed overview of the municipality's vegetation cover and the landscape's capacity to provide various ecosystem services, and at a spatial resolution suitable for land use planning. We describe in the report the methods we have used in this work, with some technical approaches that have been developed by NINA researchers. We mapped land cover and vegetation using both orthophoto images, satellite data from Sentinel 1 and 2, and LIDAR (Light Detection And Ranging) data. We performed geographic analysis using a cloud-based platform (Google Earth Engines JavaScript API). In the vegetation and land cover classification, we used the Random Forest Machine Learning approach to distinguish vegetation from other land cover classes. Here we used training data taken from DigitalGlobe Google images that provided the basis for visual interpretation. We made maps with 10 x 10 meters resolution as classified land cover into four categories: impervious, forest, grass / agriculture and water. In the map we created at a 2 x 2 meter resolution, we could also distinguish between artificial (ie concrete, asphalt and building related) and natural (various rocks) impervious surfaces, and between coniferous and deciduous trees.

When compared to test data, the land cover classification from the Random Forest model had a 95 percent overall accuracy for both 10 x 10 and 2 x 2 meter resolutions. The classification of impermeable surfaces had the lowest accuracy at both resolutions (89.1 and 89.3 percent, respectively), as these surfaces could be more easily confused with pixels that were actually covered by grass / agriculture. When the Random Forest model classification is combined with the Common Map Base (FKB) building and infrastructure map, overall accuracy increases to 96.5 percent. Survey of vegetation and land cover with this approach gives a significantly increased precision of the actual green structure in the urban areas of Nye Stavanger municipality, compared with FKB's 1: 5000 area resource map (AR5). The map with NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) for the New Stavanger municipality shows the distribution of vegetation green-ness. Such a map can be used in the future to track any changes in vegetation over time. With segmentation of single trees we get an even more detailed picture of the tree crowns in the municipality than can be obtained from NDVI, with information on the height, diameter, and mantle surface and volume of the trees and tree crowns. We show an example of an application of this data to show the distribution of assumed succession status to trees based on tree height.

We surveyed habitat characteristics for pollinating insects (wild bees) with ESTIMAP (Ecosystem Services Mapping Tool). This model uses AR5 and Sentinel 2 maps at a 10 x 10 meter resolution to create land cover categories with an estimated habitat value with regard to both access to flower resources and substrate for nest sites. The ESTIMAP map shows the substantial and fine-grained heterogeneity of habitat suitability for New Stavanger, including areas that may be well suited to wild bees and other pollinating insects near the city of Stavanger. The insects we collected with pan traps in and around the city of Stavanger in July 2019 did not provide sufficient basis for adjusting ESTIMAP values for local conditions. We compare the ESTIMAP habitat network values with insect collection data from a study of four medium-sized cities in the UK, which can be considered to support the values we found for the pollinator habitat suitability. The values in the ESTIMAP model should be considered as a way of expressing the potential of the land for habitat suitability, and which is obviously influenced by the management of the vegetation cover.

# Innhold

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Sammendrag .....</b>   | <b>3</b>  |
| <b>Abstract .....</b>   | <b>4</b>  |
| <b>Innhold .....</b>  | <b>5</b>  |
| <b>Forord .....</b>   | <b>6</b>  |
| <b>1 Innledning.....</b>  | <b>7</b>  |
| <b>2 Kartlegging av grøntstruktur basert på fjernmålte data .....</b> | <b>8</b>  |
| 2.1 Metoder.....  | 8         |
| 2.1.1 Vegetasjon og arealdekkeklassifisering.....                     | 8         |
| 2.1.2 Trekrone-segmentering og suksesjonsstatus.....                  | 12        |
| 2.2 Resultater.....   | 15        |
| 2.2.1 Vegetasjonsdekke og annen arealdekkeklassifisering .....        | 15        |
| 2.2.2 Vegetasjonens grønnet (NDVI) .....                              | 21        |
| 2.2.3 Kartlegging av enkeltrær.....                                   | 22        |
| 2.2.4 Trærnes suksesjonsstatus.....                                   | 23        |
| <b>3 Habitatkvalitet for pollinerende insekter (villbier) .....</b>   | <b>25</b> |
| 3.1 Metoder.....  | 25        |
| 3.1.1 ESTIMAP – pollinatormodell.....                                 | 25        |
| 3.1.2 Innsamling av felldata for modellvalidering .....               | 26        |
| 3.2 Resultater og diskusjon .....                                     | 28        |
| <b>4 Referanser .....</b>   | <b>39</b> |
| <b>5 Appendiks .....</b>  | <b>42</b> |

## Forord

Grønne områder i og rundt byer bidrar med en rekke naturgoder (økosystemtjenester), dvs. goder, tjenester og funksjoner fra økosystemer som vi mennesker daglig drar nytte av. Eksempler på naturgoder i urbane områder, er vannhåndtering, lokal klimaregulering, skjerming for vind og støy, estetikk, læring- og rekreasjonsopplevelser. Derfor er mangfoldet og kvaliteten av urbane grøntarealer tett knyttet til innbyggernes helse og trivsel. God forvaltning av eksisterende grøntareal krever en forholdsvis detaljert oversikt over vegetasjonen som kjennetegner eller definerer de grønne arealene, som er nødvendige for de økologiske prosesser som produserer slike naturgoder. Som en del av slik kunnskap er det nyttig med oversikt over hvilke arealer som er dekket av trær eller annen vegetasjon, oversikt over hvor store trærne er, samt oversikt over hvilke treslag som dominerer tredekte arealer.

Pollinerende insekter, og spesielt villbier, utgjør en nyttig indikator for byens øvrige biologiske mangfold. Biene er en artsgruppe med høy forvaltningsrelevans på grunn av sin viktige rolle i bestøvning (og dermed formering) av blomstrende planter. En av de store truslene mot bestander av pollinerende insekter er arealendringer. Ivaretagelse av eksisterende egnede arealer med blomsterressurser og bolplasser kan bidra til å hindre framtidige tilbakegang av pollinerende insekter.

Denne rapporten beskriver metodene vi har brukt for å utarbeide diverse kartlag som beskriver grønnstrukturen i Nye Stavanger kommune, samt et kart som viser vegetasjonens habitategnethet for pollinerende bier. Vi håper arbeidet kan bidra til en økologisk bærekraftig arealforvaltning og arealplanlegging i Nye Stavanger kommunes grønnstruktur og være til inspirasjon for andre bykommuner som ønsker å kartlegge sine naturområder.

Vi takker Solveig Haug, April McKay og Maren Karine Stokke for deres hjelp med feltarbeidet, og Arnstein Staverløkk for hans hjelp med artsbestemmelse av fangete bier.

Desember 2019  
Erik Stange



# 1 Innledning

Norsk institutt for naturforskning fikk i oppdrag å kartlegge grønnstruktur i Nye Stavanger kommune, et område som omfatter Rennesøy, Finnøy og Stavanger kommune etter dagens kommuneinndeling. Hensikten med dette arbeidet var å utarbeide kartlag for kommunen som gir detaljert oversikt over kommunens vegetasjonsdekke og landskapets kapasitet til å yte diverse økosystemtjenester, og i en oppløsning som egner seg til arealplanlegging. Arbeidet besto i å utarbeide følgende karte for Nye Stavanger kommune:

1. Vegetasjonsdekke for hele Nye Stavanger Kommune basert på satellittdata som kan gi informasjon om høyder på vegetasjonen og skiller mellom tredekket og grasdekket mark.
2. Vegetasjonsindeks, NDVI (*Normal Difference Vegetation Index*).
3. Enkelt-trærs kronehøyde, som kan tolkes som en indikator for skogholtenes suksesjonsstatus.
4. Trekronetetthet (areal), gjennomsnittshøyde, og volum.
5. Vegetasjonstypenes egnethet for pollinerende insekter.

Vi delte opp arbeidet og resultatene i to delprosjekter. Det første handlet om å bruke fjernmålingsdata (det vil si satellittbilder og ortofotobilder) til å lage de fire første kartene i listen ovenfor. Det andre delprosjektet dreide seg om å anvende et modelleringsverktøy - Ecosystem Services Mapping Tool, eller ESTIMAP - utviklet av NINA-forskere i samarbeid med kollegaer fra den europeiske kommisjonens *Joint Research Center* (Stange et al. 2017). Modellen identifiserer områder av særlig høy verdi for bier, og har blitt validert med innsamling av insekter med feller i Oslo. Som en del av arbeidet med å utforme et prediksjonskart for habitategnethet for bier i Nye Stavanger kommune, ble bier samlet inn med fargefeller for å vurdere behovet for å kalibrere ESTIMAP-modellen til lokale forhold. Vi sammenligner ESTIMAP modellens prediksjoner med en nylig publisert studie fra Storbritannia, og foreslår noen enkle tiltak som kommunen kan gjøre for å forbedre forholdene for byens pollinerende insekter.

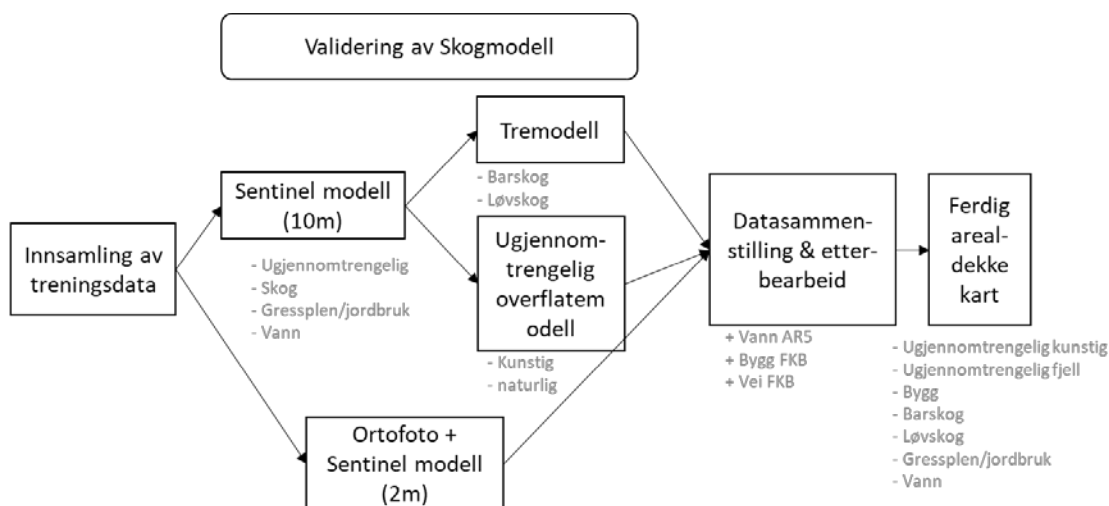
## 2 Kartlegging av grøntstruktur basert på fjernmålte data

### 2.1 Metoder

Vi gjorde alle fjernmålingsanalyser vha. Google Earth Engine JavaScript API (Gorelick et al. 2017). Dette er en sky-basert plattform for geografiske analyser. Vi har kartlagt grønnstruktur både innenfor dagens Stavanger kommune og «Nye Stavanger kommune», som består av dagens Stavanger, Rennesøy, og Finnøy kommuner.

#### 2.1.1 Vegetasjon og arealdekkeklassifisering

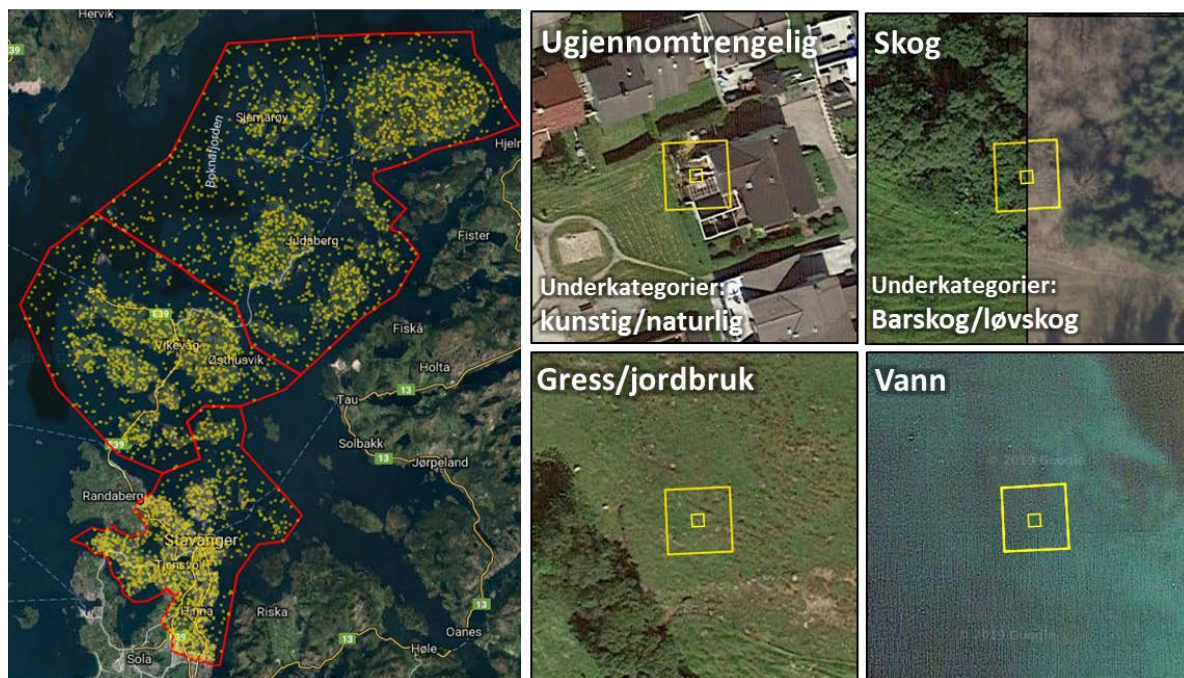
For å skille vegetasjon fra andre arealdekkeklasser, utførte vi en generell arealdekkeklassifisering ved bruk av «Random Forests Machine Learning» (Breiman 2001). Dette ble utført for to ulike skalanivåer for hhv. dagens Stavanger kommune (2 x 2 meters oppløsning) og «Nye Stavanger kommune» (10 x 10 meters oppløsning) (**Figur 1**).



**Figur 1.** Konseptuelt rammeverk for arbeidsflyt ved modellering av arealdekke, med bruk av «Random Forests» klassifiseringsmodell for arealdekke. Listene under eskene viser kategoriene som arealdekke ble klassifisert i av modellene.

Referanse- eller treningsdatasettet for arealdekkeklassifiseringen ble samlet inn manuelt ved hjelp av en applikasjon vi har utviklet og programmert i Google Earth Engine. Applikasjonen bruker Google-bilder (DigitalGlobe) med høy romlig oppløsning (> 1 x 1 meter) som et grunnlag for visuell tolkning. Vi laget et utvalg som besto av 4000 treningspunkter (**Figur 2**), stratifisert etter ulike arealdekkeklasser ved bruk av en tidligere arealdekkeklassifisering trent på referansedata fra Oslo (Stange et al. 2017). Dette ble gjort for å få et balansert utvalg med nesten like mange treningspunkt per arealdekkeklasse. Treningspunktene ble både orientert og sentret på pikselnettet for Sentinel 2 satellittbilder, og pikselgrensene vises i gul i **Figur** (se bilder til høyre). Vi klassifiserte bare piksler hvor dominerende arealdekkeklasse utgjorde mer enn 90 % av pikselen. Både «ugjennomtrengelige» arealdekkeklasser og skogklasser klassifiserte vi i to respektive underklasser hver (**Figur 1**). Ugjennomtrengelige overflater, eller arealer hvor vegetasjon ikke kan trenge gjennom og etablere seg, kan enten være kunstige overflater (f.eks. fortau, bygninger, veier, betong o.l.) eller naturlige overflater (som f.eks. bart fjell). Vi brukte et ortofoto fra vinteren 2018 til å dele skogklassen i barskog og løvskog. Det var lettere å skille mellom vintergrønne bartrær og løvtrær som hadde mistet bladene sine (**Figur 2**). Modellens kapasitet til å

identifisere enkelte trær gjorde det unødvendig å identifisere blandingsskog som en egen underklasse.



**Figur 2.** Innsamlingen av treningsdata for arealdekkeklassifisering ble utført i Google Earth Engine. Et stratifisert datasett på 4000 punkter i Nye Stavanger kommune (bildet til venstre) ble prosessert og klassifisert i fire dominerende arealdekketyper (bildene til høyre). De ugjennomtrengelige klassene og skogklassene ble videre klassifisert i relevante underklasser. De gule rutene gjenspeiler 10 x 10 m Sentinel satellittpiksler, og de mindre indre rutene reflekterer de 2 x 2 m pikslene som ble brukt for høyoppløselig klassifisering.

Prediktorvariablene (**Figur 3**) inkludert i «Random Forest-modellene» var tolags. For 10 x 10 meters oppløsnings (**Figur 1**) brukte vi Sentinel 1 og 2 data kombinert med LIDAR-avledet statistikk vi beskriver nedenfor. For 2 x 2 meters oppløsning brukte vi Sentinel 1 og 2, LIDAR (Light Detection And Ranging) <sup>1</sup> og ortofoto.

