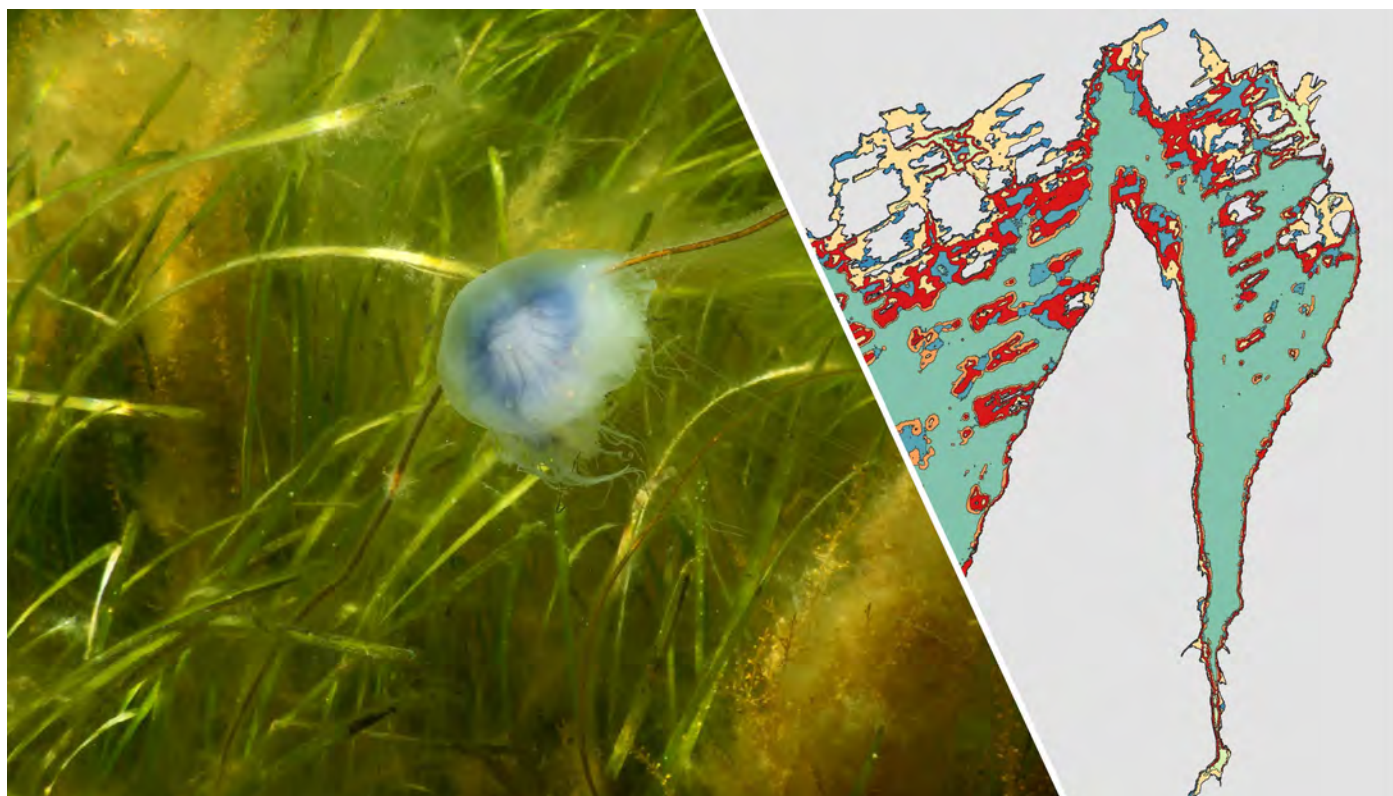


Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden	Løpenummer 7605-2021	Dato 30.03.2021
Forfatter(e) Eli Rinde, Trine Bekkby, Kristina Kvile, Guri Sogn Andersen, Marijana Brkljacic, Marc Anglès d'Auriac, Hartvig Christie, Camilla W. Fagerli, Stein Fredriksen, Siri Moy, André Staalstrøm, og Lise Tveiten	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 61 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Oppdragsreferanse 20087521
Oppdragsgivers utgivelse: Miljødirektoratet rapport M-2066 2021	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200207

Sammendrag

Formålet med prosjektet har vært å skaffe kunnskap om et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden, og samtidig skaffe praktisk erfaring med NiN-systemet som verktøy for å dekke miljøforvaltningens behov. Gjennom feltkartlegging har vi skaffet kunnskap om endringer i naturtyper som er kartlagt tidligere i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold - kyst. Dette omfatter ålegrasenger og bløtbunnsområder i strandsonen i indre deler av fjorden. I tillegg er det foretatt kartlegging av sukkertareskog i ytre del, og undersøkelse av en antatt forekomst av ruglbunn nær Håøya. Det er utført et omfattende modelleringsarbeid som grunnlag for feltdesign og prioritering av framtidig kartlegging av forvaltningsrelevant natur i fjorden.

Fire emneord	Four keywords
1. Ålegras	1. Seagrass
2. Sukkertare	2. Sugar kelp
3. Økologisk tilstand	3. Ecological state
4. Natur i Norge	4. Nature in Norway

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Eli Rinde
Prosjektleder/Hovedforfatter

Mats Walday
Kvalitetssikrer

Paul Ragnar Berg
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7341-0
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden

Forord

Etter en offentlig utlysning sommeren 2020, engasjerte Miljødirektoratet NIVA for å skaffe kunnskap om viktige marine naturtyper i Oslofjorden, med mål om samtidig å få praktisk erfaring med NiN-systemet marint som verktøy for miljøforvaltningen. DHI-GRAS har vært underleverandør av satellittbaserte habitatkart, som utgjør en viktig del av dette forarbeidet, og vi takker Mikkell Lydholm Rasmussen, Mikkell Høegh Bojesen og Lars Boye Hansen for dette viktige grunnlaget og for å ha deltatt på en workshop 26. november 2020 om strategier og prioritering av det videre arbeidet i prosjektet. Guri Sogn Andersen og Kristina Øie Kvile har vært ansvarlige for NiN-modelleringen, som også danner grunnlag for videre kartlegging. Trine Bekkby har vært ansvarlig for kartlegging av sukkertareskog, Marijana Stenrud Brkljacic for kartlegging av bløtbunn og Eli Rinde for ålegras- og ruglbunnkartleggingen. Marc Anglès d'Auriac har utført DNA-analyser av kalkalger, og André Staalstrøm har bidratt med kart over oksygenfattig sjøbunn. Stein Fredriksen har deltatt på feltkartlegging av ruglbunn og har utarbeidet artslisten for innsamlede makroalger fra undersøkt lokalitet.

Vi vil takke Mats Walday (NIVA), Egil Postmyr, Ida Maria Evensen og Ida Kessel Nordgård (Miljødirektoratet), for deltagelse og bidrag på workshopen i november, og NIVAs prosjektstøtte, utstyrssentral og miljøinformatikk for all god hjelp.

Kontaktperson hos Miljødirektoratet har vært Ida Maria Evensen

Oslo, 24. mars 2021

Eli Rinde

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	7
1.1	Bakgrunn	7
2	Metode	9
2.1	Naturtyper som er kartlagt tidligere.....	9
2.1.1	Ålegrasdelen av Marin undervannseng.....	11
2.1.2	Stortareskog (M1-5)	15
2.1.3	Bløtbunnsområder i strandsonen.....	15
2.2	Utvalg av naturtyper med ukjent utbredelse i Oslofjorden.....	16
2.2.1	Forhåndskartlegging (modellering og satellittbildeanalyse)	18
2.2.2	NiN-modellering	19
2.2.3	Satellitt-bilde analyser av Sentinel 2-data	21
2.2.4	Relevant målestokk	21
2.3	Workshop og plan for opsjonsperioden	23
3	Resultater	24
3.1	Feltkartlegging	24
3.1.1	Ålegrasdelen av Marin undervannseng (M7)	24
3.1.2	Sukkertareskog (M1-3)	27
3.1.3	Ruglbunn (M4-11, M4-20)	30
3.2	Bløtbunnsområder i strandsonen	33
3.3	Forhåndskartlegging	35
3.3.1	NiN-modellering	35
3.3.2	Satellittbildeanalyse	41
3.4	Strategi og plan for kartlegging av gjenstående valg av naturtyper	44
3.4.1	Prioriteringer for 2021 - med fokus på metodeutvikling for ferdigstillelse av Miljødirektoratets instruks.....	45
3.4.2	Anbefalinger for kartleggingen i 2022 og 2023	47
4	Diskusjon	48
4.1	Endring i utbredelse og tilstand av tidligere kartlagte naturtyper	48
4.1.1	Ålegrasenger.....	48
4.1.2	Sukkertareskog	50
4.1.3	Bløtbunnsområder i strandsonen.....	51
4.2	Evaluerings av forhåndskartleggingen	52
4.2.1	NiN-modellen	52
4.3	Målsetting og plan for 2021.....	54
4.4	Forslag til overordnet plan for resten av opsjonsperioden (2022-2023)	54
4.5	Evaluerings og innspill til NiN og feltveilederen.....	55
5	Konklusjon	59
6	Referanser.....	60

Sammendrag

Formålet med prosjektet har vært å skaffe kunnskap om et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden, og samtidig skaffe praktisk erfaring med NiN-systemet som verktøy for å dekke miljøforvaltningens behov. I tillegg har det vært ønsket å få kunnskap om eventuelle endringer i naturtyper som tidligere er kartlagt i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold - kyst.

Metodikk og prioriteringer i 2020: Blant tidligere kartlagte naturtyper ble vanlig ålegras (*Zostera marina*) og grunne bløtbunnsområder i strandsonen prioritert i 2020. For naturtyper som i liten grad har vært kartlagt i Oslofjorden tidligere var målsettingen å sørge for et best mulig kartgrunnlag for planlegging av feltdesignet etter NiNs type- og beskrivelsessystem for de neste årene. Dette inkluderer en omfattende forhåndskartlegging (sammenstilling av eksisterende data og modeller, modellering av utbredelse av NiN-typer og bildeanalyse ved hjelp av satellittdata i grunne kystområder). Sukkertareskog (*Saccharina latissima*, M1-3) og ruglbunn (M4-11 og M4-20) ble prioritert på grunn av manglende kunnskap om disse naturtypenes utbredelse.

Resultater: Totalt ble 99 **ålegrasenger** kartlagt i Indre Oslofjord (74 enger), på Hurumkysten og langs Frogns vestkyst (25 enger). En reduksjon i nedre voksegrense ble funnet for 67 % av engene, med et estimert tap av areal på 57 000 m². Tilstanden (dvs. mengden trådalger) var forverret for 66 % av engene og fremmede arter ble observert i 22 % av engene. **Grunne bløtbunnsområder i strandsonen** ble avgrenset på nytt i Indre Oslofjord. Til sammen 133 forekomster ble revidert med ny informasjon om utbygging, utfylling og mudring, samt med bruk av forbedrede kart. Oppdaterte forekomster av ålegrasenger og grunne bløtbunnsområder i strandsonen er sendt til Naturbasen. Sukkertare ble kartlagt i Ytre Oslofjord og innover fjorden, til ca. Bastøy. 798 stasjoner ble besøkt og sukkertare ble funnet på 130 av disse. Kun 20 (15 %) av stasjonene hadde det som er definert som tareskog. Nedre voksegrense avtok innover i fjorden. Flere av tidligere sukkertareskoger var nå forsvunnet, og opprette rødalger, ofte dekket med påvekstalger (fintrådige alger, «lurv»), ser ut til å ha erstattet sukkertareskogen. Nedre voksegrense for gjenstående planter så ut til å ha endret seg lite. Det finnes kun informasjon om én kjent forekomst av **ruglbunn** i Oslofjorden, i Kloasundet (Drøbaksundet). Denne ble derfor valgt ut for undersøkelse av størrelse og artsdiversitet ved bruk av ROV, undervannskamera og dykking. I tillegg til ble også noen lokaliteter kjent fra 1950-tallet undersøkt med ROV og undervannskamera. Materiale til DNA-analyse ble samlet inn. Det ble ikke funnet noen tydelig forekomst av løstliggende ruglklumper (såkalt «ekte» rugl/mergel). Noen steder fant vi steiner begrodd av kalkalger, dvs. 'falsk' rugl-/mergel. **NiN-modellering** av naturtyper ga oss heldekkende kart over et utvalg naturtyper, noe som sammen med klassifiseringen av grunne områder basert på **satellittbilder** gir oss et godt verktøy til framtidig prioritering og planlegging.

Prioriteringer for 2021 og videre arbeid: Nye føringer medførte en endring i planene for 2021, med fokus på metodeutvikling for å ferdigstille arbeidet med Miljødirektoratets marine kartleggingsinstruks, og spesielt fokus på kunnskap om variasjon i lokalitetskvalitet. Dette vil inkludere feltkartlegging med formål om å vurdere/evaluere sesongvariasjoner i tilstand/lokalitetskvalitet og skaffe til veie kunnskap av relevans for å utvikle kriterier. Fokuset vil være ålegrasenger, sukkertareskog, muslingbanker (både blåskjell- og østersbanker) og helofytt-saltvannssump. For 2022 foreslår vi å prioritere gjenbesøk og re-kartlegging av tidligere kartlagte forekomster av ålegrasenger og stortareskog i Midtre og Ytre Oslofjord, for å kunne fange opp endringer i disse naturtypenes nedre voksegrense, arealutbredelse, og tilstand. Dersom Miljødirektoratet ønsker det, kan også brakkvanns-undervannsengene prioriteres for re-kartlegging.

Summary

Title: Mapping of prioritized marine nature types in the Oslofjord.

Year: 2021

Author(s): Eli Rinde, Trine Bekkby, Kristina Kvile, Guri Sogn Andersen, Marijana Brkljacic, Hartvig Christie, Camilla W. Fagerli, Stein Fredriksen, Siri Moy, André Staalstrøm, og Lise Tveiten.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7341-0

The aim was to acquire knowledge about a selection of marine habitats in the Oslofjord, while also gaining practical experience with the NiN habitat classification system as a tool to meet the needs of management authorities. We also wanted to gain knowledge about changes in habitats previously mapped by the National Program for Mapping Biodiversity - Coast. **Methods and priorities 2020:** For habitat types previously mapped, eelgrass (*Zostera marina*) and soft sediments in the littoral zone were prioritized in 2020. For habitats that to a small degree have been mapped before, the aim was to provide the best knowledge basis for planning field work for the next few years, in accordance with the NiN system. This includes a comprehensive pre-mapping (compilation of existing data and models, modelling of the distribution of NiN habitats and satellite image analysis in shallow areas). Sugar kelp forest (*Saccharina latissima*, M1-3) and maerl beds (M4-11 and M4-20) were prioritized for mapping due to lack of knowledge about the distribution of these habitats. **Results:** A total of 99 **eelgrass meadows** were mapped in the Inner Oslofjord (74 meadows), along the Hurum coast and the west coast of Frogn (25 meadows). Reduced lower growth limit was found for 67 % of the meadows, with an estimated area loss of 57 000 m². The condition (i.e. amount of filamentous algae) had worsened for 66 % of the meadows, and alien species were observed in 22 %. In total 100 occurrences of **soft seabeds in the littoral zone** were re-delineated in the Inner Oslofjord based on new information on coastal development, such as construction and dredging, as well as with the use of improved terrain maps. Updated occurrences of eelgrass meadows and soft sediments in the littoral zone are sent to "Naturbasen". **Sugar kelp** was mapped in the Outer Oslofjord, into the area around Bastøy. 798 stations were visited, and sugar kelp was found at 130 of them, of which only 20 (15 %) had a sufficient high density to be categorized as kelp forest. The lower growth limit decreased towards the inner part of the fjord. Several of the sugar kelp sites previously mapped had now disappeared, and red algae, often covered with filamentous algae ("turf"), seems to have replaced the sugar kelp forests. The lower growth limit of the remaining plants seemed not to have changed. There is only *one* known occurrence of **maerl beds** in the Oslofjord, in Kloasundet (Drøbaksundet). This area was investigated with regard to distribution extent and species diversity, using ROV, underwater camera and diving. In addition, some areas mapped in the 1950s were also investigated with ROV and underwater camera. Materials were sampled for DNA analysis. We found no areas with "real" maerl beds (i.e. unattached nodules of calcareous red algae). In some areas, however, we found cobble/stones covered with calcareous algae, so called "false" maerl ("rhodoliths"). **NiN modelling** gave us comprehensive maps of several habitat classes, which together with the classification of shallow areas based on **satellite images** gives us a good tool for future prioritization and planning. **Priorities for 2021 and further work:** New guidelines in November 2020 led to a change in the plans for 2021, with focus on developing methods and collect knowledge relevant to the work by the Norwegian Environment Agency on variation in site quality. This will include field mapping with the aim of assessing seasonal variations in condition/quality. The focus will be on eelgrass meadows, sugar kelp forests, mussel banks and the NiN equivalent to saltmarshes ("helofytt-saltvannssump"). For 2022, we propose to prioritize re-mapping of eelgrass meadows and *Laminaria hyperborea* kelp forests in the Mid and Outer Oslofjord, in order to be able to capture changes in these habitat types' lower growth limit, distribution and condition. If prioritised by the Norwegian Environment Agency, brackish seagrass meadows can also be prioritized for re-mapping.

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Prosjektet er planlagt gjennomført over fire år, med 2020 som oppstartsår. En viktig del av arbeidet i det første året har vært å utvikle modeller og kartgrunnlag som basis for å velge ut områder prioritert for kartlegging i felt i de tre kommende årene. Hovedformålet til prosjektet er å skaffe kunnskap om viktige marine naturtyper i Oslofjorden, samtidig som man får praktisk erfaring med NiN-systemet marint som verktøy for å dekke miljøforvaltningens behov. Artsdatabankens system, Natur i Norge (NiN), er et verktøy utviklet for å type-inndele og beskrive natur på en etterprøvbart og sammenlignbar måte, og som håndterer naturvariasjon på alle skalaer (www.artsdatabanken.no/NiN). NiN-systemet har vært utgangspunktet for en utvelgelse av syv naturtyper og elementer fra beskrivelsessystemet som Miljødirektoratet har ønsket ny eller oppdatert kunnskap om. Disse naturtypene er:

- marin undervannseng som hovedtype
- hovedtypen eufotisk marin sedimentbunn (inkludert de små forekomstene i strandsonen som ikke ble kartlagt i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold-kyst (Bekkby m.fl. 2013), samt de dypere forekomstene)
- sukkertareskog
- ruglbunn
- fast fjæreltebunn
- eksponert blåskjellbunn
- helofytt-saltvannssump

I tillegg var det ønsket å få kunnskap om hvorvidt tidligere kartlagte marine naturtyper i Oslofjorden (ålegrasenger, stortareskog og grunne marine bløtbunnsområder) har endret utbredelse sammenlignet med den som er registrert i Naturbasen som en del av arbeidet i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold - kyst. Arbeidet har omfattet kartlegging av forekomster av noen av disse naturtypene, innhenting av kunnskap om hvorvidt utbredelsen av et utvalg tidligere kartlagte naturtyper har endret seg, og innsamling av data og kunnskap til evaluering av den marine NiN-veilederen gjennom praktisk bruk. En del av oppdraget har også vært å lage en plan for gjennomføring av kartlegging av alle de syv valgte naturtypene for hele Oslofjorden i opsjonsperioden (2021-2023). Nye føringer i november 2020 medførte en endring i planene for 2021, med nytt fokus på metodeutvikling for å ferdigstille arbeidet med Miljødirektoratets marine kartleggingsinstruks, og spesielt fokus på kunnskap om variasjon i lokalitetskvalitet. Det innebar at workshopen i november 2020 ble rettet mot arbeidet i 2021 i stedet for hele opsjonsperioden.

I tråd med stortingsmeldingen *Natur for livet* (Meld. St. 14, 2015-2016) skal kartleggingen av natur gjennomføres ved bruk av en mest mulig objektiv, verdinøytral og etterprøvbart metodikk, og med vekt på å få kartlagt de mest forvaltningsrelevante naturtypene først. NiN-systemet skal utgjøre kjernen i dette arbeidet. NiN er under revidering, og den marine kartleggingsveilederen publisert i 2019 (Sogn Andersen m.fl. 2019a) har ikke blitt testet i praksis. Veilederen er utviklet av NIVA, HI, NGU; i samarbeid med Naturhistorisk museum (NHM, UiO) og i dialog med NINA. En viktig del av arbeidet i dette prosjektet har derfor vært å evaluere veilederen og melde tilbake forslag til endringer og forbedringer, og dermed bidra med den kunnskapen man trenger for revidering av kartleggingsveilederen.

Miljødirektoratet viser til kriterier for prioritering av hva som skal kartlegges og hvor. Kriteriene innebærer en prioritering av områder der kartleggingen gir stor samfunnsnytte, som områder med stor aktivitet og utbyggingspress, og områder der klimaendringene forventes å føre til raske endringer av naturtypene. Prioritert skal også gis til naturtyper som er truet, som er viktige for mange arter, som dekker mange sentrale økosystemfunksjoner eller som er spesielt dårlig kartlagt. Oslofjorden er et område med høy befolkningstetthet og menneskelig aktivitet; trafikk, forurensning og utbygging i strandsonen skaper stort press på de marine økosystemene. Området er påvirket av klimaendringer, og økning i havtemperatur og eutrofieffekter har påvirket utbredelse og tilstand til for eksempel tareskoger og ålegrasenger. I tillegg er området under press fra spredning av fremmede marine arter som stillehavsøsters og flere dørstokkarter, som medfører økt økologisk risiko på grunn av klimaendringene. Miljødirektoratet ønsket derfor å prioritere Oslofjorden for kartlegging av marine naturtyper i 2020, etter at Nasjonalt program for kartlegging av marint biologisk mangfold-kyst ble avsluttet i 2019.

Samtidig med kartlegging av naturtyper i Oslofjorden pågår det et arbeid under ledelse av NIVA (i samarbeid med NGU og HI, og i dialog med NHM ved UiO) på utvelgelse av forvaltningsrelevante naturtyper, såkalt *Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks*. Arbeidet vil også etablere de nødvendige NiN-kodene for naturtypene som havner på listen. Resultatet vil være en liste over naturtyper og enheter som oppfyller gitte kriterier for forvaltningsrelevans. Samtidig arbeides det med å lage målestokktilpassede kartleggingsenheter for norsk natur, inkludert marint. Dette arbeidet er ledet av NHM, og NIVA bidrar med kunnskap om marine enheter. Begge disse prosjektene er relevante for arbeidet med kartlegging av marine naturtyper i Oslofjorden. Kartlegging av marin natur i Oslofjorden vil bidra med kunnskap av stor relevans for begge nevnte prosjekter, og det er et tett samarbeid mellom de tre prosjektene. I 2021 har faggruppen som jobber med forvaltningsrelevante naturtyper jobbet parallelt med Oslofjord-prosjektet i planleggingen av metodeutvikling for fastsettelse av lokalitetskvalitet. Arbeidet i Oslofjorden har bidratt med kunnskap om variasjonen man finner i elementene som skal inkluderes i arbeidet med lokalitetskvalitet for naturtypene ålegrasenger, grunne bløtbunnsområder, og sukkertareskog.

Aktivitetene i prosjektet er også samordnet med kartleggingen som er gjennomført i Frisk Oslofjord-prosjektet, der NIVA er ansvarlig for og har utført kartlegging av grunne marine naturtyper. Tidligere og pågående NiN-kartlegging, utført i Indre Oslofjord av Norconsult (2014-2018) og NIVA på oppdrag fra Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord (Staalstrøm m. fl 2020), har også vært tilgjengelig for prosjektet og dannet et godt grunnlag for videreutvikling og forbedring av kartleggingen på en måte som dekker forvaltningens behov.

2 Metode

Valg av metodikk avhenger av om naturtypen har vært kartlagt tidligere eller ikke.

For naturtyper som er kartlagt tidligere har et mål vært å vurdere om det har skjedd endringer i utbredelse og bestandsstørrelse. Tidligere kartlagte naturtyper omfatter marine undervannsenger dominert av vanlig ålegras *Zostera marina*, stortareskog (*Laminaria hyperborea*), samt grunne bløtbunnsområder i strandsonen. Disse ble i Oslofjorden kartlagt under Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst, i perioden 2007-2011. For ålegrasenger og stortareskog er det også relevant å se om tilstand (f.eks. mengden begroingsalger), tetthet og nedre voksegrense har endret seg. Det har derfor vært viktig å bruke samme metodikk, kriterier og terskelverdier som tidligere.

For naturtypene som i liten grad har vært kartlagt i Oslofjorden tidligere, var målsettingen for arbeidet i 2020 å sørge for et best mulig kartgrunnlag for planlegging av feltdesignet iht. NiNs type- og beskrivelsessystem for de neste tre årene. Dette inkluderer en omfattende forhåndskartlegging i form av sammenstilling av eksisterende data og modeller, modellering av utbredelse av NiN-typer, samt bildeanalyse av satellittdata fra grunne kystområder. NiN-modelleringen er utført av NIVA og satellittdata-analysen av DHI-GRAS. Naturtypene som omfattes av denne forhåndskartleggingen er mange flere (se **Tabell 1**) enn de som ønskes prioritert av Miljødirektoratet:

- marin undervannseng som hovedtype
- hovedtypen eufotisk marin sedimentbunn (inkludert de små forekomstene i strandsonen som ikke ble kartlagt i Nasjonalt program, samt de dypere forekomstene)
- sukkertareskog
- ruglbunn
- fast fjæreltebunn
- eksponert blåskjellbunn
- helofytt-saltvannssump

Til tross for dette omfatter ikke forhåndskartlegging alle de prioriterte naturtypene. Sukkertareskog (M1-3) var en av typene som ble predikert med for lav sannsynlighet til å vinne frem i klassifiseringsmodellen for området. Helofytt-saltvannssump og ruglbunn, ble heller ikke modellert på grunn av manglende data.

2.1 Naturtyper som er kartlagt tidligere

Tidligere kartlagte ålegrasenger har blitt gjenbesøkt i felt og kartlagt etter tidligere anvendt metodikk i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst (Bekkby m.fl. 2013), supplert med nødvendig datainnhenting for å kunne beskrive lokalitetene og stasjonene i henhold til NiN. Dette innebærer å registrere plassering av forekomstene/stasjonene langs de relevante miljøvariablene, det som i NiN heter «lokale komplekse miljøvariable» (LKM-er). Dette ble gjort ved hjelp av registreringer i felt (f.eks. plassering vertikalt i strandsonen, knyttet til LKM-en TV – Tørrleggingsvarighet), eller ved hjelp av modellering (f.eks. grad av bølgeeksponering, knyttet til LKM-en VF – Vannpåvirkningsintensitet). I tillegg har vi brukt beskrivelsessystemet i NiN til å beskrive og kvantifisere forekomst av arter, inkludert dominerende, rødlistede og fremmede arter, samt tilstandsvariasjon (som er en av de viktige kildene til variasjon i NiN-systemet, jf Halvorsen m.fl. 2016), som mengde begroingsalger (fintrådige alger) som indikator på eutrofi.

Tabell 1. Oversikt over NiN-typer forhåndskartlagt ved modellering. (Hovedtype i fet skrift og grunntype i normalskrift).

NIN-KODE	FORKLARING HOVEDTYPE / GRUNNTYPE
M1	Grunn marin fastbunn
M1-1	Grønnalgebunn
M1-2	Rødalgebunn
M1-4	Sagtangbunn
M1-5	Stortareskog
M14-2	Sterkt endret eller ny fast saltvannsbunn
M15-2	Sterkt endret eller ny marin sedimentbunn
M2	Afotisk fast saltvannsbunn
M3	Fast fjæreltebunn
M3-(4-6)	Blæretang, spiraltang, sauetang- blåskjell- og rurbunn (litt beskyttet)
M3-10	Bunn dominert av filamentøse alger
M3-4	Blæretangbunn
M4	Eufotisk marin sedimentbunn
M4-1	Grunn sandbunn
M4-13	Løs mudderbunn i rødalgebeltet
M4-14	Grus og steinbunn i rødalgebeltet
M4-15	Finmaterialrik sedimentbunn i rødalgebeltet
M4-16	Finsedimentbunn i rødalgebeltet
M4-18	Algegytjebunn i rødalgebeltet
M4-3	Grunn fin til middels grusbunn
M4-4	Grunn grovere blandet sandbunn
M4-5	Grunn finsedimentbunn
M4-7	Grunn grus- og steinbunn med finmateriale
M5	Afotisk marin sedimentbunn
M5-1	Sandbunn i øvre sublittoral
M5-2	Løs mudderbunn i øvre sublittoral
M5-4	Finmaterialrik sedimentbunn i øvre sublittoral
M7	Marin undervannseng
M7-4	Salt undervannseng i sublittoral

Vi har brukt håndholdt dybdemåler og/eller dybdemåler integrert i undervannskamera (med en presisjon på 0,1 m), og GPS til å registrere hhv. dyp og posisjoner. Vi har brukt NIVAs bølgeeksponeringsmodell (godt etablert i Nasjonalt program, jf. Rinde m.fl. 2006 og Bekkby m.fl. 2013) til å beskrive bølge-delen av lokalitetens Vannpåvirkningsintensitet (LKM-en VF). Gjennom Nasjonalt program har vi tilgang til strømmodeller med 120 m oppløsning for Oslofjorden, som er brukt til å beskrive strømdelen av VF. Typeinndelingen i NiN langs VF har sitt utgangspunkt i antakelser om variasjonen i artssammensetning langs denne gradienten, noe som aldri har blitt skikkelig testet. Det pågår et arbeid på dette med bruk av generaliserte artslistedatasett, og som utføres av NIVA. Forventet sluttdato for dette arbeidet er sommeren 2021. Dominerende kornstørrelsesklasse er registrert ved bruk av undervannskamera så detaljert det har latt seg gjøre, på samme måte om i Nasjonalt program. Klasseinndelingen er iht. NiN-systemet og på det detaljnivå som er mulig ved hjelp av undervannsvideokamera. I Indre Oslofjord har prosjektet hatt tilgang til

høyoppløselige dybdemodeller og NGUs detaljerte kart med klassifisering av substrattyper, som er basert på kornstørrelse.

Miljødirektoratet ønsket oversikt over forekomst av relevante arter på rødlista og på fremmedartslista på lokaliteter kartlagt i felt. Det ble ønsket fokus på arter med svært høy risiko (SE) i fremmedartslista og arter som er ansett som kritisk truet eller sterkt truet i rødlista. Oversikt over disse artene er vist i **Tabell 2**. For flere av disse er det nødvendig å undersøke innsamlede individer/eksemplarer i lupe eller mikroskop for å kunne gjøre en sikker identifisering til art. Noen arter kan samles inn fra land. Dette inkluderer arter på fast fjærelte bunn (M3, dvs. i strandsonen). Men arter som de fremmede algene krokberer (*Bonnemaisonia hamifera*) og japansk sjølyng (*Dasysiphonia japonica* og dørstokkartene *Ulva australis* (grønnalge) og sekkedyret/kappedyret *Didemnum* kan ikke identifiseres eller samles inn fra land, da de lever for dypt. De kan heller ikke identifiseres i felt ved bruk av vannkikkert, undervannskamera (inkludert ROV), men må samles inn ved hjelp av dykking for identifisering i lupe eller mikroskop. Mulig forekomst av *G. vermiculophylla* i ålegrasenger, ble undersøkt ved å samle inn materiale ved bruk av kasterive og ved å artsbestemme prøven basert på farge. Dette ble gjort basert på tidligere erfaringer fra artsbestemmelse av arten fra materiale samlet fra ålegrasengen i Slependsrenna (Brkljacic m.fl. 2020), der arten ble verifisert ved bruk av DNA-analyse. Materiale for å artsbestemme alger ble samlet ved dykking i ruglbunnundersøkelsen og undersøkt i lupe og mikroskop av Stein Fredriksen.

Tabell 2. Oversikt over fremmede og rødlistede arter som Miljødirektoratet ønsket å ha et spesielt fokus på i feltkartleggingen i prosjektet. Alle artene listet fra Fremmedartslista (både fremmede arter og dørstokkarter) har risikokategori SE - Svært høy risiko. Dørstokkarter er fremmede arter som enda ikke er observert i Norge, men som er funnet i våre naboland.