«Top of Atmosphere» reflektansdata<sup>2</sup> fra Sentinel-2 sitt multispektrale instrument ble hentet ut vha. Google Earth Engine for perioden 2016-2018. Sentinel-2-scener ble filtrert for skydekke ('CLOUDY\_PIXEL\_PERCENTAGE' < 1), og QA60-bitmaskebåndet<sup>3</sup> ble brukt til å maskere ugjennomsiktige skyer og cirruskyer. Sentinel-2-data inkluderer alle spektralbånd, i tillegg til den normaliserte vegetasjonsindeksen NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)<sup>4</sup>. Vi

<sup>1</sup> LIDAR er en fjernmålingsteknikk som baserer seg på tilbakespredning av lys. Ved å sammenligne tidsforsinkelser og frekvensforskyvning (dopplerskift) i utsendt og reflektert lys, kan man bestemme avstand og bevegelse til objektet som sender lyset tilbake

<sup>2</sup> Top of Atmosphere (TOA) reflektans er et enhetsløs mål som gir forholdet mellom stråling reflektert og den innfallende solstrålingen for en gitt overflate. Den som kan beregnes fra satellittmålt spektral utstråling ved bruk av den gjennomsnittlige solspektrale irradiansen og solsenitsvinkelen.

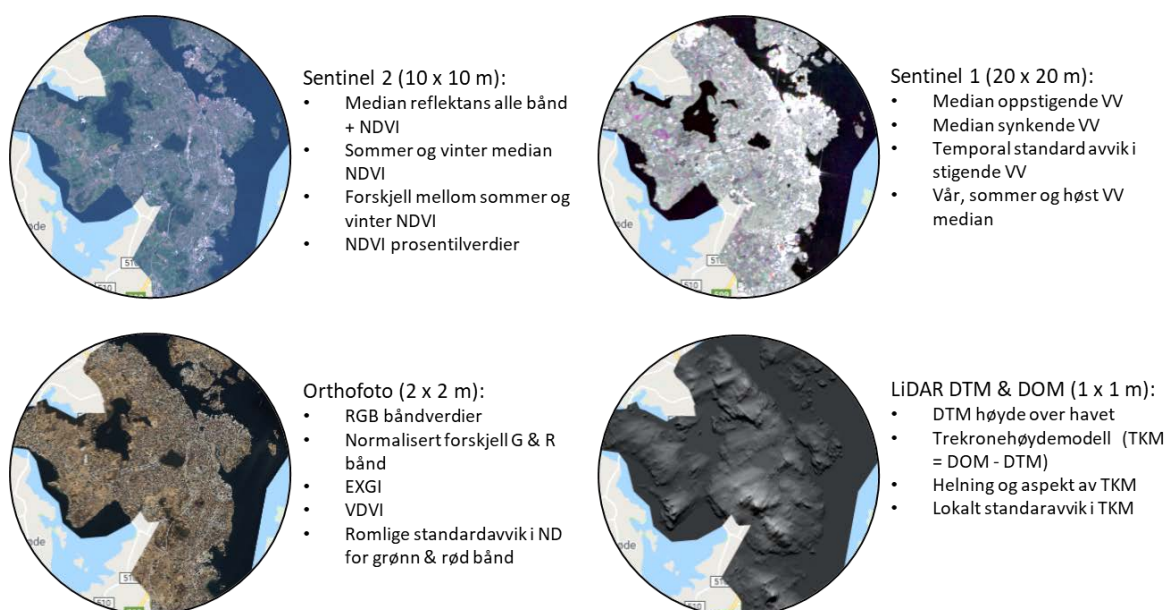
<sup>3</sup> **QA60 bitmask** bånd et databånd i Sentinel 2 satellittdata som opplyser om bildene rammes av skydekke

<sup>4</sup> **NDVI** (Normalized Difference Vegetation Index) et forholdstall basert på verdier av reflektert sollys, som gjør det mulig til å skille mellom vegetasjonstyper og vise grønnvegetasjonens relative tetthet og vekstaktivitet.

brukte median reflektansverdi for NDVI mellom 2016 og 2018. Vi beregnet deretter de utvalgte prosentilverdiene (10, 25, 50, 75 og 90%) for NDVI i perioden 2016 til 2018. Ettersom vegetasjonen har fenologiske sykluser, inkluderte vi også standardavviket i NDVI over tid for å ytterligere kunne skille vegetasjon fra barmark, barskog fra løvskog, og gress fra skog.

Sentinel-1 *Synthetic Aperture Radar* (SAR) ble også brukt. I sin bane rundt jorda har satellitter ofte variabel høyde. For å korrigere for dette, hentet vi ut medianverdier fra perioden 2016-2018 for stigende og synkende høydenivå. Som med NDVI trakk vi ut standardavviket i stigende VV- (vertikal overføring/ vertikal mottak) verdier over tid. Vårens, sommerens og høstens VV-medianer ble trukket ut for å kunne skille mellom piksler fra forskjellige årstider.

Et ortofoto fra 2018 med 25 x 25 cm oppløsning ble lastet ned fra <https://www.norgebilder.no> for dagens Stavanger kommune. Vi hentet ut refleksjonsverdier for de røde, grønne og blå båndene i en oppløsning på 2 x 2 m (**Figur 3**). I tillegg til originale båndverdier, beregnet vi den normaliserte forskjellen mellom de grønne og røde båndene, samt en «*Excess Green Index*» (EXGI; Larrinaga & Brotons 2019)<sup>5</sup> og en «*Visible Difference Vegetation Index*» (VDVI; Wang et al. 2015)<sup>6</sup>. For å fange opp de romlige forskjellene i et så høy oppløselig ortofoto (25 x 25 cm), beregnet vi lokalt standardavvik i den normaliserte forskjellen på grønne og røde bånd før vi aggregerte dataene til 2 x 2 meters oppløsning.



**Figur 3.** Datasett med fjernmålingsdata og tilhørende prediktorvariabler brukt i «Random Forest» arealdekkeklassifikasjonsmodell. Akronymer: normalisert vegetasjonsindeks (NDVI), «visible difference vegetation index» (VDVI), vertikal overføring / vertikal mottak (VV), rød-grønn-blå (RGB), normalisert forskjell (ND), digital terrengmodell (DTM), digital overflatemodell (DOM).

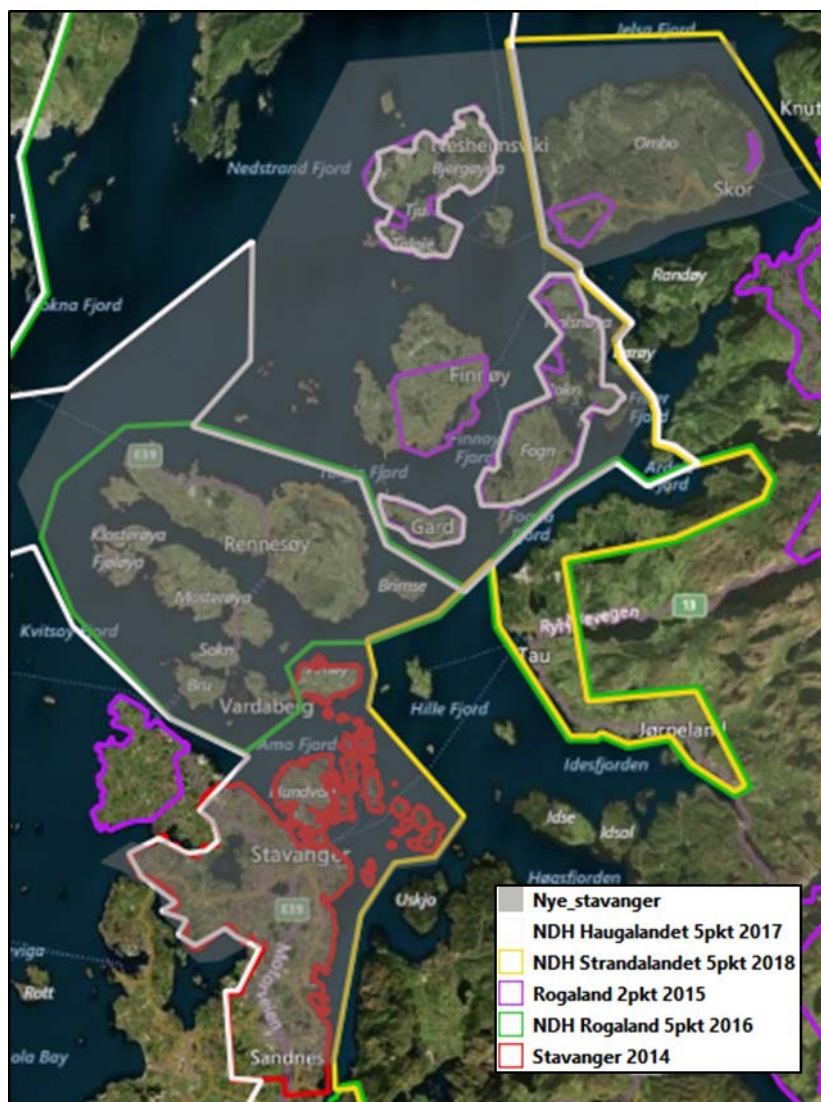
Data fra flybåren laser-skanning (Airborne Laser Scanning; ALS), også kalt LIDAR, ble lastet ned fra <https://hoydedata.no> for både dagens og Nye Stavanger Kommune. LIDAR punktskyer er omgjort av Kartverket til digital terrengmodell (DTM, eller bakkens høyde over havet) og digital

<sup>5</sup> **EXGI** (Excess Green Vegetation Index) en kombinasjon av grønne, røde og blå spektrale bånd: (EXGI = 2g – r – b). Indeksen brukes til å skille levende plantematerialer fra jord eller annen bakgrunn.

<sup>6</sup> **VDVI** (Visible Difference Vegetation Indeks) et alternativ til EXGI som også bruker synlige spektrale bånd til å skille ut grønn vegetasjon.



overflatemodell (DOM, eller høyde over havet for overflateobjekter som trær og bygninger) i en oppløsning på 1 x 1 meter. Disse høydemodellene er avledet fra individuelle LIDAR-skanneoppdrag for forskjellige områder til forskjellige tidspunkt (**Figur 4**). Avledede DTM og DOM er sammenstilt til et rasterdatasett hvor en har beholdt de nyeste pikselverdiene ved overlapp to LIDAR-prosjekter. Man må alltid være forsiktig med tolkning av den digitale registreringen for tidspunktet til de avledete produktene som stammer fra disse LIDAR-dataene. LIDAR-data kan ofte forveksle trær med andre gjenstander. Vi anbefaler å være konservativ med å tolke alle arealdekkedataene i denne rapporten, og heller betrakte dem som en representasjon av gjennomsnittlig arealdekke i perioden 2014 og 2018. Alternativt kan en henvise til **Figur 4** for å få informasjon om når de ulike områdene ble skannet.



**Figur 4.** Oversikt over LIDAR-prosjekter (flybåren laser-skanneoppdrag) som danner grunnlaget for Kartverkets Digital terreng modell (DTM) og digital overflate modelle (DOM) for områdene som dekker Nye Stavanger kommune. Bildeforklaringen viser omrissfargen til dekningsområdet for hvert LIDAR skanneoppdrag sammen med tetthet av laserpunkt (per km<sup>2</sup>) og prosjektdato. Studieområdet, Nye Stavanger kommune, er representert i en gjennomsliktig gråfarge.

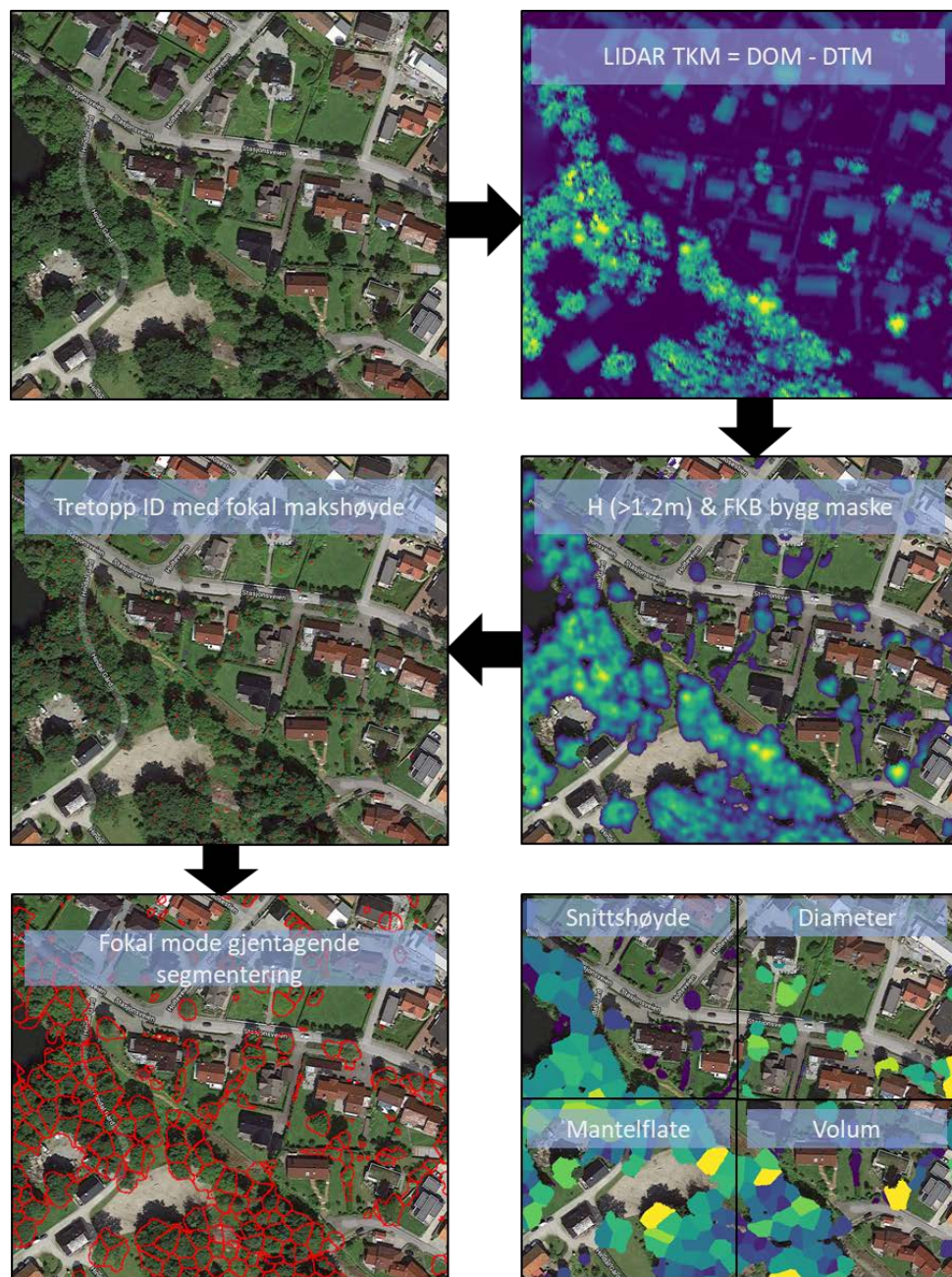
I klassifikasjonsmodellen for arealdekke, trakk vi ut terrengdata fra kartverkets digitale terrengmodell (DTM) med 10 x 10 og 2 x 2 meters oppløsninger for de to Random Forest modellene

(**Figur 1**). DTM-verdier ble da trukket fra DOM-verdiene for å oppnå en trekronemodell (TKM) som gir høyden på objekter over bakkenivå (**Figur 3**). For å få informasjon om overflatestruktur og tekstur, beregnet vi helningen og aspekten (vinkelretning) av TKM, så vel som standardavviket for verdiene til omkringliggende piksler.

Disse fjernmålingsdataene ble brukt som rasterdata med henholdsvis 10 x 10 og 2 x 2 meters oppløsning for bruk i de Random Forest-modellene. Datasettet ble delt opp i et treningsdatasett (70 %) og et testdatasett (30 %). Etter å ha produsert 10 x 10 og 2 x 2 meters arealdekke, og klassifisert skog og ugjennomtrengelige strukturer (fortau, bygninger, veier, betong o.l.), koblet vi disse resultatdataene sammen med teknisk grunnkart fra felles kartdatabase (FKB). Dette innebar en rastring av FKB-data ved bruk av en 2 meters buffer til alle objekter for å redegjøre for kantgjenstander (som f.eks. takutspring, balkonger, osv.). Data fra Sentinel-modellen, ortofotomodellen, arealklassifikasjonen av skog- og ugjennomtrengelige overflater, og FKB-rasterdataene ble deretter slått sammen til ett rasterdatasett som vist i det konseptuelle rammeverket (**Figur 1**). Nøyaktighetene i modellene ble til slutt vurdert ved å predikere generelle nøyaktighetsskårer i testdataene.

### 2.1.2 Trekrone-segmentering og suksessstatus

Den LIDAR-avledede trekronemodellen (TKM) beskrevet ovenfor ble brukt til å segmentere (dvs. identifisere og avgrense) individuelle trekroner gjennom en firetrinns prosess (**Figur 5**). Først maskerte vi ut alle objekter som ikke er trær fra TKM ved å ekskludere piksler som har høyde > 1,2 meter og som består av FKB bygg eller FKB bruer. Vi bufret alle FKB- bygg og bruer med 2 meter for å ekskludere kantgjenstander. Disse kartlagene med 2 meters buffer ble så rastret og brukt som en maske for å isolere trekroner i TKM. I trinn to ble TKM-en utjevnet ved hjelp av et gaussisk utjevningfilter (3 meter i diameter). Dette trinnet fyller groper eller hull i TKM-en som ville forårsake avvik i segmenteringen. Det tredje trinnet er å bruke et *søkefilter* for å identifisere lokale maksimumshøyder, da dette representerer tretoppene (Franceschi 2017). Etterpå brukte vi et nytt søkefilter i flere gjentakelser for å segmentere ut trekronene. Dette søkefilteret har en diameter på 3 meter, basert på en antagelse om at gjennomsnittlig trekronediameter er ca. 3 meter. Det fins ingen universalløsning for dette ettersom skog og treklynger som oftest består av ulike treslag med varierende morfologi i trekronesjiktet (Hanssen et al. 2019). Vi valgte en diameter på 3 meter ut fra en skjønnsbasert vurdering basert på litteraturen (Barnes et al. 2017, Hanssen et al. 2019). Ideelt sett bør man først modellere den romlige fordelingen av kronediameter og deretter bruke forskjellige søkefiltre med ulik diameter avhengig av hva som er representativ kronediameter i det aktuelle skogsområdet eller treklyngen. Dette krever imidlertid feltarbeid eller informasjon fra tidligere felldata, noe som ikke var tilgjengelig for dette prosjektet. Begrensningen ved å bruke en fast diameter på søkefilteret er at segmenteringsalgoritmen kan splitte veldig store trekroner (f.eks. gamle eiketrær) i flere undersegmenter, i tillegg til at den vil slå sammen klynger med flere små trekroner (f.eks. yngre grantrær) til ett segment. Disse eksemplene illustrerer potensielle feilkilder, men i utgangspunktet har vi ikke grunn til å tro at å bruke en gjennomsnittlig trekronediameter systematisk skal medføre over- eller underrepresentasjon av hverken bar- eller løvtrær. Uansett må brukere av våre segmenterte trekronedata tolke trekronetallene som et estimat, og ikke som absolutte verdier.