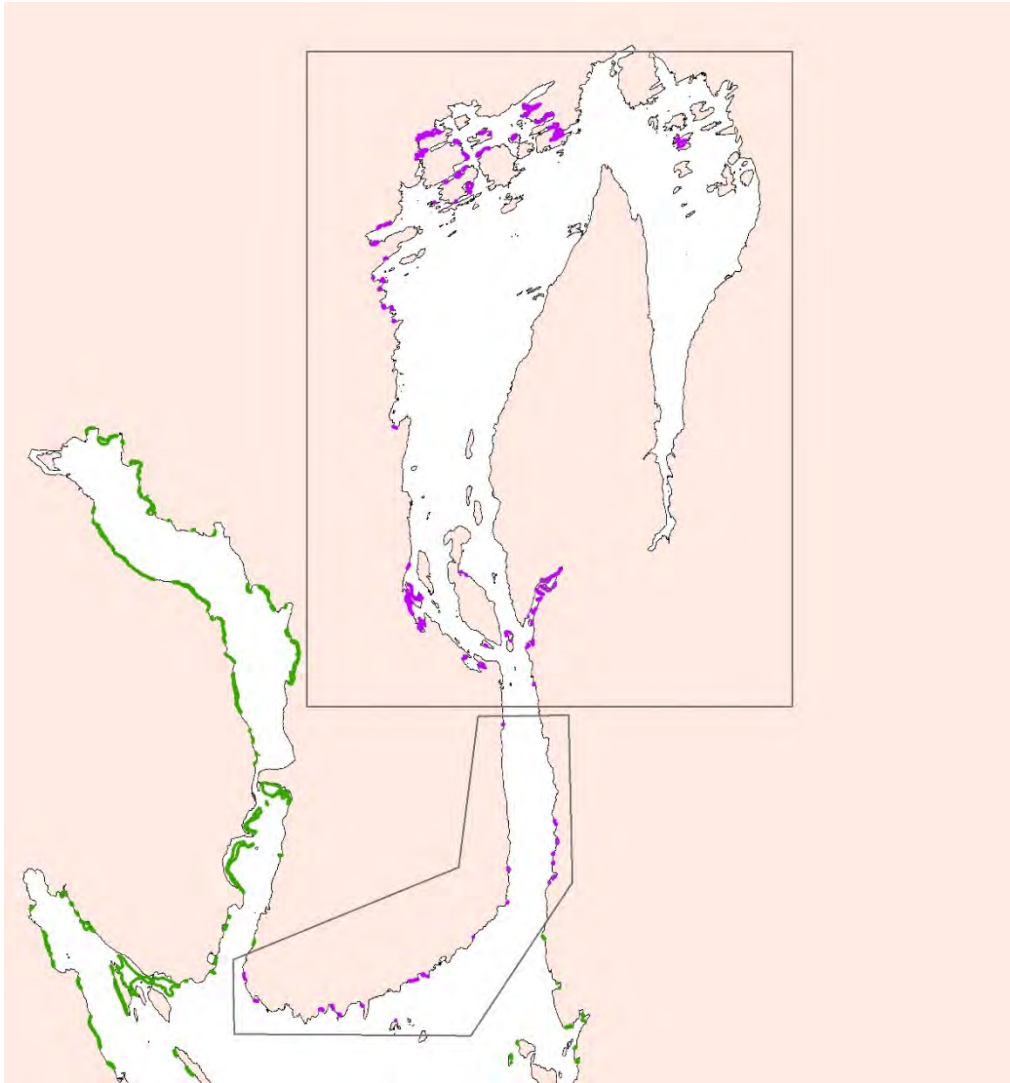
Vitenskapelig navn	Norsk navn	Artsgruppe	Definisjons-avgrensning
<i>Crassostrea gigas</i>	Stillehavssøsters	Bløtdyr	Fremmed art
<i>Didemnum vexillum</i>		Sekkydyr	Dørstokkart
<i>Ulva australis</i>	(Grønnalge)	Alge	Dørstokkart
<i>Undaria pinnatifida</i>	(Stor brunalge)	Alge	Dørstokkart
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	Krokberer	Alge	Fremmed art
<i>Codium fragile</i>	Pollpryd	Alge	Fremmed art
<i>Dasysiphonia japonica</i>	Japansk sjølyng	Alge	Fremmed art
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Japansk pollris	Alge	Fremmed art
<i>Sargassum muticum</i>	Japansk drivtang	Alge	Fremmed art
<i>Sphaeroplea annulina</i>		Alge	CR – kritisk truet i Rødlista
<i>Ceramium deslongchampsii</i>		Alge	EN – sterkt truet i Rødlista
<i>Nitella confervacea</i>	Dvergglattkrans	Alge	EN – sterkt truet i Rødlista
<i>Zostera noltii</i>	Dvergålegras	Karplante	EN – sterkt truet i Rødlista
<i>Najas marina</i>	Stivt havfruegras	Karplante	EN – sterkt truet i Rødlista

2.1.1 Ålegrasdelen av Marin undervannseng

Ålegrasenger utgjør den delen av Marine undervannsenger (M7) som har en enkeltartssammensetning (1AE) dominert av den bunnlevende plantearten (MB) vanlig ålegras (*Zostera marina*). Ålegrasenger forekommer på grunt vann i fullsaline områder (dvs. både M7-1 og M7-3) og i de øvre delene av sublittoralen i typene M7-2 og M7-4. Alle M7-typene innebærer sammenhengende områder med en dekning av langskuddplanter (det vil si planter med lange stengler og med blader i de frie vannmassene, oftest festet på bunnen) større enn 25 %. I de tilfeller der engene er mer glisne (dvs. < 25 % dekning) faller de under M4 (Grunn marin sedimentbunn). Ålegrasenger (både A-, B- og C-forekomster) er tidligere kartlagt gjennom Nasjonalt program, men

det kan ha skjedd endringer i utbredelse. Det foreligger datapunkter med observasjoner av forekomst (i form av tetthetsklasser) og fravær av ålegras i indre og ytre Oslofjord. Totalt er det registrert 1020 ålegrasenger i Oslofjorden. Disse ligger i Miljødirektoratets Naturbase. Miljødirektoratet ønsket at kartleggingen skulle være på samme nivå som tidligere. Dette har vi tolket til å innebære bruk av samme metodikk i felt som tidligere, og at alle enger som ble kartlagt i Nasjonalt program også skulle bli feltkartlagt i dette prosjektet, også de mindre engene. Å inkludere de små engene er også i tråd med NiN, siden disse C-forekomstene som regel er større enn NiN's definerte minsteareal for kartlegging. Minsteareal for detaljkartlegging i felt ble av Miljødirektoratet foreslått satt til 1000 m², men NIVA har foreslått å kartlegge også mindre forekomster enn dette, siden det lar seg gjøre uten all for stor innsats, i og med små enger utgjør en svært liten andel (6 %) av de registrerte engene i Oslofjorden. Ålegrasenger er en viktig naturtype som er truet globalt og er i sterk tilbakegang i våre naboland Sverige og Danmark. I Norge mangler vi kunnskap om eventuell endring i utbredelse og tilstand og det er viktig å få en god oversikt over mulige trender i norsk farvann, også for små forekomster av ålegrasenger.

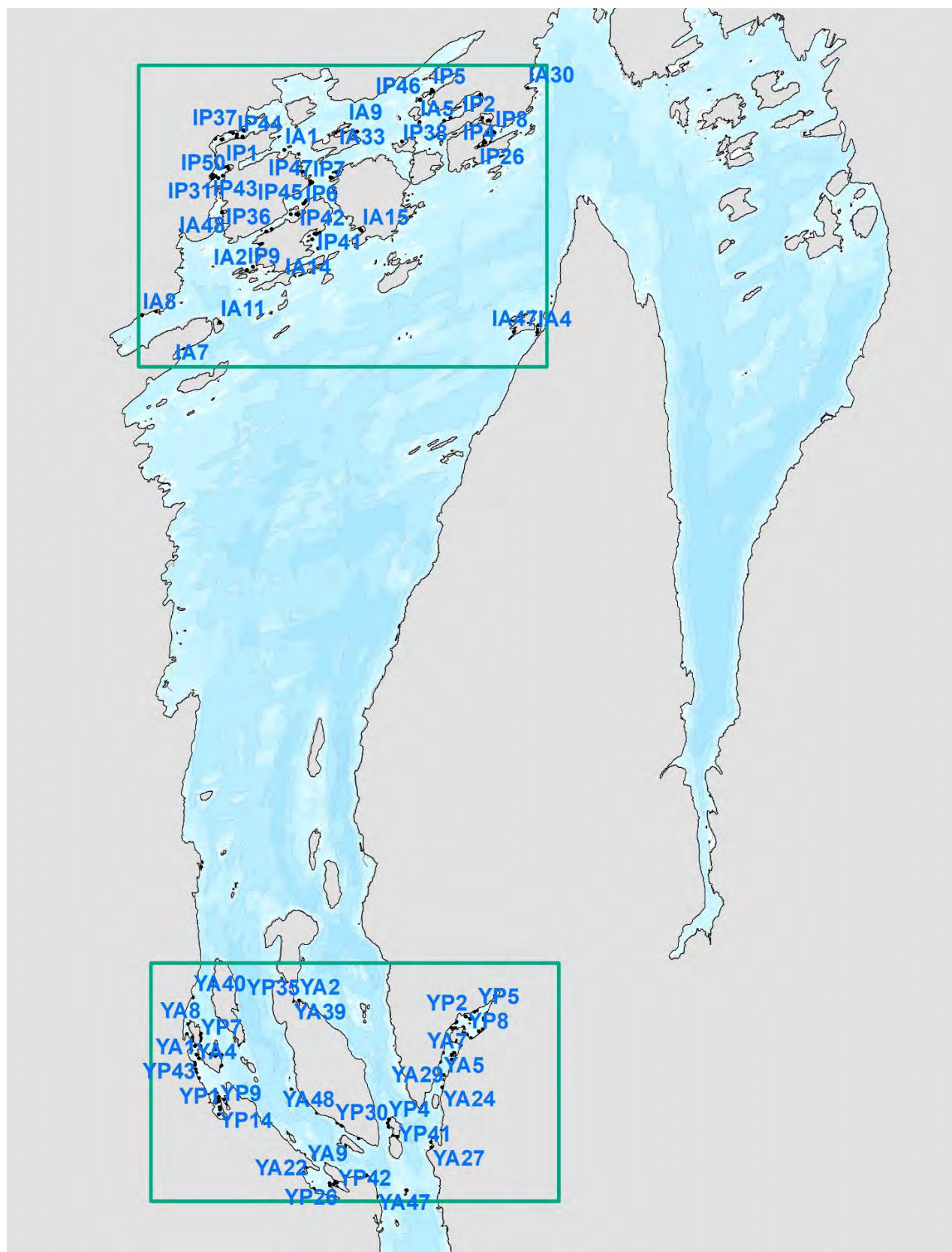
Feltkartlegging av ålegrasenger ble gjennomført 17.-28. august 2020. Siden det ikke var mulig å kartlegge alle tidligere registrerte ålegrasenger i 2020, ble engene i Indre Oslofjord prioritert. På grunn av fine forhold ble det mulig å kartlegge også engene nedover Hurumkysten og langs Frognsvestkyst, på motsatt side av fjorden (dvs. området innenfor den nederste av de innrammede boksene i **Figur 1**). Vi kartla til sammen 99 ålegrasenger, 74 i indre og 25 i den ytre delen av området.



Figur 1. Kart over prioriterte ålegrasenger for kartlegging i 2020 i indre og midtre del av Oslofjorden. De kartlagte engene er vist i lilla. Ålegrasenger som gjenstår å bli re-kartlagt er vist med grønn farge.

Midtpunktene til alle tidligere registrerte enger (dvs. centroide-punktene) ble identifisert i GIS og overført til håndholdt GPS og til kartplotteren i båten. For de store engene ble flere ytre (nedre voksegrenser) og indre grensepunkter lagt inn manuelt i GIS-kartene, og deretter overført til GPS/kartplotter, for å sikre at disse grenseverdiene ble sjekket i felt. Det ble også laget vannfaste feltkart med oversikt over engene og punktene som skulle kartlegges.

For å kunne analysere endringer i forekomst og tilstand til et representativt utvalg av lokaliteter, ble det valgt ut 50 tilfeldige punkter med observert forekomst og 50 med observert fravær av ålegras innenfor hvert av de to områdene som er vist i kartet (jf. **Figur 2**). Punktene ble overført til GPS, kartplotter og feltkart.



Figur 2. Oversikt over områdene i indre og ytre del hvor det ble hentet ut tilfeldige punkter for tilstedeværelse og fravær av ålegras (*Zostera marina*) fra tidligere kartlegging.

For alle undersøkte punkter ble det i felt registrert:

- 1) Tetthet (tetthetsklasser som definert i Nasjonalt program)
- 2) Høyde på ålegraset
- 3) Øvre og nedre voksegrense, slik at dette kan sammenlignes med eldre data
- 4) Substrat (uLKM-en S1, men med sammenslåtte størrelsesklasser i Nasjonalt program slik at det er praktisk gjennomførbart å registrere med undervannskamera og fortsatt iht. NiN)
- 5) Skråning (Helningsbetinget forstyrrelsesintensitet, tLKM-en HF)
- 6) Dyp samt klokkeslett for vannstandskorrigerings av dyp
- 7) Tetthet av begroingsalger (tetthetsklasser som definert i Nasjonalt program), som indikator på eutrofi (7EU i NiNs beskrivelsessystem).
- 8) Tetthet av andre arter som er betydelig til stede og lar seg identifisere vha. undervannskamera
- 9) Tilstedeværelse av rødlista og fremmede arter
- 10) Eventuelle andre påvirkningsfaktorer, f.eks. tegn på mudring, brygger som endrer eksponeringsforhold, kloakk-/vannrør, eller store mengder sedimenter
- 11) Informasjon om faktorer som påvirker usikkerheten i kartlegging, inkl. nøyaktigheten av posisjoneringen (dvs. type GPS, vær-/vindforhold, vurdering av drift i båten og evt. drag i kamera).

Punktene over ble registrert ved å besøke flere stasjoner (GPS-koordinater) med varierende dybde innenfor hver ålegraseng. For de største engene ble det minimum foretatt registreringer langs tre transekter fra land til nedenfor nedre voksegrense. Vi brukte undervannskamera og/eller undervannskikkert ved alle stasjoner, samt prøvetaking ved enkeltstasjoner for verifisering av arter og/eller skuddlengde. Eventuelle endringer i arealutbredelse av engene ble analysert i GIS gjennom manuell gjennomgang av hver av de kartlagte engene, og vurdering av endringer i tidligere registrerte grenser. For enger med påvist redusert nedre voksegrense, og der topografien tillot å avgrense omfanget av det reduserte arealet, ble arealet digitalisert og estimert. I dialog med Miljødirektoratet ble det bestemt at denne arealendringen skulle beskrives i oppdateringen av datasettene i Naturbasen, men at selve forekomstens utbredelse (polygon) ikke skulle endres. Dette for å ta høyde for at endringer i nedre voksegrense kan skyldes år-til-år-variasjoner i utbredelsen og ikke være en permanent endring. Vi følger dermed prinsippet om at slike lokaliteter avgrenses etter største påviste forekomst av ålegras, forutsatt at det ikke er gjort lokale inngrep i omgivelsene som åpenbart kan forklare forholdet. År-til-år-variasjoner er naturlig, og bør ikke medføre endring av avgrensning før flere befaringer med noen års mellomrom kan verifisere at objektet bør innskrenkes.

2.1.2 Stortareskog (M1-5)

Stortareskog er tidligere kartlagt gjennom Nasjonalt program, og det har derfor tidligere vært ønsket å få utført gjenbesøk av stasjoner for å se på endringer i bestanden. I Nasjonalt program har middels tette og tette forekomster blitt definert som tareskog. Dette er også i tråd med NiN, som definerer tareskog som et sammenhengende område dominert av tarearter. Det foreligger datapunkter med observasjoner av forekomst (i form av tetthetsklasser) og fravær av stortareskog, samt avgrensa modellerte A og B-forekomster (det vil si de største forekomstene) av stortareskog i ytre Oslofjord. Naturtypen stortareskog ble ikke prioritert kartlagt i 2020 og er heller ikke prioritert for kartlegging i 2021 (se kap. 3.4.2).

2.1.3 Bløtbunnsområder i strandsonen

Bløtbunnsområder i strandsonen ble tidligere kartlagt i Nasjonalt program og forekomster i Indre Oslofjord ble i dette prosjektet prioritert for re-kartlegging. Dette omfatter alle tidligere forekomster

(med A-, B- og C-verdi) fra innerst i Bunnefjorden og ut til Drøbaksundet. Disse var tidligere registrert i perioden 2007-2011 og befinner seg i den grunneste delen av M4, som strekker seg ned mot kompensasjonsdypet for alger. Kompensasjonsdypet varierer med vannkvaliteten og kan være så dypt som ca. 35-40 m i klart kystvann på norskekysten (Gundersen m.fl. 2017, pers. obs. Eli Rinde, ved registrering av ruglbunn i Nord-Norge).

Kartlegging av denne naturtypen har tatt utgangspunkt i de tidligere GIS-avgrensede bløtbunnsforekomstene i strandsonen (registrert i Naturbasen). Kartleggingsarbeidet er utført etter samme metodikk som i Nasjonalt program, dvs. ved digital kartlegging der naturtypen avgrenses vha. elektroniske sjøkart og flyfoto («Norge i bilder»). For å kunne korrigere for eventuelle endringer i utbredelsen som kan ha skjedd siden sist forekomstene ble kartlagt, som følge av f.eks. utbygging, utfylling eller mudring, er det benyttet oppdaterte flyfoto og dybdekart der dette er tilgjengelig. Bløtbunnsområdene er avgrenset mot land vha. kystkonturlinjen, mens nedre dybdegrense er satt til 2 m. I tilfeller der 2 m dybdekoten er usikker, er tørrfallsflatene (grunne skjærgårdsområder som blir tørrlagt på lavvann) brukt som mal for avgrensingen mot nedre dyp. I forbindelse med re-kartleggingen ble underlagskart med målestokk mellom 1:500 og 1:1000 benyttet. Forekomster med endret utbredelse har blitt gitt ny avgrensing og nytt areal og er oversendt Naturbasen.

2.2 Utvalg av naturtyper med ukjent utbredelse i Oslofjorden

Følgende syv naturtyper med ukjent utbredelse er valgt ut for kartlegging i Oslofjorden

- Sukkertareskog (M1-3)
- Fast fjæreltebunn (M3)
- Eksponert blåskjellbunn (M3-6, M3-8, M3-9)
- Grunn marin sedimentbunn (M4) (dvs. utover de grunne forekomstene som var kartlagt tidligere)
- Ruglbunn (M4-11, M4-20)
- Marin undervannsseng (M7) - hovedtype
- Helofytt-saltvannssump (M8)

Blant disse ble sukkertareskog og ruglbunn prioritert for kartlegging i 2020. De øvrige naturtypene skulle etter opprinnelig plan kartlegges i opsjonsperioden, 2021-2023. Denne planen ble imidlertid endret i slutten av november 2020, på grunn av nye retningslinjer fra Miljødirektoratet. Fokus for 2021 skal i stedet være på metodeutvikling for å definere lokalitetskvalitet for naturtyper etter direktoratets instruks, samt utvikling av en grov plan for kartlegging av gjenstående naturtyper på listen over og for eventuelt andre forvaltningsrelevante naturtyper.

Sukkertareskog (M1-3): Miljødirektoratet ønsket feltkartlegging av intakte forekomster av sukkertareskog, og ønsket kun kartlegging av degraderte skoger hvis det var overkommelig og hensiktsmessig. Basert på tidligere erfaringer tilsier eutrofitilstanden og lysforholdene i Indre Oslofjord at forholdene for vekst av sukkertare er dårlige i denne regionen. For å øke sjansene for å finne intakte tareskoger valgte vi derfor å fokusere på Ytre Oslofjord, det vil si fra svenskegrensen i øst og grensen mot Agder i vest, og innover fjorden til Bastøy i nord.

NIVA har tilgang til mange datapunkter fra sukkertareovervåkingen og andre NIVA-ledede prosjekter, med informasjon om forekomst, fravær og dekningsgrad av sukkertare. Dette datasettet, samt tidligere etablerte modeller av både intakt skog og områder der sukkertaren har forsvunnet (Bekkby og Moy 2011), ble benyttet til å lage et feltdesign for kartlegging av naturtypen.

Tareskog er i NiN definert som sammenhengende områder dominert av tarearter. Dette er tolket som middels tett og dominerende/heldekkende forekomster av tare, slik det tidligere har blitt registrert i Nasjonalt program. En tareskog skal i flg. NiN også ha et areal større enn 100 m² og minimum bredde lik 5 m. Mer glisne forekomster av sukkertare eller små flekker av tare på bløtbunn klassifiseres som Grunn bløtbunn (M4) med bruk av elementer fra beskrivelsessystemet for å tydeliggjøre forekomst og tetthet av sukkertare, på tilsvarende måte som det gjøres for glisne forekomster av ålegras.

Som en del av feltplanleggingen og prioriteringen av områder å besøke integrerte vi:

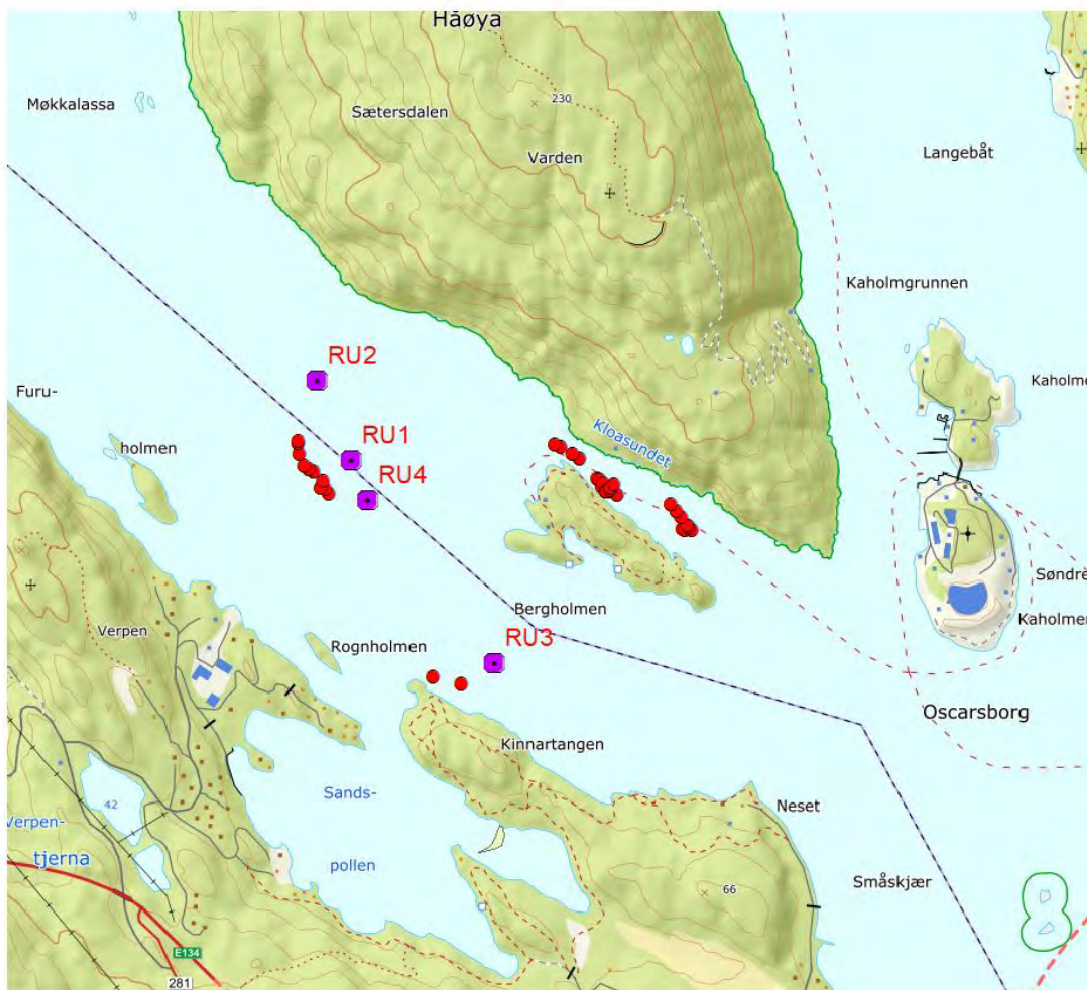
1. Data fra tidligere tokt på sukkertare – 101 punkter (74 der sukkertare var registrert)
2. Stasjoner som iht. Kartverkets gamle loddskudd med substratinformasjon hadde hardbunn («pebbles»/«rock») og som var grunne nok til å kunne ha sukkertare – 109 punkter
3. Områder med manglende feltdata, men som dekkes av modeller over sannsynlig forekomst at sukkertare («datahull») – 397 potensielle punkter valgt ut for å dekke miljøvariabelrommet og for å gi flere alternative feltområder (for å ta høyde for værforhold).

Vi prioriterte å besøke *alle* stasjoner der vi hadde data fra tidligere tokt og de av Kartverkets loddskudd som lå på egnet dyp. Et *utvalg* av datapunktene som stammet fra modellering ble besøkt for å dekke områder med datahull.

Feltarbeid ble gjennomført 14-18. september og 23-25. september 2020, med oppstart ved grensen til Agder og avslutning ved Hvaler. Siden sukkertareskog gjerne ligger dypere enn ålegrasenger brukte vi utelukkende undervannskamera for registrering. Som for ålegrasenger registrerte vi tetthet, dyp, substrat, skråning, tetthet av begroingsalger, tetthet eller tilstedeværelse av andre arter som er betydelig til stede og fremmede eller rødlista arter, samt andre påvirkningsfaktorer. Vi har også fokusert på å registrere nedre voksegrense på sukkertare, slik at dette kunne sammenlignes med eldre data (samlet inn av NIVA og Havforskningsinstituttet i 2006, 2008 og 2009).

Ruglbunn (M4-11, M4-20): Denne naturtypen omfatter grunntype M4-11 ruglbunn i sjøkant- og tareskogbeltet, og M4-20 ruglbunn i rødalgebeltet. Det er lite kunnskap om utbredelsen av denne naturtypen generelt, og i Oslofjorden spesielt. Miljødirektoratet ønsket en oversikt over antall forekomster av betydning. Større forekomster ønskes undersøkt for artsdiversitet og tilstand.

Det finnes kun informasjon om én kjent forekomst av ruglbunn i Oslofjorden. Denne ble derfor valgt ut for undersøkelse med hensyn til størrelse og artsdiversitet. Denne strømrrike lokaliteten vest for Drøbaksundet, Kloasundet, er beskrevet av Fredriksen og Rueness (1990). Det ble den gang brukt innsamling ved bruk av skrape og dykking på flere ulike steder i sundet, både vår og høst. Det ble dermed samlet materiale om forekomst av makroalger fra både dypt og grunt vann. Kloasundet ble i vår undersøkelse studert ved bruk av både ROV, undervannskamera og dykking. Dykking var nødvendig for å kunne samle inn materiale av kalkalgene til DNA-analyser. Det er ikke mulig å artsbestemme rugl-dannende arter ut fra morfologi, og NIVA har i samarbeid med internasjonale eksperter innen kalkalger, i et prosjekt (CoralAlg) finansiert av Artsdatabanken, etablert en DNA-metode for sikker artsidentifisering av slike arter (Anglès d'Auriac m. fl. 2019). I tillegg til å undersøke flere lokaliteter i Kloasundet, ble det også brukt ROV og undervannskamera til å utforske noen historiske lokaliteter undersøkt på 1950-tallet av Marit og Bengt Christiansen (ved Biologisk stasjon, Universitetet i Oslo). Lokalitetene som ble undersøkt utenfor Kloasundet var rapportert av Christiansen å ha stein med kalkalger på (**Figur 3**). Dykkerne samlet også i inn andre alger for artsbestemmelse av algesamfunnet ved ruglbunnen.



Figur 3. Oversikt over punkter mellom Håøya og Sandspollen som ble undersøkt ved bruk av undervannskamera og ROV for forekomst av ruglbunn. Lilla punkter merket RU1-4 er lokaliteter der Bengt og Marit Christiansen hadde notert observasjon av steiner med kalkalger i sin undersøkelse fra 50-tallet. Kloasundet er sundet mellom Håøya og Bergholmen.

2.2.1 Forhåndskartlegging (modellering og satellittbildeanalyse)

Forhåndskartleggingen besto av modellering av NiN-typer, samt bildeanalyse av satellittdata for å identifisere vegetasjon og naken fjell- og sandbunn i strandsonen (Fast fjæreltebunn) og den grunneste delen av Grunn marin fastbunn og Grunn marin sedimentbunn. Forhåndskartleggingen ble utført som grunnlag for planlegging av kartlegging av naturtyper med ukjent utbredelse, og for å tydeliggjøre hvilke skalanivå som er egnet og mulig å kartlegge etter for hver av naturtypene. I tillegg kan forhåndskartlegging gi en god oversikt over sannsynlig utbredelse til naturtypene, romlig variasjon, og naturtyperikdom på ulike skalanivå. Dette er nødvendig kunnskap for å planlegge videre kartlegging på en kostnadseffektiv måte, der en velger ut representative kandidatområder for feltinnsamling av data for å utvikle og teste modeller som kan anvendes på områder som ikke behøver å kartlegges i felt.

2.2.2 NiN-modellering

Ved å kombinere data fra kartleggingen utført i 2020 med data og kunnskap fra tidligere prosjekter har vi utviklet en NiN-modell som dekker hele Oslofjorden. Metodikk utviklet i forbindelse med kartlegging og modellering av NiN-typer, både i Oslofjorden (Staalstrøm m.fl. 2020) og andre steder, som på Søre Sunnmøre (Bekkby m.fl. 2018), ble benyttet. NiN-modeller vil generelt ha en målestokk som er styrt av den romlige oppløsningen på grunnlagsdataene/-modellene. Derfor vil målestokken kunne være forskjellig i ulike områder.

I løpet av de siste seks årene har det pågått et kontinuerlig arbeid med å utvikle en NiN-modell for Indre Oslofjord (Staalstrøm m.fl. 2020). Dette arbeidet har vært utført på oppdrag fra Fagrådet for vann- og avløpteknisk samarbeid i Indre Oslofjord og er basert på feltdata samlet inn over et tiår, samt GIS-modeller for dyp, salinitet, temperatur, ulike terrengvariabler, bølgeeksponering og avstandsmål både inn fjorden og til nærmeste landmasse. I dette prosjektet har vi anvendt samme metodikk. Vi har benyttet tidligere innsamla data fra indre Oslofjord, samt observasjonsdata for stortare, sukkertare, ålegras og ruglbunn fra dette og tidligere kartleggingsprosjekter. Den etablerte NiN-modellen utviklet for indre Oslofjord på oppdrag fra Fagrådet har en oppløsning på 10 m, hovedsakelig fordi dybdata har vært tilgjengelig i denne oppløsningen. Tilsvarende detaljerte data er ikke tilgjengelig for ytre deler av fjorden, og modellen fra dette prosjektet, som omfatter hele Oslofjorden, har derfor en oppløsning på 25 m. Fordi dekningen av data på ulike naturtyper er svært god i indre fjordområder men mer begrenset i utbredelse og til et mindre antall typer i ytre fjord, kan treffsikkerheten ikke forventes å være på samme nivå i hele området. Vi har valgt å bruke 25 m oppløsning for modellen for hele Oslofjorden for å få et enhetlig kart. Ved en eventuell ferdigstillelse i slutten av opsjonsperioden, kan det være mer hensiktsmessig å bruke best tilgjengelig oppløsning, noe som dermed vil gi ulike modeller i indre og ytre fjord.

Til grunn for modelleringen i 2020 har vi hatt 2673 datapunkter spredt over hele Oslofjorden, med høyest dekning av ulike naturtyper i indre fjord. Totalt er det registrert mange ulike grunntyper i datasettet, men av disse måtte flere slås sammen på hovedtypenivå. Dette ble gjort fordi enkelte grunntyper er relativt dårlig representert (færre enn 3 observasjoner), mens en del observasjoner var så usikre med tanke på plassering i grunntype, at det var mer hensiktsmessig å plassere dem i hovedtype. Datasettet ble kondensert ned til 29 kartleggingsenheter (dvs. kombinasjon av hovedtyper og grunntyper innen NiN-systemet) som dekkes av modellen.

Fordelingen og utbredelsen av ulike bunntyper vil avhenge av fysiske forhold som skaper ulike miljøgradienter i fjordsystemet. De mest avgjørende faktorene er dyp, grad av helning på sjøbunnen, helningsretning, terrengform (f.eks. bassenger eller topper), mulig påvirkning fra landmasser og ferskvann, samt bølgeeksponering, strøm og grad av vannutskiftning. Områdene er i tillegg i stor grad preget av båttrafikk, noe som gir en ekstra komponent av vannbevegelse (både strøm og bølger), men som har ukjent innvirkning på de lokale forholdene.

I 2020 ble følgende prediksjonsvariabler inkludert i den statistiske modellen for naturtyper i Oslofjorden (kilder til kartlagene i parentes):

- Dyp – fra dybdekart i 25 m oppløsning (Kartverket)
- Lys på havbunnen (PAR) – 25 m oppløsning (NIVA)
- Bølgeeksponering – fra modell i 25 m oppløsning (NIVA)
- Havstrøm – fra modell i 800 m oppløsning (Norkyst 800 ROMS) – re-samlet til 25 m

- Salinitet og temperatur – fra modeller med varierende oppløsning interpolert til 25 m (NIVA), (Sydd sammen av data fra FjordOs-modellen og data fra Norkyst 800 ROMS)
- Helning – basert på dybdekartene (NIVA)
- Helningsretning – basert på dybdekartene (NIVA)
- Ulike terrengstrukturvariabler (som *Terrain Ruggedness Index* (TRI), *Terrain Positioning Index* (TPI), *Roughness*, *Flowdirection*) – basert på dybdekartene (NIVA)
- Avstand fra land – beregnet fra kart over kystkontur (NIVA) til et 25 m grid

For hvert observasjonspunkt ble det trukket ut verdier fra de ulike kartlagene. Disse verdiene ble brukt som prediksjonsvariabler i oppbyggingen av en multivariat statistisk modell av typen multinomisk logistisk modell. Programvaren R, med tilleggspakkene mlogit, raster og gdal, ble brukt til den statistiske modelleringen og prediksjonene, og en kombinasjon av GIS-programvarene GRASS og QGIS ble brukt til bearbeiding av kart og presentasjon av resultater. Samtlige av disse programvarene er åpent tilgjengelige.

Den multinomiske modellen vi har bygget beskriver sannsynlig fordeling av de ulike kartleggingsenhetene (etter NiN 2) i fjorden basert på hvor de ulike enhetene allerede er observert. Prediksjonene fra modellen er sannsynlighet for hver naturtype per 25 x 25 m grid, og vi trakk ut naturklassen med høyest sannsynlighet per gridcelle for å visualisere den sannsynlige utbredelsen av naturtyper i Oslofjorden. I tillegg til å ta hensyn til miljøforholdene på stedet, tar modellen hensyn til observerte forekomster av andre naturklasser ved lignende miljøforhold. Dette betyr at den predikerte sannsynligheten for at en bestemt kartleggingsenhet skal finnes i et område også er beregnet ut ifra sannsynlighetene for samtlige av de resterende kartleggingsenhetene som inngår i responsmatrisen. På denne måten tar den også hensyn til artsinteraksjoner der tilstedeværelse av arter danner grunnlaget for typifiseringen. En teknisk beskrivelse av modelltypen kan leses i dokumentasjonen for R-pakken mlogit (<https://www.r-project.org/>).

Programvare

I dette prosjektet har vi i hovedsak benyttet programvare med åpen kildekode i databehandlingen:

- 1) R software (CRAN) - The R Project for Statistical Computing: <https://www.r-project.org/>
Spesifikke pakker som ble benyttet:
 - tidyverse (Wickham m.fl. 2019)
 - mlogit (Croissant 2019)
 - raster (Hijmans 2020)
 - rgdal (Bivand m.fl. 2020)
 - dismo (Hijmans m.fl. 2020)
 - caret (Kuhn 2020)
 - pROC (Xavier m.fl. 2011)
- 2) GRASS - Geographic Resources Analysis Support System (OSGeo): <https://grass.osgeo.org/>
- 3) QGIS (OSGeo): <https://www.qgis.org/en/site/>

Modellen

Modellen ble bygget basert på 4/5 av datasettet. Den siste femtedelen ble holdt av til validering av modellen. I modellseleksjonen brukte vi i hovedsak Akaikes informasjonskriterie (AIC) som

vrderingsgrunnlag. Modellen ble bygget ved gradvis inkludering av parametere basert på AIC-verdier, hvor beste modell er den som oppnår lavest AIC-verdi.

Som mål på hvor god modellen er til å skille ut de ulike NiN-typene, brukes analyser av prediksjonene fra modellen utført på datasettet som ble holdt av til testing, sett i forhold til faktiske observasjoner (ordnet i en såkalt «confusion matrix»). Vi benyttet funksjonen confusionMatrix som finnes i caret-pakken til å beregne blant annet «balansert nøyaktighet» (Balanced Accuracy) for prediksjon av hver klasse. Videre beregnet vi en overordnet AUC-verdi («Area Under the receiver operating Curve») for hele modellen ved hjelp av funksjonen multiclass.roc som finnes i R-pakken pROC.

Dette ble sett på som grunnlaget for evaluering av modellen. For å lage den endelige modellen, ble parameterestimer i den beste modellen (basert på AIC) beregnet på nytt med fullt datasett (dvs. «refitted» de samme prediksjonsvariablene). Denne modellen har dannet grunnlaget for NiN-kartene i rapporten.

2.2.3 Satellitt-bilde analyser av Sentinel 2-data

DHI-GRAS sin metodikk for analyser av satellittbilder og for produksjon av avledete kart er gitt i Vedlegg A.

DHI-GRAS har benyttet satellitt-bildeanalyse til å produsere følgende grunnkart for prosjektet:

- Satellittfoto-avledet terrengkart
- kart over vegetasjon i fjæra og grunn sjøsoner
- vegetasjonsløs bløtbunn
- vegetasjonsløs hardbunn

Kartene har blitt produsert med en romlig oppløsning på 10x10 m. Disse kartene vil dermed supplere kartene fra NiN-modelleringen (25x25 m oppløsning) med informasjon på en finere skala om hvor en kan forvente å finne vegetasjon og vegetasjonsløs bunn i grunne sjøområder. På grunn av ulike feilkilder (som skydekke og turbiditet i vannet) har satellitt-bildene områder hvor det er vanskelig å identifisere terreng og naturtyper. Vegetasjons-kartene viser maksimal potensiell utbredelse. NiN-kartet og de detaljerte satellitt-kartene vil dermed utfylle hverandre.

DHIs habitatkart ble NiN-kodet ved å skille ut M3 (Fast fjæreltebunn) fra M1 (Grunn marin fastbunn, som inkluderer de områdene som DHI kaller vegetasjonsløs hardbunn). M3 delen ble skilt ut som de områdene i en 12,5 m dybdemodell som har dybdeverdier > 0, dvs LAT-nivået (laveste astronomiske tidevann), og opp til middels vannstand, som DHI har brukt som referansenivå i sine modeller.

2.2.4 Relevant målestokk

Miljødirektoratet antyder 1:5000 som relevant målestokk i Oslofjorden, på grunn av de mange påvirkningene på naturen. Dette er en målestokk som brukes for utfigurering av kartfigurer direkte i felt eller basert på svært høyoppløselige fjernmålings- og/eller modelleringsdata. Eksempel på bruk kan være kartlegging av en strandsone i et mindre område. Målestokken tilsvarer en romlig oppløsning på ca. 1 m (**Tabell 3**). Dette betyr at denne målestokken kun vil være mulig å oppnå hvis naturtypene i Oslofjorden blir kartlagt direkte i felt, med en GPS med høyere nøyaktighet enn den som har vært tilgjengelig i dette prosjektet, og som er normalt i bruk i marin kartlegging (f.eks. Nasjonalt program).

Miljødirektoratet har ønsket at man gjør en selvstendig vurdering av hvilken målestokk som er mest hensiktsmessig for de enkelte naturtypene. NIVA har god erfaring med hvilke naturtyper som lar seg kartfeste ved hjelp av de ulike framgangsmåtene. De ulike metodene benytter seg av og vil resultere i data med ulik romlig oppløsning, noe som igjen påvirker hvilken målestokk dataene kan oppgis på. Målestokken vil derfor variere fra naturtype til naturtype avhengig av hvor detaljert kartlegging som er praktisk mulig. Målestokken vil også kunne variere fra område til område hvis oppløsningen på marine grunnkart/modeller varierer (som de gjør mellom Indre og Ytre Oslofjord).

Hvilken målestokk som egner seg er avhengig av metoden som brukes, som kan være alt fra direkte avgrensning i felt til klassifisering ved bruk av satellittbilder og modellering. Det er også avhengig av hvilken nøyaktighet det er på posisjoneringen i felt, f.eks. ved innsamling av datapunkter til bruk i modellering og avgrensning. Noen naturtyper i dette prosjektet har vært avgrenset direkte i felt, som f.eks. ålegrasenger. Selv om ålegrasenger kartlegges direkte, skjer dette fra båt, noe som gjør at nøyaktigheten i posisjoneringen påvirkes. Vi antar derfor at egnet målestokk for ålegraskartlegging, hvis den avgrenses i felt og ikke modelleres, er på noe mellom 1:4 000 og 1:10 000.

DHI-GRAS forhåndsmodellering av habitater i grunn kystsonen har vært utført ved hjelp av fjernmåling i form av satellittbilder. Dette inkluderer fjæresonen. Målestokken vil da være styrt av oppløsningen på satellittbildene. Iht. Sogn Andersen m.fl. (2019a) er 1:20 000 en målestokk som tilsvarer ca. 10 m romlig oppløsning, som er oppløsningen på satellittbildene som er brukt i prosjektet. Dette er en målestokk det er regnet som realistisk å jobbe på for større områder i kystsonen, så fremt man har modeller eller marine grunnkart som matcher dette. Men undersøkelser viser at denne målestokken (oppløsningen) ikke fanger opp grunntypenivået i M3 fast fjæreltebunn, men at det kan f. eks. skille tangsamfunn fra nakent fjell.

NIVAs NiN-modellering har vært basert på miljøvariable med en romlig oppløsning fra 10 til 120 m. Det betyr at målestokken på de naturtypene som er modellert vil variere fra 1:50 000 til ca. 1:250 000. Ifølge Sogn Andersen m.fl. (2019a) er målestokk 1:100 000 (som ligger midt i denne spennet) tilpasset framstilling av kartfigurer i store områder basert på arealdekkende fjernmålingsdata og modeller tilgjengelige i en grov oppløsning.

Vurderingen om egnet målestokk har blitt gjort med bakgrunn i erfaringer fra tidligere kartlegging av marine naturtyper i området, basert på kartleggingsveilederens anbefalinger for de aktuelle naturtypene, og i dialog med det pågående arbeid med målestokktilpassede kartleggingsenheter (ledet av NHM, UiO).

Tabell 3. Standard minsteareal for polygoner og minstekrav til underlagskart for kartlegging og modellering på de ulike målestokkene. Minsteareal for målestokk 1:100 000 er foreløpig ikke definert. Tabellen er kopiert fra Sogn Andersen m.fl. (2019a).

Målestokk sluttprodukt	Minsteareal (m ²) for polygoner (jfr. hovedveilederen, Bryn m. fl. 2018)	Minimum rasteroppløsning (m) ved framstilling av kart basert på flyfoto eller modeller (Tobler 1987)	Minimum rasteroppløsning for framstilling av kart fra multistråle-/LiDAR-data (m)
1:500	1	0.25	<0.25
1:2 500	100	1,25	1
1:5 000	250	2,5	1
1:10 000	1 000	5	2
1:20 000	2 500	10	5
1:100 000		50	10

2.3 Workshop og plan for opsjonsperioden

Formålet med workshopen i november 2020 var å identifisere hvilke oppgaver det var viktigst å få utført i Oslofjorden i 2021 for å bidra med den kunnskapen som var nødvendig for å kunne ferdigstille arbeidet med marin kartleggingsinstruks. Viktige spørsmål som direktoratet ønsket svar på var:

- For hvilke naturtyper fra instruksen er Oslofjorden et egnet område å kartlegge i?
- Er det annen felterfaring som er relevant å innhente fra Oslofjorden som ikke er knyttet til konkrete naturtyper, men som vil bidra til at vi stiller sterkere for å utvide den marine kartleggingen i 2022?
- Hvor mye aktivitet er det hensiktsmessig å ha på metodeutvikling knyttet til instruksen i Oslofjorden i 2021?
- Hvordan kan vi få kartlagt de mest relevante naturtypene i Oslofjorden i 2022 og 2023? En grov plan ønskes.

Siden arbeidet med å utarbeide listen over naturtyper etter Miljødirektoratets instruks ikke var ferdigstilt da workshopen ble gjennomført, måtte vi først identifisere de naturtypene som vi med mest sikkerhet vil anta havner på lista, og hvilke av disse som vi finner i Oslofjorden. Dette ble gjort i tett dialog med faggruppen i arbeidet med Miljødirektoratets instruks. Arbeidet med utvikling av lokalitetskvalitet for marine naturtyper var i november 2020 ikke startet opp. Det vanskeliggjorde også å kunne komme fram til endelige svar på disse spørsmålene på selve workshopen. Men vi fikk identifisert og diskutert hvilke naturtyper som det er relevant å kartlegge i Oslofjorden mht. instruksens og utvikling av metodikk for å fastsette lokalitetskvalitet.

En konkretisering av aktiviteter som vi mener det er hensiktsmessig å ha metodeutvikling på knyttet til instruksens i Oslofjorden, ble levert som et notat til direktoratet i etterkant av workshopen.

En grov plan for å ferdigstille kartleggingen av de gjenstående og mest relevante naturtypene ble også utviklet av NIVA i etterkant av workshopen. De mest relevante naturtypene anser vi å være de som er truet, som er viktige for mange arter, som dekker mange sentrale økosystemfunksjoner eller som er spesielt dårlig kartlagt. Prioriterte områder for kartlegging i felt er områder der kartleggingen gir stor samfunnsnytte, som områder med stor aktivitet og utbyggingspress, og områder der klimaendringene forventes å føre til raske endringer.

3 Resultater

3.1 Feltkartlegging

3.1.1 Ålegrasdelen av Marin undervannseng (M7)

Feltarbeidet ble gjennomført i perioden 17. til 26. august 2020, med oppstart i den ytre delen av det prioriterte området. I løpet av denne perioden undersøkte vi 99 ålegrasenger, og gjorde registreringer på 1104 punkter. 17 av engene var mindre enn 1000 m². De nye registreringene kombinert med tidligere observasjoner gjorde det mulig å estimere endring i nedre voksegrense for 75 av engene. 67 % av disse engene hadde fått en reduksjon i nedre voksegrense. Den gjennomsnittlige reduksjonen var 0,6 m ($\pm 0,6$ m). Basert på endringen av nedre voksegrense og en forskyvning av den ytre grensen av forekomsten inn mot land, der dette var mulig å avgrense, ble det estimert at 57 000 m² av engene er anslått tapt. Dette var bare mulig å estimere for 21 av engene, der bunnen var jevnt skrånende inn mot land, og ikke i områder med mer kupert terreng. Elleve av engene hadde uendret nedre voksegrense, og 14 hadde en dypere nedre voksegrense enn tidligere registrert. Gjennomsnittlig økning i voksegrensen for disse var 0,5 m ($\pm 0,5$ m). Ingen av de dypere observerte voksegrensene ga grunnlag for å utvide arealet til de avgrensa forekomstene.

Blant de representativt utvalgte lokalitetene hadde 74 % av punktene som lå innenfor tidligere kartlagte ålegrasenger, også forekomst av ålegras i 2020 (**Tabell 4**). Resultatene indikerer mer variasjon i forekomsten av ålegras innen ålegrasengene i det indre av de to valgte områdene (jf. de to områdenes plassering i **Figur 2**). Tidligere fraværspunkter innen ålegrasenger hadde oftere forekomst av ålegras i indre (70%) enn i ytre (45%). Det var også en høyere andel av tidligere tilstedepunkter som også hadde forekomst av ålegras i 2020, i det ytre (84%) enn i det indre området (72%).

28% av punktene undersøkt utenfor tidligere kartlagte ålegrasenger hadde forekomst av ålegras. Blant tidligere tilstedepunkter utenfor kartlagte enger, var det flere som fortsatt hadde ålegras i ytre (50%) enn i indre (33%). Blant tidligere fraværspunkter, ble det oftere funnet ålegras i 2020 i indre (34%) enn i ytre (19%)

Tabell 4. Oversikt over prosentandelen av observerte punkter som hadde forekomst av ålegras i 2020, i og utenfor tidligere kartlagte enger, i henholdsvis det indre og ytre områder i Oslofjorden der det ble gjort undersøkelser av tilfeldig valgte punkter (jf. Beskrivelse i kap. 2.1.1).

Type punkt	Innen kartlagte enger			Utenfor kartlagte enger		
	Indre	Ytre	Totalt	Indre	Ytre	Totalt
Tidligere fravær	0.70	0.45	0.57	0.34	0.19	0.26
Tidligere tilstede	0.72	0.83	0.78	0.33	0.50	0.43
Totalt	0.71	0.75	0.74	0.34	0.22	0.28

Sammenligning av mengde trådalger før og nå tilsier en forverret tilstand for 66 % av engene. Det vil si at engene nå fikk påvist middels tett og tett forekomst av trådalger, mot ingen rapportert forekomst eller spredt forekomst i den forrige kartleggingsperioden. Eksempler på forekomst av trådalger i ålegrasengene er vist i **Figur 4**. Syv tidligere registrerte ålegrasenger så ut til å ha forsvunnet, basert på feltobservasjonene. Alle disse engene var svært små. Det samlede arealet var 6900 m², gjennomsnittlig areal var 1000 m², de minste av de tapte engene var 200 m² og den største 1300 m². Disse engene lå i kommunene Frogn (4), Vestby (2) og Asker (1).

Det ble observert fremmede marine arter i de undersøkte ålegrasengene. Vi observerte fremmede arter i 22 % av engene. Artene som ble funnet var stillehavsøsters, japansk drivtang og japansk pollris *Gracilaria vermiculophylla*. Fire av engene hadde to av disse artene til stede samtidig.

Vi foretok også en revidering av verdien til de kartlagte engene, som var verdisatt etter utdaterte kriterier. De nye kriteriene er beskrevet i Bekkby m.fl. 2020. Gitt de nye kriteriene ble verdien satt basert på arealet til engene og tettheten til ålegrasplantene. De nye verdikriteriene medførte, som resultat av oppdaterte verdisettingskriterier, lavere verdi for 60 % av engene. 20 A-enger er omgjort til 12 B-enger og 8 C-enger, og 35 B-enger er omgjort til C-enger. 40 C-enger har beholdt verdien C. Det innebærer at området som ble kartlagt i 2020 har 13 B-enger og 83 C-enger basert på kriteriene størrelse og tetthet. Tilleggs-kriterier som kan øke verdien basert på den til enhver tid oppdaterte kunnskap om andre forhold som for eksempel nærhet til gyteområder, er nærmere omtalt i diskusjonsskapittelet. Disse kriteriene var tidligere en del av verdisettingskriteriene, men er nå flyttet til tilleggskriterier, med mål om at den til enhver tid oppdaterte informasjonen (f. eks. på gyteområder for fisk) skal benyttes av forvaltningen for endelig verdisetting.

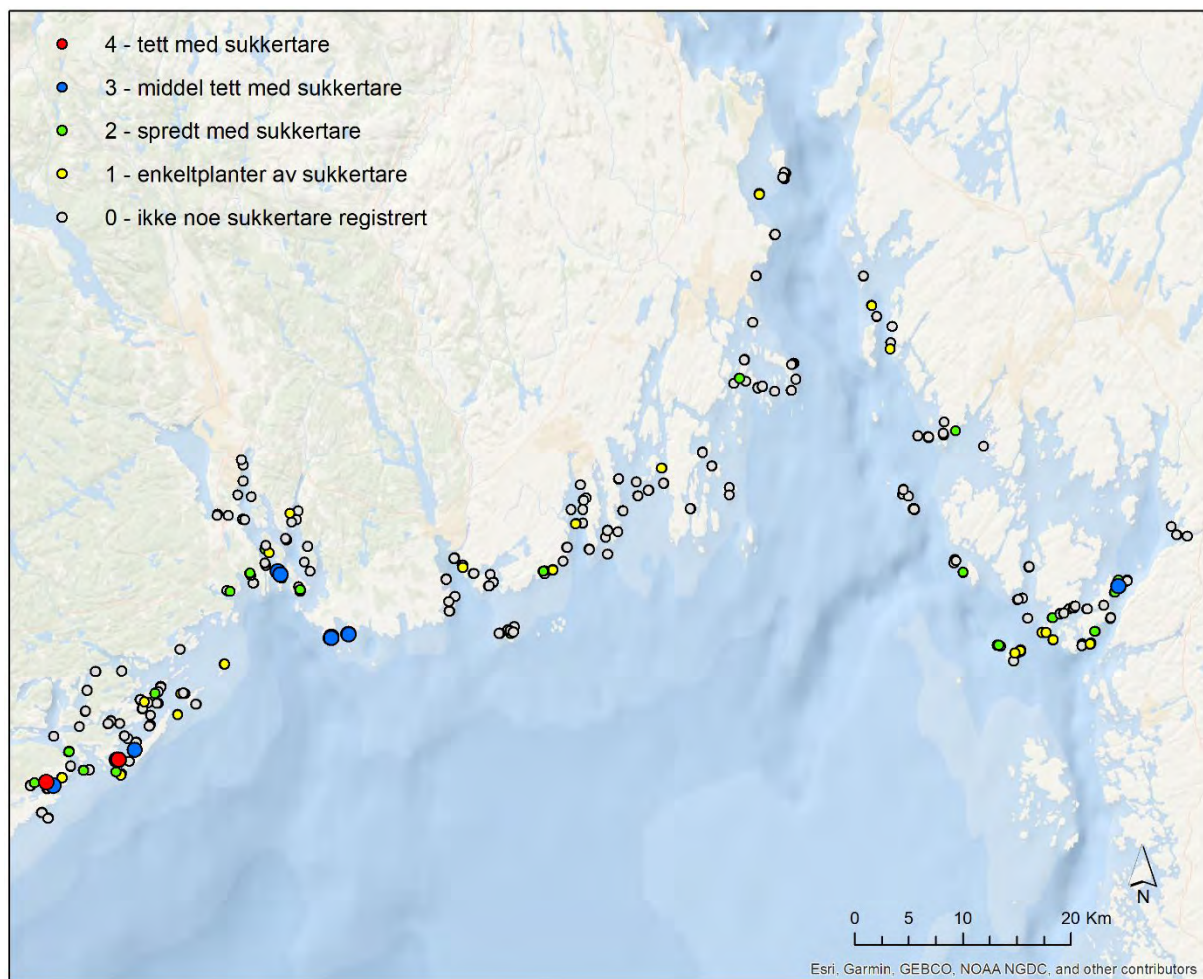
Oppdatert informasjon om de re-kartlagte forekomstene er sendt til Naturbasen. Hvordan polygonene for forekomstene skal inkluderes i Miljødirektoratets NiN-base vil avklares i dialog med direktoratet.



Figur 4. Eksempler på ulike tilstander til besøkte ålegrasenger i Oslofjorden august 2020. Første bilde (øverst til venstre) viser god tilstand i ei av engene ved Torvøya, i ytre del. Bilde øverst til høyre viser påvekst på selve ålegrasbladene og lite løstliggende trådalger. Midtre bilde til venstre viser helofytt-saltvannssump innenfor ei ålegraseng, med trådalgematter over enga og inn mot sumpen. Midtre bilde til høyre viser overgrodd Ruppia-eng. De to nederste bildene viser kortvokst og mer langvokst ålegras med mye trådalger.

3.1.2 Sukkertareskog (M1-3)

Feltarbeid ble gjennomført 14-18. september og 23-25. september 2020, med oppstart ved grensen til Agder og avslutning ved Hvaler. I denne perioden registrerte vi 798 punkter (**Figur 5**). Dårlig sikt gjorde det umulig å påvise forekomster av noen av de fokuserte artene på rødlista og fremmedartslista. På 668 av stasjonene fant vi ikke sukkertare, og på 130 stasjoner fant vi sukkertare av ulike tettheter. 20 av stasjonene hadde middels tett eller dominerende/heldekkende forekomster av sukkertare, som er Nasjonalt programs definisjon for tareskog, som også er iht. beskrivelsen i NiN, som definerer tareskog som et sammenhengende område dominert av tarearter. Stasjonene med middels tett og tett sukkertare (dvs. skog) ble funnet ved Støle fjorden, Rauane (Kragerø), innenfor Jomfruland (Telemark), Langesund (Bamble), Nevlunghavn (Larvik) og Nordre Sandøy (Hvaler), se **Figur 5**.



Figur 5. De 798 stasjonene registrert i felt 14-25. september 2020). På 130 stasjoner fant vi sukkertare av ulike tettheter, 20 av disse hadde middels tett og dominerende/heldekkende forekomster av sukkertare (skog), disse er vist som større (røde og blå) punkter for å gjøre de tydeligere.

Den dypeste observasjonen vi gjorde av sukkertareskog var på 11,5 m dyp ved Jomfruland (som var en middels tett forekomst, Tabell 4). Gjennomsnittlig dyp for observert nedre voksegrense for sukkertareskog (dvs. middels tette og tette forekomster av sukkertare) var 5,9 m. **Tabell 5** viser statistikk for voksegrense for de ulike områdene. Her ser vi at tareskog kun ble funnet i Kragerø-

området (Stølefjorden, Rauane og innenfor Jomfruland), Langesund-området (inkludert Nevlunghavn) og Hvaler øst (Nordre Sandøy, se **Figur 5**). Kragerø- og Langesund-området (med Nevlunghavn) hadde flest stasjoner med sukkertare, uavhengig av tetthet. Kragerø hadde 31 stasjoner med sukkertare, syv av disse hadde skog. Langesund hadde 34 stasjoner med sukkertare, hvorav 11 hadde skog. Til sammenligning hadde Hvaler øst bare én stasjon med tareskog (med middels tett forekomst). Nedre voksegrense for tareskog avtar innover i fjorden, fra 11,5 meter i Kragerø-området til 8,8 lenger inn. På østsiden av fjorden var nedre voksegrense for skog kun 4,7 m. Nedre voksegrense for enkeltplanter av tare avtar også innover, fra 16,5 m i Kragerø-området til 7,7 m innerst i Tønsberg-området. På Hvaler gikk nedre voksegrense for enkeltplanter fra 10,3 m i ytre (vestre) del til 5,8 m lenger inn (i østre del). Den absolutt dypeste forekomsten av sukkertare ble funnet på 16,5 m (enkeltpanter funnet ved Steingrunnen nord for Jomfruland, en spredt forekomst ble funnet på 16,3 m (ved Gapet, rett nord for Jomfruland).

Tabell 5. Gjennomsnittlig, grunneste og dypeste dybde av sukkertare-observasjoner med ulike tettheter.

Sukkertarens tetthet	Gjennomsnittlig dyp (m)	Grunneste observasjon (m)	Dypeste observasjon (m)	Antall stasjoner
4 - tett	4,0	3,9	8,5	4
3 – middels tett	6,1	2,3	11,5	16
2 - spredt	6,5	2,5	16,5	44
1 - enkeltplanter	6,3	2,0	16,5	66
Tareskog (klasse 3+4)	5,9	2,3	11,5	20

Tabell 6. Dypeste observasjon (nedre voksegrense) for sukkertareskog (middels tette og tette forekomster) og enkeltplanter fra tidligere kartlegging i Nasjonalt program (2006, 2008 og 2009) og nå (2020) for de ulike områdene som ble kartlagt (antall stasjoner med sukkertare, uansett tetthet, i parentes).