**Figur 5.** Arbeidsflyt for segmentering av trekroner fra LiDAR-data over dagens Stavanger (pilene), som brukes for å beregne fire parametre for trærne som vises i bildet nederst til venstre

Etter segmentering av trekronene, gjorde vi trekronemålinger basert på de resulterende krones geometri. Etter å ha beregnet kronediameter (D) som *minimum bounding geometri*, og kronehøyde (H) som forskjellen mellom trekronens topp og bunn, beregnet vi det forenklede geometriske 3D-overflatearealet (S geom; Nowak 1996) i henhold til følgende ligning (**ligning 1**):

$$S_{geom} = (\pi * D * (H + D) / 2)$$

Vi beregnet også det forenklede volumet til trekronene ved å bruke følgende ligning (**ligning 2**) for volumet til en kjegle:

$$\text{Volum} = \frac{1}{3} * \pi * r^2 * h$$

Radius *r* er halve diameter *D* beskrevet ovenfor.

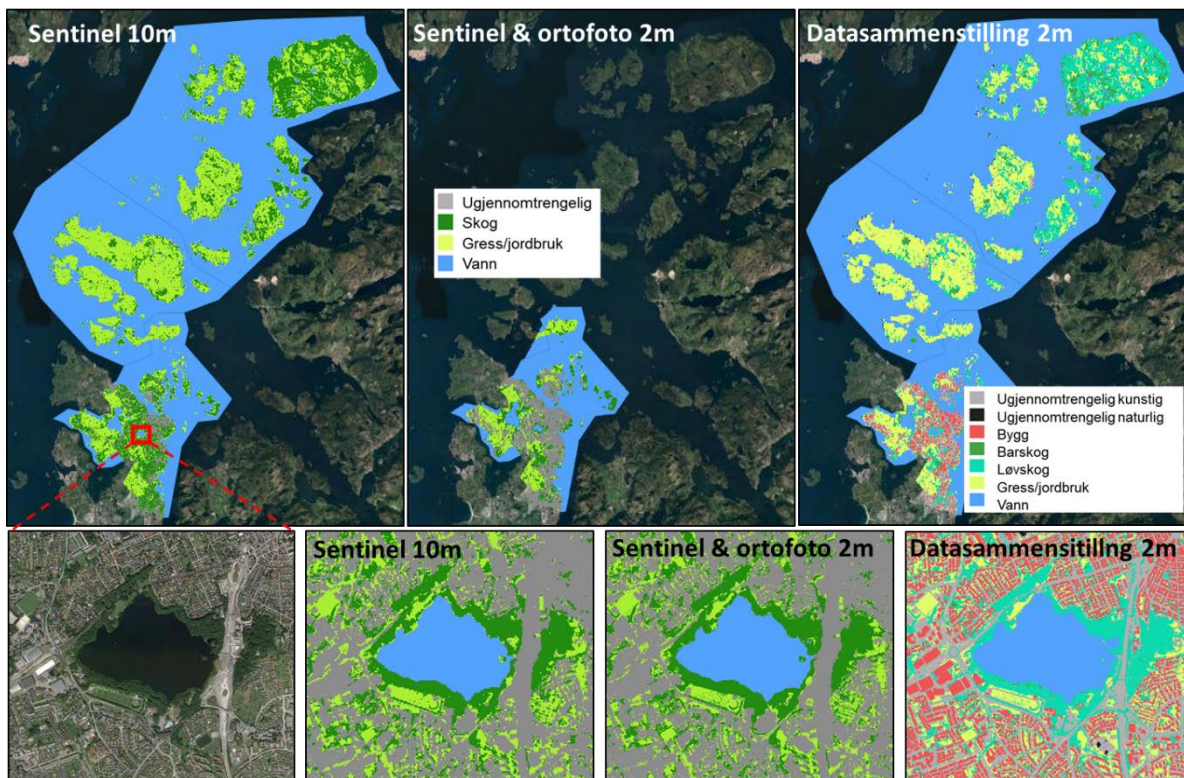
For å estimere trekronenes suksesjonsstatus brukte vi en enkel kategorisering av TKM trehøyde. Den logiske begrunnelsen for dette ligger i prinsippene fra Sverdrup-Thygeson et al. (2016), som bestemte skogens suksesjonsstatus i felt for å kartlegge gammel naturskog. De fant at trekrone-sjiktets vertikale struktur var en viktig prediktor for gammel skog, selv om den vertikale strukturen også påvirkes av arealets bonitet, skjøtsel, treslag, osv.. Med tanke på at vi ikke hadde referan-sedata for trekronesjiktets suksesjonsstatus i Stavanger, benyttet vi oss av en kategorisering av TKM-høyder basert på 33 og 66 prosentil for alle segmenterte trær i Nye Stavanger kommune. Etter å ha aggregert TKM-en til 10 x 10 meters oppløsning, kategoriserte vi piksler under 33 prosentiler til «*tidlig suksesjon*», de over 66 prosentiler til «*sen suksesjon*» og de mellom 33 til 66 prosentiler til «*midtsuksesjon*». Denne fordelingen bygger på en antagelse, men det gir et utgangspunkt for å spore hvordan trehøyde eventuelt endres over tid og hva det kan bety for fordelingen av suksesjonsstadiene over kommunens arealer.



## 2.2 Resultater

Vi leverer samtlige ubearbejdede datafiler sammen med denne rapporten sammen med en oppsummering (med metadata) i **Tabell A1**.

### 2.2.1 Vegetasjonsdekke og annen arealdekkeklassifisering



**Figur 6.** Oversikt over klassifisering av arealdekke ved 10 x 10 og 2 x 2 meters oppløsning. Sentinel og ortofoto modellene klassifiserer arealdekke i de fire kategoriene som vises i bildeforklaringen i midten, og datasammensetningen skiller arealdekke ytterligere i 7 kategorier som vises i bildeforklaringen til høyre. Detaljer i en oppblåste avsnitt av kommunens areal vises i nederste bilderad.

#### 2.2.1.1 Sentinel og LiDAR – 10 x 10 meters oppløsning

Modellen for «Random Skog» arealdekke-klassifisering (10 x 10 meters oppløsning) har en generell nøyaktighet på 94,7% (**Tabell 1**). Klassen med lavest prediksjonsnøyaktighet var ugjennomtrengelige overflater. Dette skyldes at 10 x 10 meters piksler inneholder mye blandet arealdekke i et urbant bymiljø der trær, gress og betong ofte er alle tilstede innenfor et 100 kvms areal. I testdatasettet viste det seg at mange av de rutene som var predikerte som ugjennomtrengelige, faktisk var gress-områder eller jordbruksområder.

**Tabell 1.** Feilmatrix som viser modellprediksjoner (til venstre) mot observerte data (øverst) for Sentinel og LiDAR-baserte arealdekke-klassifikasjon ved 10 x 10 meters oppløsning. Klassenivå og generell nøyaktighet vises til høyre.

| Predikerte            | Observerte        |      |                |      | Nøyaktighet (%) |
|-----------------------|-------------------|------|----------------|------|-----------------|
|                       | Ugjennomtrengelig | Skog | Gress/jordbruk | Vann |                 |
| Ugjennomtrengelig     | 123               | 4    | 10             | 1    | 89.1            |
| Skog                  | 5                 | 497  | 12             | 2    | 96.3            |
| Gress/jordbruk        | 8                 | 17   | 420            | 1    | 94.2            |
| Vann                  | 1                 | 2    | 4              | 336  | 98.0            |
| Generell nøyaktighet: |                   |      |                |      | 94.7            |

Den binære klassifikasjonen av ugjennomtrengelige underklasser (kunstig versus naturlige bergarter) ga en samlet nøyaktighet på 92% (**Tabell 2**). Vi definerer kunstige overflater som asfalt, betong og bygningsrelaterte overflater. Naturlige bergarter ble predikert med forholdsvis lavere nøyaktighet. Klassifikasjonen ble beregnet basert på verdiger langs en sannsynlighetsakse fra opplagte kunstige overflater til opplagte naturlige bergarter (**Figur 7**). Verdier > 0,5 er typisk klassifisert som bergart og de < 0,5 som kunstige. Imidlertid oppfordres brukeren til å sette sine egne terskelverdier avhengig av den lokale konteksten og brukssammenheng.

**Tabell 2.** Feilmatrix som viser modellprediksjoner (til venstre) mot observerte valideringsdata (øverst) for Sentinel og LiDAR-basert klassifisering av kunstig- og naturlig ugjennomtrengelige arealdekke med 10 x 10 meters oppløsning. Klassesitrinn og generell nøyaktighet vises til høyre.

| Predikerte            | Observerte |          | Nøyaktighet (%) |
|-----------------------|------------|----------|-----------------|
|                       | Kunstig    | Naturlig |                 |
| Kunstig               | 150        | 4        | 97.4            |
| Naturlig              | 11         | 31       | 73.8            |
| Generell nøyaktighet: |            |          | 92.35           |



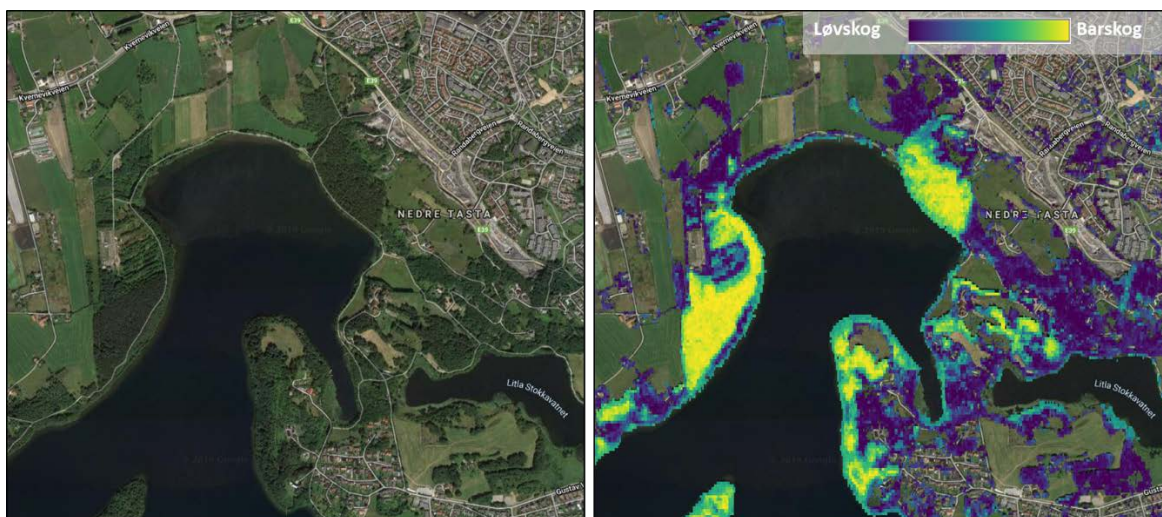
**Figur 7.** Binærklassifisering av kunstige og naturlige ugjennomtrengelig arealdekke i studieområdet. Resultatet vises i sannsynlighetsmodus. Dette gjenspeiler sannsynligheten for at hver piksel er naturlig (1) kontra kunstig (0).

Den binære klassifikasjonen av barskog og løvskog ga en samlet nøyaktighet på 90% (**Tabell 3**). Barskog ble oftere feilklassifisert som løvskog enn motsatt. Dermed er klassifikasjonen av løvtrær relativt nøyaktig. Brukeren oppfordres til å bruke sannsynlighetskartet (**Figur 8**) for å angi sine egne terskler for å skille mellom løv- og barskog. For eksempel kan sannsynlighetskartet brukes til å lage en tredje klasse som karakteriserer blandingsskog med sannsynlighetsverdier mellom 0,33 og 0,66.

**Tabell 3.** Forvekslingsmatrise som viser modellerte data (til venstre) mot observerte data (øverst) for Sentinel og LiDAR-baserte klassifisering av barskog og løvskog i 10 x 10 meters oppløsning. Klasse-trinn og generell nøyaktighet vises til høyre.

| Predikerte            | Observerte |         | Nøyaktighet (%) |
|-----------------------|------------|---------|-----------------|
|                       | Barskog    | Løvskog |                 |
| Barskog               | 87         | 22      | 79.8            |
| Løvskog               | 13         | 223     | 94.5            |
| Generell nøyaktighet: |            |         | 89.86           |





**Figur 8.** Binærklassifisering av barskog og løvskog i studieområdet. Resultatet vises i sannsynlighetsmodus, som gjenspeiler sannsynligheten for at hver piksel dekkes av barskog (1) kontra løvskog (0).

#### 2.2.1.2 Sentinel, LiDAR og ortofoto – 2 x 2 meters oppløsning

Arealdekke-klassifikasjonen ved 2 x 2 meters oppløsning basert på ortofotoet over Gamle Stavanger (**Figur 6**), ga en lignende nøyaktighet på 94,7% (**Tabell 4**) som klassifikasjonen ved 10 x 10 meters oppløsning (**Tabell 1**). I likhet med klassifikasjonen ved 10 x 10 meters oppløsning viste den ugjennomtrengelige klassen den laveste nøyaktigheten.

**Tabell 4.** Feilmatrix som viser modellprediksjoner (til venstre) mot observerte valideringsdata (øverst) for Sentinel, LiDAR og ortofoto-basert klassifikasjon av arealdekke ved 2 x 2 meters oppløsning. Klassenivå og generell nøyaktighet vises til høyre.

| Predikerte            | Observerte        |      |                |      | Nøyaktighet (%) |
|-----------------------|-------------------|------|----------------|------|-----------------|
|                       | Ugjennomtrengelig | Skog | Gress/jordbruk | Vann |                 |
| Ugjennomtrengelig     | 133               | 8    | 8              | 0    | 89.3            |
| Skog                  | 1                 | 433  | 10             | 0    | 97.5            |
| Gress/jordbruk        | 7                 | 8    | 169            | 0    | 91.8            |
| Vann                  | 0                 | 0    | 0              | 21   | 100.0           |
| Generell nøyaktighet: |                   |      |                |      | 94.7            |

#### 2.2.1.3 Det optimale kartet: Regelbasert sammenstilling av data

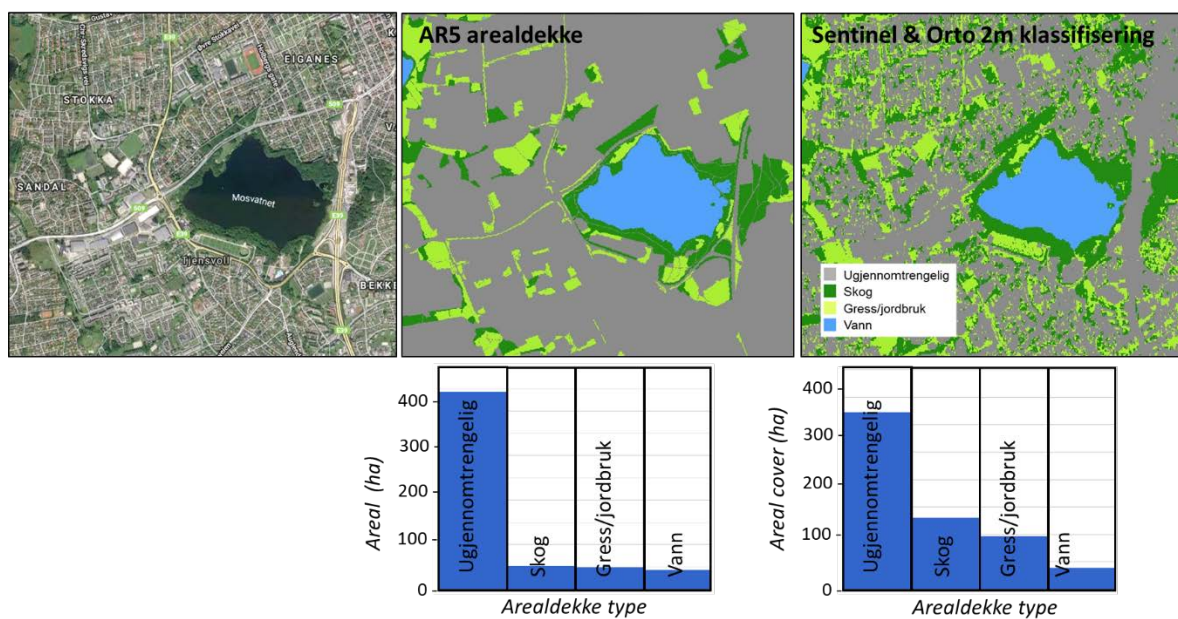
Når FKB bygnings- og infrastrukturkart med 10 x 10 og 2 x 2 meters oppløsning kombineres med resultatene fra «Random Skog Modellen», gir det optimale kartet en generell nøyaktighet på 96,5% (**Tabell 5**). Klassene med lavest nøyaktighet inkluderer de ugjennomtrengelige kunstige- og løvskogsklassene.