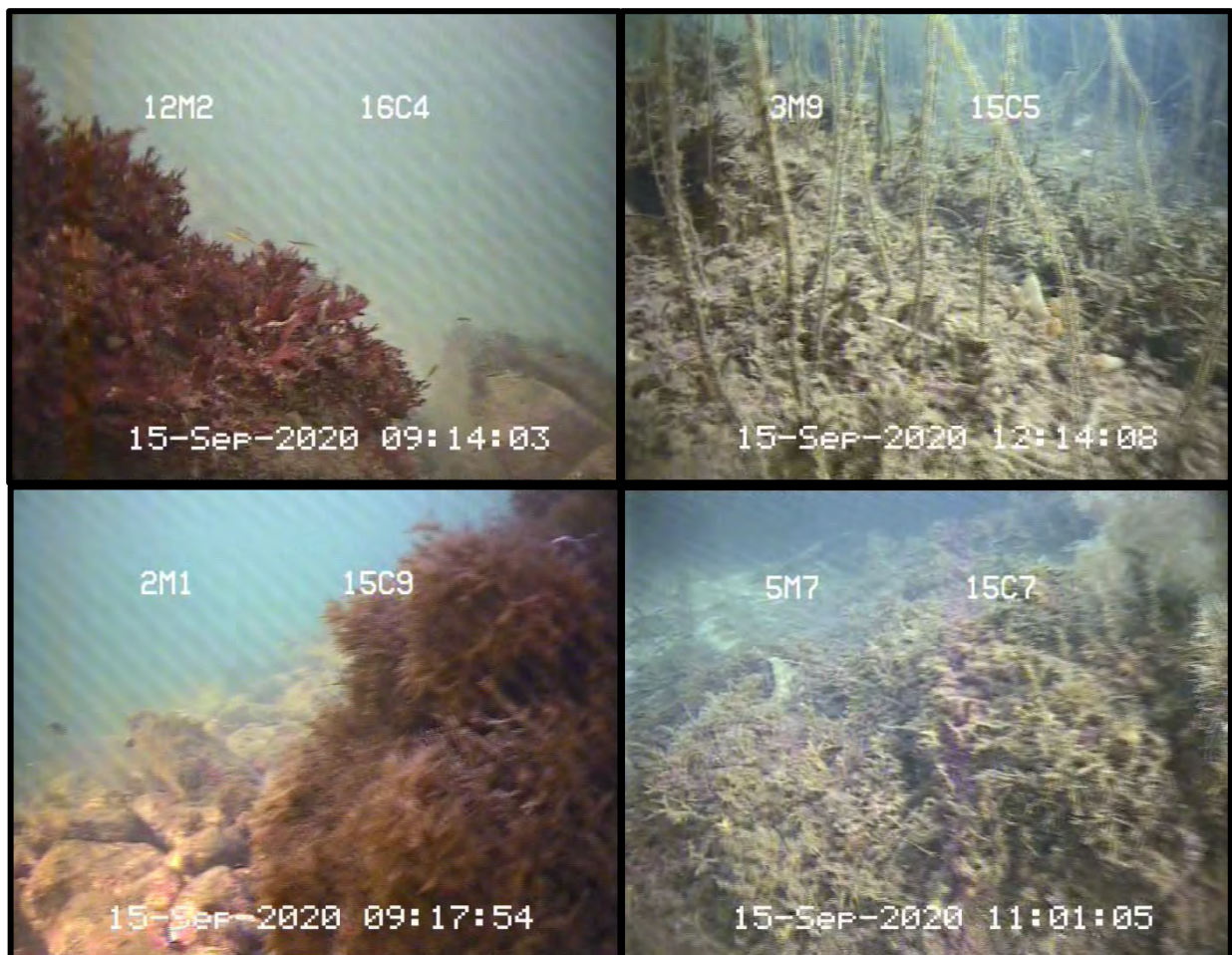
Område	Nedre voksegrense (m), tareskog		Nedre voksegrense (m), enkeltplanter	
	Før	Nå	Før	Nå
Kragerø	11	11,5	6*	16,5
Langesund, inkl. Nevlunghavn	7	8,8	8	12,1
Larvik øst	9		10	10,6
Tønsberg	10	Ingen tareskog	6*	7,7
Hvaler vest	6		8	10,3
Hvaler øst /Halden	6	4,7	6	5,8

* Den dypeste observasjonen i disse områdene var middels tett tareskog og det var ingen datapunkter registrert under dette punktet

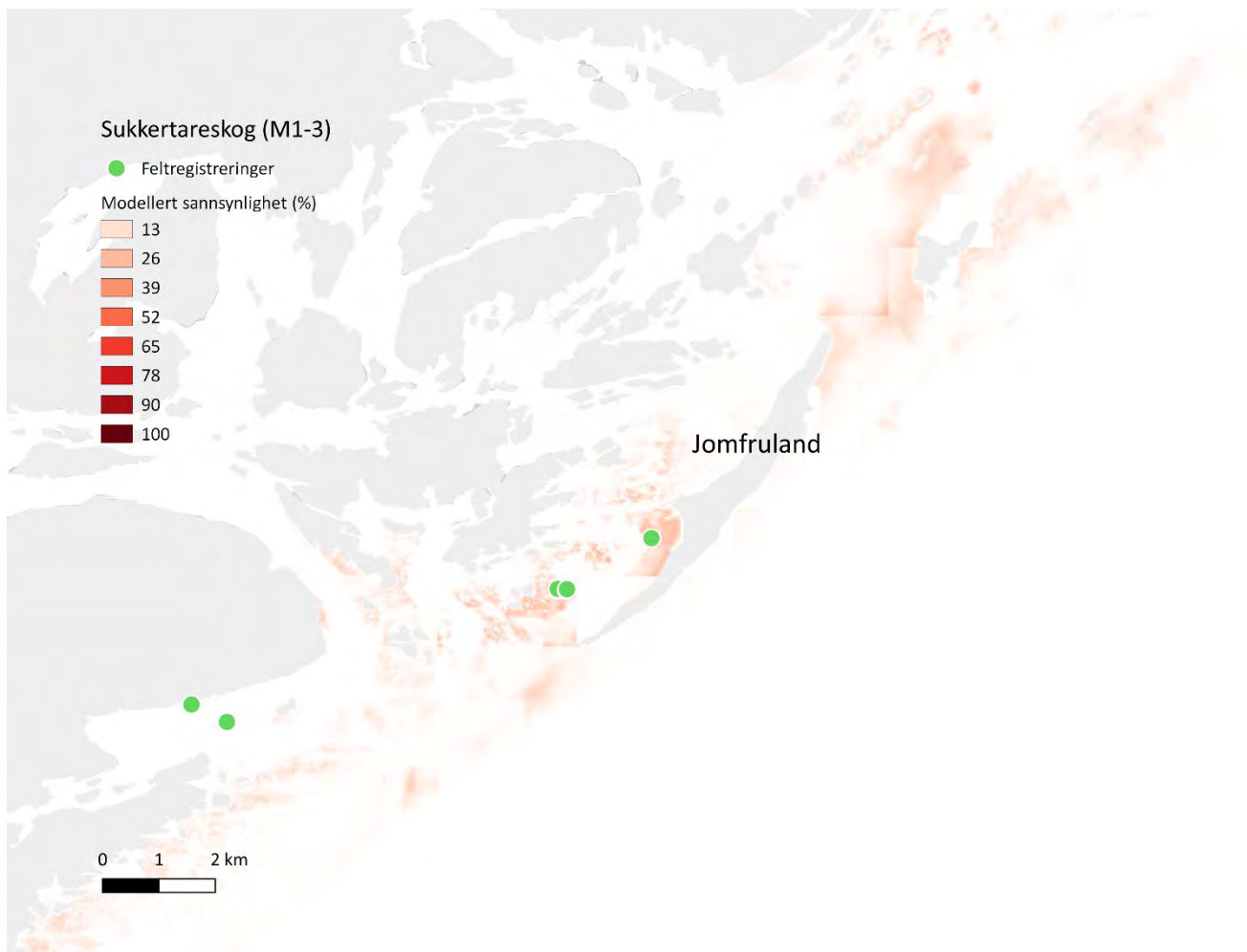
Tabell 6 viser dypeste observasjon for sukkertareskog og enkeltplanter *før* (2006, 2008 og 2009) til sammenligning med *nå* (2020) for de ulike områdene. Når det gjelder nedre voksegrense for tareskog, så ser vi at den har endret seg lite der tareskog ble observert både før og nå. I Larvik øst, Tønsberg-regionen og Hvaler vest finnes det ikke lenger sukkertareplanter i de tettheten som oppfyller kriteriene for skog, men dette er basert på få datapunkter. Når det gjelder nedre voksegrense for enkeltplanter, så indikerer observasjonene en økning i flere av områdene (dypere nedre voksegrense). Den største forskjellen er i Hvaler vest, Langesund, inkl. Nevlunghavn, og Kragerø, der forskjellen er på hhv. 2,3, 4,1 og 10,5 m. I disse områdene var det ingen eller liten endring i nedre voksegrense for tareskog, men på noen lokaliteter var sukkertareskogen forsvunnet helt. Ingen områder der sukkertare var fraværende før hadde sukkertare ved gjenbesøk i 2020. Det er viktig å presisere at når det er mye fintrådige alger eller problemer med sedimentering, så kan det

være svært vanskelig å observere enkeltplanter av sukkertare med undervannskamera, da planten gjerne ligger flatt langs bunnen. Tallene for nedre voksegrense av enkeltplanter er derfor usikre.

Sukkertareskog befinner seg i det som i NiN-systemet kalles «Beskyttet infralitoral fastbunn» (M1-3) på bergknaus (HF1) i salte områder (SA3). Den vokser i «tareskogsbeltet», mellom det som i NiN kalles «sjøkantbeltet» og det som kalles «rødalgebeltet» (dybderelatert lyssvekkning, DL, 2bc) på bølgebeskyttede områder (som i NiN kalles «litt beskyttet», vannpåvirkningsintensitet, VF, 2cd; dvs. SWM-verdi mellom 10 000 og 100 000). Det var i dette miljøvariabelrommet sukkertare var blitt observert tidligere og som vi planla feltarbeid innen. Som beskrevet over fant vi svært lite sukkertare i dette miljøvariabelrommet. Istedenfor fant vi stort sett opprette, fastsittende rødalger (dvs. ikke fintrådige begroingsalger), se **Figur 6** for eksempler på dette. **Figur 7** (modellerte forekomster av sukkertareskog) viser også at områdene har relativt lav sannsynlighet for sukkertare, men viser likevel hvilke områder man kan forvente å finne arten. Med undervannskamera var det ikke mulig å indentifisere hvilke rødalgearter dette var. I mange områder var rødalgene dekket med fintrådige begroingsalger (også kalt «lurv», se **Figur 6**). I enkelte tilfeller, gjerne i indre og noe innelukkede områder, var rødalgene også dekket av sedimenter. Iht. NiN-systemet er også degradert sukkertareskog naturtype M1-3 («Beskyttet infralitoral fastbunn»), men da som sukkertareskog med tilstandsvariasjon (fra NiNs beskrivelsessystem) knyttet eutrofi (kode 7EU), noe som gir oppblomstring av «lurv».



Figur 6. Bildene viser eksempler på områder der vi, ut fra de naturgitte miljøforholdene, forventet forekomst av sukkertareskog, men der vi kun fant rødalger, gjerne dekket med fintrådige begroingsalger (også kalt «lurv») og tidvis også en del sedimenter.



Figur 7. Predikert sannsynlighet for å finne sukkertareskog basert på NiN-modellen fra 2020. Kartet viser et detaljert utsnitt. Grønne prikker er lokaliteter med sukkertareskog registrert i felt, tilsvarende lokaliteter med middels tett og tett forekomst av sukkertare i Figur 5.

3.1.3 Ruglbunn (M4-11, M4-20)

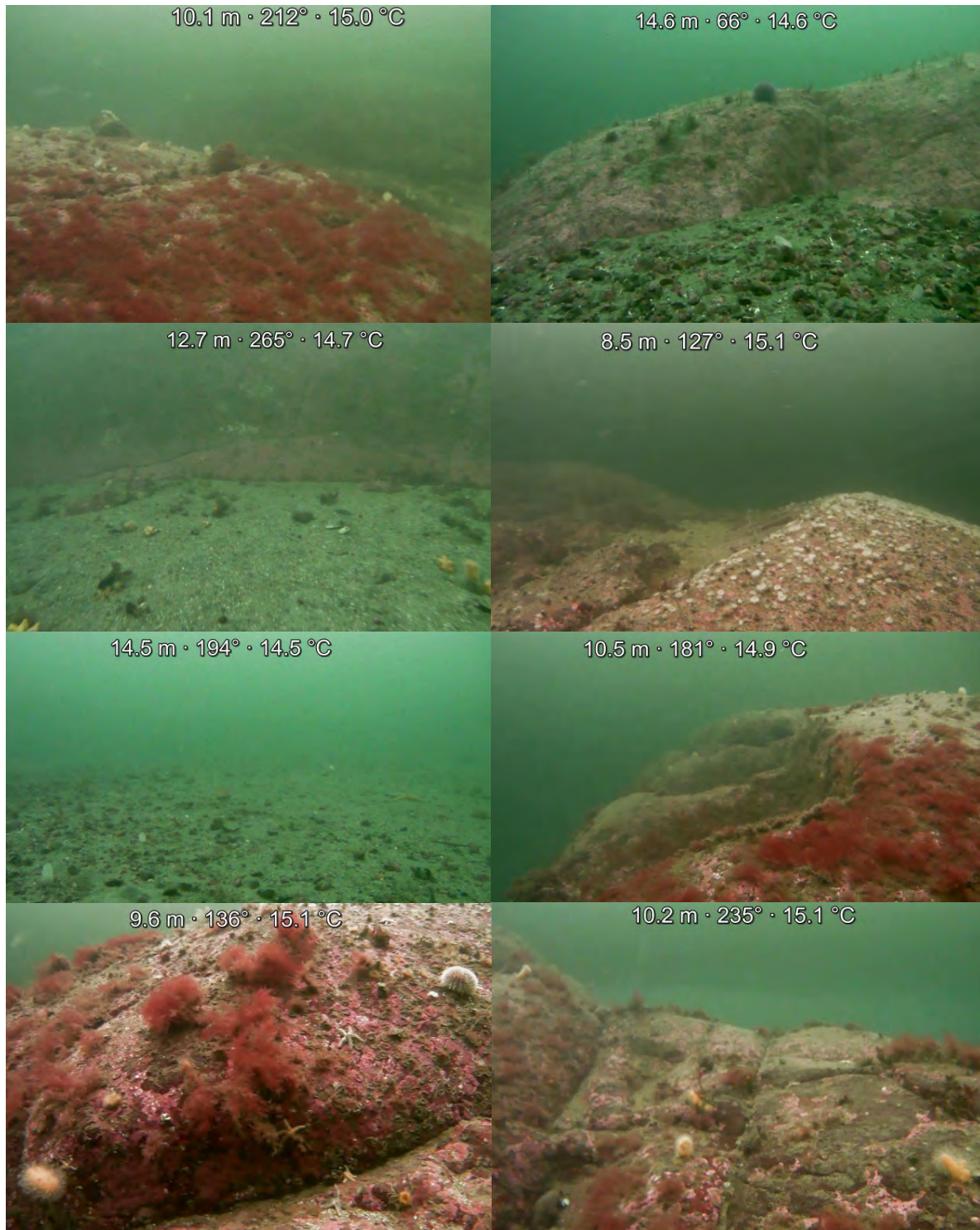
Feltarbeidet for kartlegging av ruglbunn i og ved Kloasundet ble foretatt 29. september 2020. Det ble gjort registreringer med undervannskamera på til sammen 37 ulike lokaliteter (**Figur 3**). Det ble ikke funnet noen tydelig forekomst av løstliggende ruglklumper på noen av disse lokalitetene. Terrenget i Kloasundet var svært kupert med knauser og enkelte små lommer med sedimentbunn. I noen av mudder-lommene på 14-15 m dyp var noen av steinene såpass begrodd av kalkalger at de kunne se ut som rhodolither, dvs. 'falske' rugl- eller mergelklumper. Men det ble ikke funnet noe forekomst av ekte rugl/mergel. Det var enten sand med litt stein, eller sandbunn med mange små stein. Mye strøm gjorde det vanskelig å ta gode bilder med både ROV, droppkamera og håndholdt undervannskamera. **Figur 8** gir en oversikt over bunnforholdene og naturtypene i Kloasundet.

Det ble ved dykking samlet ca. 20 av rhodolithene fra 15 m dyp for DNA-analyse (**Figur 9**), og algemateriale for morfologisk artsbestemmelse. Det ble observert en del dødningehånd, sekkdyr, sjønellik, kråkeboller (både rød og grønn), og sjøstjerner på bergknausene rundt sedimentlommene (**Figur 8**).

Blant algematerialet som ble samlet inn for morfologisk artsbestemmelse viste det seg å være en dominans av den introduserte arten *Dasysiphonia japonica*. Denne arten vokste på steiner og andre alger (**Figur 8**), og har spredd seg langs store deler av Skagerrakkysten og Oslofjorden. DNA-analysene av de skorpeforma kalkalgene på de innsamlede rhodolithene indikerte at to arter; *Lithothamnion glaciale* og *L. erinaceum*, forekom like ofte. Blant 22 undersøkte rhodolither ble disse artene påvist på henholdsvis 11 og 10 rhodolither. I tillegg ble det gjort et funn av arten *Leptophytum laeve*. Sundene (1953) registrerte en kalkalge-art fra Kloasundet han kalte *Lithothamnion granii*, som ifølge Algaebase er et gyldig navn, men som ikke er verifisert gjennom DNA-analyse. En fullstendig artsliste over de 23 algeartene som ble påvist på steinbunn nær ruglbunnen, er vist i **Tabell 7**.

Tabell 7. Artsliste over registrerte arter på stein nær rhodolith-bunnen i Kloasundet. Fremmede arter er merket med stjerne (*) og kode for risikokategori (SE - Svært høy risiko, PH - Potensielt høy risiko).

Rødalger		Grønnalger
<i>Acrochaetium</i> sp.	* <i>Dasysiphonia japonica</i> (SE)	<i>Cladophora</i> cf. <i>albida</i>
* <i>Bonnemaisonia hamifera</i> (SE)	<i>Erythrotrichia carnea</i>	<i>Rhizoclonium riparium</i>
<i>Carradoriella elongata</i>	<i>Lithothamnion glaciale</i>	<i>Ulothrix</i> cf. <i>implexa</i>
<i>Ceramium cimbricum</i>	<i>Lithothamnion erinaceum</i>	
<i>Ceramium virgatum</i>	<i>Leptophytum laeve</i>	Brunalger
<i>Colaconema</i> sp.	<i>Phycodrys rubens</i>	<i>Saccharina latissima</i>
<i>Cruoria pellita</i>	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	<i>Sphacelaria cirrosa</i>
* <i>Dasya baillouviana</i> (PH)	<i>Pterothamnion plumula</i>	
	<i>Pylaiella littoralis</i>	
	<i>Scagelia pusilla</i>	



Figur 8. Sedimentbunn og bergknauser i Kloasundet. Bildene er hentet fra ROV-video. Det røde teppet på bergknausene i flere av bildene er japansk sjølyng. De hvite formene på bildet til venstre i rad nr 2 er små sjønelliker. De oransje organismene i rad 2 til venstre og på de to nederste bildene er dødningehånd. Sedimentbunnen som vises på fire av bildene har ulik forekomst av stein, fra nesten ren sandbunn uten stein (rad 2, venstre), til middels tett med små stein (rad 3 venstre) og tett med små stein (rad 1, høyre).



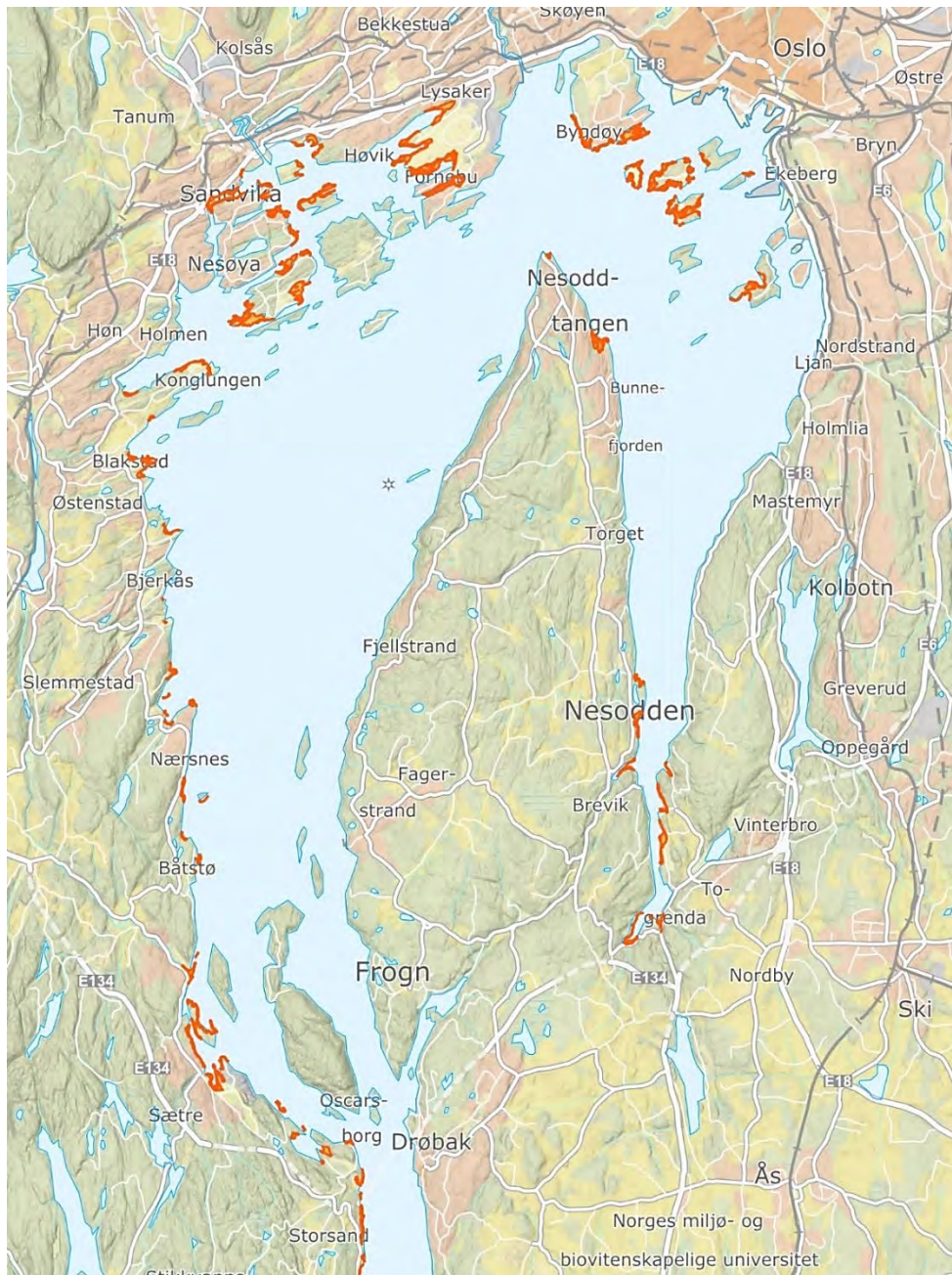
Figur 9. Rhodolither samlet fra Kloasundet klar for tørking slik at de kan bli DNA-analysert.

3.2 Bløtbunnsområder i strandsonen

Til sammen 133 tidligere kartlagte bløtbunnsområder i strandsonen i Indre Oslofjord ble gjennomgått vha. digital kartlegging i GIS (**Figur 10**). Hver enkel lokalitet ble vurdert med hensyn til behov for endring i avgrensning og beskrivelse. For nesten alle forekomstene ble det gjort modifikasjoner av polygonene, som oftest på grunn av en mer presis avgrensning enn ved sist kartlegging. Dette innebar korrigering av grensene mot land og/eller mot nedre dybdegrense på 2 m, hhv. med oppdatert kystlinje og dybdeedata. Enkelte steder var det også nødvendig å fjerne hardbunnsområder (stein og fjell) i forekomsten.

I de aller fleste tilfellene resulterte ikke den nye avgrensningen i vesentlig endring i arealutbredelse, og ingen av områdene har blitt redusert som følge av utbygging, utfylling eller mudring. Selv om 1 av 8 forekomster (12 %) fikk en arealøkning på over 30 %, var det ikke utslagsgivende mht. endring av verdi, og halvparten av tilfellene var resultat av sammenslåing av eksisterende forekomster. Til sammenlikning var det kun 2 % av forekomstene som fikk arealet redusert med over 30 %, men heller ikke dette gav utslag i endret verdi. Sammenslåingen av enkelte forekomster medførte for øvrig at det totale antallet forekomster ble nedjustert fra 133 til 120.

Før re-kartleggingen utgjorde lokalt viktige bløtbunnsområder i strandsonen (C-områder) en betydelig andel av de registrerte forekomstene i Indre Oslofjord, hele 86 %, mens resten tilhørte kategorien regionalt viktige bløtbunnsområder (B-områder). Ingen av bløtbunnsområdene var kategorisert som nasjonalt viktige (A-områder). De kartlagte forekomstene var verdisatt iht. DNS håndbok 19. Det ble derfor foretatt en ny verdivurdering av forekomstene iht. de gjeldende kriteriene fra nasjonalt program (Bekkby m.fl. 2020), basert på arealet til bløtbunnsområdene. Forekomstenes endring i verdi ble vurdert både før og etter re-kartleggingen. Oversikt over endringene i verdi er vist i **Tabell 8**.



Figur 10. Bløtbunnsområder i strandsonen i Indre Oslofjord som har blitt kartlagt på ny i 2020, totalt 133 tidligere registrerte forekomster fra Naturbasen (vist i oransje).

Endringer med hensyn til nye verdikriterier alene, medførte lavere verdi for 14 % av bløtbunnsforekomstene, hvorav 15 B-forekomster er omgjort til C-forekomster og 19 C-forekomster har blitt nedgradert og har havnet under minstemålet for verdisetting (1000 m²). Dersom endringer pga. ny avgrensning også tas i betraktning, medfører det til nedjustert verdi for rundt 20 % av forekomstene. Fordelingen mellom de ulike kategoriene er for øvrig noenlunde lik hhv. før og etter ny avgrensning.

Tabell 8. Oversikt over endringer i antall forekomster av naturtypen grunne bløtbunnsområder i strandsonen (etter DN håndbok 19) i Indre Oslofjord, og som har blitt re-kartlagt i prosjektet, samt endringer i antall forekomster per verdi-kategori A (nasjonalt), B (regionalt) og C (lokalt) viktig.

Antall bløtbunnsområder i strandsonen	A	B	C	Under minstemål	Totalt
Verdikriterier iht. DN håndbok 19	> 500 000 m ²	> 50 000 - 500 000 m ²	≤ 50 000 m ²		
Tidligere kartlagte	0	19	114	—	133
Verdikriterier iht. Nasjonal kartlegging – kyst 2019	≥ 250 000 m ²	≥ 100 000 - 250 000 m ²	> 1000 < 100 000 m ²	< 1000 m ²	
FØR re-kartlegging	0	4	110	19	133
ETTER re-kartlegging	0	4	100	16	120*

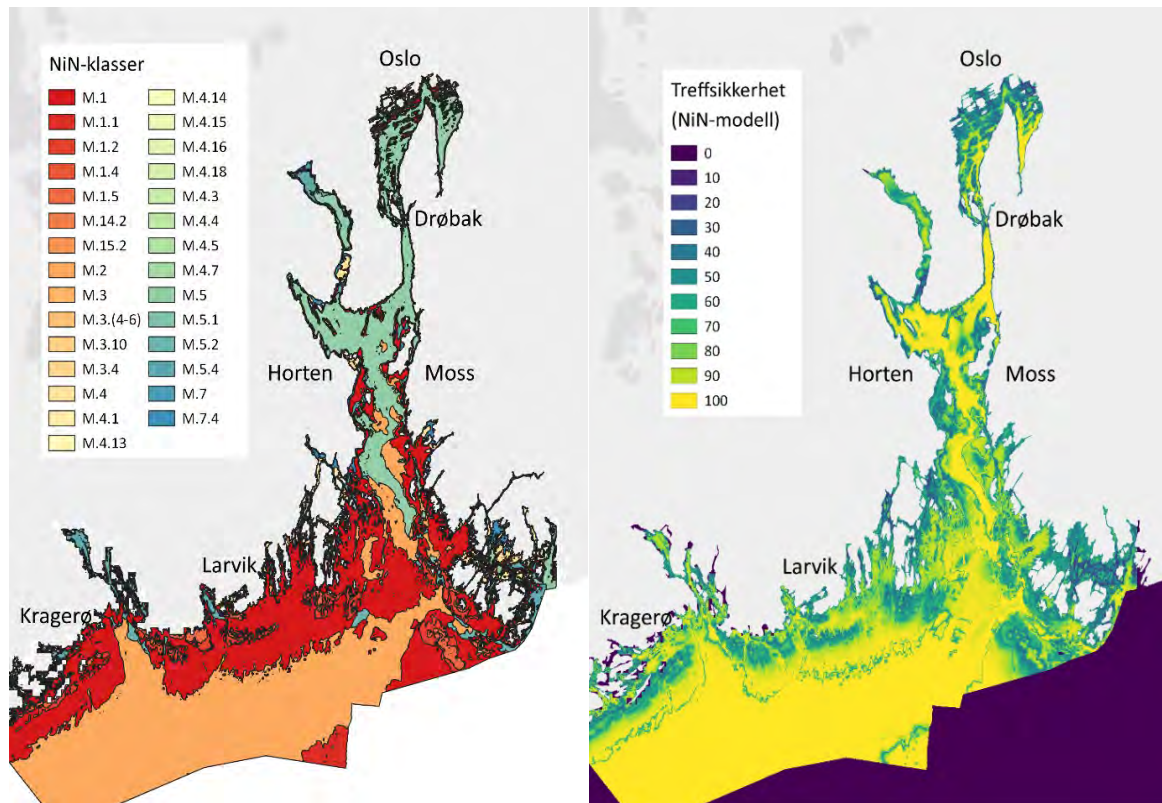
*redusert antall pga. sammenslåing av forekomster

Oppdatert informasjon om de re-kartlagte forekomstene er sendt til Naturbasen. Hvordan polygonene for forekomstene skal inkluderes i Miljødirektoratets NiN-base vil, som for ålegrasengene, avklares i dialog med direktoratet.

3.3 Forhåndskartlegging

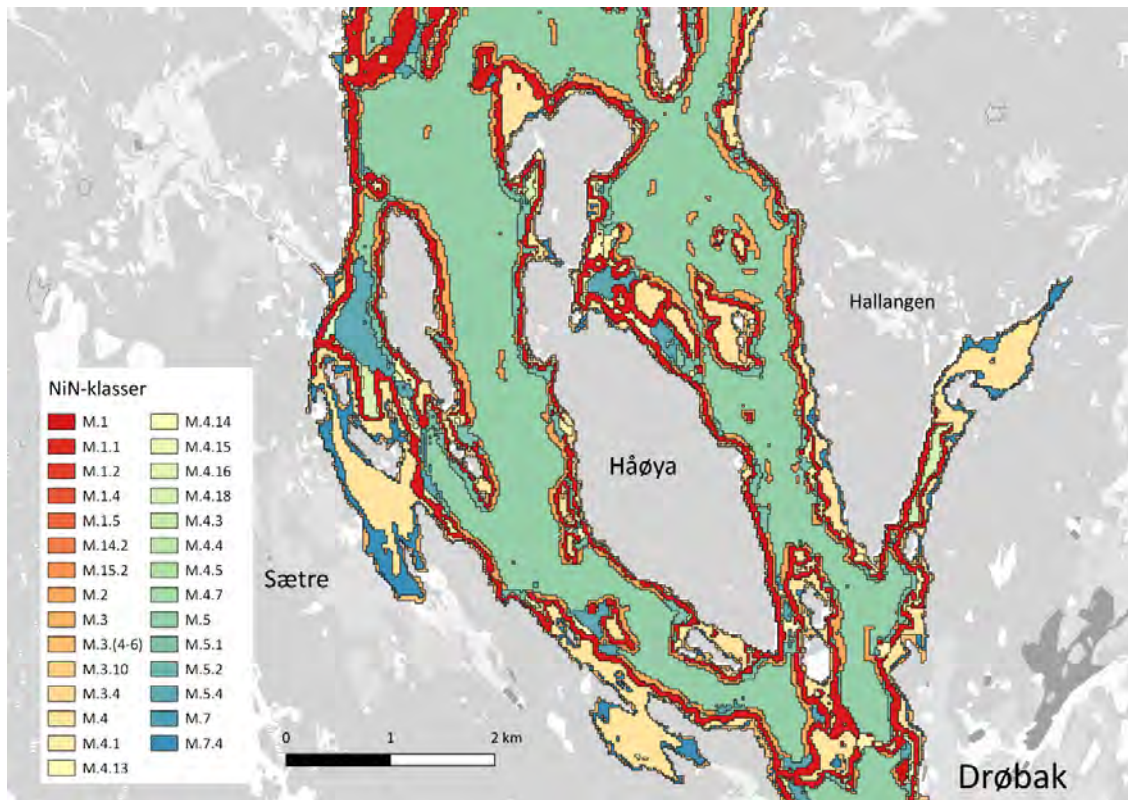
3.3.1 NiN-modellering

En NiN-modell ble utviklet i dette prosjektet basert på data fra andre prosjekter kombinert med data samlet inn på dette prosjektet. Den beste NiN-modellen inkluderte forklaringsvariablene dyp, bølgeeksponering, to egenskaper for terrengstruktur (*Terrain Ruggedness Index* og *Terrain Positioning Index*), salinitet og avstand til land. Oversikt over de predikerte naturtypene og modellens treffsikkerhet er vist i **Figur 11** (hele Oslofjorden), **Figur 12** (området rundt Håøya ved Drøbak). **Figur 13** (eksempel for M1 Grunn marin fastbunn) viser et detaljert utsnitt av sannsynlighetskart for M1. Den marine inndelingen av NiN er i stor grad relatert til bunnens helning, bunnsbunnsstrat (hardbunn eller bløtbunn), lystilgang (eufotisk eller afotisk sone), vannbevegelse (bølgeeksponering og strøm) og salinitet. Det er tydelig at de empiriske dataene også fanger opp dette, siden samtlige variabler i beste modell kan relateres til en eller flere av disse påvirkningsfaktorene. Koblingen til variabelen som beskriver avstand til land er kanskje litt mer obskur, men det er sannsynlig at denne er relatert til vannbevegelse (på finere skala enn bølgeeksponeringsmodellen), påvirkning fra land i form av avrenning, sedimentasjonsrater, og dermed lystilgang, og muligens også båttrafikk.

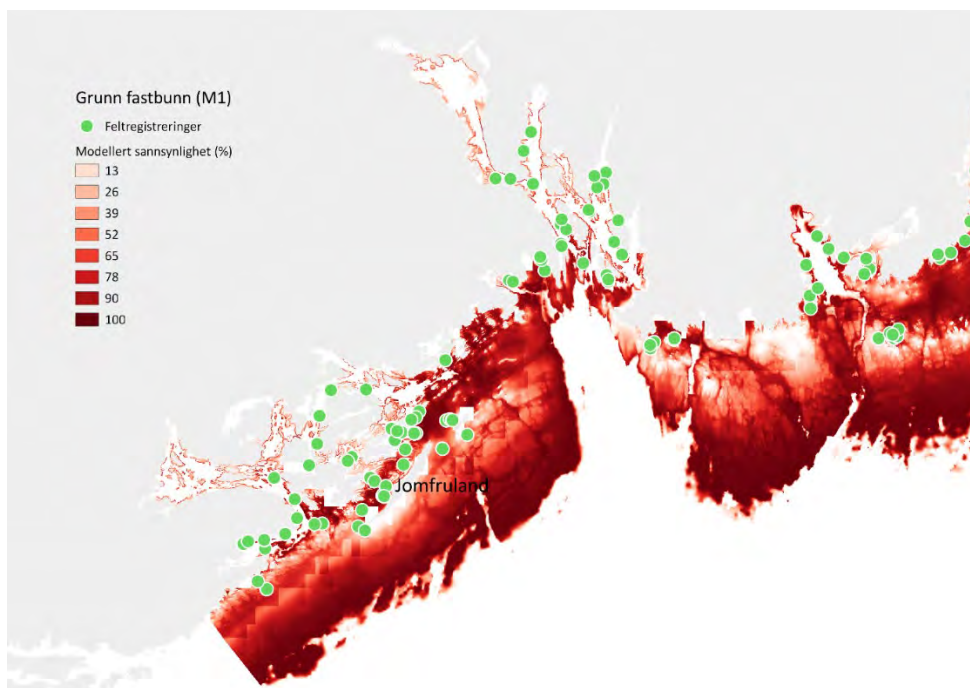


Figur 11. NiN-kart over Oslofjorden basert på NiN-modellen fra 2020 (venstre), og sannsynlighet for gitt utfall (%) i hver kartcelle fra samme modell (høyre). Kartet til høyre viser dermed hvor sikker modellen er på klassifiseringen som vises i kartet til venstre. Kart der man kan zoome inn på ønsket sted vil være tilgjengelig som kartlag *NiN modellert i Oslofjorden* her:

<http://kart.niva.no/geoserver/no.niva.bm/wms>.