**Tabell 5.** Feilmatrixe som viser modellprediksjoner (til venstre) mot observerte valideringsdata (øverst) for klassifiseringen av optimal sammenstilling av arealdekke ved 2 x 2 meters oppløsning. Klassenivå og generell nøyaktighet vises til høyre.

| Predikerte                 | Observerte                |         |         |                |                            |      | Nøyaktighet (%) |
|----------------------------|---------------------------|---------|---------|----------------|----------------------------|------|-----------------|
|                            | Ugjennomtrengelig kunstig | Barskog | Løvskog | Gress/jordbruk | Ugjennomtrengelig naturlig | Vann |                 |
| Ugjennomtrengelig kunstig  | 147                       | 0       | 4       | 6              | 1                          | 1    | 92.5            |
| Barskog                    | 1                         | 100     | 2       | 2              | 0                          | 1    | 94.3            |
| Løvskog                    | 3                         | 9       | 230     | 12             | 1                          | 2    | 89.5            |
| Gress/jordbruk             | 2                         | 0       | 0       | 614            | 3                          | 0    | 99.2            |
| Ugjennomtrengelig naturlig | 0                         | 0       | 0       | 0              | 32                         | 0    | 100             |
| Vann                       | 1                         | 0       | 1       | 3              | 8                          | 597  | 97.9            |
| Generell Nøyaktighet:      |                           |         |         |                |                            |      | 96.47           |

#### 2.2.1.4 Økningen i presisjon med denne arealdekkeklassifiseringen

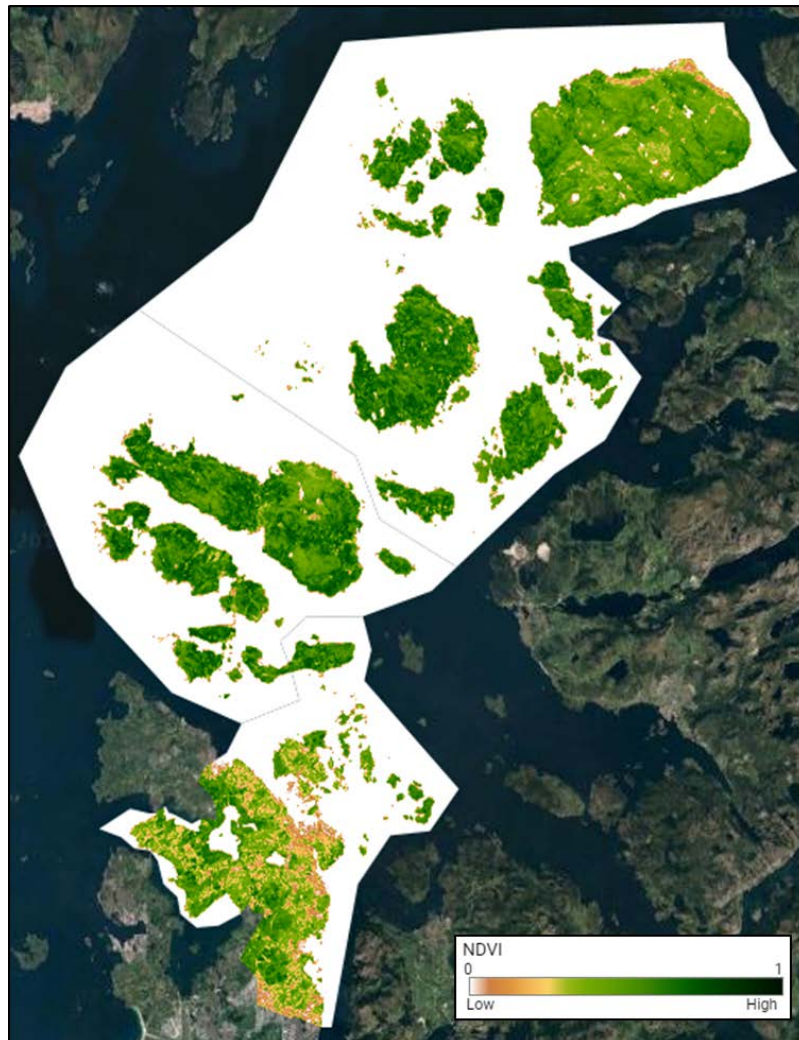
Formålet for FKB sine AR5-kart er kartlegging av landbruks- og skogbruksområder, som er forholdsvis mer homogene enn urbane arealdekketyper. For å illustrere gevinsten med arealdekkeklassifisering basert på fjernmålingsdata, har vi sammenlignet våre resultater med AR5 arealdekkekart. **Figur 9** viser en sammenligning mellom AR5 arealdekke-klassifisering og resultatene fra Sentinel-ortofoto sin arealdekke-klassifisering ved 2 x 2 meters oppløsning. AR5 (vektordata i målestokk 1:5000) består av polygoner hvor ugjennomtrengelige overflater er kartlagt som homogene. Klassifiseringen ved bruk av fjernmåling fanger imidlertid opp en langt større grad av heterogeniteten i de samme polygonene, og identifiserer mindre arealer med både gress og trekroneareal i boligområdene. En sammenligning av arealdekkefordelingene viser vidt forskjellige resultater (**Figur 9**, nedre paneler), der AR5 «mister» nesten tre fjerdedeler av byens grønne arealer.



**Figur 9.** Arealdekke-klassifisering fra FKB arealressurs AR5 kart (midten) sammenlignet med fjernmålingsbasert arealdekke-klassifisering (høyre) for en utvalgt del av Stavanger som vises med ortofoto-bildet til venstre. Sentinel 2 og ortofotobilder belyser betydelig mer av de grønne overflatene i bebygde områder. Andel som dekkes av hver klasse, er vist med stolper under hvert kart.

### 2.2.2 Vegetasjonens grønnet (NDVI)

Kartlaget som viser vegetasjonens grønnet (NDVI) er avledet fra de røde og nærinfrarøde båndene til Sentinel 2 satellittbilder (**Figur 10**). Hver piksel representerer median NDVI-verdi for perioden 2016-2018 etter anvendelse av skyfiltrering og maskering. Lave NDVI-verdier er tydelige over ugjennomtrengelige overflater som er karakteristiske for urbane og bebygde arealer.



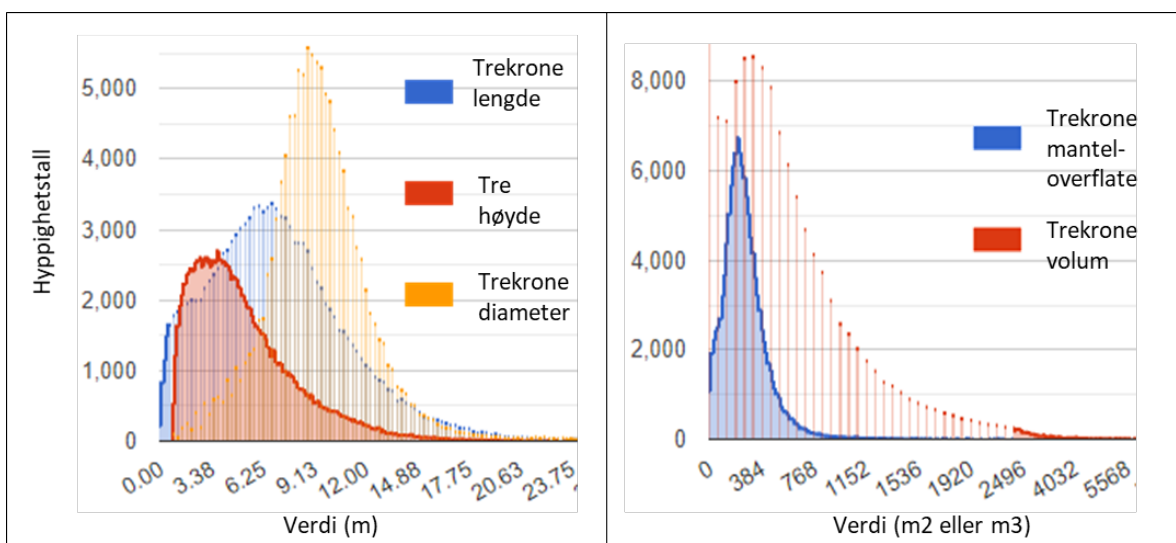
**Figur 10.** Vegetasjonens grønnet (normalised difference vegetation index, NDVI) for Nye Stavanger kommune, som viser variasjon i vegetasjonens grønnet og gjenspeiler blant annet total klorofyllmengden i biomassen.

NDVI har blitt mye brukt for endringsdeteksjon i arealdekkevegetasjon. NDVI er følsom for klorofyll i vegetasjon, men påvirkes også av jordrefleksjon og atmosfærisk støy. For frisk vegetasjon vil verdiene for NDVI normalt variere mellom 1,0 og 0,7, mens vegetasjon under stress vil avta mot 0. Negative verdier for NDVI vil indikere overflater som vann, is, snø og ubevokste områder. Ved å etablere NDVI på mange ulike tidspunkter, kan man bygge opp tidsserier av NDVI for slik å kunne oppdage eller påvise endringer i vegetasjonsdekke fra enten endringer i arealbruk (f.eks. gjengroing, hogst, utbygging) eller andre faktorer som påvirker plantenes alminnelige tilstand (f.eks. sykdom, skadedyr eller tørke). I områder med lite skydekke er det forholdsvis lett å lage NDVI- tidsserier for å følge med slike endringer i vegetasjonen. For Nye Stavanger kommune er det såpass mye skydekke at vi måtte bruke satellittdata fra 2016-2018 for å få verdiene som var nødvendige for å dekke hele studieområdet. Dette er et ganske grovkornet tidsrom

som begrenser metodens egnethet for å registrere endringer i området vegetasjon. Ved bruk av arealdekke-klassifiseringen som vi kan gjøre gjennom bruk av LIDAR-bilder, kan NDVI imidlertid betraktes som overflødig for kartlegging av arealdekke.

### 2.2.3 Kartlegging av enkeltrær

Segmentering av trekroner ble vellykket for studieområdet dagens Stavanger kommune. Fordeelingen av trehøyde viser et flertall av trær som var kortere enn median høyde på 4,6 m (**Figur 11**). Dette er ikke overraskende tatt i betraktning av at det er veldig få store skogholt innenfor det bebygde arealet, og man kan dermed forvente færre trær. Median kronediameter var 9,4 m og kronelengde (fra bunn til topp på kronen) var 7 m.

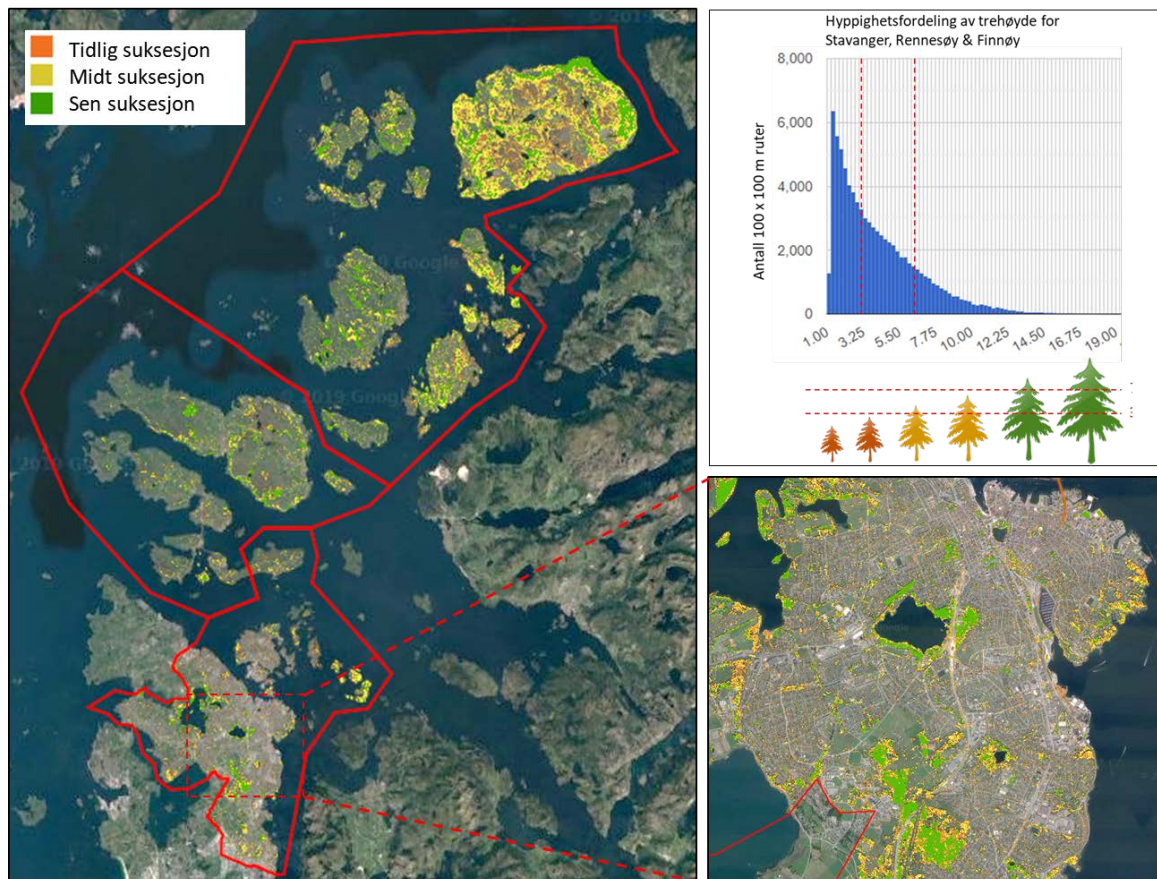


**Figur 11.** Histogram (frekvensfordeling) av segmenterte trekroner for dagens Stavanger kommune. Lengde på (bunnen til toppen av trekronen), trehøyde og trekronediameter vises separat fra krone-overflateareal og volum fordi x-akseskalaene er forskjellige.



## 2.2.4 Trærnes suksesjonsstatus

Ved å bruke et aggregeringsnett på 100 x 100 m beregnet vi histogrammet av trekronehøyder. Trekronehøyden til 33 prosentilverdien var 3,6 m, og høyden til 66 prosentilverdien var 7,12 m. Trær under og over disse verdiene ble kategorisert som henholdsvis tidlig og sen suksesjonsstatus, og de imellom ble klassifisert som midtre suksesjon (**Figur 12**).



**Figur 12.** Fordeling av skogens suksesjonsstatus i Nye Stavanger kommune. Frekvensfordelingen av trekronehøyder vises øverst til høyre med stiplede røde streker som indikerer 33 og 66 prosentilverdiene. Disse grupperingene ble brukt til å kategorisere de tre suksesjonsklassene, med trærne som tilhørte tredjedelen av de laveste antatt å være i tidlig suksesjon og trærne som tilhørte de høyeste tredjedelen av fordelingen antatt til å være i sen suksesjonsstadium..

I likhet med NDVI-kartet er det begrenset hva man kan gjøre med én enkel fremstilling av antatt suksesjonsstatusen til trærne i Nye Stavanger kommune. Dette ene kartet viser simpelthen en romlig fordeling av trehøyder. Som nevnt innledningsvis kan trekronehøydens vertikale struktur i være en prediktor av gammel naturskog (Sverdrup-Thygeson et al. 2016), av den enkle grunn at trær ofte blir høyere jo lengre de vokser. Men trehøyde i seg selv gir ikke muligheten til å skille mellom naturlig og plantet eller skjøttet vegetasjon. Med to eller flere slike målinger over tid kan man følge med på utviklingen av trærnes vekst og få et mer anvendbart estimat for trærnes suksesjon. En slik analyse ville innebære å overføre trekronehøydekartet til en rasterformat (som vi har gjort i Figur 12) og sammenligne pikselverdiene fra to kartlag fra forskjellige tidsperioder. Arealer med trær som enten er store eller mellomstore uten merkbar vekst kan tolkes som moden skog som kan ha nådd klimaksfasen av suksesjonen. Arealer med trær som har blitt større i løpet av tidsintervallet (fra små til mellomstore, eller fra mellomstore til store),

opplever suksesjon som kan medføre økning av det biologiske mangfoldet knyttet til skog i senere suksesjonsstadier.

## 3 Habitatkvalitet for pollinerende insekter (villbier)

### 3.1 Metoder

#### 3.1.1 ESTIMAP – pollinatormodell

Vi lagde en modell som beskriver variasjon i vegetasjonsdekkets egnethet for pollinerende insekter (spesifikt bier) i Nye Stavanger med en modifisert versjon av ESTIMAP-pollineringsmodellen. ESTIMAP, en forkortelse for «*Ecosystem Services Mapping Tool*», er en kartleggingstilnærming for et utvalg av naturgoder (økosystemtjenester). Modellene ble utviklet for å informere og støtte bærekraftig arealplanlegging og forvaltning av naturressurser (Zulian et al. 2013). Den opprinnelige ESTIMAP-pollineringsmodellen ble utviklet for vurdering av potensielle bidrag fra pollinerende insekter til jordbruk på en kontinentale skala. Modellen bruker både den vitenskapelige litteraturen og konsultasjoner med eksperter for å generere poengverdier som gjenspeiler arealenes relative egnethet for både honning- og villbier med hensyn til tilgjengeligheten av både blomsterressurser og bolplasser.

Den nyere versjonen av ESTIMAP-modellen for pollinerende bier ble utviklet gjennom et samarbeid mellom NINA-forskere og forfattere av den opprinnelige modellen, for å kartlegge habitat-egnethet for bier i Oslo (Stange et al. 2017). Modellen for Nye Stavanger kommune benytter en tilsvarende tilnærming som modellen for Oslo, men Stavanger-modellen er tilpasset datakildene som er tilgjengelige for studieområdet. Vi brukte FKB-AR5 arealressurs kart som hovedkilde til å beskrive arealdekke, og Sentinel 2- satellittbilder med en 10 x 10 meters oppløsning som er beskrevet ovenfor i metodene for vegetasjons- og arealdekke-klassifisering (Kap. 2.2.1).

Gjennom utviklingen av ESTIMAP-modellen for Oslo, intervjuet vi eksperter med kunnskap om pollinerende bier og brukte en gjentakende prosess for å skaffe konsensusverdier som beskriver arealdekke-kategoriernes relative habitategnethet for representative pollinerende biearter som finnes på Østlandet. Arealdekke-kategorier som ikke er i stand til å skaffe enten blomsterressurser eller bolplasser (f.eks. vannoverflater eller tettbygde områder), ble satt til en verdi som enten er lik eller nær null. Arealdekke-kategorier som representerer det mest optimale habitatet i studieområdet, ble satt til en verdi = 1. Verdiene for habitategnethet forsøkte også å fange variasjon i den tidsmessige tilgjengeligheten av blomsterressurser, slik at bare arealdekke-kategorier som forventes å tilby den mest kontinuerlige tilgjengeligheten av blomsterressurser, fikk maksimal verdi for habitategnethets (= 1).

FKB-AR5 data inneholder informasjon om hoved-arealtype, med bonitet og dominerende treslag for enkelte areal typer (**Tabell 6**). For skogsarealer er det også viktig å skille mellom kantsoner og indre arealer, siden skogkantene pleier å ha større tetthet med blomster enn skogens indre arealer. Skogkantene defineres her med en 20 meters indre buffer langs omrisset av alle sammenhengende skogsarealer. For Nye Stavanger kommune gir denne typologien 59 kombinasjoner av arealdekke-kategorier. Som vist i **Kap. 2.2.1.4**, får ikke AR5 arealdekkeklassifisering frem mye av heterogeniteten som finnes i urbane og bebygde arealer. Derfor bruker ESTIMAP-modellen Sentinel 2-satellittbilder til å forbedre den geografisk detaljerte informasjonen om vegetasjonsdekke. Ved å kombinere satellittbildene med AR5 kategoriene, kan vi definere mindre arealer (ned til 10 x 10 meter) hvor bebygde områder kan inneholde enten trær eller vegetasjon som kan være en ressurs for pollinerende bier. Vi spesifiserte justeringsfaktorer for modellverdiene basert på ekspertenes innspill for samtlige kombinasjoner av AR5 arealdekke-kategoriene og Sentinel 2-deriverte vegetasjons kategorier (**Tabell A2**). En tidligere utgave av ESTIMAP-modellen (Stange et al. 2017) inkluderte parametere som tok høyde for den antatte negative påvirkningen fra biltrafikk langs hovedveiene i Oslo (definert som 'Motorways', 'Freeways' og 'Major Roads' i TeleAtlas (TeleAtlas® MultiNet™ dataset 2013)). Senere har vi vurdert dette elementet i modellen som unødvendig fordi det er sjeldent at det endrer verdiene basert kun på arealdekkeklassifiseringen og fordi vi ikke finner empirisk bevis for denne effekten gjennom feltarbeidet vårt.

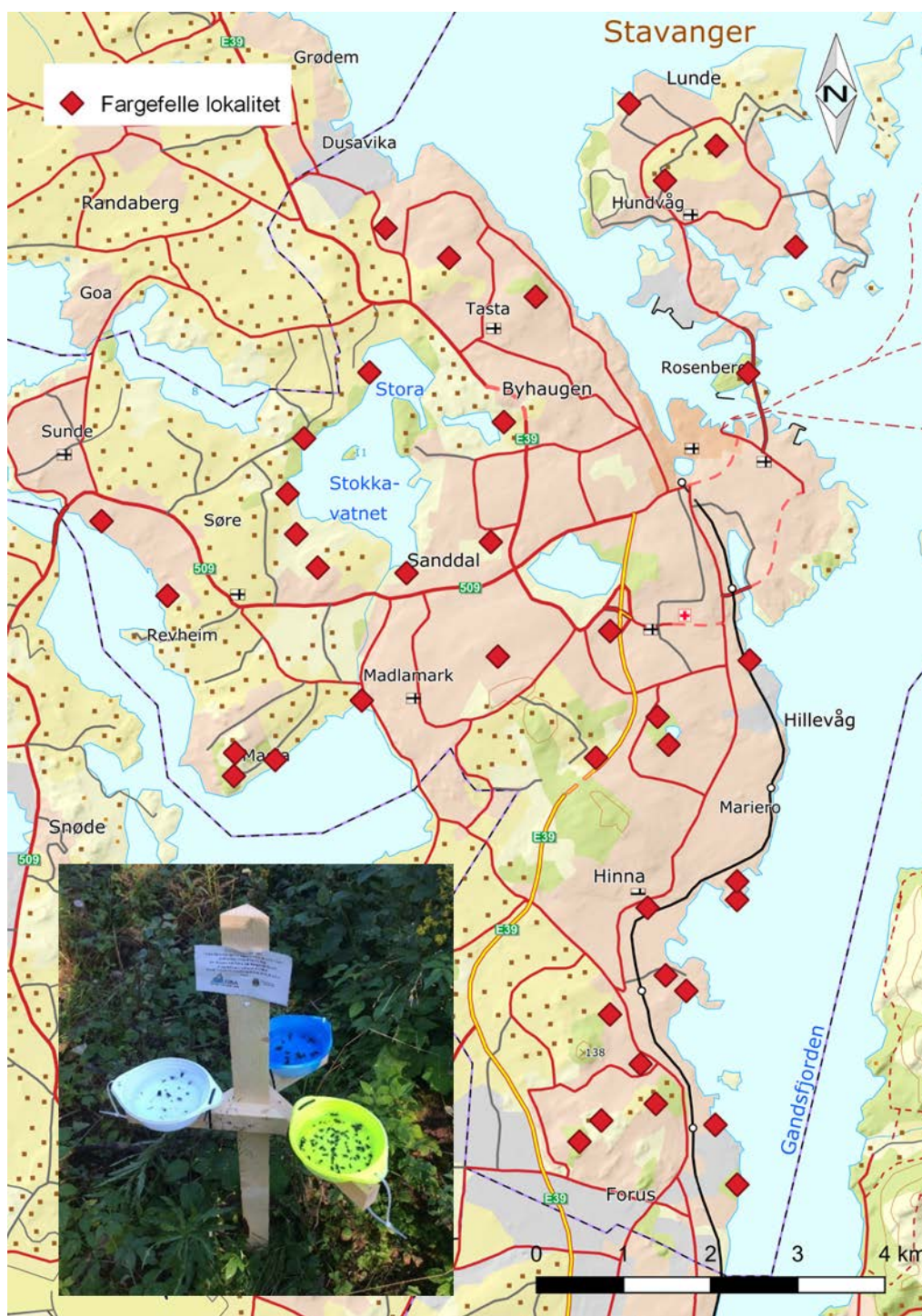
**Tabell 6.** Arealdekkeklasser, med 2-sifrete koder som brukes i FKB-AR5 datasett.

| Arealtype |                     | Skogsbonitet<br>(relevant for arealtype = skog,<br>åpen fastmark, myr) |                 | Treslag<br>(relevant for arealtype = innmarks-<br>beite, skog, åpen fastmark, myr) |                 |
|-----------|---------------------|--|-----------------|--|-----------------|
| 11        | Bebyggd             | 11   | Impediment      | 31   | Barskog         |
| 12        | Samferdsel          | 12   | Lav             | 32   | Løvskog         |
| 21        | Fulldyrka jord      | 13   | Medium          | 33   | Blandet         |
| 22        | Overflatedyrka jord | 14   | Høy             | 39   | Ikke tresatt    |
| 23        | Innmarksbeite       | 15   | Veldig Høy      | 98   | Ikke relevant   |
| 30        | Skog                | 98   | Ikke relevant   | 99   | Ikke registrert |
| 50        | Åpen fastmark       | 99   | Ikke registrert |  |                 |
| 60        | Myr                 |  |                 | Indre skog/ kantsone   |                 |
| 70        | Snø isbre           |  |                 | 0  | Kant            |
| 81        | Ferskvann           |  |                 | 1  | indreskog       |
| 82        | Hav                 |  |                 |  |                 |

### 3.1.2 Innsamling av felldata for modellvalidering

ESTIMAP-modellen for Oslo ble validert med innsamling av pollinerende insekter fanget med fargefeller som effektivt fanger bier (Westphal et al. 2008). Fellene var plassert ved 74 lokaliteter som skulle representere variasjonen i ESTIMAP-modellens predikerte verdier for habitategnethet. Siden vi forventet at artssammensetningen på Sør-Vestlandet kunne være forskjellig fra den på Østlandet, valgte vi å bruke samme felletype for å undersøke om ESTIMAP modellen for Nye Stavanger kommune skulle trenge å kalibreres for lokale forhold. Fordi avsetningstype for jordsmonnet kan være avgjørende for tilgang til aktuelle bolplasser for jordboende bier (Torné-Noguera et al. 2014), ønsket vi også å teste om pollinerende bienes individtall og artsmangfold for studieområdet ville variere blant de tre mest dominerende avsetningstyper for Nye Stavanger kommune (moreneavsetninger, forvittringsmateriale eller marine avsetninger). Feller besto av tre 500 ml plastskåler malt med blå, gul og hvit maling som også reflekterte UV-lys, med 250 ml såpevann i hver skål. Vi monterte skålene (en skål av hver farge) på stolper ved en høyde som tilsvarte blomstene i den omkringliggende vegetasjonen (**Figur 13**). Vi valgte 45 lokaliteter i dagens Stavanger fra kommunalt eid friområder (**Figur 13**). Vi hadde dessverre ikke muligheten til å få med noen lokaliteter på øyene i Nye Stavanger kommune. Fellene stod på hver lokalitet i 24 timer én gang i uke 28 (8.-13.07.19) og igjen i uke 31 (30.07.-3.08.19).

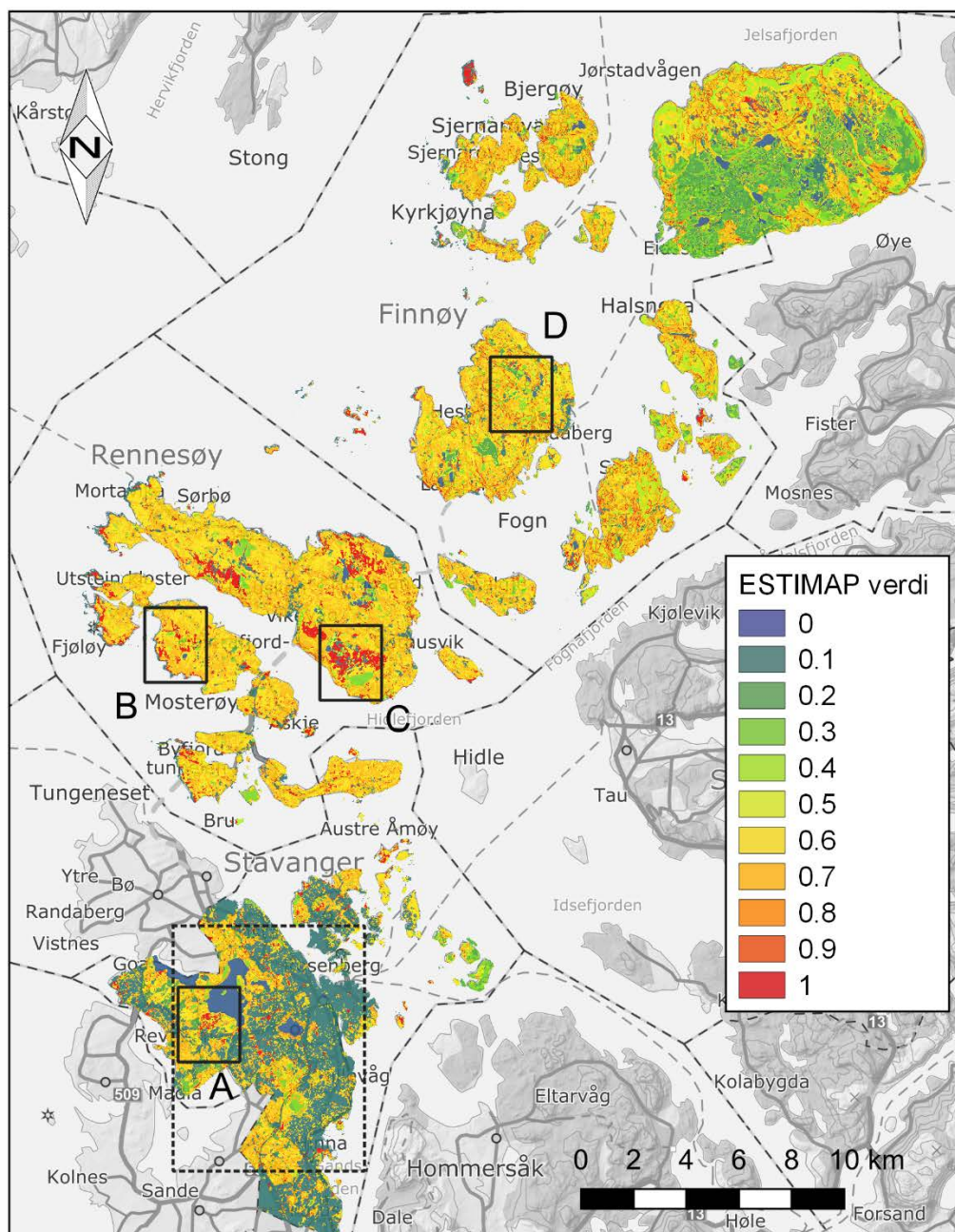




**Figur 13.** Lokalteter for innsamling av pollinerende insekter med fargefeller på kommunale eiendommer i dagens Stavanger kommune, satt ut i juli og august 2019. Bildet nederst til venstre viser eksempel på en fargefelle.

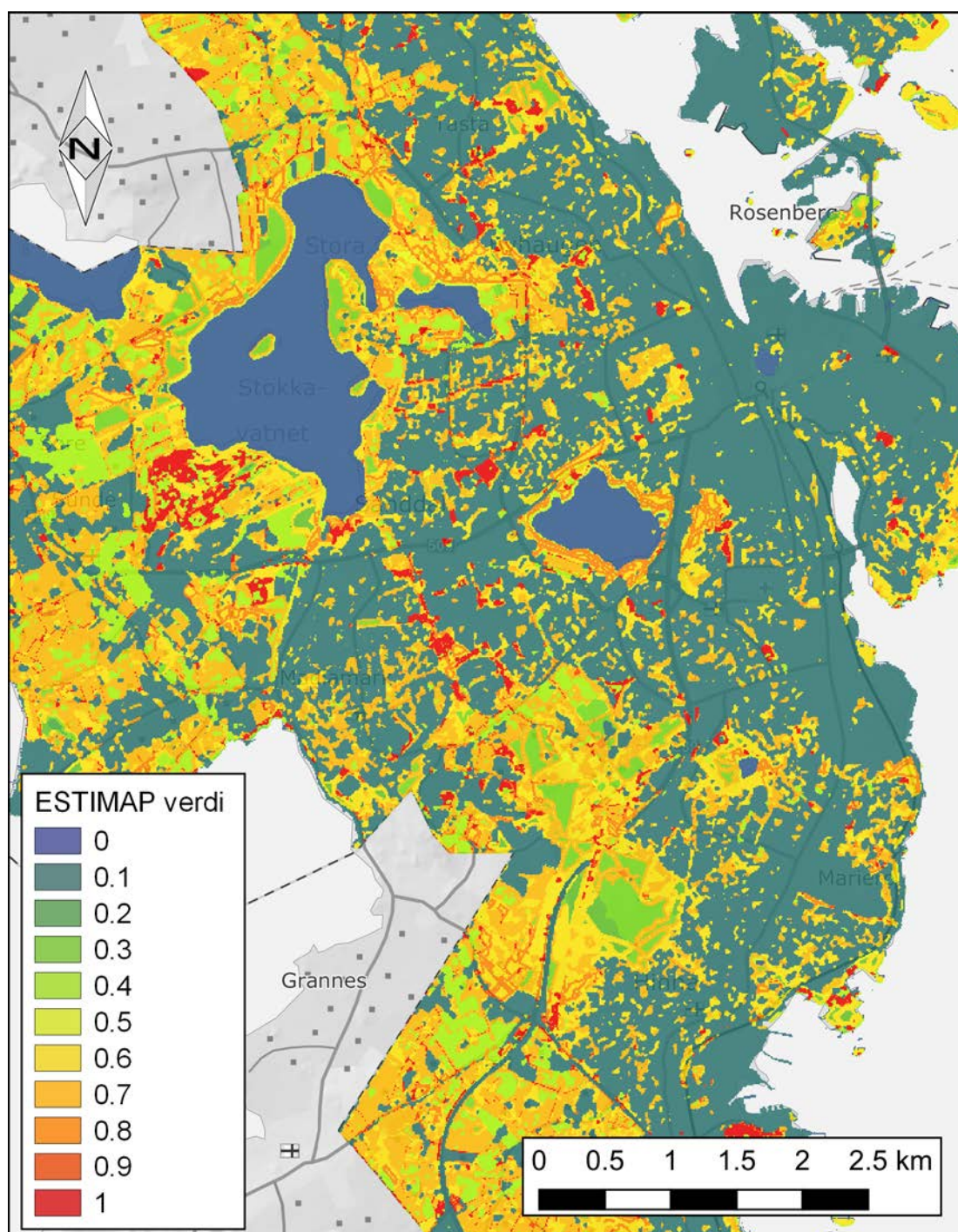
### 3.2 Resultater og diskusjon

ESTIMAP modellen for Nye Stavanger kommune, basert på ekspertenes konsensusverdier, viser hvordan Nye Stavanger kommune varierer i habitategnethet for pollinerende bier (**Figur 14**). Det er tydelig at vegetasjonsdekke er bedre egnet som pollinatorhabitat der det er lav befolkningstetthet og lite menneskeskapt infrastruktur. Imidlertid viser modellen mange små lommer med verdifulle pollinatorhabitat også i området rundt Stavanger by (**Figur 15**).