Figur 12. Mer detaljert utsnitt av NiN-kart fra området rundt Håøya ved Drøbak. Kart der man kan zoome inn på ønsket sted vil være tilgjengelig som kartlag NiN modellert i Oslofjorden her: <http://kart.niva.no/geoserver/no.niva.bm/wms>.



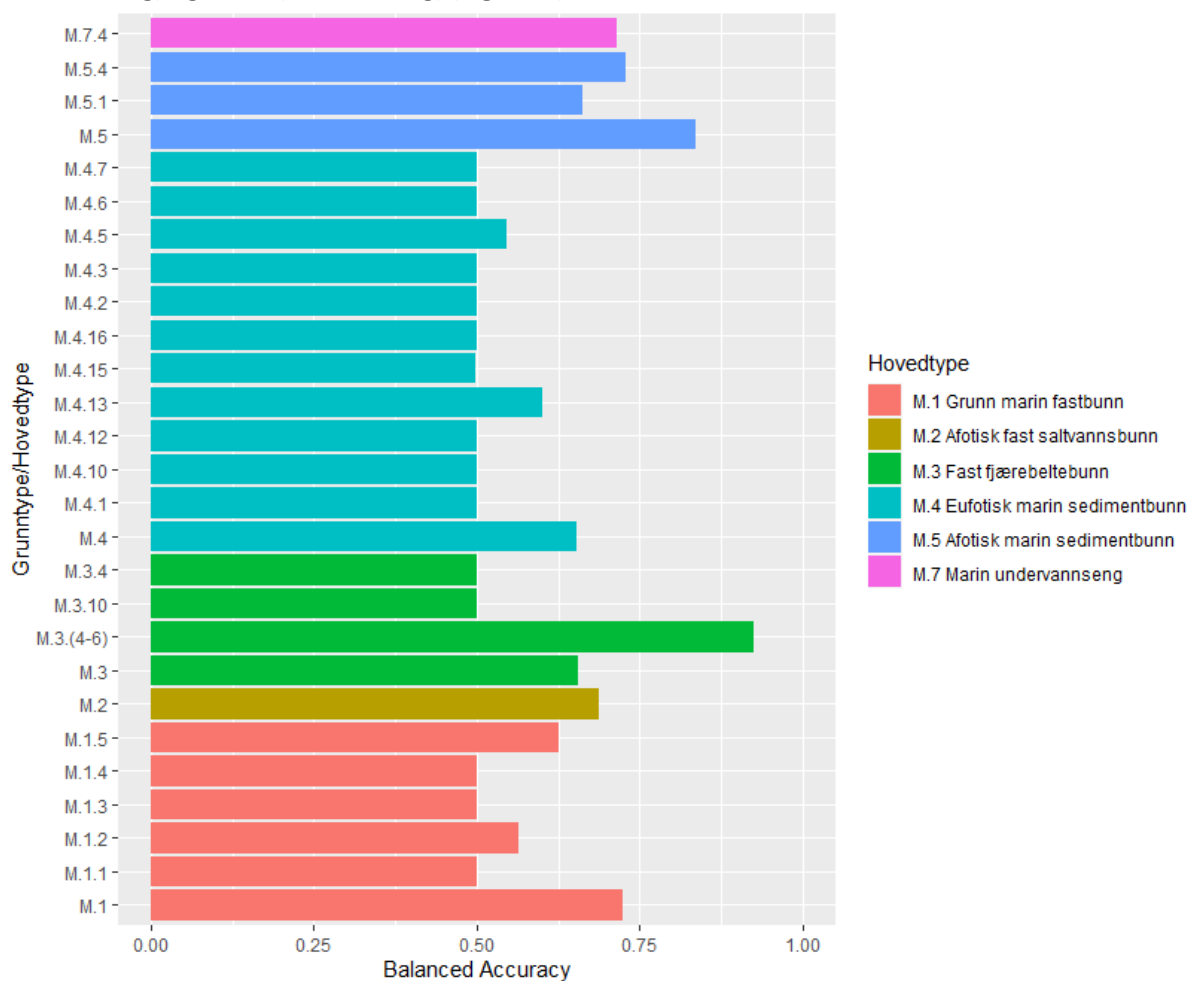
Figur 13. Eksempel med detaljert utsnitt fra sannsynlighetskartet fra modelleringen (mlogit-modellen). Her vises sannsynlighetslaget for M1 – Grunn marin fastbunn. Grønne prikker er lokaliteter bestemt til M1 i felt.

Evaluering av modellen

Fire femtedeler av datasettet ble brukt til å bygge modellen, mens den resterende femtedelen ble holdt av til validering. Resultatene sier noe om hvor treffsikker modellen er, både samlet sett og for hver NiN-type/kartleggingsenhet.

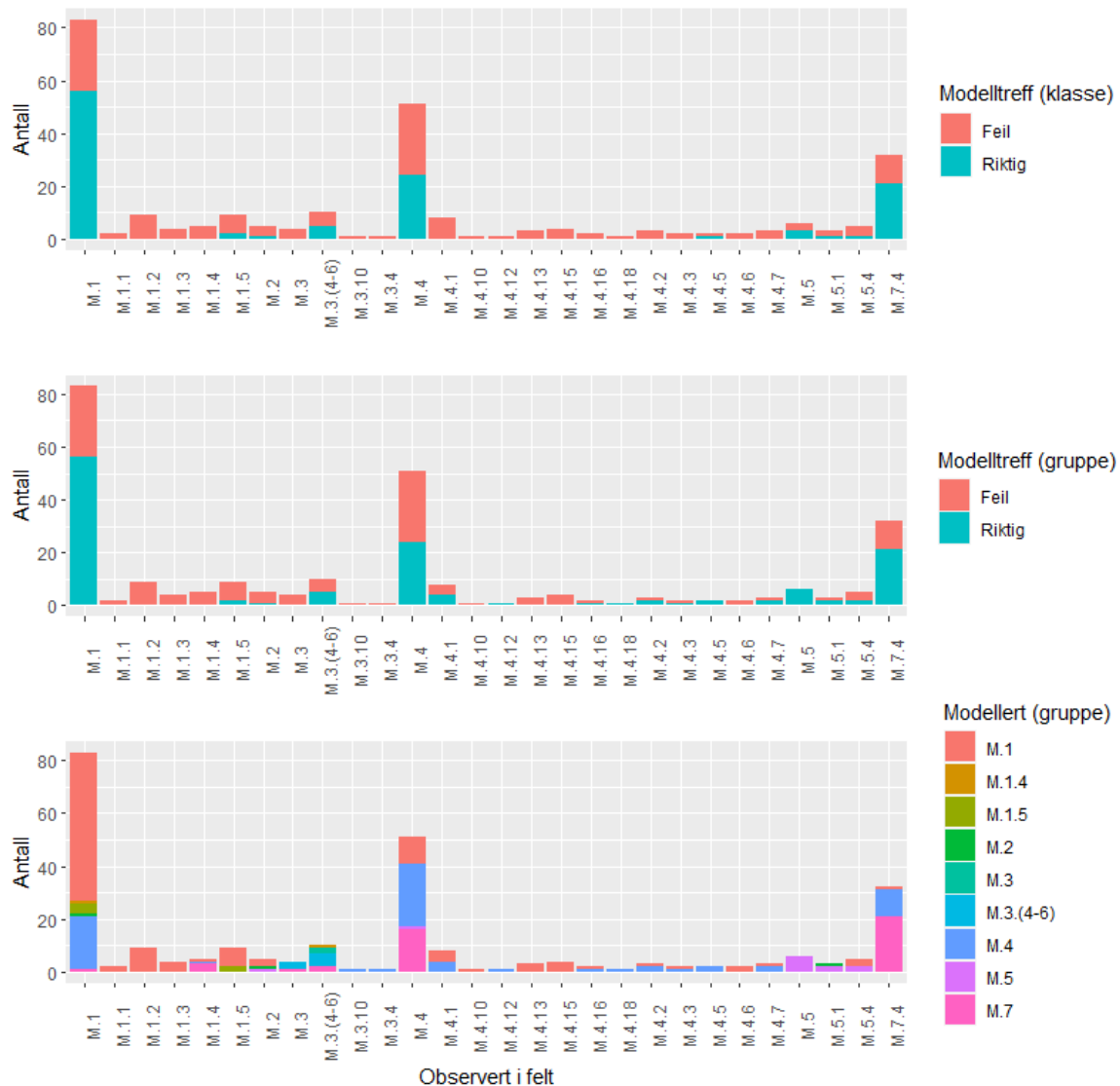
AUC-verdien for modellen var 0,86, som viser at modellen grovt sett er god. Helt konkret betyr det at sjansen for at modellen predikerer riktig når hver enkelt naturklasse betraktes for seg er 86 %. Det lages i realiteten ett heldekkende kart per naturkategori som sier noe om sannsynlighet for forekomst basert på miljøvariabelrommet i hver kartcelle. Balansert nøyaktighet sier noe om modellens evne til å predikere riktig utfall, dvs. riktig naturkategori (kartleggingsenhet) blant alle valgmuligheter i hver celle i kartet (tatt i betraktning datamengden). Dette er med andre ord en bedre egnet parameter til å vurdere hvor godt klassifiseringen treffer enn AUC-verdien.

Resultatene av testen på den resterende femtedelen av datapunktene, viser at klassifiserings-teknikken treffer relativt godt på hovedtypenivå, men at den er mer usikker for en del kartleggingsenheter på lavere nivå. Enkelte kartleggingsenheter på lavere nivå ser imidlertid også ut til å fanges opp på en god måte, som f.eks. M3-(4-6) (litt beskyttet bergknaus fra hydrolittoral til øvre landstrand, oftest dominert av rur, sauetang, blåskjell, spiraltang og blæretang), M7-4 (sublittoral saltvannseng) og M1-5 (stortareskog) (**Figur 14**).



Figur 14. "Balansert nøyaktighet" basert på prediksjonsmatrisen for testdatasettet.

Det er fortsatt en del usikkerhet knyttet til den heldekkende klassifiseringen. I **Figur 11** vises modellert sannsynlighet for naturklassen som er gitt som utfall i hver kartcelle. I områder som er gule i kartet til høyre, er det sannsynlig at oppsummeringskartet til venstre stemmer. Der sannsynligheten er lav (blå områder) har modellen problemer med å «velge» mellom klassene. Evalueringstesten viste at modellen traff ganske godt innen noen naturklasser, spesielt på gruppenivå, men også at den var relativt dårlig egnet til å skille mellom en del klasser (**Figur 15**). For eksempel ligger en ganske stor andel av observasjonene av M4 (Grunn marin bløtbunn) i kartceller predikert til å være M7 (Marin undervannseng), og motsatt (se nederste graf i **Figur 15**).



Figur 15. Resultater fra evaluering av NiN-modellen basert på et testdatasett (dvs. 1/5 av dataene). Øverste graf viser antall prediksjoner som var feil eller riktig mht. klassetilhørighet (det mest detaljerte nivået). Midterste graf viser antall prediksjoner som var feil eller riktig mht. gruppertilhørighet (gruppene er listet opp i nederste tegnforklaring). Nederste graf viser antall prediksjoner fordelt på gruppene. X-aksen er i alle tilfeller de observerte klassene.

Datasettet som ligger til grunn for modelleringen viser at det kan være nødvendig å sette tydeligere skiller mellom hva som kan betraktes som eufotisk og afotisk saltvannsbunn. Dette kan være

vanskelig å se utfra video i de tilfeller der data samles inn med kamera, og en mulighet vil da være å støtte seg på informasjon om nedre voksegrense i undersøkte områder. Denne grensen vil variere betraktelig mellom ulike områder, avhengig av faktorer som påvirker vannets lysgjennomtrengelighet (som f.eks. tilførsel av partikulært materiale fra land). I indre Oslofjord er det grunn til å tro at nedre voksegrense *kan* ligge så grunt som rundt 5-10 m (Lundsør m. fl. 2018). I ytre Oslofjord og Skagerrak er nedre grense for eufotisk sone estimert å ligge mellom 9,5 m og 27 m dyp, med stor variasjon mellom områder (Fagerli m. fl. 2020). Nedenfor vises en tabell der registrert dyp innen hver hovedtype (iht. til NiN) er oppsummert med gjennomsnitt, 10-persentil og 90-persentil (**Tabell 9**).

Dybdeutbredelse i modellerte forekomster viser enkelte store avvik fra observasjoner (**Tabell 10**). Spesielt for afotisk fast saltvannsbunn (M2) er datagrunnlaget relativt dårlig (52 punkter), mens totalt predikert område er stort. Skillet mellom eufotisk og afotisk fast saltvannsbunn (M1 og M2) i modellen ser ut til å fungere dårlig. Dybdeutbredelsen av M1 strekker seg godt utover dybder hvor det er tilstrekkelig lys til at det kan betraktes som eufotisk sone (90 persentil > 117 m dyp). For sedimentbunn (M4 og M5) ser dette skillet ut til å fungere bedre (**Tabell 10**).

Tabell 9. Oversikt over registrerte dyp (negative dyp ligger dypere enn LAT, positive verdier ligger over LAT, som er laveste astronomiske tidevann), med gjennomsnitt, 10- og 90-persentiler for de ulike hovedtypene.

Kode	Forklaring	Antall obs.	Gj.sn. (m)	10-persentil	90-persentil
M1	Eufotisk fast saltvannsbunn	880	-8,1	-2,8	-15,1
M14	Sterkt endret eller ny fast saltvannsbunn	4	-11,9	-9,8	-14,9
M15	Sterkt endret eller ny marin sedimentbunn	5	-15,0	-10,0	-19,1
M2	Afotisk fast saltvannsbunn	52	-34,1	-21,8	-49,2
M3	Fast fjærebeltbunn	152	0,2	0,5	-2,2
M4	Eufotisk marin sedimentbunn	994	-6,6	-1,4	-14,8
M5	Afotisk marin sedimentbunn	102	-36,7	-23,4	-56,7
M7	Marin undervannseng	483	-2,4	-1,0	-3,9

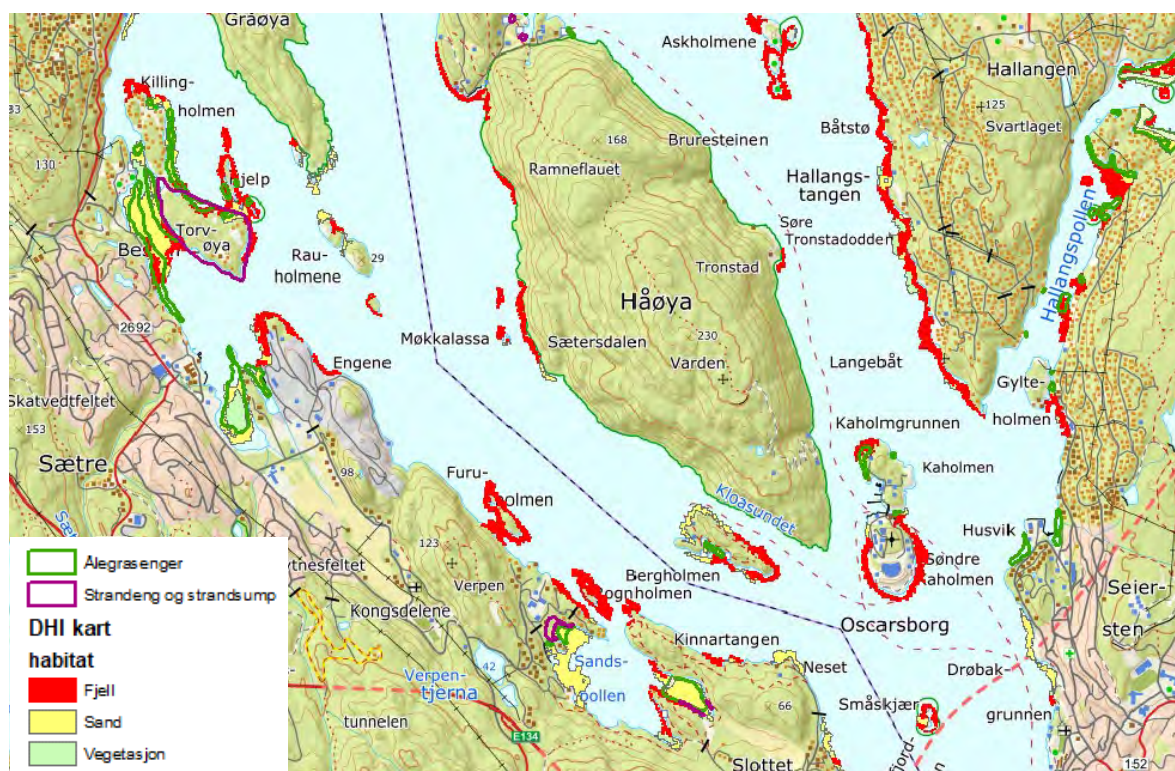
Tabell 10. Oversikt over dyp (m) der ulike hovedtyper er modellert, med gjennomsnitt, 10- og 90-persentiler. Alle dyp er dypere enn laveste astronomiske tidevann, og derfor negative.

Kode	Forklaring	Ant. celler	Gj.sn. (m)	10-persentil	90-persentil
M1	Eufotisk fast saltvannsbunn	2379734	-53,8	-10,8	-117,5
M14	Sterkt endret eller ny fast saltvannsbunn	56	-16,6	-9,1	-21,0
M15	Sterkt endret eller ny marin sedimentbunn	936	-23,6	-15,7	-32,5
M2	Afotisk fast saltvannsbunn	2380157	-225,6	-127,3	-396,5
M3	Fast fjærebeltbunn	102618	1,4	2,7	0,1
M4	Eufotisk marin sedimentbunn	288617	-10,5	-3,2	-21,7
M5	Afotisk marin sedimentbunn	963638	-108,8	-36,0	-210,6
M7	Marin undervannseng	199122	-0,6	0,1	-1,7

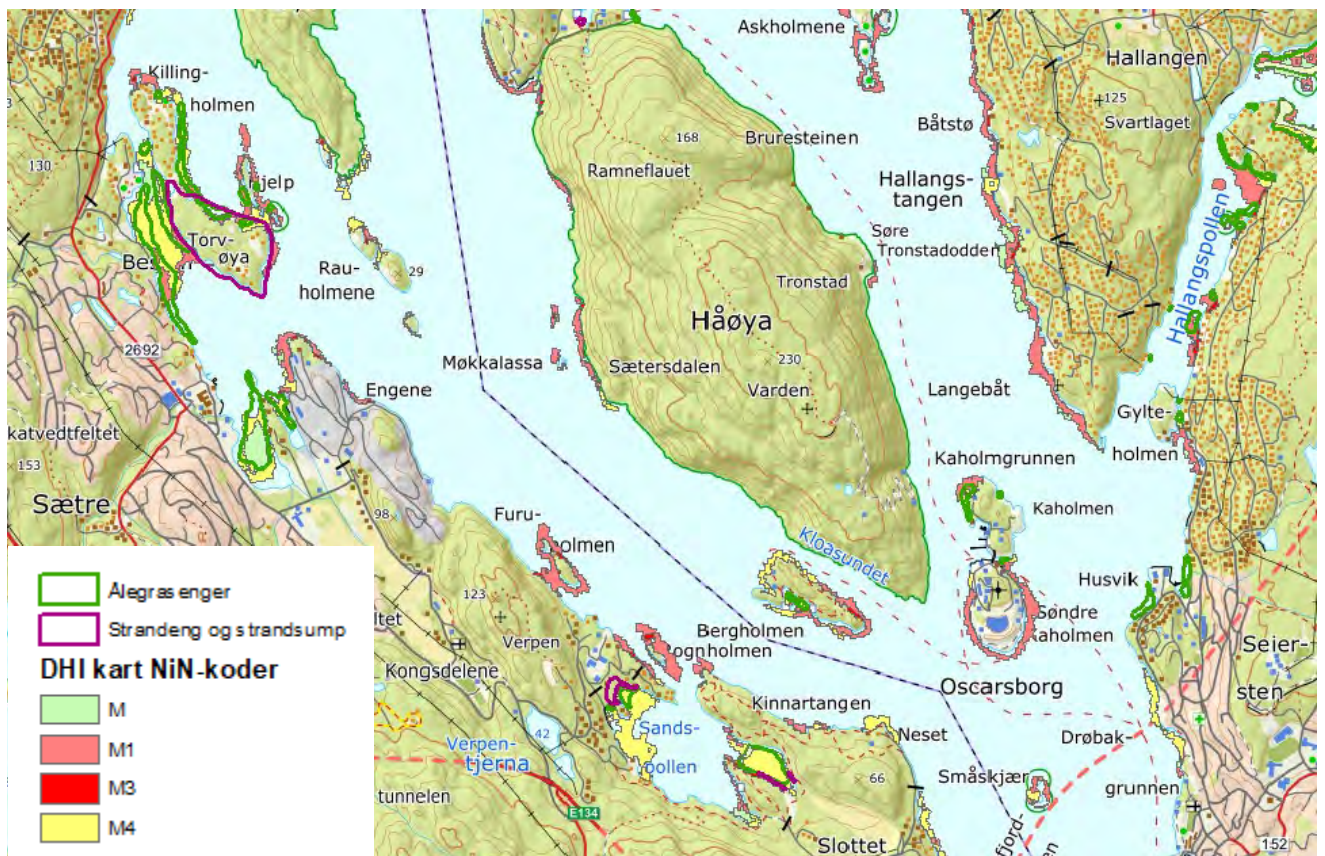
3.3.2 Satellittbildeanalyse

Kartene basert på analyser av satellittbilder gir oversikt over områder med fjell, sand og vegetasjon (som tang, ålegras og tareskog) i grunne kystområder. Noen eksempler er vist i kartene under (**Figur 16-19**). Analysene er utført uten feltregistrerte punktdata på forekomst av f.eks. ålegrasenger i Oslofjorden, og det har derfor ikke vært mulig å skille mellom sandbunn og ålegrasdominert bunn i områder som Sandspollen og ved Torvøya. Ålegrasengen sør i Sætrepollen derimot blir fanget opp av satellittanalysen (**Figur 16**). For å få informasjon om forekomst av naturtypen helofytt-saltvannssump i Oslofjorden har vi inkludert data fra Naturbasen over strandenger og strandsump, som inneholder denne naturtypen i den marine delen av forekomstene.

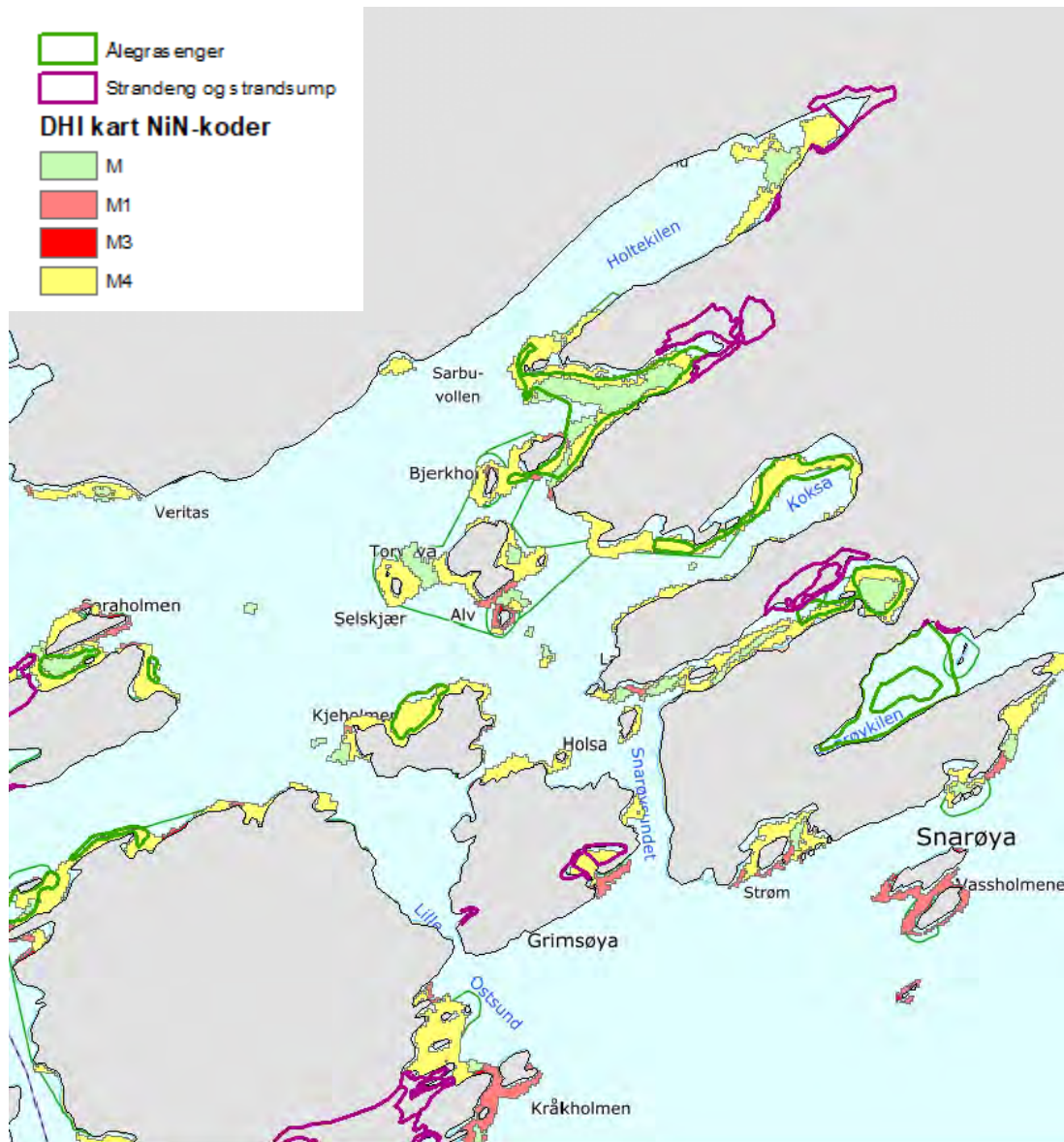
DHIs kart er oversatt til NiN-typer. **Figur 17** viser NiN-habitatene for området ved Håøya, dvs, samme område som det som er vist i Figur 15. Karteksemplene i **Figur 18** og **Figur 19** viser NiN-habitater på grunt vann basert på DHI sine satellittavleda kart for området ved henholdsvis Fornebu-Ostøya (Oslo og Bærum kommune) og Jomfruland (Kragerø kommune). For begge disse områdene er det registrert store forekomster av ålegras og helofytt-saltvannssump, og områdene vil derfor være relevante for kartlegging i 2021. DHIs kart fanger også her opp de kartlagte ålegrasengene enkelte steder, men ikke for andre lokaliteter. Dette kan man se ut fra overlapp eller mangel på overlapp mellom feltkartlagte ålegrasforekomster (mørk grønn innramming) og DHIs satellittbaserte identifikasjon av områder med vegetasjon (lysegrønne flater). **Vedlegg B** gir DHI-GRAS sin egen-evaluering av datagrunnlaget, metodikk og begrensningene til de avleda kartene.



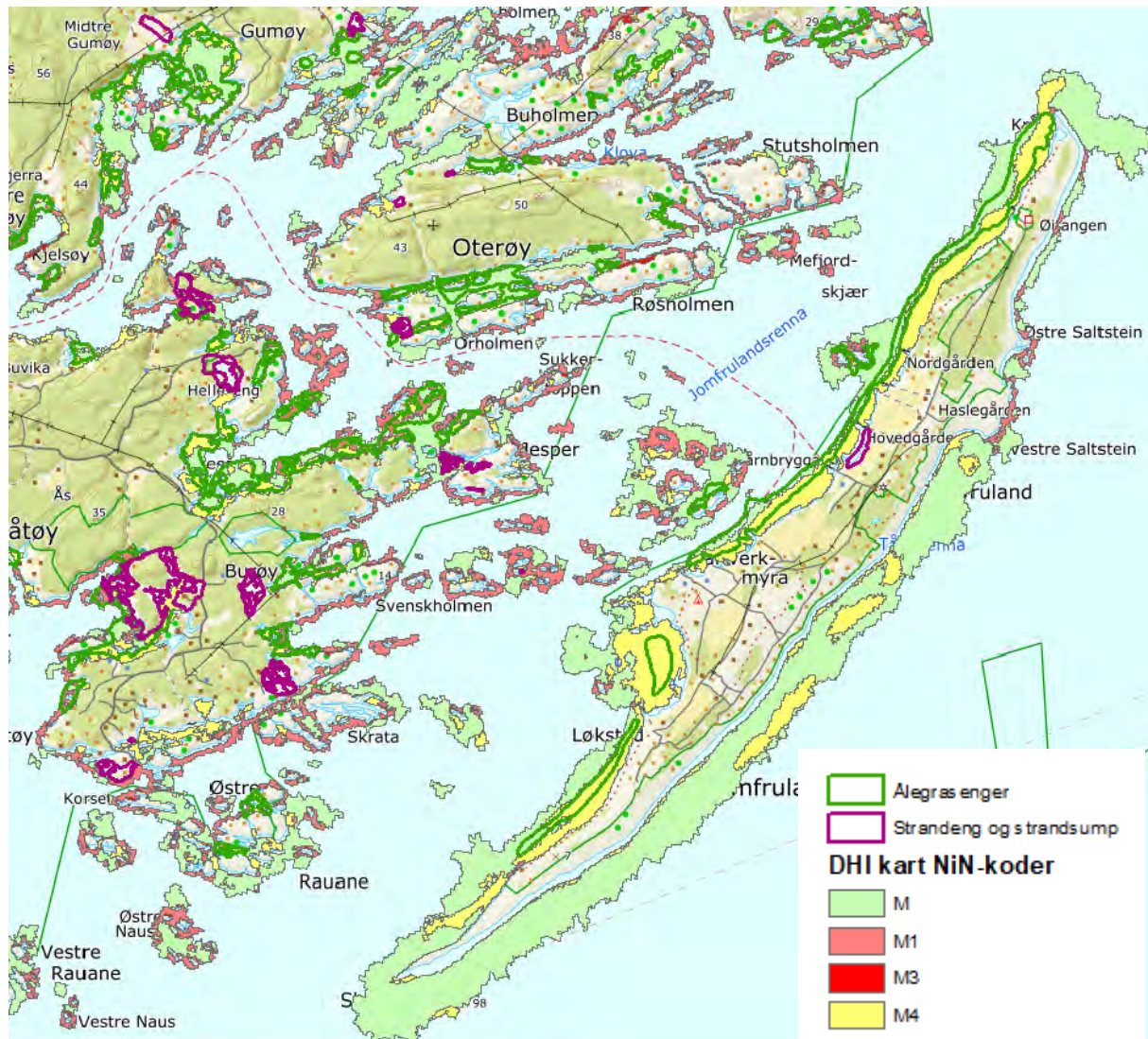
Figur 16. DHIs kart basert på satellittbilder over fjell, sand og vegetasjon (som tang, ålegras og tareskog) for området ved Håøya. Kartet gir også informasjon om hvor det er registrert ålegrasenger og strandeng og strandsump i området i regi av Nasjonalt program og andre kartleggingsprogrammer (fra Naturbasen). Kart der man kan zoom inn på ønsket sted vil være tilgjengelig som kartlag DHIHAB modellering Oslofjorden her: <http://kart.niva.no/geoserver/no.niva.bm/wms>.