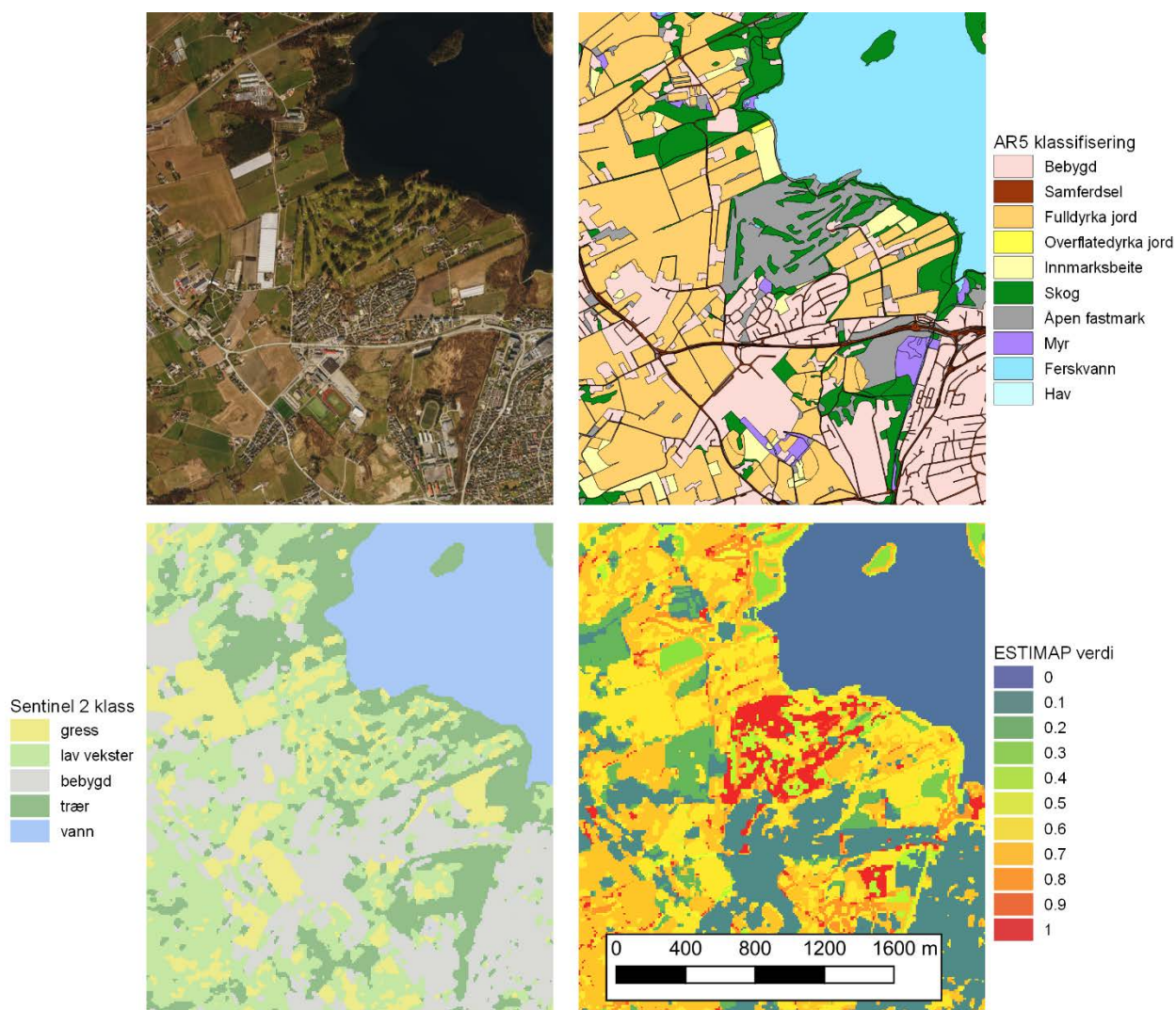


**Figur 14.** ESTIMAP modell som viser vegetasjonens egnethet som biehabitat i Nye Stavanger Kommune. Den stiplede rammen viser området for Stavanger by som vises i **Figur 15**, og de mindre rammene (A-D) viser eksempler hvor vi presenterer oppblåste avsnitt for å se nærmere på hva sammenhengene av data fra AR5 og Sentinel 2 betyr for ESTIMAP-modellens prediksjoner for biehabitat (**Figurer 16-19**)



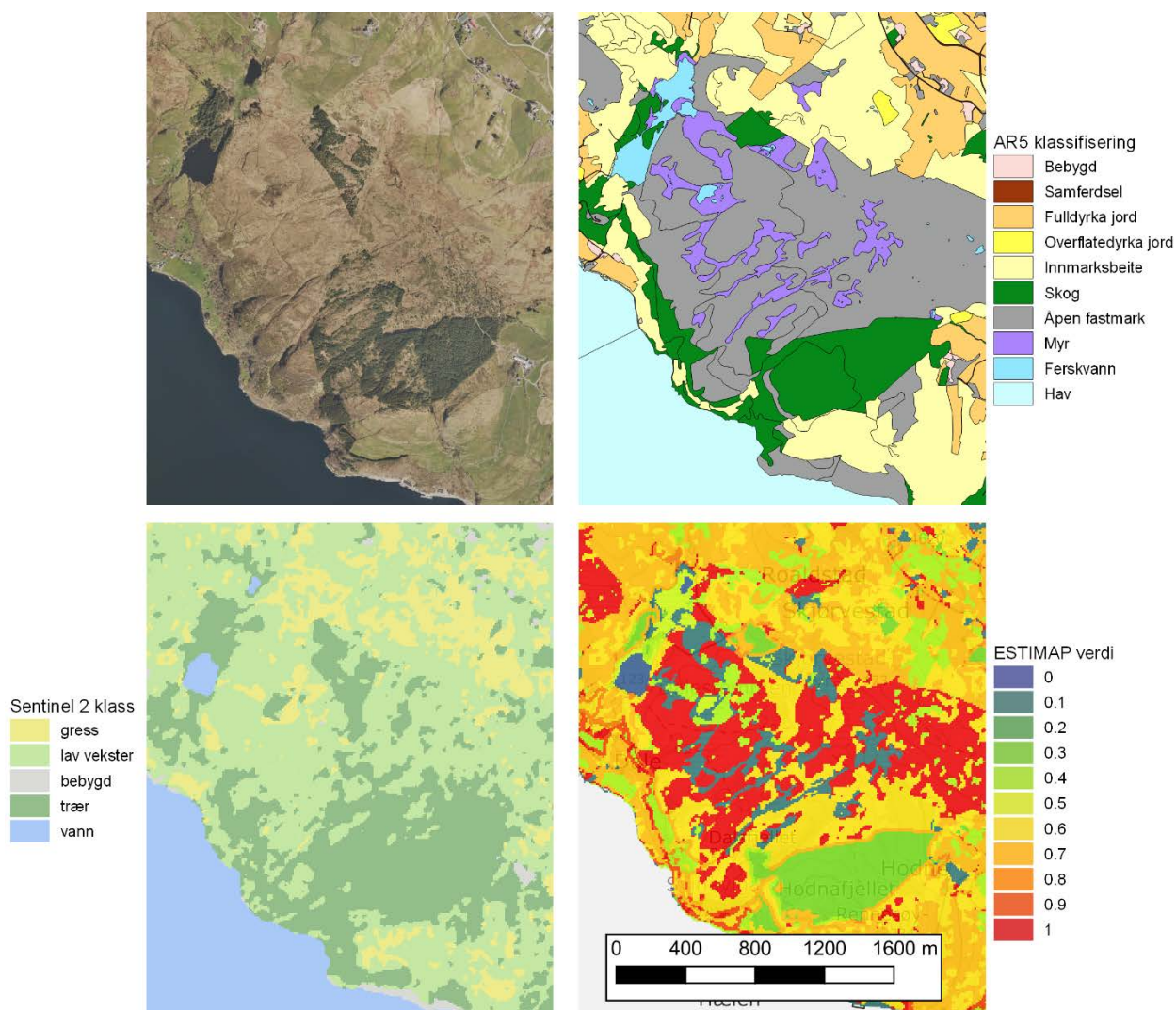


**Figur 15.** Oppblåste avsnitt av ESTIMAP-modellen for området rundt Stavanger by.

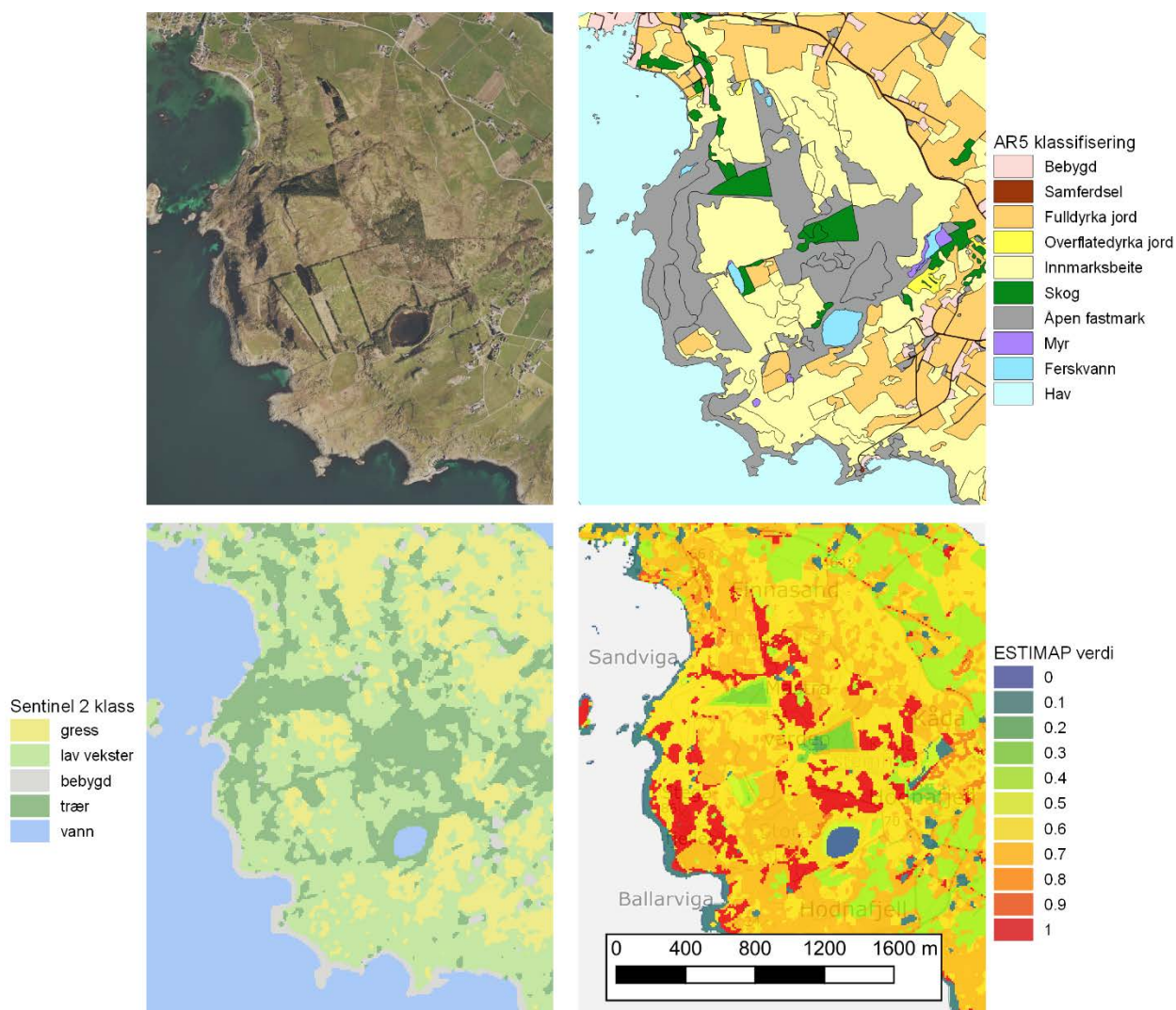


**Figur 16.** Sammenstilling av ortofoto, AR5 arealdekke, landdekkeklassifisering av Sentinel 2 satellittbilder og ESTIMAP-kartlag for egnethet for biehabitat i området rundt Stavanger golfbane (omriss A i **Figur 14**). Arealer definert i AR5 som åpen fastmark (grå farge) inkluderer både naturlig og svært skjøttet vegetasjon. Sentinel 2 satellittbilder hjelper med å skille ut gressplen fra «lave vekster» som er litt høyere enn gress og har større sannsynlighet for å inkludere blomstrende plantearter. Forskjellene mellom disse to kategoriene er imidlertid ikke alltid like lett å skille. ESTIMAP-modellen viser høye verdier for store deler av golfbaneområdet. Ortofotoet viser at området omfatter alt fra små skogholt med stor andel kanthabitat (antatt å kunne bidra med både bolplasser og muligvis blomstrende bakkevegetasjon) til ikke-plen vegetasjon på kantene av skjøttet gressplen (selve golfbanen). Fordi skjøtsel av slike anlegg kan påvirke blomstermengden negativt, bør imidlertid disse verdiene tolkes forsiktig.



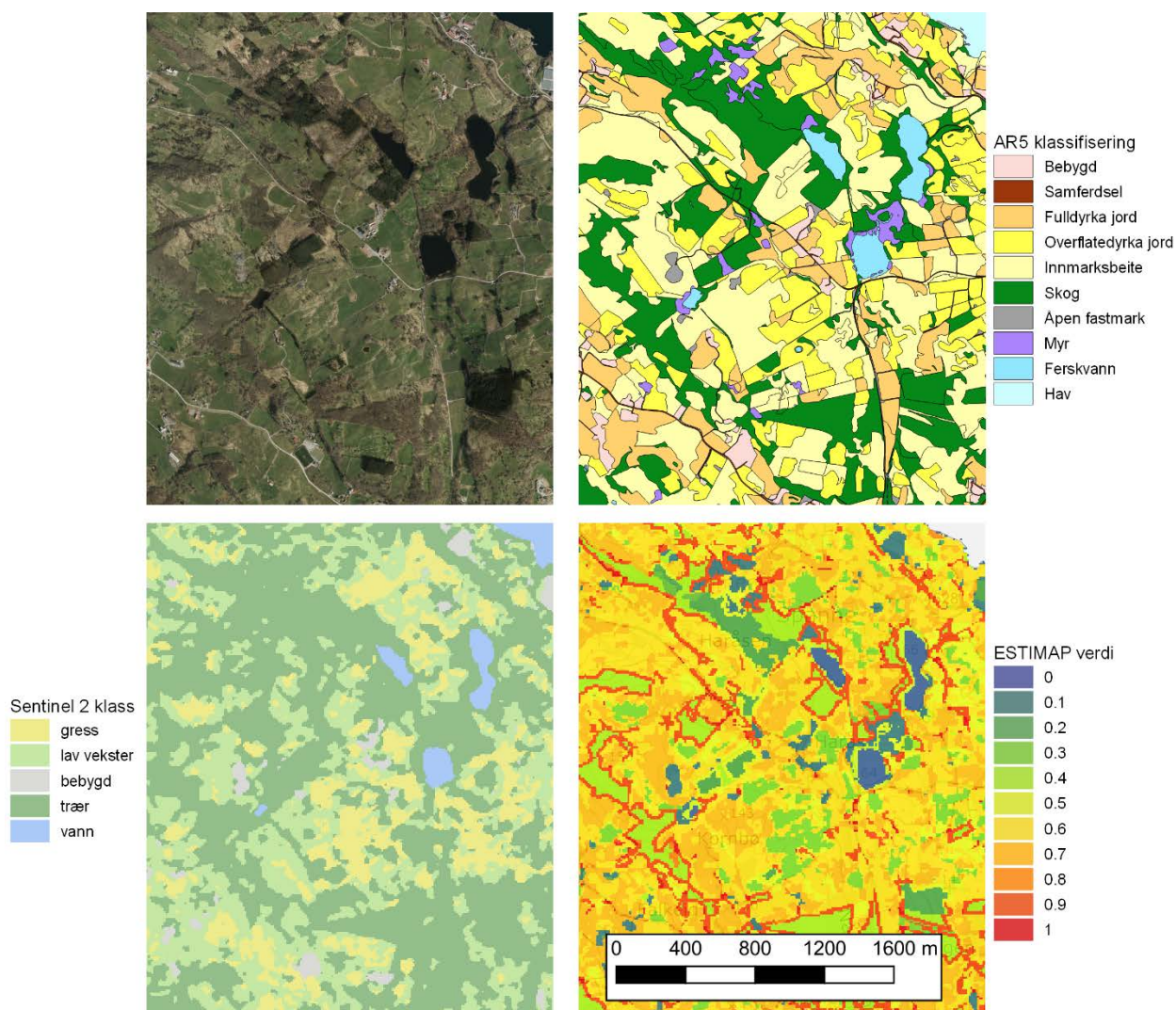


**Figur 17.** Sammenstilling av ortofoto, AR5 arealdekke, landdekkeklassifisering av Sentinel 2 satellitt-bilder og ESTIMAP- kartlag som viser egnethet for biehabitat på sørøst Rennesøy, nedenfor Dalsfjellet og Daleheia (omriss B i **Figur 14**). Ortofotoet viser et forholdsvis stort område med åpen fastmark som er preget av mye naturlig vegetasjon. Fordi blomstertetthet i myrene generelt sett er vesentlig lavere enn på fastmark, fremstår disse myrområdene her med lave verdier for habitategnethet i ESTIMAP-modellen. Dette større området kan likevel forventes å ha gode forutsetninger for pollinerende insekter, med mindre det er spesielt utsatt for mye vind/vær.