Figur 17. DHIs satellittbaserte habitatkart oversatt til NiN-koder for området ved Håøya. M: Saltvannsbunnsystemer, M1: Grunn marin fastbunn, M3: Fast fjæreltebunn, M4: Grunn marin sedimentbunn. Kartet gir også informasjon om hvor det er registrert ålegrasenger og strandeng og strandsump i området, i regi av Nasjonalt program og andre kartleggingsprogrammer (fra Naturbasen). Kart der man kan zoome inn på ønsket sted vil være tilgjengelig som kartlag *DHIHAB modellering Oslofjorden* her: <http://kart.niva.no/geoserver/no.niva.bm/wms>.



Figur 18. DHIs satellittbaserte habitatkart oversatt til NiN-koder for området ved Fornebu-Ostøya. M: Saltvannsbunnsystemer, M1: Grunn marin fastbunn, M3: Fast fjæreltebunn, M4: Grunn marin sedimentbunn. Kartet gir også informasjon om hvor det er registrert ålegrasenger og strandeng og strandsump i området, i regi av Nasjonalt program og andre kartleggingsprogrammer (fra Naturbasen).



Figur 19. DHIs satellittbaserte habitatkart oversatt til NiN-koder for området ved Jomfruland. M: Saltvannsbunnsystemer, M1: Grunn marin fastbunn, M3: Fast fjæreltebunn, M4: Grunn marin sedimentbunn. Kartet gir også informasjon om hvor det er registrert ålegrasenger og strandeng og strandsump i området, i regi av Nasjonalt program og andre kartleggingsprogrammer (fra Naturbasen).

3.4 Strategi og plan for kartlegging av gjenstående utvalg av naturtyper

En kostnadseffektiv kartlegging av de valgte naturtypene vil kreve en balansert bruk av modellering, fjernmåling (satellitt og droner) og feltverifisering.

Modellering

NiN-modellen vil danne et nyttig grunnlag for planlegging av en kostnadseffektiv videre kartlegging av de valgte naturtypene. I planlegging av feltarbeid rettet mot enkelte naturtyper, vil det være hensiktsmessig å støtte seg på heldekkende sannsynlighetskart (se for eksempel **Figur 10** og **Figur 12**) for å identifisere områder der dekningen av naturtypen sannsynligvis er høy. Dette er spesielt relevant for naturtypene som befinner seg på dypt vann, eller forekommer i områder med dårlig sikt

(høy turbiditet) og som det er vanskelig å skille ut i analyser av fjernmålingsdata (eksempelvis sukkertareskog og ålegrasenger). I planlegging av feltarbeid som utføres for å bidra til utvikling og optimalisering av algoritmer for analyser av fjernmålingsdata (stedfesta trenings- og validerings data), vil det ofte være mer hensiktsmessig å bruke NiN-kartene til å identifisere områder der flere ulike naturtyper er godt representert. Representative data for hver klasse er nødvendig for å innhente et godt datagrunnlag til utvikling av algoritmer som skiller mellom klassene i analyser av drone- og satellittbilder.

Fjernmåling

Gitt dagens priser vil et luftdronetokt for et område på ca. 12 km kystlinje, koste ca. kr. 500 000. Dette betyr at en full kartlegging av Oslofjordens strandlinje vil koste ca. 100 mill. kroner gitt dagens priser. Det er dermed også et stort behov for å prioritere hvor slik kartlegging skal foregå. Kartlegging med luftdroner bør utføres i representative områder som muliggjør å optimalisere utvikling av de nødvendige algoritmene for å identifisere og kartlegge prioriterte naturtyper som tangbelter, blåskjellbunn, ålegrasenger og østersbanker på grunt vann. Dette arbeidet vil måtte koordineres med planlagte aktiviteter i pågående drone-prosjekter som SeaBee og MASSIMAL. Både for å unngå dobbeltarbeid, men også for å sikre synergi i utvikling av algoritmer for flere naturtyper. Dette kan oppnås ved å velge ut områder som har en stor variasjon i utbredelse av marine naturtyper innen et relativt lite areal. Feltkampanjene kan også koordineres med utvikling av bruk av satellittdata til å kartlegge naturtypene på ulik romlig skala. DHIs detaljerte satellittkart (10x10 m oppløsning) gir potensiale for å kunne gjøre analyser av data på mellomskala, slik at koblinger mellom utbredelse av naturtyper og miljøvariable identifisert ved bruk av luftdroner, kan overføres til andre områder som ikke er fotografert ved bruk av luftdroner, på en likevel en fin oppløsning.

Feltverifisering

Feltverifiseringen kan også gjennomføres på ulike skalanivåer, som relativt grovt gjennom observasjoner av sjøbunnen ved bruk av undervannskamera, og mer finskala og intensivt gjennom strandsoneregistrering, dykking og grabbing av prøver. Kostnadene knyttet til dykking er ekstra kostnadsdrivende på grunn av behovet for å være fire personer i felt gitt dykkeforskriften.

3.4.1 Prioriteringer for 2021 - med fokus på metodeutvikling for ferdigstillelse av Miljødirektoratets instruks

Målet med arbeidet i 2021 er å foreta kartlegging av naturtyper på en måte som skaffer til veie data og kunnskap som kan styrke arbeidet med Miljødirektoratets marine kartleggingsinstruks etter kriteriene i Stortingsmelding 14 (2015-2016), med spesielt fokus på kunnskap om variasjoner i lokalitetskvalitet. I 2020 registrerte vi relativt dårlig tilstand på enkelte lokaliteter av f. eks marine undervannsenger (ålegrasenger) og sukkertareskoger. Spørsmålet er om dette er en stabil tilstand eller om det er store forskjeller i økologisk kvalitet mellom ulike lokaliteter av samme naturtype. Arbeidet i 2021 vil bli utført for å finne svar på dette ved å bidra til en standardisert metodikk for fastsettelse av lokalitetskvalitet.

Noen av naturtypene som er kandidater til marin instruks er godt kjent gjennom tidligere kartlegging over flere år og på tvers av økoregioner langs kysten (f. eks ålegrasenger). Andre naturtyper vet vi mindre om (f. eks blåskjellbanker og helofytt-saltvannssumper). Men i begge disse tilfellene mangler vi kunnskap om hvordan lokalitetskvalitet varierer over sesonger og hvilke kriterier og grenseverdier som skal benyttes for å dele variablene tilstand og naturmangfold inn i de tre klassene dårlig/lite, moderat, god/stort, som danner fundamentet for fastsettelse av lokalitetskvalitet (jf beskrivelsene i Evju m.fl. 2017). Det er derfor viktig med fortsatt feltkartlegging av naturtypene. Spesielt vil gjenbesøk av tidligere kartlagte forekomster kunne bidra med nødvendig kunnskap.

Arbeidet med kandidater for naturtyper til marin instruks ferdigstilles i 2021. Dette arbeidet er altså ikke ferdigstilt per i dag, men det foreligger en liste over kandidat typer (levert av T. Bekkby, som leder faggruppens arbeid med marin kartleggingsinstruks), som med stor sannsynlighet kommer til å bli med på den endelige listen. Flere av naturtypene finnes i Oslofjorden, og følgende naturtyper prioriteres for kartlegging i 2021:

- 1) Ålegrasenger
- 2) Sukkertareskog
- 3) Muslingbanker (både blåskjell- og østersbanker)
- 4) Helofytt saltvannssump

Forekomster av de ulike naturtypene vil bli valgt ut langs viktige miljøgradienter, og stasjoner kartlagt på høsten 2020 (ålegrasenger og sukkertareskoger) vil bli gjenbesøkt våren og høsten 2021 for å identifisere sesongvariasjoner. Muslingbanker og helofytt-saltvannssump ble ikke kartlagt i felt i 2020. Utvalgte muslingbanker vil bli undersøkt vår og høst for å fange opp sesongvariasjoner i forekomst og tilstand. Vi har ingen erfaring med kartlegging av helofytt-saltvannssump, hverken med hensyn til utbredelse, artssammensetning og fastsettelse av tilstand. I hvilken grad det er behov for å vurdere sesongvariasjon hos denne naturtypen, må avklares med eksperter.

For å skaffe kunnskap til vurdering av lokalitetskvalitet skal det registreres variabler som beskriver lokalitetens tilstand og naturmangfold. Variablene omfatter både variabler fra beskrivelsessystemet og lokale komplekse miljøvariabler (LKM) fra NiN, samt enkelte andre variabler, for eksempel forekomst av rødlistede arter. På bakgrunn av disse variablene skal lokalitetens tilstand og naturmangfold fastsettes langs hver sin akse før de to aksene vektes for å gi én samlet vurdering. Lokalitetskvalitet skal settes til en av kategoriene; svært lav, lav, moderat, høy og svært høy. Dersom tilstanden er svært redusert, skal ikke naturmangfoldet vurderes. Relevante elementer for vurdering av tilstand inkluderer:

- Spor av bunntåling
- Eutrofi
- Fremmedartsinnslag
- Grøfting (mudring)
- Miljøgifter og annen forurensning
- Overbeskatning
- Natur i suksesjon etter inngrep
- Ubalanse mellom trofiske nivåer (f. eks. kråkebollenedbeiting)

Mange av disse elementene registreres allerede under feltkartlegging. For eksempel så har Nasjonalt program, som ble avsluttet i 2019, utviklet retningslinjer for hvordan dette skulle registreres semikvantitativt (registrert i klasser) med de samme klassegrensene som anvendes i ØKOKYST-overvåkingen (f. eks mengden begroingsalger på ålegras).

Vi må, for hver av de fire naturtypene som prioriteres for kartlegging i Oslofjorden i 2021, finne fram til de primære variablene for de to dimensjonene tilstand og naturmangfold, og noen sekundære variabler (med grenseverdier) som skal benyttes til å vurdere om tilstanden eller naturmangfoldet må nedgraderes eller oppjusteres (jf. foreslått metodikk i Evju m.fl. 2017). Arbeidet med å velge ut hvilke variabler som skal brukes og metodikk for å fastsette terskelverdiene for de ulike klassene, må koordineres med det parallelle arbeidet som skal gjøres for alle naturtypene på Miljødirektoratets instruks.

3.4.2 Anbefalinger for kartleggingen i 2022 og 2023

Miljødirektoratet har ytret en intensjon om å videreføre kartleggingen av et utvalg av marine naturtyper i 2022 og 2023. Vi mener gjenbesøk og re-kartlegging av tidligere kartlagte forekomster av de ålegrasenger som ikke blir kartlagt i 2020 og 2021, samt stortareskog (som kun finnes i Ytre Oslofjord), bør få høy prioritet. Dette for å kunne fange opp endringer i disse naturtypenes nedre voksegrense, arealutbredelse, og tilstand. Tilsvarende mener vi at re-kartlegging av grunne bløtbunnsområder som ikke ble ferdigstilt i 2020 bør få høy prioritet. Dette gjelder forekomster fra ca. Drøbak og utover i fjorden.

På bakgrunn av en dialog med faggruppen for arbeidet med Miljødirektoratets instruks, mener vi at de mest relevante naturtypene for videre feltkartlegging i Oslofjorden er:

- fast fjæreltebunn
- eksponert blåskjellbunn
- østersforekomster
- helofytt-saltvannssump

Den etablerte NiN-modellen gir en overordnet oversikt over Fast fjæreltebunn (M3) i Oslofjorden. Det er gode muligheter for at modellen kan forbedres ved å kombinere NiN-modellen med informasjon fra satellittkartene til DHI-GRAS med hensyn til forekomst av fastbunn (fjell) eller sedimentbunn i grunne kystområder. Vi anbefaler at dette ses nærmere på i prosjektet.

For eksponert blåskjellbunn, østersforekomster og helofytt saltvannssump vil det kreves omfattende feltkampanjer for å skaffe tilstrekkelig med data for å teste om man kan utvikle gode arealdekkende modeller for disse typene, da lite kunnskap og data eksisterer i dag. Alle disse naturtypene forekommer i strandsonen og vil derfor potensielt være egnede objekter for bildegjenkjenningssalgoritmer basert på drone- og satellittbilder. Det er mulig at dette prosjektet er mest tjent med å kunne bidra med pålitelige stedfesta trenings- og testdata for pågående drone-utviklingsprosjekter. Men utvikling av bildegjenkjenningssalgoritmer basert på heldekkende satellittdata bør være mulig for typer med stor arealutstrekning, som f.eks. helofytt-saltvannssump.

Det vil være hensiktsmessig å legge opp et feltdesign som muliggjør å fange opp en eventuell forekomst av løstliggende ruglbunn i Ytre Oslofjord. Det kan la seg gjøre ved å lage et design som fanger opp potensielle områder for både stortare, sukkertare og ruglbunn. Alle disse vil forekomme på relativt grunt vann (< 30 m), ved ulike grader av bølgeeksponering (stortare mer eksponert enn sukkertare) og strømforhold (ruglklumper finnes gjerne i strømrrike sund). Vi har en rugl-modell utviklet for Vestlandet og Nord-Norge som en del av fra [CoralAlg](#)-prosjektet, og algoritmene kan kjøres for ytre Oslofjord, og benyttes til å identifisere områder som modellen predikerer til å ha høy sannsynlighet for rugl, og som kan undersøkes nærmere i felt.

4 Diskusjon

4.1 Endring i utbredelse og tilstand av tidligere kartlagte naturtyper

4.1.1 Ålegrasenger

Blant de re-kartlagte ålegrasengene i Indre Oslofjord som vi hadde tilstrekkelig med data til å kunne sammenligne en endring i nedre voksegrense for, så hadde 67% fått en reduksjon i nedre voksegrense. Reduksjonen medførte også et tap av ålegrasareal på anslagsvis 57 000 m². Forrige kartlegging skjedde i perioden 2007-2010, så endringen har skjedd i løpet av relativt kort tid. Det ble også observert dypere voksegrense for ålegraset i noen av engene. Dette kan skyldes at vi ikke har klart å fange opp den faktiske nedre voksegrensen i den første kartlegging. Men det kan også skyldes at det er lokale forskjeller i vannkvalitet og siktedypet slik at det vil være lokale forskjeller i hvor langt ned lyset går og ålegraset klarer å vokse. Selv om endringen i nedre voksegrense er relativt liten (0,6 m for de 67% av engene som hadde fått en redusert utbredelse), ser det ut som nedgangen er en trend for det undersøkte området. Nøyaktigheten til den estimerte nedgangen i voksegrense (0,3 m for de 75 undersøkte engene der det var mulig å estimere endringer i denne grensen) er liten. Men sammenligningen av observert nedre voksegrense i 2020 med registreringen som ble utført tidligere (2007-2010) viser at den nedre voksegrensen har flyttet seg nærmere land for 21 av de undersøkte engene. Hvorvidt disse endringene kan tilskrives år-til-år eller sesongvariasjoner eller om de er en del av en pågående negativ utvikling bør undersøkes nærmere. Da det foreligger usikkerhet rundt dette har forekomstene blitt levert til Naturbasen med den største dokumenterte utbredelsen, og med beskrivelse av den observerte variasjonen basert på funn i 2020.

I tillegg til redusert nedre voksegrense, viste en sammenligning av mengde trådalger før og nå en forverret tilstand for 66 % av engene. Arter og mengde av trådalger varierer gjennom året, de største mengdene forekommer som oftest på høsten (jf. Veilderen for klassifisering av økologisk tilstand i vann, Direktoratets gruppen vanndirektivet 2018). Vår undersøkelse foregikk på sensommeren. De fleste av de tidligere undersøkelsene ble foretatt fra juni til september (81 % av registreringene). Men noen få, dvs. 6 %, ble utført på vinteren (november-desember). Det ble i vinter-undersøkelsene ofte funnet spredt forekomst av både ålegras og trådalger. Men siden undersøkelsene sjelden ble utført på vinteren vil dette ikke medføre et stort problem med hensyn til tolking av dataene.

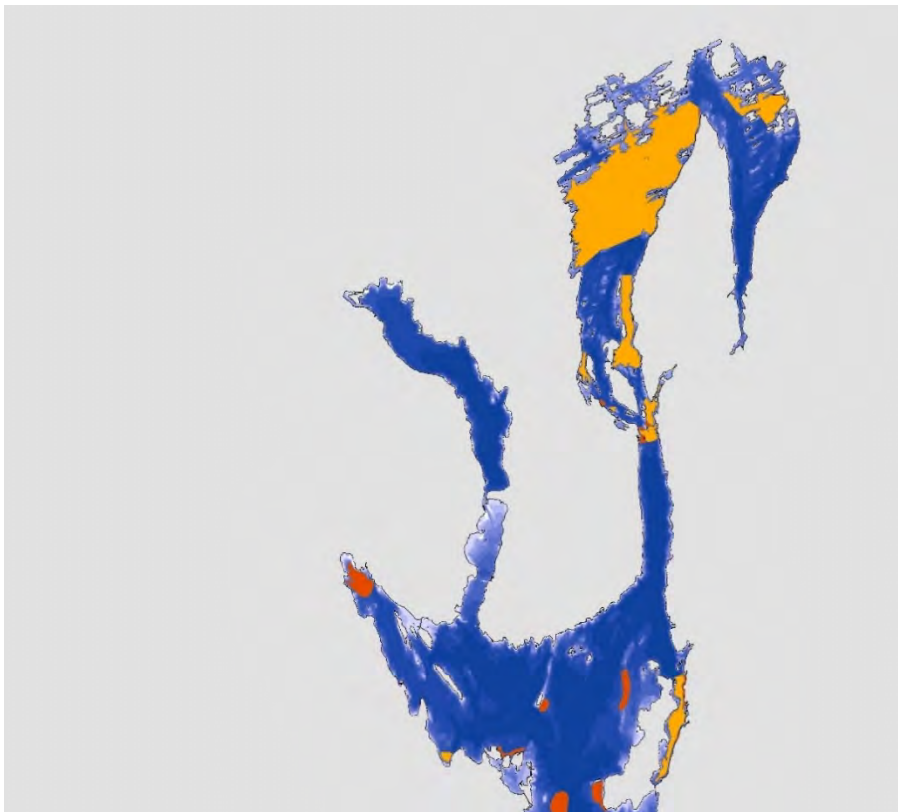
Redusert utbredelse og tilstand til ålegrasengene er et globalt problem som også er observert i danske og svenske kystområder. Det anslås et årlig tap av sjøgrasenger globalt på 7% (UNEP 2020). Nesten 60% av ålegrasengene på den svenske Skagerrakkysten har forsvunnet de siste 10-15 årene (Baden m.fl. 2003). Tapet er relatert til økt forekomst av trådalger på grunn av overgjødning og overfiske. I Danmark er det rapportert om 60-100 % arealreduksjon av ålegras, hovedsakelig på grunn av overgjødning og utbygging (Boström m.fl. 2014).

Vi fant fremmede marine arter i 22 % av de undersøkte engene. Det ble funnet stillehavsøsters, japansk drivtang, og *Gracilaria vermiculophylla*. Stillehavsøsters ble hovedsakelig funnet langs kanten av engene. Japansk drivtang ble også funnet i små mengder i de undersøkte engene. Rinde har tidligere i sommeren 2020 observert store mengder av arten i ålegrasenger ved Tjøme. Så vidt vi vet er det ikke tidligere påvist store forekomster av japansk drivtang i norske ålegrasenger. Rødalgen *G. vermiculophylla* ble funnet i relativt store mengder i flere av engene. Denne arten er også funnet tidligere, blant annet i ålegrasenga ved Slependsdrenna i Asker og Bærum (Brkljacic m.fl. 2020). Forekomstene av ålegras ble verdisatt etter de nye kriteriene som baserer seg på egenskaper ved naturtypen selv, og ikke omkringliggende faktorer (Bekkby m.fl. 2020), og omfatter kun arealet til

engene og tettheten til ålegrasplantene (se **Tabell 11**). Verdien basert på disse «primære kriteriene» ble satt av faggruppen i Nasjonalt program. Det tidligere brukte kriteriet overlapp med gyteområder for fisk (torsk spesielt) anbefales nå brukt som et tilleggskriterium, benyttet av forvaltningen når den endelige verdien til forekomsten skal settes. **Figur 21** viser gyteområder for fisk nær kartlagte ålegrasenger, noe som vil kunne øke verdien til disse engene i forvaltningens endelige vurdering.

Tabell 11 gir oversikt over de primære kriteriene som kartlagte forekomster av ålegrasenger er verdisatt etter i Nasjonalt program. (Tidligere kartlagte forekomsters verdi er oppdatert i tråd med fokus på de primære kriteriene. Dette gjelder for alle naturtypene som er kartlagt i programmet.)

Tabell 11 gir også oversikt over tilleggsinformasjonen som programmets faggruppe anbefaler forvaltningen å bruke basert på oppdatert kunnskap (mer detaljer i Bekkby m.fl. 2020). Dette innebærer at faggruppens verdisetting (og poengsum) kan ansees å utgjøre engens *basisverdi*. Denne verdien må sees i sammenheng med informasjon og kunnskap om andre viktige forhold som naturtyperikdom, sjeldne arter, naturtypens sjeldenhet og grad av avvik fra naturtilstand, for å få en samlet og *total* vurdering av forekomstens verdi. Så selv om revidert verdisetting i dette prosjektet har medført lavere verdi for 60 % av ålegrasengene, så bør en oppdatert vurdering gjøres iht. slik tilleggsinformasjon når inngrep og aktiviteter som påvirker forekomstene vurderes.



Figur 20. Oversikt over gyteområder for fisk i områder kartlagt med hensyn til forekomst av ålegras i 2020. Oransje flater er gyte-områder som er identifisert av Havforskningsinstituttet i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold-kyst. De røde flatene er gyteområder identifisert gjennom intervju med fiskere (kilde Fiskeridirektoratet).

Tabell 11. Tabellen er fra Bekkby m.fl. (2020) og kvantifiserer kriteriene for verdisetting av ålegrasenger.

Kriterier benyttet i faggruppens verdisetting			
Størrelse – areal av nærliggende (<200 m avstand) enger	1: < 1 000 m ² ; 2: ≥ 1 000 m ² .	4: ≥ 25 000 m ² ; 6: ≥ 50 000 m ²	9: ≥ 100 000 m ² 20 ≥ 200 000 m ²
Produksjonsrate – grad av skuddtetthet	4 (glissen, enkeltstrå)	6 (vanlig, flekkvis)	10 (tett eng)
Informasjon faggruppen anbefaler legges til grunn i forvaltningens vurdering av total verdi			
Lav naturtyperikdom i fjord/basseng.	-	6	9
Dokumentert mangel på annen skog/eng-dannende vegetasjon (f. eks. tangbelte, tareskog)	(stort mangfold av vegetasjonsbyggende vegetasjonstyper)	(kun enkelte vegetasjonsbyggende vegetasjonstyper)	(eneste vegetasjonsbyggende vegetasjonstype)
Naturtyperikdom - nærhet til og overlapp med samhørende* naturtyper og arter (f. eks. gyteområde for fisk eller fugl)	-	6 (<1 km unna, men ikke overlappende)	9 (overlappende)
Sjeldne arter - forekomsten er funksjonsområde** for rødlistet(e) art(er)	- (ingen/ett individ)	3 (vanlig eller mange individer)	6 (populasjon/bestand)
Avvik fra naturtilstand (dvs. grad av menneskelig påvirkning mht. artsmangfold eller funksjon)	- (sterkt påvirkede forekomster)	- (noe påvirkede forekomster)	6 (upåvirkede forekomster)
Sjeldenhet	1 (enkelte forekomster)	3 (eneste gjenværende forekomst i kommunen)	6 (eneste gjenværende forekomst i fylket)

*«Samhørende» betyr at de artene og naturtypene som forekomsten er i nærheten av eller overlapper med må ha en tilhørighet til forekomsten

**«Funksjonsområde» betyr at forekomsten har en viktig funksjon for arten

4.1.2 Sukkertareskog

Vi fant at nedre voksegrense for sukkertareskog avtok innover i fjorden, både på vestsiden (fra Kragerø-området og innover i fjorden) og østsiden (fra Hvaler og inn). Dette kan knyttes til en generell reduksjon i siktedypet fra ytre til indre områder i fjorden, noe som skyldes forhøyede nivåer av næring og partikler i vannet i indre sammenlignet med ytre del. Vår sammenligning av sukkertare-observasjoner før (2006, 2008 og 2009) og nå (2020) viste at nedre voksegrense for tareskog har endret seg lite de siste 11-14 årene, og den har tilsynelatende økt noe for enkeltplanter på noen lokaliteter. Samtidig viser dataene at tidligere eksisterende sukkertareskoger er borte i flere områder. Det er dessverre knyttet usikkerhet til disse observasjonen, da det er såpass lite gjenværende sukkertare og dermed få datapunkter til å estimere nedre vokse grense. Det er viktig å presisere at det var mye fintrådige alger og sedimentering i områdene vi undersøkte, noe som kan ha gjort det vanskelig å observere enkeltplanter av sukkertare med undervannskamera, da planten gjerne ligger flatt langs bunnen. Men resultatene forsterker likevel inntrykket av at tareskogen har forsvunnet i Oslofjorden. At endringene er små for tareskog og større for enkeltplanter, samt at endringene er størst i områder med relativt høy bølgeeksponering, tyder på at høy vannbevegelse muliggjør overlevelse av enkeltplanter relativt dypt, men at miljøforholdene ikke er gode nok for etablering og opprettholdelse av intakte sukkertareskoger. Det er viktig å presisere at «før»-dataene våre ikke er stort eldre enn ett tiår (2006, 2008 og 2009), og at de dermed stammer fra perioden etter de første observasjonene av sukkertaredøden. Sørlig sukkertare (som inkluderer Oslofjorden) er klassifisert som Sterkt truet i Artsdatabankens rødliste for naturtyper. Tidligere undersøkelser viser at sukkertareskogen har hatt en sterk nedgang i utbredelse i sør (Moy og Christie 2012, Bekkby og

Moy 2011), spesielt i Skagerrak, selv om tilstanden har vist en svak forbedring (e.g. Naustvoll m.fl. 2018, ØKOKYST Skagerrakrapporter). Nedre voksegrense for sukkertare i ytre Oslofjord var 25 m i 1950 (Sundene 1953), 15 m i 1989 (Rueness og Fredriksen 1991) og 12 m i 2007 (Waldal m.fl. 2008). Undersøkelsene i dette prosjektet indikerer en ytterligere forverring av tilstanden for sukkertare i Oslofjorden, inkludert tap av flere tidligere forekomster med sukkertare. Røddlista problematiserer at det på lenger sikt er fare for at situasjonen vil forverre seg på grunn av ytterligere økte temperaturer og økt avrenning fra land som øker næringssaltnivået og mengde partikler i sjøen.

Kartleggingen høsten i 2020 viste at sukkertareskog ofte var erstattet av opprette rødalger eller fintrådige alger («lurv») i miljøvariabelrommet M1-3 (beskyttet infralitoral fastbunn). I indre og noe innelukkede områder var algene ofte også dekket av sedimenter. Sedimenteringen er sannsynligvis knyttet til avrenning fra land og elver. Årsakene kan være knyttet til eksempel eutrofi, eller være forårsaket av temperaturendringer og endringer i lys, som både kan virke inn på forekomst av konkurrerende arter (f.eks. tettere dekke av påvekstarter) og føre til endringer i sukkertarens vertikale utbredelse (se. Sogn Andersen m.fl. 2019b). Spørsmålet er om situasjonen er permanent, og miljøvariabelrommet ikke lenger kan identifiseres basert på forekomst av sukkertare, eller om den er en del av variasjonen som kan fanges opp av beskrivelsessystemet og beskrivelse av lokalitetskvalitet. Foreløpig testing av NIN-systemets inndeling basert på empiriske data fra NIVAs hardbunnsbase, viser vesentlige regionale forskjeller. Muligens kan dette miljøvariabelrommet karakteriseres med forekomster av sukkertareskog på f.eks. Vestlandet, mens situasjonen er endret for sørligere del av landet, inkludert Oslofjorden. Dette kan man finne svar på gjennom testing og analyse av regionale forskjeller.

Tidligere undersøkelser i Skagerrak har indikert at det skjer en uforutsigbar veksling mellom sukkertarebunn og trådalgebunn, og at det foreløpig ikke har skjedd et irreversibelt skifte, et såkalt regimeskifte (Christie m.fl. 2019). Samtidig kan slike hyppige vekslinger også være et symptom på at vi er i ferd med å krysse et vippepunkt ('tipping point') for et regimeskifte til trådalgebunn («lurvebunn»), siden mange påvirkningsfaktorer virker i negativ retning (overgjødning, trofisk ubalanse i næringskjedene, økt temperatur, økt avrenning og turbiditet). Om dette er en del av variasjonen eller en mer permanent endring krever undersøkelser over flere år, og både på våren og høsten, for å fange opp års- og sesongvariasjoner i forekomsten av sukkertare og fintrådige alger. En kartlegging av marine hardbunnsamfunn utført ved Telemarkskysten juni 1991, viser utbredelsen av sukkertaren under bedre miljøforhold enn i dag (Rinde og Christie 1992), og danner dermed et viktig referansegrunnlag til å vurdere dagens utbredelse.

4.1.3 Bløtbunnsområder i strandsonen

I forbindelse med re-kartleggingen av tidligere registrerte bløtbunnsområder i strandsonen (kartlagt i Nasjonalt program) ble det gjort endringer i arealutbredelse på nesten alle, oftest som følge av upresis avgrensning mot land og/eller nedre dybdegrense. Forbedringene som nå har blitt gjort kan delvis tilskrives bedre kartgrunnlag og digitalt kartleggingsverktøy sammenliknet med den gang forekomstene ble avgrenset i 2007-2011. Det bør også nevnes at kartleggingsarbeidet har blitt mer nøyaktig som følge av høyere oppløsning på modellene som benyttes til digitaliseringen av bløtbunnsflatene. I dette prosjektet ble underlagskart med målestokk mellom 1:500 og 1:000 benyttet, noe som gir en relativ høy oppløsning og derav mer detaljerte bilder. Vi kan ikke utelukke at tidligere avgrensning er utført med en grovere oppløsning, men informasjon om målestokk i avgrensingsarbeidet er ikke registrert.

4.2 Evaluering av forhåndskartleggingen

4.2.1 NiN-modellen

Modellen over naturtyper i Oslofjorden traff godt når det gjaldt å beskrive variasjon på hovedtypenivå og for enkelte kartleggingsenheter på lavere nivå (for eksempel M1-5, stortareskog). For andre kartleggingsenheter på lavere nivå var det større usikkerhet i modell-prediksjonene. Der sannsynligheten for en bestemt naturtype er lav (blå områder i **Figur 10**), er det god grunn til å være kritisk til klassifiseringen. For spesielt interessante naturtyper, og spesielt i planlegging av kartleggingsarbeid, vil det ofte være hensiktsmessig å vurdere det heldekkende sannsynlighetskartet per naturtype («heat-maps») i stedet for det heldekkende klassifiseringskartet (se **Figur 11** og **Figur 12**).

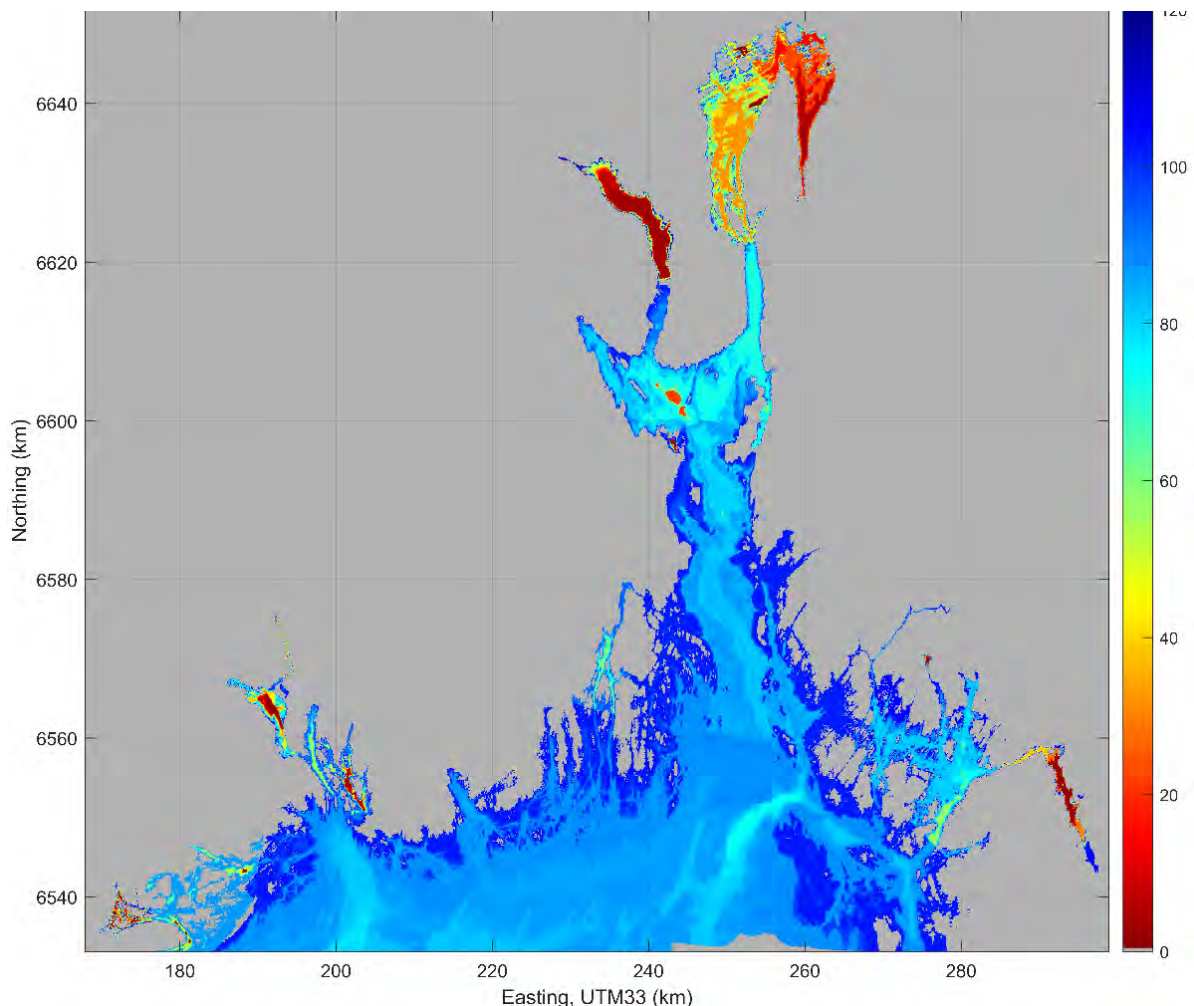
Generelt er usikkerheten ofte større i grunne enn dype områder. For eksempel ligger en ganske stor andel av observasjonene av M4 (Grunn marin bløtbunn) i kart-celler predikert til å være M7 (Marin undervannseng), og motsatt (se nederste graf i **Figur 5**). Dette er forventet, siden begge er grunne bløtbunnstyper som ofte finnes i de samme områder. I sannsynlighetskartene vil ofte begge typene score høyt i disse områdene, som er noe av årsaken til at det er mer hensiktsmessig å benytte sannsynlighetskart enn klassifiseringskart i målrettet kartlegging av en enkelt naturtype. Mer alvorlig er feilprediksjoner som indikerer bløtbunn der det er hardbunn, og motsatt. Slik forveksling forekommer både i de grunne (eufotiske) og de dype (afotiske) hovedtypene. Mye av naturvariasjonen i marint miljø, som kan fanges opp i et punktdatasett, foregår på en skala som umulig kan modelleres med en oppløsning på 25 m i underlagskartene. Økt oppløsning på underlagskart, samt økt mengde data (spesielt i kategorier med få observasjoner) vil derfor kunne forbedre treffandelen betraktelig. Disse svakhetene bør tas i betraktning når kartene fra forhåndskartleggingen skal tolkes.

Basert på tilgjengelige data har modellen særlig problemer med å skille mellom eufotisk og afotisk fast saltvannsbunn (M1 og M2). I datasettet ligger dette skillet rundt 22-23 m, som basert på data for nedre voksegrense kanskje er for dypt. Vi har påpekt behov for retningslinjer for hvordan man setter skillet mellom eufotisk og afotisk saltvannsbunn i ulike områder når feltdata skal klassifiseres. Data for estimert nedre grense for eufotisk sone viser stor variasjon innen Oslofjord-området (9,5-27 m dyp), noe som gjør det vanskelig å sette en felles grense for hele fjorden. Datagrunnlaget for afotisk fast saltvannsbunn (M2) er dårlig, mye fordi det finnes relativt lite av dyp hardbunn i denne naturhovedtypen i indre Oslofjord, som er det området der vi har mest data. I resultatkapittelet viste vi at det var store avvik mellom observerte dyp (feltdata) og dybdeutbredelse av eufotisk (M1) og afotisk (M2) fast saltvannsbunn basert på NiN-modellen. Store områder i ytre fjord er avgrenset som M1 og M2, og det er spesielt her skillet mellom disse typene ligger for dypt. Økt dekning av både areal og ulike typer (inkludert dyptliggende naturtyper), vil kunne bedre modellens treffsikkerhet betraktelig. Feltarbeid på dypt vann er både vanskelig og ressurskrevende, men det finnes substratinformasjon, f.eks. fra Frisk Oslofjord-prosjektet, som det bør være mulig å inkludere (spesielt for M2) hvis dette blir gjort tilgjengelig.

Oppløsningen på miljølagene som ble brukt til modelleringen er 25 m (og noen er re-samlet fra enda grovere oppløsning – se Metodekapittel). Spesielt i terrengsammenheng er dette en grov oppløsning, da dybde kan variere betraktelig innenfor et vindu på 25 x 25 m, og det er derfor naturlig at modellprediksjonene stemmer dårlig når en zoomer inn på fin skala. Svakhetene nevnt ovenfor bidrar alle til feil i NiN-kartet fra forhåndskartleggingen som må tas med i betraktning når det skal brukes. Dette er en av grunnene til at vi anbefaler at NiN-kartet også sees i sammenheng med sannsynlighetskartene i planlegging av videre kartleggingsarbeid.

Resultatene fra forhåndskartleggingen viser at en del av klassene som i dag er skilt ut, burde grupperes på et mer overordnet nivå dersom ikke datamengden og oppløsningen på miljølagene som brukes for å bygge modellen økes betraktelig. Spesielt dersom tilsvarende modellering skal brukes til å avgrense NiN-typer i et sluttprodukt.

Vi har ikke hatt feltdata i NiN-modelleringen til å kunne skille M13 (marin sedimentbunn preget av oksygenmangel, fra M4 (Eufotisk marin sedimentbunn) og M5 (Afotisk marin sedimentbunn). M13 skiller seg fra de øvrige ved at artssammensetningen bærer betydelig preg av oksygenmangelepisoder, enten fra langvarig hypoksi ($< 2 \text{ mg O}_2/\text{L}$) eller periodisk anoksi (oksygenfrie forhold). André Staalstrøm (NIVA) har brukt data fra oksygensonden på CTD, til å estimere oksygenverdier langs sjøbunnen (**Figur 22**). Ved å koble data fra naturtype-kartlegging med arealdekkende informasjon om oksygenverdier fra overvåkingsprogrammer, er det mulig å også kunne identifisere M13 i NiN-modellene. For at dette skal kunne gjøres over større områder, må det etableres en automatisert metodikk til å utvikle arealdekkende oksygenkart basert på informasjon om terrengvariasjon, strømforhold og oksygenmålinger.



Figur 21. Estimerte oksygenforhold (prosent metning) på sjøbunnen i Oslofjorden på slutten av 2020 basert på CTD-målinger fra overvåkingsprogrammene.

4.3 Målsetting og plan for 2021

Målet med arbeidet i 2021 er å utvikle metodikk og kriterier for lokalitetskvalitet for naturtypene ålegrasenger, sukkertareskog, østers- og blåskjellbanker, og helofytt-saltvannssump. Det skal undersøkes om det er sesongvariasjon i tilstanden til ålegrasengene og sukkertareskogen.

For utvelgelse av lokaliteter med ålegrasenger og potensiell forekomst av sukkertareskog til undersøkelse i felt, er det hensiktsmessig å trekke ut og anvende sannsynlighetslagene for hhv. M7-4 og M1-3 fra NiN-modellen. For østersbanker har vi ikke hatt data til modellering, men siden det kan være noe overlapp mellom nisjene til flatøsters og blåskjell, vil det være naturlig å trekke ut sannsynlighetslaget for M3-(4-6) som støtte for planlegging av feltarbeidet for begge naturtypene. NIVA har data på forekomst av flatøsters fra tidligere kartlegginger i Oslofjorden, både fra nasjonalt program og fra prosjekter som har kartlagt forekomst av fremmede arter. NFR-prosjektet AlienOyster fant dominans av stillehavsosters på grunne lokaliteter som hadde forekomst av flatøsters. (Data fra fremmede arter-prosjektene er rapportert inn til Artskart). HI har nylig utført en omfattende kartlegging av stillehavsosters, der de også har registrert forekomst av flatøsters i Oslofjorden. Disse data er per i dag ikke tilgjengelige i Artskart, men vi regner det som sannsynlig at de vil bli tilgjengeliggjort for prosjektet.

For valg av lokaliteter for feltkartlegging av helofytt-saltvannssump (M8) kan vi ta utgangspunkt i de mange forekomstene som er registrert av naturtypen strandeng- og strandsump (jf beskrivelsene av disse i NIVAs rapport om norske saltmarshes, Borgersen m.fl. 2020). Det er hensiktsmessig å velge lokaliteter der en samtidig kan undersøke sesongvariasjon i tilstanden til nærliggende ålegrasenger. Dette vil være mulig flere steder.

Så en utvelgelse av lokaliteter bør baseres på kart over utbredelse av både strandeng og strandsump, kartlagte ålegrasenger og områder som har sannsynlig forekomst av blåskjell og østersbanker. Samtidig må det sørges for å få dekket et størst mulig spenn av nøkkelvariablene som bestemmer disse naturtypenes utbredelse. For helofytt-saltvannssump er det også mulig å trekke ut data fra Artskart/GBIF på nøkkelarter som forekommer i denne naturtypen (som f. eks havstarr (*Carex paleacea*), saltstarr (*C. xvacillans*), mannasøtgras (*Glyceria fluitans*), kjempesøtgras (*G. maxima*), takrør (*Phragmites australis*), sjøsivaks (*Schoenoplectus lacustris*), pollsivaks (*S. tabernaemontani*) og havsivaks (*Bolboschoenus maritimus*). Variasjon i artssammensetning i M8 Helofytt-saltvannssump og naturtypens relasjon til miljøforholdene er definert som et kunnskapsbehov som vi skal prøve å fylle i dette prosjektet. Naturtypen er ikke videre inndelt i grunntyper, og det er hverken definert dLKM, hLKM eller tLKM for typen.

NIVAs brakkvannsplanteekspert Marit Mjelde og bløtbunndyrstaksonomer (Eivind Oug og Gunhild Borgersen) vil bli involvert i arbeidet med å utvikle metodikk og kriterier for lokalitetskvalitet for helofytt saltvannssump.

4.4 Forslag til overordnet plan for resten av opsjonsperioden (2022-2023)

Føringene fra Miljødirektoratet for 2022-2023 vil være avhengig av konklusjonene fra arbeidet med å identifisere naturtyper etter deres instruks, samt kriteriene og metodikken som bestemmes brukt for å fastsette lokalitetskvalitet. I utgangspunktet er det sannsynlig at følgende naturtyper i Oslofjorden vil komme på listen over forvaltningsrelevante naturtyper:

- Ålegrasenger

- Sukkertareskog
- Stortareskog
- Blåskjellbunn
- Flatøstersbanker
- Helofytt-saltvannssump
- Grunne mudderflater

Det vil være hensiktsmessig å starte opp arbeidet i denne perioden med en workshop der DHI-GRAS og andre relevante eksperter, fra f. eks drone-prosjektene SeaBee og MASSIMAL, sammen med prosjektgruppa, diskuterer mulighetene og løsningene for å få til en mest mulig effektiv kartlegging av prioriterte naturtyper. Hvordan NiN-modellene og habitat-kartene utviklet av DHI-GRAS kan benyttes til å optimalisere hvilke områder som skal prioriteres for kartlegging må avklares på workshopen. Svakheterne som er påpekt i NiN-modellene, basert på tilgjengelige data i 2020 (kap. 4.2.1), bør i størst mulig grad forsøkes å bøtes på ved å skaffe data fra de delene av miljøvariabelrommet som ikke var dekket i datasettet.

4.5 Evaluering og innspill til NiN og feltveilederen

I **Tabell 12** er det gitt en oversikt over grunntyper kartlagt i felt, en beskrivelse av miljøvariabelrommet som definerer grunntypen/enheten, en kortfattet beskrivelse av NiNs definisjon, samt anbefalt kartleggingsmetodikk for de ulike grunntypene. NIVA har gjennom dette og andre prosjekter høstet erfaringer med praktisk kartlegging i felt som kan være av relevans for revidering av den marine kartleggingsveilederen (Sogn Andersen m.fl. 2019a).

NIVA observerte at sukkertareskog ofte var erstattet av opprette rødalger eller fintrådige alger (lurv) i miljøvariabelrommet M1-3 (beskyttet infralitoral fastbunn). Tilsvarende var også enkelte forekomster av ålegrasenger erstattet med trådalgebunn. Spørsmålet er om dette er en permanent situasjon, og at miljøvariabelrommet ikke lenger kan identifiseres basert på forekomst av sukkertare, eller om dette er en del av variasjonen som kan fanges opp av beskrivelsessystemet og beskrivelse av lokalitetskvalitet. Dette er diskutert nærmere i kap 4.1.2. I og med at dette prosjektet ikke har som mål å revidere typesystemet i NiN, så bør mangelen på sukkertare, og erstatningen av denne med f. eks opprette rødalger, fanges opp av elementer i beskrivelsessystemet, noe som bør beskrives helt eksplisitt i veilederen. Hvilken variabel som benyttes til dette krever kunnskap om årsaken til tilstandsvariasjonen. I tilfeller med et mulig skifte til trådalgebunn, er årsakene antatt å være et komplisert samspill mellom flere menneskeskapt faktorer som eutrofiering og overfiske, kombinert med klimaendringer, og det er ikke mulig å peke ut en enkelt årsaks-variabel. Veilederen bør presisere behovet for god forhåndskunnskap om effekter av viktige påvirkningsfaktorer, som eutrofiering, overfiske, taretråling, og kråkebollebeiting, for områder og naturtyper som skal kartlegges, for å kunne beskrive de relevante tilstandsparametrene som påvirkes av disse faktorene ved hjelp av beskrivelsessystemet. Dette samme vil gjelde andre naturtyper.

Det er som regel ikke mulig å avgrense forekomsten av marine naturtyper i felt, så dette må gjøres i GIS i etterkant. Det betyr at man enten må bruke modellering (som er vanlig for tareskog) eller avgrense manuelt (som er vanlig for ålegrasenger). Ved modellering blir forekomstens avgrensing avhengig av miljøvariabel-modellenes oppløsning (som kan være grov) og kvalitet (som gjerne er variabel), noe som kan resultere i at modellering ikke egner seg for avgrensing. Dette gjelder spesielt

hvis typen/enheten er påvirket av faktorer som ikke fanges opp i modellene. Da vil det være vanskelig å bruke modellering som metode. Ved manuell avgrensing er man derimot avhengig av at det er samlet inn tilstrekkelig mange punktdata i felt til at dette er mulig, dvs. på samme måten som man kartlegger ålegrasenger. Det betyr at kunnskap om hvordan forekomsten skal avgrenses må være godt kjent på forhånd, slik at innsamlingsmetodikken er tilpasset dette. Vi anbefaler at veilederen beskriver dette mer detaljert, slik at det blir tydelig hvordan innsamlingsmetodikken må tilpasses den metoden som i etterkant benyttes til å avgrense forekomstene.

I tareskog og marine undervannsenger vil det generelt være vanskelig å identifisere substrattypen ved hjelp av undervannskamera. Hvis f. eks skogen eller engen er tett eller det er tett med rødalger, fintrådiges alger eller nedslamming (sedimentering), så ser man ikke bunnen, og substrattypen kan ikke registreres. Selv om man ser bunnen så kan det også med undervannskamera være vanskelig å skille fast fjell fra stor blokk, og å skille ulike størrelser på stein. Veilederen bør komme med råd om hvordan man skal registrere dette slik at nivået av inndeling i substrattypen tilpasses ulike metodikk for registrering i felt.

Det er ofte et ønske om å identifisere tilstedeværelse av fremmede arter og truede eller nær truede arter. Disse kan være svært vanskelig å identifisere vha. undervannskamera, både fordi artene gjerne er såpass få at de er vanskelig å finne, og at arter ofte er vanskelige eller umulige å identifisere vha. vannkikkert og undervannskamera. Dette betyr at kartleggingsoppdrag/-prosjekter som har stort fokus på truede, nær truede, sjeldne og fremmede arter bør ha feltmetodikk tilpasset dette spesielt, f. eks bruk av dykking, faunafeller og/eller annen innsamling og identifisering fysisk, enten i felt eller i lab. Dette bør presiseres i veilederen.

Sukkertareskog vil ikke bare kunne finnes under M1-3 (beskyttet infralitoral fastbunn) men enkelte forekomster eller deler av forekomster vil også kunne ligge på Grunn marin sedimentbunn (M4), der det er nok innslag av stein. Disse forekomstene må identifiseres ved hjelp av beskrivelsessystemet. I arbeidet med forvaltningsrelevante naturtyper etter Miljødirektoratets instruks vil det beskrives hvilke typer og elementer fra beskrivelses-systemet som må benyttes for å fange opp det som skal forvaltes som sukkertareskog.

Verken typen ruglbunn (som er sammensatt av M4-11 og M4-20) eller kartlegging av den er beskrevet i veilederen, noe som er svært mangelfullt. Dette skyldes svært lite erfaring med den, da denne naturtypen ikke har vært prioritert for kartlegging i Norge, og gjør at det ikke finnes definisjoner på hvor mye rugl som skal dekke et område for at bunnen skal defineres som en ruglbunn. Per i dag benyttes en noe subjektiv og lite standardisert semi-kvantitativ vurdering av forekomst basert på det som benyttes for tareskog, og som er etablert i Nasjonalt program. En standardisert metodikk for identifisering og kartlegging av ruglbunn bør etableres og beskrives i veilederen. Med undervannskamera kan det være vanskelig å se om dyptliggende bunn består av ekte rugl eller om er rhodolither, dvs. stein dekket av ruglete kalkalger. Det bør derfor tas prøver, enten ved dykking eller på annet vis. Veilederen må informere om dette, slik at man i felt kan presisere hvilke type kalkalger som finnes, om det er ekte rugl (der kjernen til den løstliggende kalkalgen er dannet av kalkalger), rhodolither (der kjernen til den løstliggende kalkalgen er en stein), eller skorpeforma kalkalger (som vokser på stein og fjellbunn). Det er fortsatt uklart om rhodolither faller under definisjonen av ruglbunn dersom de opptrer i høye tettheter. Om løstliggende ekte ruglbunn i NiN-systemet skal defineres som en annen naturtypen enn ruglbunnen dannet av rhodolither, vil være avhengig av om artssammensetningen i disse to (inkluderte de assosierte

mangfoldet) er forskjellig. Arts sammensetningen i ekte ruglbunn versus rhodolith-bunn er ikke undersøkt.

Når det gjelder ålegrasenger, så har alle M7-typene (det vil si innenfor hovedtypen «Marin undervannseng») en dekning av langskuddplanter på minimum 25 %. I de tilfeller der engene er glisne faller de under M4 (Grunn marin sedimentbunn). Disse forekomstene må identifiseres ved hjelp av beskrivelsessystemet. I og med at det kan være stor forvaltningsinteresse for å kartlegge også disse ålegrasengene (eller deler av engene), så bør det komme fram i veilederen hvordan det skal håndteres og beskrives.

I NiNs Artikkel 3 står det at det er mulig at artssammensetningen av assosierte arter innenfor undervannsenger påvirkes av variasjon i strømhastighet og bølgeeksponering. Dette kan være gjennom en effekt på sedimentenes kornstørrelsesfordeling og innhold av finmateriale, men også mer direkte ved at ulike arter påvirkes ulikt av vannbevegelse. Det er derfor foreslått at sedimentsortering (S3) blir inkludert som uLKM i beskrivelsessystemet for M7. Denne typen detaljert beskrivelse av sediment kan det være vanskelig å identifisere med vannkikkert og undervannskamera, som er den mest vanlige måten å kartlegge ålegrasenger på. Veilederen bør diskutere hvordan dette skal håndteres.

I arbeidet med å identifisere naturtyper etter Miljødirektoratets instruks, vil det komme en liste over forvaltningsrelevante naturtyper/enheter, som mest sannsynlig vil være kandidater til å bli prioritert i kartleggingsoppgaver framover. Disse vil inkludere:

- Truede, nær truede og dårlig kartlagte naturtyper (iht. Norsk Rødliste for Naturtyper)
- Naturtyper med viktig økologisk funksjon
 - Leveområde for truede arter
 - Leveområde for nær truede arter
 - Naturtyper som er viktige for mange arter
- Naturtyper med internasjonale forpliktelser (etter Miljødirektoratets liste)

Vi anbefaler at veilederen, når denne revideres, inkluderer en anbefaling for hvordan disse naturtypene/enhetene bør kartlegges i felt i ulike målestokker.

I veilederen finner man tabeller (Tabell D2-D3, D5-D7, D9-D21) med eksempler på hva som kan registreres av variabler fra NiNs beskrivelsessystem på et overordnet nivå (hovedtypenivå). Her listes de variablene som er regnet som mest relevante for hver av naturtypene, sortert etter de ulike hovedgruppene i beskrivelsessystemet. Vi anbefaler at det lages slike tabeller for de naturtypene/enhetene som kommer ut av arbeidet med naturtyper etter Miljødirektoratets instruks, slik at disse tabellene blir mer konkrete og detaljerte på hvilke elementer fra beskrivelsessystemet som skal registreres for de ulike naturtypene/enhetene. Vi anbefaler også at det gjøres et arbeid med å beskrive variabler og eksempler som er mer relevante for marine naturtyper, da beskrivelsene per i dag er veldig tilpasset det terrestriske. Det er også et behov for retningslinjer for hvordan man setter skillet mellom eufotisk og afotisk saltvannsbunn i ulike områder når feltdata skal klassifiseres.

Tabell 12. For hver grunnstype kartlagt i felt i 2020 er det gitt: en beskrivelse av det miljøvariabelrommet som definerer grunntypen/enheten (dvs. de lokale komplekse miljøvariablene, LKMene), en kort beskrivelse av definisjonen i NiN, og råd i forbindelse med kartlegging hentet fra marin kartleggingsveilederen (Sogn Andersen m.fl. 2019a), i tillegg til kommentarer om NIVAs erfaring i felt. LKMene er; VF=Vannpåvirkningsintensitet, DL=dybderelatert lyssvekking, SA=marin salinitet, HF=helningsbetinget forstyrrelsesintensitet, S1=dominerende kornstørrelse, TV1=Tørrleggingsvarighet).

Grunnstype/enhet	Miljøvariabelrom	Definisjon i NiN	Råd i forb. med kartlegging
M1-3 - Sukkertareskog (beskyttet infralitoral fastbunn)	VF: 2cd (<i>Litt beskyttet</i>) DL: 2bc (dvs karplante- og tareskogsbeltet + tareskogsbeltet) SA: SA3 (Salt) HF: 1 (<i>Bergknaus</i>)	Sammenhengende områder dominert (>25% dekning) av tarearter (her sukkertare), med areal større enn 100 m ² og bredde større enn 5 m.	Fra liten båt, dvs. som kan gå nesten inn til fjæresteinene, med undervannskikkert og undervannskamera (med monitor), ROV eller annet, dybdemåler (fortrinnsvis integrert i kamera/ROV), samt GPS. Registrer tetthet og elementer fra beskrivelsessystemet.
M4-11 og M4-20 (Ruglbunn)	DL1+2(fra karplante- til og med rødalgebeltet) SA2 (Salt) TV1 for M4-11 3S3-b (spesielle sedimenter) identifiserer ruglbunn	Ligger på grunn marin sedimentbunn (M4), på ikke-stabiliserte sedimenter fra vannstranddelen av fjærebeltet og ned til kompensasjonsdypet. M4-11: Ruglbunn i sjøkant- og tareskogsbeltet, M4-20: Ruglbunn i rødalgebeltet.	Avgrensning bør gjøres fra båt, med undervannskamera med monitor, ROV eller annet, dybdemåler (fortrinnsvis integrert i kamera/ROV). Hvis man ønsker å skille ekte ruglbunn fra rhodolith-bunn på dypt vann, og artsidentifisere hvilke arter som danner ruglbunnen, bør prøver hentes opp og DNA-analyseres.
M7 dominert av ålegras (<i>Zostera marina</i>)	SA2df (<i>temmelig til normal salt</i>) TV-0ab (<i>fra øvre hydrolittoral til sublittoral</i>)	Sammenhengende område med > 25 % dekning av langskuddsplanter (her <i>Zostera marina</i>).	Forhåndskartlegging bør inkludere sammenstilling av eksisterende data, modellering ev egnede områder og evt. flyfoto. Feltkartlegging bør foregå på sommer og tidlig høst for å fange opp perioden når engene er best utviklet, men før fintrådige alger har fått utvikle seg for mye. Ved usikkerhet rundt tilstand bør man besøke lokaliteten både vår og sensommer. Feltarbeid med småbåt, dvs. som kan gå nesten inn til fjæresteinene, undervannskikkert og undervannskamera (med monitor), ROV eller annet, dybdemåler (fortrinnsvis integrert i kamera/ROV), samt GPS. Punkter bør registreres i engens bredde og lengde, flere transekter ned mot dypet for å avgrense nedre grense. Registrer tetthet og elementer fra beskrivelsessystemet.

5 Konklusjon

Feltundersøkelsene viser relativt dårlig tilstand for sukkertareskog i Ytre Oslofjord og for undersøkte ålegrasengene i Indre og Ytre Oslofjord.

Det ble i liten grad observert sukkertareskog i undersøkelsen i september 2020. Denne naturtypen var tilsynelatende erstattet med rødalger og trådalger. Om dette skiftet er permanent eller ikke, er usikkert. Planlagte oppfølgende undersøkelser i 2021 vil kunne avsløre om fraværet av sukkertareskog skyldes sesongvariasjoner og om naturtypen fortsatt finnes i området på våren og sommeren.

Feltundersøkelsene i august 2020 viste at de fleste av tidligere kartlagte ålegrasenger fortsatt var til stede, men at flere av engene hadde fått redusert nedre voksegrense og redusert tilstand med økt forekomst av trådalger.

Det ble ikke funnet ekte rugl på den potensielle ruglbunn-lokaliteten i Kloasundet vest for Drøbaksundet, og det ble observert til dels store forekomster av den fremmede rødalgearten japansk sjølyng på bergknausene i sundet. Det ble i tillegg observert fremmede marine arter i 22 % av de undersøkte ålegrasengene.

De etablerte forhåndskartene (NiN-modellen og DHI-GRAS satellittavlede kartprodukter), samt tilgjengelige data for de prioriterte naturtypene, gir grunnlag for planlegging av både undersøkelsene i 2021 (med fokus på utvikling av metodikk og kriterier for lokalitetskvalitet) og for kartlegging av gjenstående relevante naturtyper i årene 2022-2023. Fokus i 2021 vil være å utvikle metodikk og kriterier for lokalitetskvalitet for sukkertareskog, ålegrasenger, blåskjell- og østersbunn, samt helofytt-saltvannssump. Hovedmålet for resten av prosjektperioden vil være å fullføre re-kartlegging av tidligere kartlagte naturtyper (ålegrasenger, bløtbunnsområder i strandsonen og stortareskog), samt å få kartlagt de gjenstående prioriterte naturtypene på best mulig vis. Målet vil være å få oversikt over utbredelsen til de viktigste og største forekomstene på et mest mulig detaljert nivå. Flatøsters er en relevant naturtype for kartlegging i Oslofjorden i henhold til instruksen, som kommer i tillegg til de opprinnelig prioriterte typene.

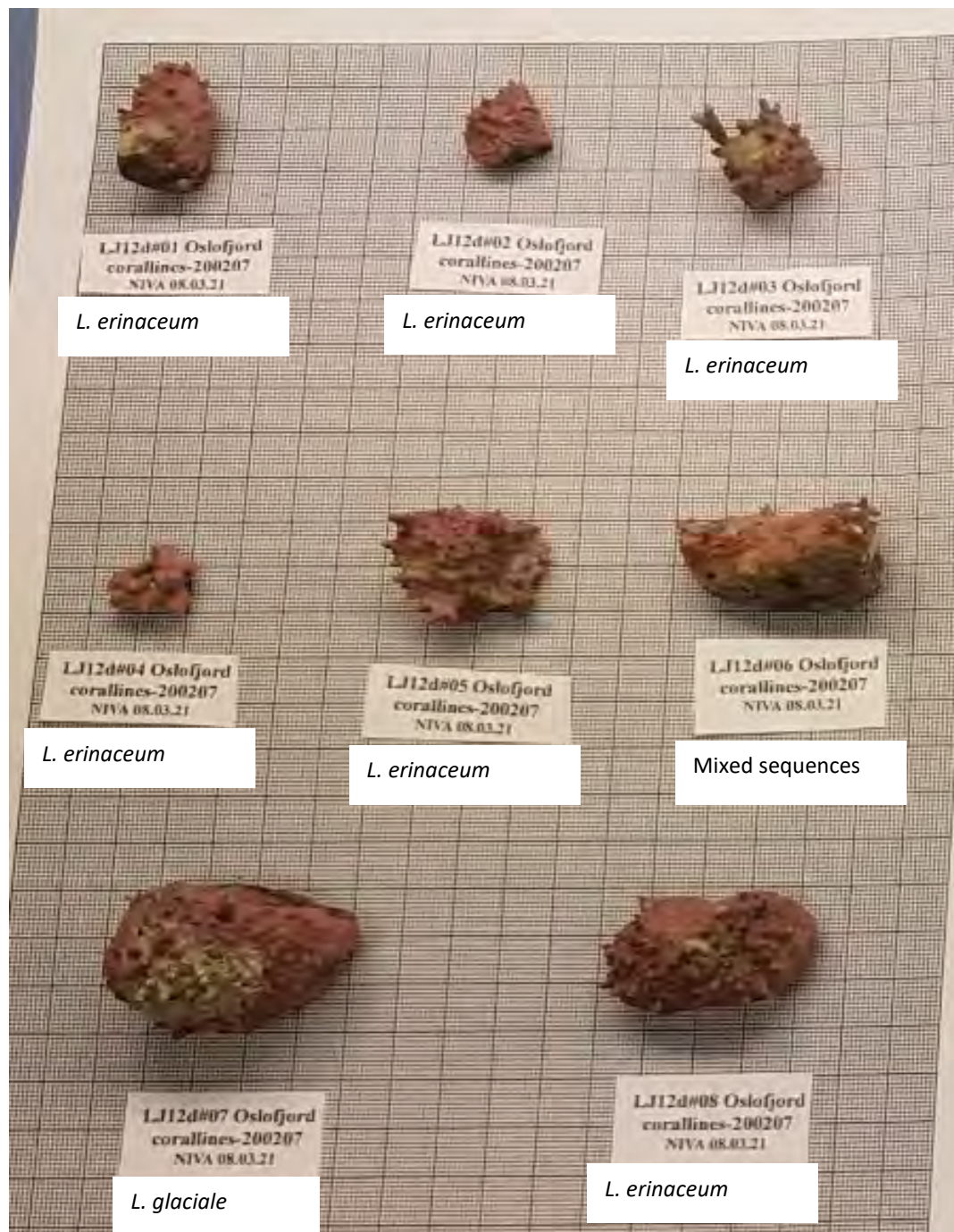
6 Referanser

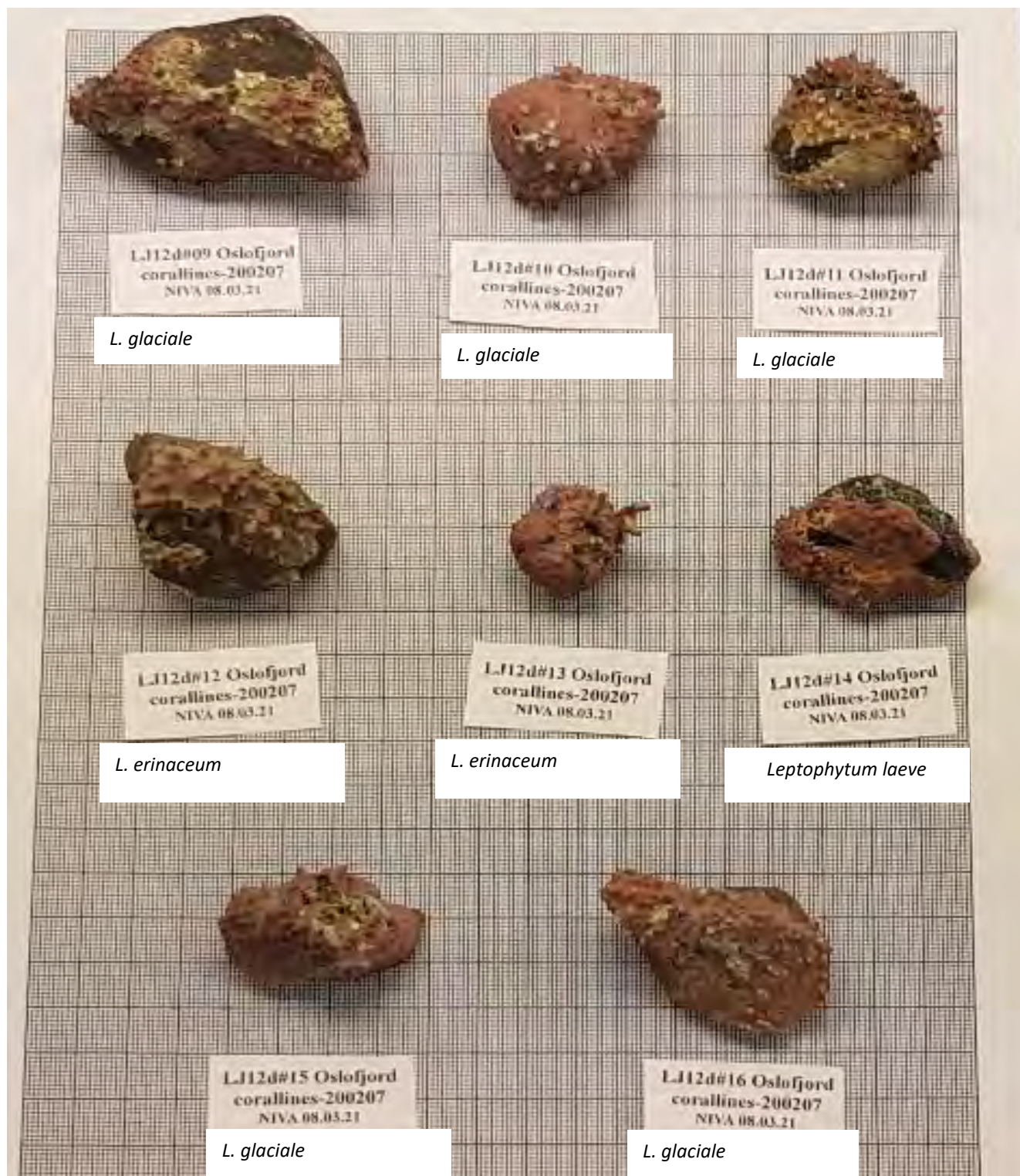
- Anglès d'Auriac MB, Le Gall L, Peña V, Hall-Spencer JM, Steneck RS, Fredriksen S, Gitmark JK, Christie H, Husa V, Grefsrud ES, Rinde E. 2019. Efficient coralline algal psbA mini barcoding and High Resolution Melt (HRM) analysis using a simple custom DNA preparation. Scientific Reports 9
- Baden S, Gullström M, Lundén B, Pihl L, Rosenberg R. (2003). Vanishing Seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish Coastal Waters Ambio 32: 374-377.
- Bekkby T & Moy F. 2011. Developing spatial models of sugar kelp (*Saccharina latissima*) potential distribution under natural conditions and areas of its disappearance in Skagerrak. Estuarine, Coastal and Shelf Science 95:477-83
- Bekkby T, og Moy FE, Olsen H, Rinde E, Bodvin T, Bøe R, Steen H, Grefsrud ES, Espeland SH, Pedersen A, Jørgensen NM. 2013. The Norwegian Program for Mapping of Marine Habitats – Providing Knowledge and Maps for ICZMP. Page 21-30, Moksness E, Dahl E, Støttrup J (eds.) Global Challenges in Integrated Coastal Zone Management, Vol II. John Wiley & Sons, Oxford, UK
- Bekkby T, Sigurd E, Dolan M, Rinde E, Moy FE, Elvenes S, Gundersen H, van Son TC, Sogn Andersen G, Thormar J, Frigstad H, Moy S, Beylich B, Albretsen J, Naustvoll L, Tveiten L. 2018. Pilotprosjekt - Kartlegging av marin natur i Møre og Romsdal. Årsrapport 2017, NIVA, 25 s.
- Bekkby T, Rinde E, Espeland SH, Olsen HA, Thormar J, Grefsrud ES, Bøe R, Freitas C, Moy FE. 2020. Nasjonal kartlegging – kyst 2019. Ny revisjon av kriterier for verdisetting av marine naturtyper og nøkkelområder for arter. NIVA-rapport 7454, 33 s.
- Bivand R, Keitt T, Rowlingson B. (2020). rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.5-18. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>
- Borgersen G, Rinde E, Moy SR, Gundersen H. 2020. Har vi saltmarshes i Norge? En vurdering av begrepet opp mot norske naturtyper. NIVA rapport 7558-2020 / M-1858
- Boström C, Baden S, Bockelmann A-C, Dromph K, Fredriksen S, Gustafsson C, Krause-Jensen D, Möller T, Nielsen SL, Olesen B, Olsen J, Pihl L, Rinde E. 2014. Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation AQUATIC CONSERVATION: MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS 24: 410-434
- Brkljacic MS, Rinde E, Christie H. 2020. Utbredelse og tilstand til en nasjonalt viktig ålegraseng i Slependsdrenna i Asker og Bærum kommune NIVA rapport 7509-2020
- Christie H, Andersen GS, Trine B, Fagerli CW, Gitmark JK, Gundersen H, Rinde E. 2019. Shifts between sugar kelp and turf algae in Norway: regime shifts or fluctuations between different opportunistic seaweed species? . Frontiers in Marine Science
- Croissant Y. 2019. mlogit: Multinomial Logit Models. R package version 1.0-2. <https://CRAN.R-project.org/package=mlogit>
- Direktoratgruppen vanndirektivet. 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Evju M, Blom H, Brandrud TE, Bär A, Lyngstad A, Øien D-I, Aarrestad PA. 2017. Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Revidert forslag til vurdering av lokalitetskvalitet. NINA Rapport 1428. Norsk institutt for naturforskning.
- Fagerli CW, Trannum H, Staalstrøm A. Eikrem W, Sørensen K, Marty S, Frigstad H, Gitmark JK. 2020. ØKOKYST – DP Skagerrak. Årsrapport 2019. NIVA-rapport 7504-2020.
- Fredriksen S og Rueness J. 1990. Eutrofisisituasjonen i Ytre Oslofjord 1089. Delprosjekt 4.1. Bentsalger i Ytre Oslofjord. Rapport 397/90. SFT. 63 s.
- Gundersen H, Walday MG, Gitmark JK, Bekkby T, Syverud TH, Rinde E, Fagerli VW, Vedal J, Tveiten LA, Moy FE. 2017. Nye klassegrenser for ålegress og makroalger i vannforskriften. Miljødirektoratet rapport M-788|2017. 77 s. <https://www.vannportalen.no/globalassets/publikasjoner/m788/m788.pdf>

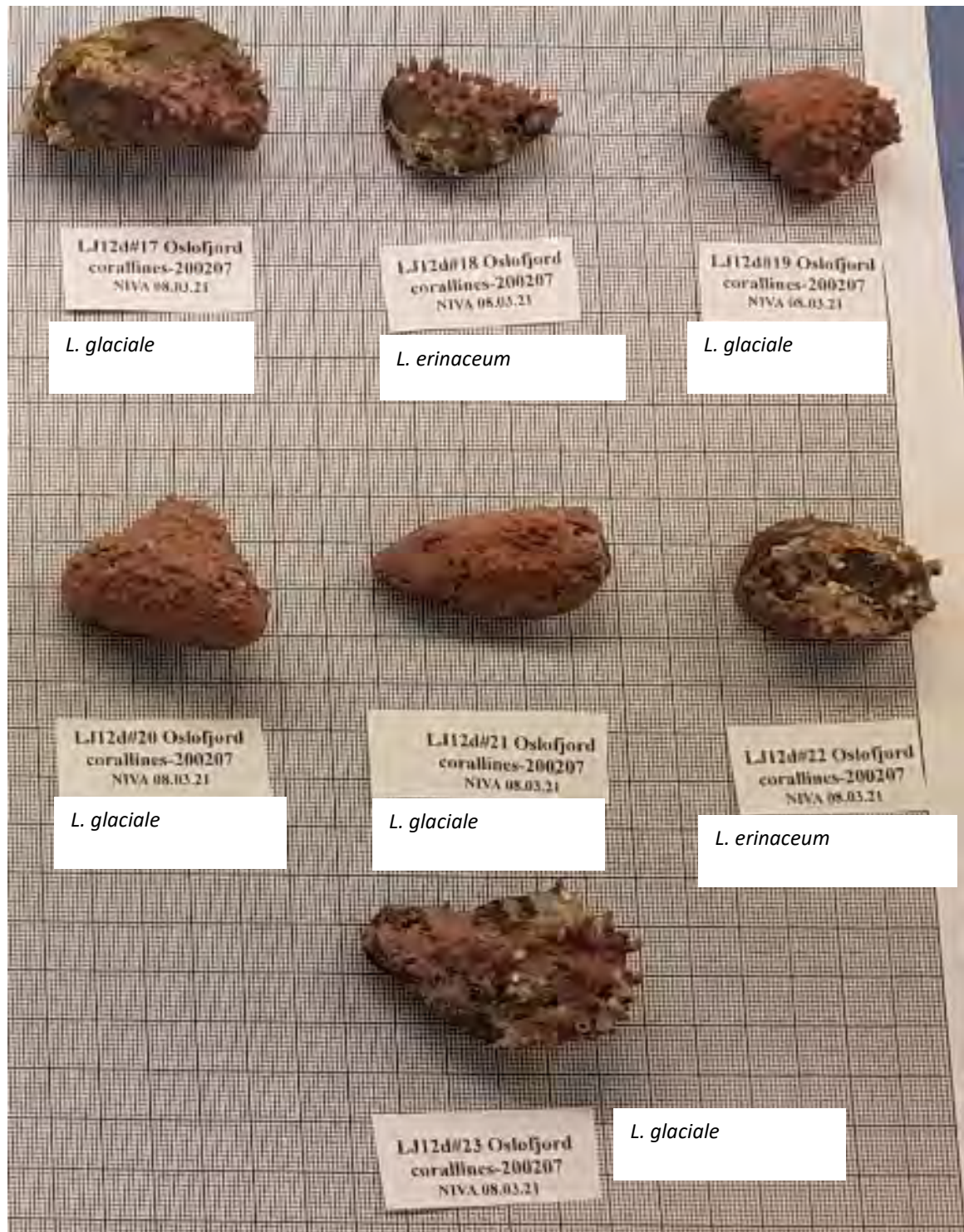
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, (2016). NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1–528 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)
- Hijmans RJ. 2020. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.3-13. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- Hijmans RJ, Phillips S, Leathwick J, Elith J. 2020. dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.3-2. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>
- Kuhn M. 2020. caret: Classification and Regression Training. R package version 6.0-85. <https://CRAN.R-project.org/package=caret>
- Lundsør E, Dolven JK, Haugestøl GL. 2018. Overvåking av Indre Oslofjord 2017, Vedleggsrapport. Norconsult-rapport 5145099-08.
- Moy FE og Christie H. 2012. Large scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway Marine Biology Research 8: 309-321
- Naustvoll LJ, Moy F, Dolven J, Norderhaug KM. 2018. ØKOKYST – delprogram Klima. Årsrapport 2017 Miljødirektoratet rapport M-1015: 1-60
- Rinde E og Christie H. 1992. Kartlegging av marine hardbunnssamfunn på Telemarkskysten. NINA oppdragsmelding 133.
- Rinde E, Rygg B, Bekkby T, Isæus M, Erikstad L, Sloreid S-E, Longva O. 2006. Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DN's Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper. NIVA-rapport 5321, 32 s.
- Xavier R, Turck N, Hainard A, Tiberti N, Lisacek F, Sanchez JC, Müller M. 2011. pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. BMC bioinformatics. 12:1-8
- Rueness J og Fredriksen S. 1991. An assessment of possible pollution effects on the benthic algae of the outer Oslofjord, Norway. Oebalia 17: 223–235
- Sogn Andersen G, Bekkby T, Dolan M, Bøe R, Thormar J, Buhl-Mortensen P, Elvenes S, Naustvoll L, Mjelde M, Brandrud TE, Rinde E, Bryn B. 2019a. Feltveileder for kartlegging av marin naturvariasjon etter NiN (2.2). utgave 1, kartleggingsveileder nr 3, Artsdatabanken, Trondheim
- Sogn Andersen G, Moy FE, Christie H. 2019b. In a squeeze: Epibiosis may affect the distribution of kelp forests. Ecology and Evolution 9:2883-2897
- Staalstrøm A, Engesmo A, Sogn Andersen G, Hjermann DØ. 2020. Undersøkelse av hydrografiske og biologiske forhold i Indre Oslofjord, Årsrapport 2019. NIVA-rapport 7515, 91 s. + vedlegg.
- Sundene O. 1953. The algal vegetation of Oslofjord. Skrifter utgitt av Det Norske Vitenskaps-Akademi i Oslo. I Matematisk-naturvidenskapelig klasse 2: 1-244
- Walday M, Gitmark J, Naustvoll L, Nilsson H, Pedersen A, Selvik J. 2008. Overvåkning av Ytre Oslofjord 2007. NIVA-rapport 5640, 63 s.
- UNEP. 2020. Out of the blue: The value of seagrasses to the environment and to people. UNEP, Nairobi. <https://www.unep.org/resources/report/out-blue-value-seagrasses-environment-and-people> .
- Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, D'Agostino McGowan L, François R, Golemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen TL, Miller E, Bache SM, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel DP, Spinu V, ..Yutani H. 2019. Welcome to the tidyverse. Journal of Open Source Software 4:1686 <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

Vedlegg A. Foto og artstilhørighet for DNA-analyserte kalkalger

Bildene under gir oversikt over artene av de skorpeforma kalkalgene på innsamlede rhodolither fra Kloasundet, identifisert til art av NIVA ved hjelp av DNA-analyser. Totalt ble 23 rhodolither undersøkt. På disse ble det funnet 11 forekomster av *Lithothamnion glaciale*, 10 forekomster av *L. erinaceum*, og 1 forekomst av *Leptophytum laeve*. En av prøvene lot seg ikke identifisere til art. Dette skyldes sannsynligvis at prøven inneholdt en blanding av de to vanligste artene. DNA-sekvensene for hver registrert art vil bli gjort tilgjengelig i BOLD/GenBank. Geografisk posisjon til lokaliteten i Kloasundet er 59,67521N og 10,59184Ø.







Vedlegg B. DHI-GRAS' rapport om kart basert på satellittdata

Satellite based screening of submerged aquatic vegetation in Oslo Fjord

DHI GRAS A/S
Agern Allé 5
DK-2970 Hørsholm
Denmark

Telephone +45 4516 9100

gras@dhigroup.com
www.dhi-gras.com

Company Reg. No.: DK25621646

Our ref: 18800402
Date: 1st October 2020

This technical note covers the methodology, results, limitations, and delivered data of the work performed by DHI GRAS on behalf of NIVA on the topic of mapping specific marine nature types in the Oslo Fjord.

1.1 Study area and input data

The study area is focused on the Oslo Fjord, but also includes some nearby areas. The area analysed can be seen on Figure 1.

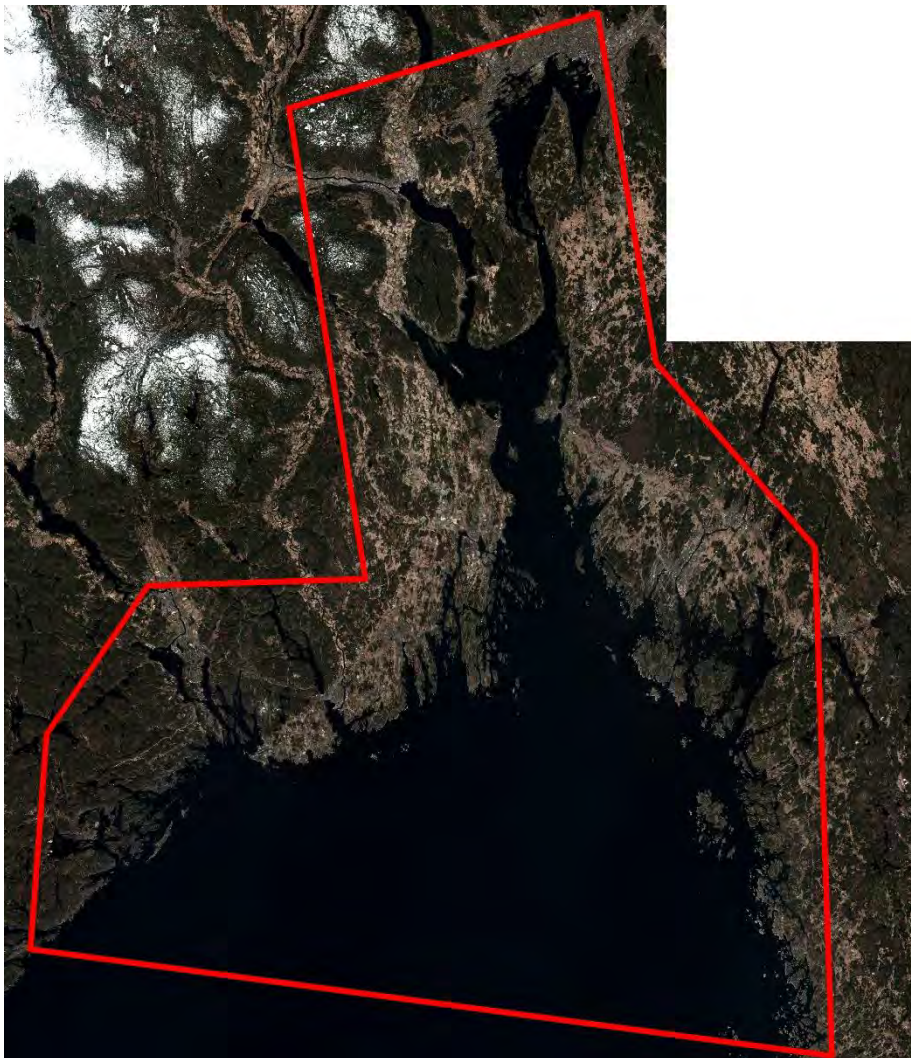


Figure 1 - The study area, covering Oslo Fjord and other nearby areas.

The Sentinel-2 imagery used for the study was acquired on 22nd of April 2020. This specific date was chosen due to cloud free conditions, good visibility in the water column, and little wind. The date early in the growing season could indicate that it would be difficult to identify vegetation, as it has yet to fully grow, however, previous studies in Danish waters indicate that the classification does not suffer and the

spatial extent of the vegetation is well captured, even using spring imagery. The availability of imagery from June to August was also evaluated, but ultimately deselected due to the presence of clouds and other potential source of missing results, such as poor water quality.

All in all, the imagery from April assured a consistent map across the entire area based on a single date and, based on previous experience, does not seem to cause underestimation of vegetation.

1.2 Methodology

The methodology used to produce the map of submerged aquatic vegetation is a two-step approach.

The first step is to produce a satellite derived terrain map, which correlates closely with water depth and seabed albedo. This data layer consists of two separate files, one referred to as 'satellite derived bathymetry' and another called 'bottom map'. Together, these files are useful for accounting for changes in signal from the seabed as a function of increasing water depths. It should be noted that, given the focus on mapping nature types, areas where the satellite derived terrain map indicate incorrect water depths have been included in this project, as the classification requires all layers to be available everywhere. With that in mind, it is recommended to exercise caution if using the terrain data for any other purpose.

The terrain data was derived using a semi-physical radiative transfer model. The radiative transfer model minimizes the differences between an observed satellite image and a modelled satellite image, which is created as a function of six parameters – depth, bottom type, backscattering, chlorophyll-A, gelbstoff, and the slope of the backscattering function, with the bottom type being further split into fractional cover of two different bottom types, specifically unconsolidated sand and submerged aquatic vegetation. Through minimizing the difference between the observed and the modelled satellite images, accurate water depths can be retrieved in optically shallow waters, meaning light reflecting from the seabed is observed.

When utilizing a radiative transfer model, a key component is to make sure that the observed satellite image is correctly preprocessed, through accurate atmospheric correction and deglinting. The atmospheric correction for this study is done using the industry standard 6S package (Vermote et al., 1997) and the deglinting is a variation of the one outlined in Lee et al., 1999. In Figure 2, the interactions that light goes through, both in the atmosphere and in the water column can be seen. Note that the interactions in the water column corresponds to the six parameters in the radiative transfer model.

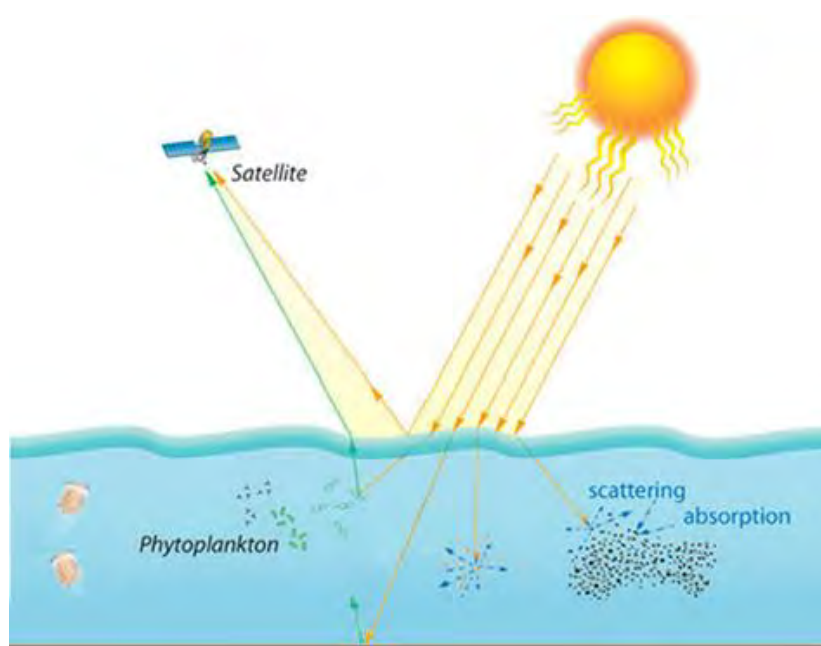


Figure 2 - Overview of the interactions that light goes through in the atmosphere and the water column, which all have to be accounted for when deriving bathymetry from satellite imagery.

One of the key challenges in aquatic radiative transfer modelling is the strong attenuation of light in the water column, which limits the part of the electromagnetic spectrum that is available for reliable in-water modelling. In Figure 3, the attenuation of light per meter of clear water as a function of electromagnetic wavelength can be seen. The logarithmic y-axis should be noted. As can be seen, the depth penetration of light with a wavelength of higher than 600nm is severely reduced, which in turn limits the parts of the spectrum usable for modelling. As a result of this, for deeper seabed features, when using multispectral satellites, it is common to only have two or three spectral bands that contain information.

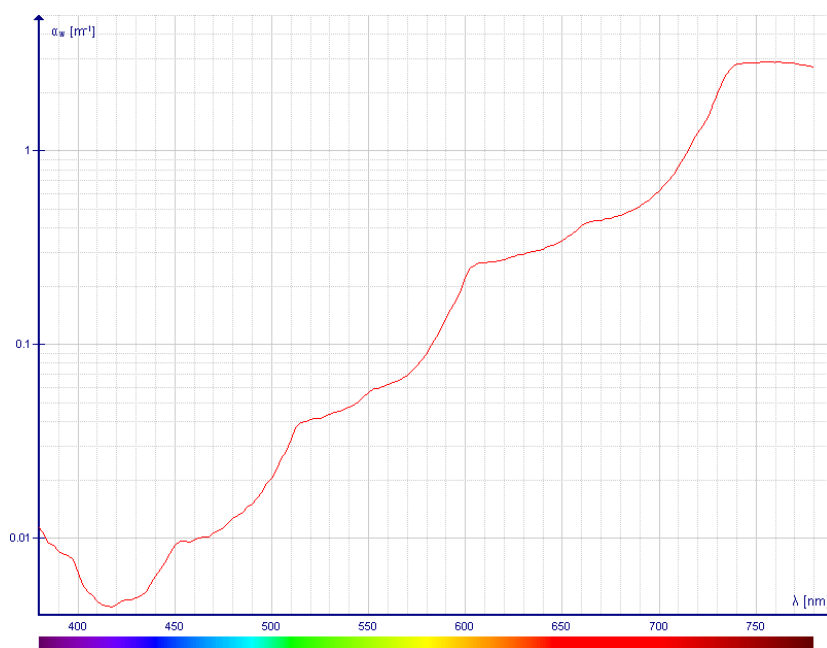


Figure 3 - Attenuation of light per meter of clear water as a function of electromagnetic wavelength.

In the light of the above considerations and imagery preprocessing procedures, the radiative transfer modelling of SDB can be reduced to the following series of pseudo equations:

$$rrs_{modelled} = f(chlorophyl, gelbstoff, b_b, b_x, \rho, H)$$

Where $rrs_{modelled}$ is the modelled satellite image, b_b is the backscattering, b_x is the slope of the backscattering function, ρ is the summed up bottom reflectance, and H is the depth.

The next step is to minimize the difference between the modelled and observed satellite images:

$$\chi^2 = \frac{1}{N} \left[\sum (rrs_{observed} - rrs_{modelled}) \right]$$

With N being the number of spectral bands, where the satellite image provides information, and $rrs_{observed}$ is the observed satellite image.

Through the two pseudo equations above, and the equations that define the relationship between the parameters in equation one, the depths can be retrieved in a timely and reliable manner, with the main challenge being tied to the limited availability of information due to the attenuation seen in Figure 3.

The second step of the overall mapping is the central classification. As input to this classification, the following data layers were used:

- Atmospherically corrected reflectances centered on 443nm (coastal blue), 490nm (blue), 560nm (green), 665nm (red), and 842nm (near-infrared).
- Convolutional calculations on the blue and green bands, with scales of 100m, 300m, and 500m. The convolutions are local normalizations, which provides information on relative brightness and variance in the respective regions.
- The distance from the coast and the distance from areas determined to be optically deep, meaning no signal was returned from the seabed. This information gives a separate indication of the slope of the nearshore area.
- The two satellite derived terrain maps.
- The ratio between logarithmic transformations of the blue and green bands. This layer helps accommodate for the exponential attenuation of light in the water column.

By combining all these layers in the classification algorithm, the basis for a strong classification has been established.

The classification algorithm used for this study is a gradient boosting framework that relies on tree-based classifiers. The model itself is called 'LightGBM' and is designed for large datasets with many different variables, such as those outlined above. An artificial neural network was also trialed for use in this study, however, the results were the same or slight weaker using this methodology, while the processing time was around 30 times as long. As such, the LightGBM was chosen.

Training data for the model was generated through image interpretation. This image interpretation was based on all the input layers used for the classification, as well as higher resolution basemaps, such as ESRI Basemap and Google Earth. Using higher resolution imagery as a supporting layer for interpretation assures that small features and texture elements can be properly understood and incorporated into the dataset.

A total of ~6,6 million square meters of 'vegetation', ~7,3 million square meters of 'sand', and ~1,5 million square meters of 'rock' were identified and used as training data for the model.

Overall, the model accuracy is around 0.95. Unfortunately, no independent validation data was available to fully evaluate the accuracy of the map.

1.3 Outputs

In this section, a couple of small subsets of the data will be presented.

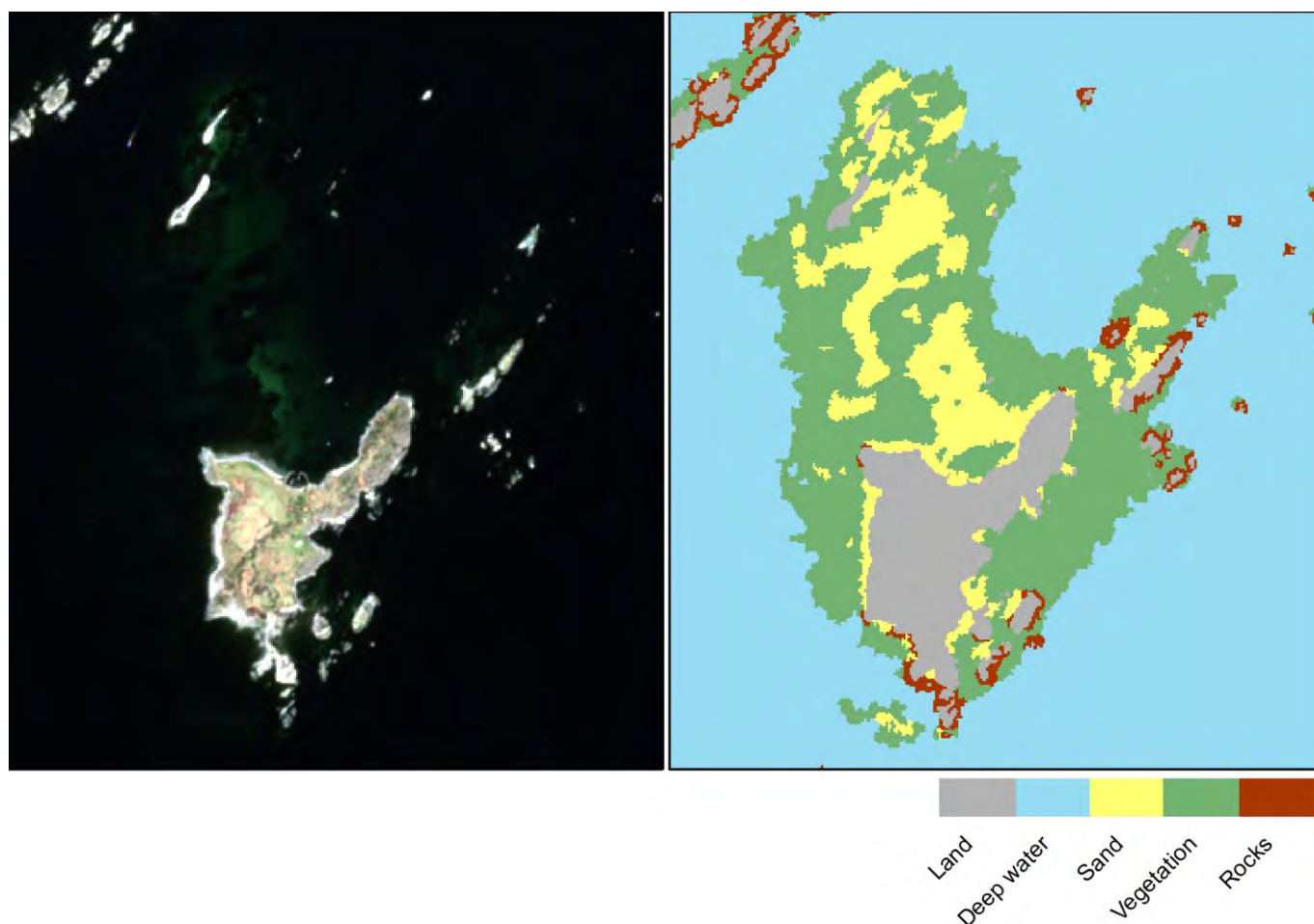


Figure 4 - Example of the classification results from Stråholmen.

In Figure 4, the details and the map can be seen, as well as the ability to map well into the water column. Areas that are not immediately visible in the imagery can be well mapped through taking into account the spectral bands that are suitable for penetrating the water column. Furthermore, the separation between the dark seabed, here identified as being vegetation, and the brighter sandy areas.