**Figur 18.** Sammenstilling av ortofoto, AR5 arealdekke, landdekkeklassifisering av Sentinel 2 satellitt-bilder og ESTIMAP-kartlag for egnethet for biehabitat på sørvest Møre, (omriss C i **Figur 14**). ESTIMAP viser høye verdier for heiene rundt Stegafjellet, nedenfor Mastravarden, og nordenfor Storavatnet, hvor AR5-kartet viser åpen fastmark. Ortofoto tyder på at disse arealene kan betegnes som naturlig vegetasjon i tråd med hvordan Sentinel 2 bilder har tolket arealene, og dermed kan vi forvente at det blir gode forutsetninger for bier med hensyn til både blomsterressurser og bolplasser. Ortofotoet viser noen rekker med trær eller høyere hekker som danner omrisset til noen beiteområder. Disse hekkene er ikke notert i AR5, og noen av de er for smale til å bli fanget av Sentinel 2. Dessuten medfører ikke disse gjenstandene høye ESTIMAP verdier fordi informasjonen i AR5 om skogstype (tresort) og bonitet tyder på at det er mindre sannsynlig at bakkevegetasjonen ville tilby spesielt mye blomsterressurser.





**Figur 19.** Sammenstilling av ortofoto, AR5 arealdekke, landdekkeklassifisering av Sentinel 2 satellitt-bilder og ESTIMAP biehabitategnethet kartlag for nordre Finnøy, (omriss D i **Figur 14**). Her viser ESTIMAP modellen en mosaikk av forskjellige habitategnethetsverdier, der informasjon i AR5 skiller mellom forskjellige skogtyper og ESTIMAP modellen skiller videre mellom skogkant og skogkjerne-habitat. Habitategnethetsverdier er høyere i kantsonene fordi den ytre 20 meter av et skogholt generelt sett yter større mengder med blomster samt bolplasser for både tre- og bakkeboende bier enn skogskjerne. Derfor fremstår et fragmentert skoglandskap som å ha større habitategnethet for bier enn et kontinuerlig skoglandskap. Arealene som er klassifisert som innmarksbeite har enten middels til middelhøy habitategnethetsverdier basert på om vegetasjonen er lavere (gress) eller høyere (med ikke trær).

Fargefellene som vi satte ut for å validere eller kalibrere modellens verdier for habitategnethet ut fra lokale forhold fanget kun 57 individer som tilhørte orden *Hymenoptera* i juli (31 individer) og august (26 individer) til sammen. Dette er dessverre langt ifra et tilstrekkelig grunnlag til en statistisk analyse av modellens parametere. Vi fanget 18 forskjellige arter, hvorav 36 individer kom fra åtte humlearter (**Tabell 7**). Samtlige av artene anses som svært vanlige. Denne svært beskjedne fangst trenger ikke nødvendigvis å bety at bestandene av pollinerende insekter i Stavanger kommune er i fare. Øyene utenfor Stavanger sentrum er hvor ESTIMAP modellen vurderer egnetheten for biehabitat som mest optimal. Det var imidlertid logistiske utfordringer med å nå disse arealene og plassere feller der. Vi hadde derfor dessverre ikke muligheten til å inkludere disse områdene i feltarbeidet vårt. Vi var nok også uheldige med utvalg av lokaliteter og tidspunktet for innsamling. Samtlige av fellene var plassert på arealer som er kommunale eiendommer, som kunne ha gitt oss representative eksempler i variasjonen i ESTIMAP verdier for Nye Stavanger kommune, men slått av vegetasjonen i forkant av datoene vi hadde fellene ute førte til at det var lite blomstring i områdene rundt fellene og lite grunn for pollinerende insekter til å være der. 2019 var for øvrig et vanskelig år for mange insekter i Sør-Norge. Innsamling av insektene i andre deler av landet viste også færre individer enn andre år (Dahle, Sydenhamn, personlig kommunikasjon).

**Tabell 7.** Artsliste over *Hymenoptera* individer som ble fanget med fargefeller i gamle Stavanger kommune i uke 28 og 31, 2019.

| Artsnavn                      | Norsk navn    | Antall individer |
|-------------------------------|---------------|------------------|
| <i>Andrena coitana</i>        | Klokkesandbie | 2                |
| <i>Andrena minutula</i>       | Småsandbie    | 3                |
| <i>Andrena tarsata</i>        | Skogsandbie   | 1                |
| <i>Apis mellifera</i>         | Honningbie    | 4                |
| <i>Bombus hortorum</i>        | Hagehumle     | 2                |
| <i>Bombus hypnorum</i>        | Trehumle      | 1                |
| <i>Bombus lapidarius</i>      | Steinhumle    | 8                |
| <i>Bombus lucorum s.str.</i>  | Lys jordhumle | 16               |
| <i>Bombus pascuorum</i>       | Åkerhumle     | 5                |
| <i>Bombus pratorum</i>        | Markhumle     | 2                |
| <i>Bombus soroensis</i>       | Lundhumle     | 1                |
| <i>Bombus sylvestris</i>      | Markgjøkhumle | 1                |
| <i>Halictus rubicundus</i>    | Skogbåndbie   | 1                |
| <i>Hylaeus communis</i>       | Hagemaskebie  | 2                |
| <i>Lasioglossum albipes</i>   | Engjordbie    | 1                |
| <i>Lasioglossum calceatum</i> | Storjordbie   | 3                |
| <i>Lasioglossum rufitarse</i> | Skogjordbie   | 2                |
| <i>Sphecodes crassus</i>      | Krattblodbie  | 2                |
| <b>Total sum</b>              |               | <b>57</b>        |

Mens innsamlingen av insekter fra studieområdet ikke var tilstrekkelig for å validere ESTIMAP modellens parametere for Nye Stavanger kommune, kan en nylig publisert studie gi noen perspektiver til verdiene som brukes i modellen. Baldock et al. (2019) gjennomførte en omfattende innsamling av pollinerende insekter i fire mellomstore byer i Storbritannia: Bristol, Reading, Leeds og Edinburgh. For å utforske hvordan arealdekkekattegrorier varierte i forhold til både blomsterressurser og bestander av pollinerende insekter, registrerte forskerne både blomsterbesøkende insekter (humler, solitære bier, honningbier, blomsterfluer og andre blomsterbesøkende fluer) og blomsterressursene (antall blomster og artsantall for både naturlig



forekommende og eksotiske plantearter) langs ti 100 meter-transekter for hver landskapskategori i hver by (360 transekter totalt). Arealdekkekategoriene som Baldock et al. brukte avviker med kategoriseringen som danner grunnlaget i ESTIMAP-modellen. Dette gjør en direkte sammenligning vanskelig, men resultatene kan vurderes å støtte opp under de verdier vi fant for pollinatorhabitategnetthet (**Tabell 8**).

**Tabell 8.** Oppsummering av noen resultater fra Baldock et al. (2019). Kolonnene viser gjennomsnitts antall for hver arealdekkekategori (dvs. 10 transekter per by i 4 byer), og verdiene er normaliserte slik at den maksimale verdien for hver kolonne = 1.

| Arealdekkekategori   | Alle bier | Humler | Solitære bier | Alle blomster | Naturlige blomster | Eksotiske blomster |
|--|-----------|--------|---------------|---------------|--------------------|--------------------|
| Parsellhage/ kolonihage  | 1,00      | 1,00   | 0,72          | 0,89          | 0,68               | 0,91               |
| Private hager  | 0,83      | 0,65   | 1,00          | 1,00          | 0,79               | 1,00               |
| Gravlund   | 0,13      | 0,09   | 0,37          | 0,30          | 0,67               | 0,03               |
| Naturresevat   | 0,18      | 0,15   | 0,14          | 0,37          | 0,83               | 0,02               |
| Park   | 0,17      | 0,15   | 0,18          | 0,25          | 0,56               | 0,02               |
| Annet grønnareal (skolegård, idrettsbaner og annet åpent mark) | 0,07      | 0,08   | 0,05          | 0,43          | 1,00               | 0,01               |
| Veikant (inkl. midten av rundkjøringer)                        | 0,11      | 0,09   | 0,16          | 0,31          | 0,69               | 0,03               |
| Ugjennomtrengelige overflater                                  | 0,05      | 0,05   | 0,09          | 0,08          | 0,12               | 0,05               |
| Bebygde arealer (utenom veiene)                                | 0,02      | 0,01   | 0,03          | 0,03          | 0,03               | 0,03               |

Dataene fra Baldock et al. (2019) viser naturlig nok at det finnes flest bier der det finnes flest blomster. I disse fire byene i Storbritannia er det hovedsakelig i private og parsellhagene at blomstermengden var høyest. Dette medfølger at disse hagetyperne hadde vesentlig flere bier enn de andre kategoriene: mellom 4 og 52 ganger større antall bier i parsell/private hager enn i andre arealdekkekategoriene. Forskjellen i blomstermengden mellom arealdekkekategoriene forklares ved at disse to hagetyperne hadde betydelig større mengder med eksotiske blomster. Pollinerende insekter besøkte et bredt mangfold av forskjellige plantearter—både de stedegnete (eller naturlige) og de eksotiske pryddplantene. Forskerne fant at 14 arter (9 naturlige og 5 eksotiske) fikk flere besøk enn man ville forvente ut fra plantenes blomsterantall i det overordnede bylandskapet (**Tabell 9**). Disse plantearter inkluderer mange arter som er ganske vanlige i Norge.

**Tabell 9.** Planteartene som fikk flere besøk av pollinerende insekter enn forventet. (Baldock et al. 2019) for alle arealdekketekategoriene i fire britiske byer. Tallene under hver bys navn viser antall blomsterbesøk.

| Plante art/takson   | Norsk navn           | Bristol | Reading | Leeds | Edinburgh |
|---|----------------------|---------|---------|-------|-----------|
| <b>Stedegnerte (naturlige) arter</b>                            |                      |         |         |       |           |
| <i>Cirsium arvense</i>  | åkertistel           | 40      | 3       | 32    | 166       |
| <i>Geum urbanum</i>   | kratthumbleblom      | 7       | 12      | 1     | 6         |
| <i>Heracleum sphondylium</i>                                    | bjørnekjeks          | 18      | 20      | 9     | 66        |
| <i>Hypochaeris radicata</i>                                     | kystgrisøre          | 12      | 37      | 2     | NA        |
| <i>Leucanthemum vulgare</i>                                     | prestekrage          | 2       | 11      | NA    | 50        |
| <i>Ranunculus repens</i>  | krypsoleie           | 44      | 41      | 31    | 25        |
| <i>Rubus fruticosus</i> agg.                                    | bjørnebær            | 53      | 37      | 50    | 10        |
| <i>Scorzoneroidea autumnalis</i>                                | fjellfollblom        | 34      | 13      | 41    | 1         |
| <i>Taraxacum</i> agg.   | løvetann             | 56      | 87      | 92    | 404       |
| <b>Eksotiske arter</b>  |                      |         |         |       |           |
| <i>Borago officinalis</i>                                       | agurkurt             | 5       | 6       | 11    | 3         |
| <i>Buddleja davidii</i>   | sommerfuglebusk      | 17      | 8       | 4     | 1         |
| <i>Calendula officinalis</i>                                    | ringblom/ morgenfrue | 12      | 12      | 6     | NA        |
| <i>Lavandula angustifolia</i> , <i>L. latifolia</i> og hybrider | lavendel             | 71      | 37      | 18    | 10        |
| <i>Symphytum</i> spp.   | valurt slekta        | 26      | 17      | 3     | 37        |

Antall pollinerende insekter for mange av arealdekketekategoriene i denne studien kan fremstå som overraskende lave i forhold til de tilsvarende verdiene som vi bruker i vår ESTIMAP-modell. For eksempel hadde naturreservatene kun en femtedel antall bier av det som finnes i private hager. I ESTIMAP kunne naturreservatene få en verdi mellom 0,9 og 1,0 (piksler som er åpen mark i AR5 med ikke-gress vegetasjon), mens hagene kunne maksimalt oppnå en verdi = 0,7 (piksler som ifølge AR5 er bebygd men med ikke gress vegetasjon). Men som omtalt ovenfor, er ikke arealdekketekategoriene i Baldock et al. (2019) sammenlignbare med de som vi har brukt i ESTIMAP. Bilder som forfatterne bruker som eksempler på forskjellige arealdekketekategorier viser store mengder med gressplen, også i naturreservatene, med få eller ingen synlige blomstrende vekster. Naturreservat- og parkarealer hadde omtrent 25 – 35 prosent av blomstermengden som i private hager. Dermed er det neppe overraskende at disse arealdekketekategoriene hadde forholdsvis færre besøkende bier og andre pollinerende insekter i de fire byene som var med i studien. Dette understøtter betydningen av tilnærmingen som vi har benyttet i ESTIMAP-modellen. Et areal fra en visst arealdekketekategori kan variere stort med habitategnethet, avhengig av hva slags vegetasjon finnes der.

Kombinasjonene med informasjon fra AR5 grunnkart og Sentinel 2 satellittbilder gir oss habitategnethetsverdier som noenlunde samsvarer med tallene for total blomster- og bieantall for arealdekketekategoriene brukt i Baldock et al. (2019). ESTIMAP-verdiene i **Tabell 10** er kanskje jevnt noe høyere enn normaliserte data for hvor mange blomster eller bier Baldock et al. (2019) registrerte for de fleste arealdekketekategoriene, men biehabitat består av mer enn bare blomster der biene forårsaker. Arealer med permeable overflater og trær utgjør også substrat for bienes bolplasser, og kan ligge ved en avstand fra der biene finner blomsterressursene.

**Tabell 10.** Sammenligning av data fra Baldock et al. (2019) for alle blomsters (naturlig og eksotiske) og alle bienes gjennomsnittlig antall for arealdekketekategoriene, sammen med antatt tilsvarende kombinasjoner av AR5 og Sentinel 2 satellittbilder informasjon, samt kombinasjonens ESTIMAP verdi for habitategnethet for bier.

| Arealdekketekategori   | Alle blomster | Alle bier | AR5 og S2 kombinasjon                                | ESTIMAP verdi |
|--|---------------|-----------|--|---------------|
| Parsellhage/ kolonihage  | 0,89          | 1,00      | Bebygd areal (0,4) + ikke-gress vegetasjon (0,4)     | 0,8           |
| Private hager  | 1,00          | 0,83      | Bebygd areal (0,4) + ikke-gress vegetasjon (0,4)     | 0,8           |
| Gravlund   | 0,30          | 0,13      | Bebygd areal (0,4) + gressplen (0,1)                 | 0,4           |
| Naturresevat   | 0,37          | 0,18      | Åpen fastmark (1,0) + gressplen (-0,4)               | 0,6           |
| Park   | 0,25          | 0,17      | Bebygd areal (0,4) + gressplen (0,0) eller tre (0,2) | 0,4 – 0,6     |
| Annet grønnareal (skolegård, idrettsbaner og annet åpent mark) | 0,43          | 0,07      | Bebygd areal (0,4) + gressplen (0,0)                 | 0,4           |
| Veikant (inkl. midten av rundkjøringer)                        | 0,31          | 0,11      | Samferdsel (0,2) + gressplen (0,2)                   | 0,4           |
| Ugjennomtrengelige overflater                                  | 0,08          | 0,05      | Samferdsel (0,2) + bebygd (-0,1)                     | 0,1           |
| Bebygde arealer (utenom veiene)                                | 0,03          | 0,02      | Bebygde areal (0,4) + bebygd (-0,3)                  | 0,1           |

Verdiene i ESTIMAP-modellen bør ansees som en måte å uttrykke arealenes *potensial* for habitategnethet, og noe som åpenbart påvirkes av hvilke skjøtselstiltak som brukes der. Det er i grunnen kun to måter som man kan forbedre levevilkårene til pollinerende insekter i urbane områder på. Den første er å øke andel av arealer som er gunstige for pollinerende insekter, for eksempel gjennom å konvertere bebygde arealer som er dekket med bygninger eller veier, til åpen mark med blomstrende vegetasjon. Den andre og enklere måten å gjøre det på er å øke kvaliteten til eksisterende arealer ved å øke mengden og kvaliteten til blomstrende vekster. Dette kan skje ved planting av flere pollinatorvennlige vekster og ved riktig skjøtsel av arealene. Utbygging av arealer med egnet furasjering og bolhabitat er viktigste årsaken til pollinerende insekters tilbakegang (Banaszak-Cibicka & Żmihorski 2012, Harrison & Winfree 2015, McKinney 2008, Tscharntke et al. 2005, Winfree et al. 2007). Heldigvis kan høyere habitatkvalitet på lokal skala dempe effektene som foregår på landskapsnivå. (Concepción et al. 2015, Williams & Winfree 2013). Til og med ganske små arealer, som lommeparker, veikanter og private hager, kan tilby pollinerende insekter furasjeringsmuligheter i en mosaikk av mindre egnete arealer.

Hvilke plantearter som vokser i et areal kan ha stor betydning for i hvilken grad en økning i blomstermengder vil forbedre habitatene for pollinerende insekter. Noen studier viser at det finnes flere pollinerende insekter i arealer med en høy andel naturlig (stedegnet) vegetasjon (Fukase & Simons 2016, McFrederick & LeBuhn 2006). Baldock et al. (2019) viser imidlertid at noen pryddplanter også kan være svært tiltrekkende for pollinerende insekter (**Tabell 9**). Både den og andre studier viser at eksotiske pryddplanter kan variere med flere størrelsesordener når det gjelder hyppighet av blomsterbesøk (Garbuzov & Ratnieks 2014). I noen tilfeller besøker ikke bier prydblomster som vokser i parkområder i det hele tatt (Garbuzov et al. 2015). Salisbury et al. (2015) viste at honningbieantallet var høyest på i områder med en plantesammensetning som lignet naturlig vegetasjon og inkluderte få eller ingen eksotiske plantearter. Deres konklusjon var at hagene kunne bli forbedret som biehabitat gjennom å plante et mangfold av blomstrende planter, med større vekt på naturlige forekommende plantearter i tillegg til et

utvalg av eksotiske planter som kan forlenge blomstrende sesongen og ha potensial til å tilby ressurser til artsgrupper bestående av spesialister.

Arealer som er preget av gressplen kan også skjøttes på en måte som kan gi større tilgang til nektar og pollen. Ved å la være å slå gresset kan man for eksempel få fram blomstrende hvitkløver (*Trifolium repens*), noe som kan være furasjeringsområder for mange bier i private hager i urbane strøk (Larson et al. 2014). Skjøtsel som favoriserer blomstrende vekster gjennom mindre hyppig eller senere slått kan bidra til dramatisk høyere antall insekter uten at man forringer arealenes estetiske opplevelsesverdi. Garbuzov et al. (2015) fant at 97 % av besøkende mennesker til en park ga sin støtte til en plan som ville øke arealer med blomstrende urter ved å kun slå noen arealer i en park en gang i året mot slutten av sommeren. En slik skjøtelsesplan i Stavanger kan forventes å øke pollinerende insektenes tilgang til mange av de planteartene som er attraktive kilder for pollen og nektar (**Tabell 9**).



## 4 Referanser

- Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Morse, H., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Staniczenko, P.P.A., Stone, G.N., Vaughan, I.P. & Memmott, J. 2019. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution* 3(3): 363-373.
- Banaszak-Cibicka, W. & Żmihorski, M. 2012. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation* 16(3): 331-343.
- Barnes, C., Balzter, H., Barrett, K., Eddy, J., Milner, S. & Suárez, J.C. 2017. Airborne laser scanning and tree crown fragmentation metrics for the assessment of *Phytophthora ramorum* infected larch forest stands. *Forest Ecology and Management* 404: 294-305.
- Breiman, L. 2001. *Machine Learning* 45(1): 5-32.
- Concepción, E.D., Moretti, M., Altermatt, F., Nobis, M.P. & Obrist, M.K. 2015. Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos* 124(12): 1571-1582.
- Franceschi, S. 2017. Estimating forest structure and biomass through airborne laser scanning for silvicultural and natural hazards purposes. PhD. Free University of Bozen-Bolzano.
- Fukase, J. & Simons, A.M. 2016. Increased pollinator activity in urban gardens with more native flora. *Applied Ecology and Environmental Research* 14(1): 297-310.
- Garbuzov, M. & Ratnieks, F.L.W. 2014. Quantifying variation among garden plants in attractiveness to bees and other flower-visiting insects. *Functional Ecology* 28(2): 364-374.
- Garbuzov, M., Fensome, K.A. & Ratnieks, F.L.W. 2015. Public approval plus more wildlife: twin benefits of reduced mowing of amenity grass in a suburban public park in Saltdean, UK. *Insect Conservation and Diversity* 8(2): 107-119.
- Garbuzov, M., Samuelson, E.E.W. & Ratnieks, F.L.W. 2015. Survey of insect visitation of ornamental flowers in Southover Grange garden, Lewes, UK. *Insect Science* 22(5): 700-705.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D. & Moore, R. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202: 18-27.
- Hanssen, F., Barton, D.N., Nowell, M. & Z.Cimburova. 2019. Mapping urban tree canopy cover using airborne laser scanning –applications to urban ecosystem accounting for Oslo NINA Report. Norwegian Institute for Nature Research. .
- Harrison, T. & Winfree, R. 2015. Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology* 29(7): 879-888.

- Larrinaga, A. & Brotons, L. 2019. Greenness Indices from a Low-Cost UAV Imagery as Tools for Monitoring Post-Fire Forest Recovery. *Drones* 3(1): 6.
- Larson, J.L., Kesheimer, A.J. & Potter, D.A. 2014. Pollinator assemblages on dandelions and white clover in urban and suburban lawns. *Journal of Insect Conservation* 18(5): 863-873.
- McFrederick, Q.S. & LeBuhn, G. 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological Conservation* 129(3): 372-382.
- McKinney, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11(2): 161-176.
- Nowak, D.J. 1996. Estimating leaf area and leaf biomass of open-grown deciduous urban trees. *Forest Science* 42(4): 504-507.
- Salisbury, A., Armitage, J., Bostock, H., Perry, J., Tatchell, M. & Thompson, K. 2015. Enhancing gardens as habitats for flower-visiting aerial insects (pollinators): should we plant native or exotic species? *Journal of Applied Ecology* 52(5): 1156-1164.
- Stange, E.E., Zulian, G., Rusch, G.M., Barton, D.N. & Nowell, M. 2017. Ecosystem services mapping for municipal policy: ESTIMAP and zoning for urban beekeeping. *One Ecosystem* 2.
- Sverdrup-Thygeson, A., Ørka, H.O., Gobakken, T. & Næsset, E. 2016. Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests? *Forest Ecology and Management* 369: 116-125.
- TeleAtlas® MultiNet™ dataset. 2013. MultiNet® Shapefile Format Specification.
- Torné-Noguera, A., Rodrigo, A., Arnan, X., Osorio, S., Barril-Graells, H., da Rocha-Filho, L.C. & Bosch, J. 2014. Determinants of Spatial Distribution in a Bee Community: Nesting Resources, Flower Resources, and Body Size. *PLOS ONE* 9(5): e97255.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8(8): 857-874.
- Wang, X., Wang, M., Wang, S. & Wu, Y. 2015. Extraction of vegetation information from visible unmanned aerial vehicle images. *Nongye Gongcheng Xuebao/Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* 31: 152-159.
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Szentgyörgyi, H., Tscheulin, T., Vaissière, B.E., Woysciechowski, M., Biesmeijer, J.C., Kunin, W.E., Settele, J. & Steffan-Dewenter, I. 2008. Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological Monographs* 78(4): 653-671.

Williams, N.M. & Winfree, R. 2013. Local habitat characteristics but not landscape urbanization drive pollinator visitation and native plant pollination in forest remnants. *Biological Conservation* 160: 10-18.

Winfree, R., Griswold, T. & Kremen, C. 2007. Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conservation Biology* 21(1): 213-223.

Zulian, G., Paracchini, M.L., Maes, J. & Liqueste, C. 2013. ESTIMAP ecosystem services mapping at European scale. Report EUR 26474 EN. European Commission Joint Research Centre.

## 5 Appendiks

**Tabell A1.** Metadata for resultatenes datasett som leveres sammen med denne rapporten.

| Filnavn                    | Beskrivelse  | Attributter  | Tidsperiode | Utstrekning                       | Format | Oppløsning |
|----------------------------|--|--|-------------|-----------------------------------|--------|------------|
| landcover_sentinel         | Arealdekke klassifisering<br>Fra Sentinel and LiDAR-derivert terreng- og overflate-høyde data                                      | bånd1 (int):<br>0 - ingen data<br>1 - ugjennomtrengelig<br>2 - skog<br>3 - gress/jordbruk<br>4 - vann  | 2016 - 2018 | Stavanger,<br>Rennesøy,<br>Finnøy | raster | 10 m       |
| landcover_orthophoto       | Arealdekke klassifisering fra Sentinel, ortofoto og LIDAR-derivert terreng- og overflate-høyde data                                | band1 (int):<br>0 - ingen data<br>1 - ugjennomtrengelig<br>2 - skog<br>3 - gress/jordbruk<br>4 - vann  | 2016 - 2018 | Stavanger                         | raster | 2m         |
| landcover_optimal2         | Sammensetting av Sentinel- og ortofoto-derivert arealdekkekart med FKB bygg og transport data.<br>(revidert siden første utkast)   | band1 (int):<br>0 - ingen data<br>1 - ugjennomtrengelige kunstig<br>2 - ugjennomtrengelige naturlige bergarter<br>3 - bygg<br>4 - barskog<br>5 - løvskog<br>6 - gress/jordbruk<br>7 - vann | 2016 - 2018 | Stavanger,<br>Rennesøy,<br>Finnøy | raster | 2m         |
| impervious_artificial_rock | Binærklassifisering av ugjennomtrengelige kunstige og naturlige overflater. Modellresultater er sannsynlighetsmodus mellom 0 og 1. | bånd1 (dobbel):<br>[0:1] - kunstig:naturlig  | 2016 - 2018 | Stavanger,<br>Rennesøy,<br>Finnøy | raster | 10m        |



|                             |  |  |             |                             |        |      |
|-----------------------------|--|--|-------------|-----------------------------|--------|------|
| Skog_barskog_lovskog        | Binærklassifisering av barskog og løvskog. Modell resultater er sannsynlighetsmodus mellom 0 og 1.   | band1 (dobble):<br>[0:1] - barskog:løvskog   | 2016 - 2018 | Stavanger, Rennesøy, Finnøy | raster | 10m  |
| vegetation_ndvi             | Normalised difference vegetation index med Sentinel 2 data.  | band1 (dobble):<br>[0:1] - brun:grønn vegetasjon   | 2016 - 2018 | Stavanger, Rennesøy, Finnøy | raster | 10m  |
| tree_successional_status    | Suksesjonsstadium ag skogholt i 10 x 10m raster basert på tre kategorier av trekrone høyder fra horisontal høyde varians. Høyde derivert fra LIDAR data. | band1 (int):<br>0 - ingen data<br>1 - tidlig suksesjon<br>2 - midt suksesjon<br>3 - sen suksesjon  | 2014-2018   | Stavanger, Rennesøy, Finnøy | raster | 10m  |
| tree_height                 | Gjennomsnitts trehøyde i meter. Høyde derivert fra LIDAR data.   | bånd1 (dobbel):<br>trekrone høyde i meter  | 2014-2018   | Stavanger, Rennesøy, Finnøy | raster | 10m  |
| tree_canopy3                | Trekrone-objekter med tilknyttet trekrone mål. Trær segmentert med bruk av LIDAR data.   | avHeight: gjennomsnitts trehøyde (m)<br>maxHeight: høyde fra bakken til tretopp (m)<br>minHeight: trekrone bunn til tretopp (m)<br>diameter: trekrone diameter (m)<br>volume: trekrone 3D volum (m3)<br>surfaceA: trekrone 2D mantelflate (m2) | 2014-2018   | Stavanger                   | vektor | n.a. |
| nye_stavanger_poll_hab_4des | ESTIMAP for pollinerende insekter  | Band1 (int)<br>[0:1] – lav til optimal habitategnethet   | 2016-2018   | Stavanger, Rennesøy, Finnøy | raster | 10 m |

**Tabell A2.** Habitategnethet-verdier for arealdekketyper og piksel klassifisering basert på Sentinel 2 satellittbilder.

| Arealdekketype (AR5)                  | Arealdekkeklassifisering fra Sentinel 2 satellittbilder |                |                   |      |      |
|---------------------------------------|---|----------------|-------------------|------|------|
|                                       | Gress/jordbruk  | Lav vegetasjon | Ugjennomtrengelig | Trær | Vann |
| Bebyggd                               | 0.4   | 0.7            | 0.1               | 0.6  | 0.05 |
| Samferdsel                            | 0.4   | 0.8            | 0.1               | 0.5  | 0.05 |
| Fulldyrka jord                        | 0.4   | 0.7            | 0.1               | 0.6  | 0.05 |
| Overflatedyrka jord                   | 0.3   | 0.6            | 0.1               | 0.5  | 0.05 |
| Innmarksbeite barskog                 | 0.3   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Innmarksbeite løvskog                 | 0.3   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Innmarksbeite blandet                 | 0.3   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Innmarksbeite ikke tresatt            | 0.3   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Innmarksbeite, treslag ikke registret | 0.3   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Skog impediment barskog, kantsone     | 0.4   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Skog impediment barskog, indre        | 0.3   | 0.6            | 0.1               | 0.2  | 0.05 |
| Skog impediment løvskog, kantsone     | 0.7   | 0.9            | 0.1               | 0.7  | 0.05 |
| Skog impediment løvskog, indre        | 0.4   | 0.6            | 0.1               | 0.4  | 0.05 |
| Skog impediment blandet, kantsone     | 0.6   | 1              | 0.1               | 0.6  | 0.05 |
| Skog impediment blandet, indre        | 0.25  | 0.65           | 0.1               | 0.25 | 0.05 |
| Skog lav barskog, kantsone            | 0.3   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Skog lav barskog, indre               | 0.2   | 0.6            | 0.1               | 0.2  | 0.05 |
| Skog lav løvskog, kantsone            | 0.7   | 0.9            | 0.1               | 0.7  | 0.05 |
| Skog lav løvskog, indre               | 0.4   | 0.6            | 0.1               | 0.4  | 0.05 |
| Skog lav blandet, kantsone            | 0.6   | 0.9            | 0.1               | 0.6  | 0.05 |
| Skog lav blandet, indre               | 0.25  | 0.65           | 0.1               | 0.25 | 0.05 |
| Skog medium barskog, kantsone         | 0.4   | 0.7            | 0.1               | 0.4  | 0.05 |
| Skog medium barskog, indre            | 0.3   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Skog medium løvskog, kantsone         | 0.8   | 0.9            | 0.1               | 0.8  | 0.05 |
| Skog medium løvskog, indre            | 0.5   | 0.8            | 0.1               | 0.5  | 0.05 |
| Skog medium blandet, kantsone         | 0.8   | 0.9            | 0.1               | 0.8  | 0.05 |
| Skog medium blandet, indre            | 0.4   | 0.8            | 0.1               | 0.4  | 0.05 |
| Skog høy barskog, kantsone            | 0.7   | 0.8            | 0.1               | 0.7  | 0.05 |
| Skog høy barskog, indre               | 0.3   | 0.7            | 0.1               | 0.3  | 0.05 |
| Skog høy løvskog, kantsone            | 0.8   | 1              | 0.1               | 0.8  | 0.05 |
| Skog høy løvskog, indre               | 0.6   | 0.8            | 0.1               | 0.6  | 0.05 |
| Skog høy blandet, kantsone            | 0.7   | 0.9            | 0.5               | 0.6  | 0.05 |
| Skog høy blandet, indre               | 0.35  | 0.65           | 0.1               | 0.25 | 0.05 |
| Skog veldig høy barskog, kantsone     | 0.6   | 0.9            | 0.1               | 0.5  | 0.05 |
| Skog veldig høy barskog, indre        | 0.3   | 0.6            | 0.1               | 0.2  | 0.05 |
| Skog veldig høy løvskog, kantsone     | 1   | 1              | 0.1               | 0.9  | 0.05 |
| Skog veldig høy løvskog, indre        | 0.5   | 0.8            | 0.1               | 0.4  | 0.05 |
| Skog veldig høy blandet, kantsone     | 0.85  | 0.9            | 0.1               | 0.75 | 0.05 |
| Skog veldig høy blandet, indre        | 0.35  | 0.65           | 0.1               | 0.25 | 0.05 |
| Åpen fastmark impediment ikke tresatt | 0.6   | 1              | 0.1               | 0.6  | 0.05 |

| Arealdekketype (AR5)                  | Arealdekkeklassifisering fra Sentinel 2 satellittbilder |                     |                        |      |      |
|---------------------------------------|---|---------------------|------------------------|------|------|
|                                       | Gress/jordbruk  | Lav vege-<br>tasjon | Ugjennom-<br>trengelig | Trær | Vann |
| Åpen fastmark medium ikke tresatt     | 0.6   | 1                   | 0.1                    | 0.6  | 0.05 |
| Åpen fastmark høy ikke tresatt        | 0.6   | 1                   | 0.1                    | 0.6  | 0.05 |
| Åpen fastmark veldig høy ikke tresatt | 0.6   | 1                   | 0.1                    | 0.6  | 0.05 |
| Myr impediment barskog                | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Myr impediment løvskog                | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.4  | 0.05 |
| Myr medium blandet                    | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.3  | 0.05 |
| Myr høy barskog                       | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Myr høy løvskog                       | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.3  | 0.05 |
| Myr høy blandet                       | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.3  | 0.05 |
| Myr impediment blandet                | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Myr impediment ikke tresatt           | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Myr Lav barskog                       | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Myr Lav løvskog                       | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Myr Lav blandet                       | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Myr medium barskog                    | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Myr medium løvskog                    | 0.4   | 0.1                 | 0.1                    | 0.1  | 0.05 |
| Ferskvann                             | 0.35  | 0.45                | 0.05                   | 0.45 | 0.05 |
| Hav                                   | 0.3   | 0.4                 | 0                      | 0.4  | 0.05 |
| Ikke registret                        | 0   | 0                   | 0                      | 0    | 0.05 |







*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: 978-82-426-33456-6

## 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](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger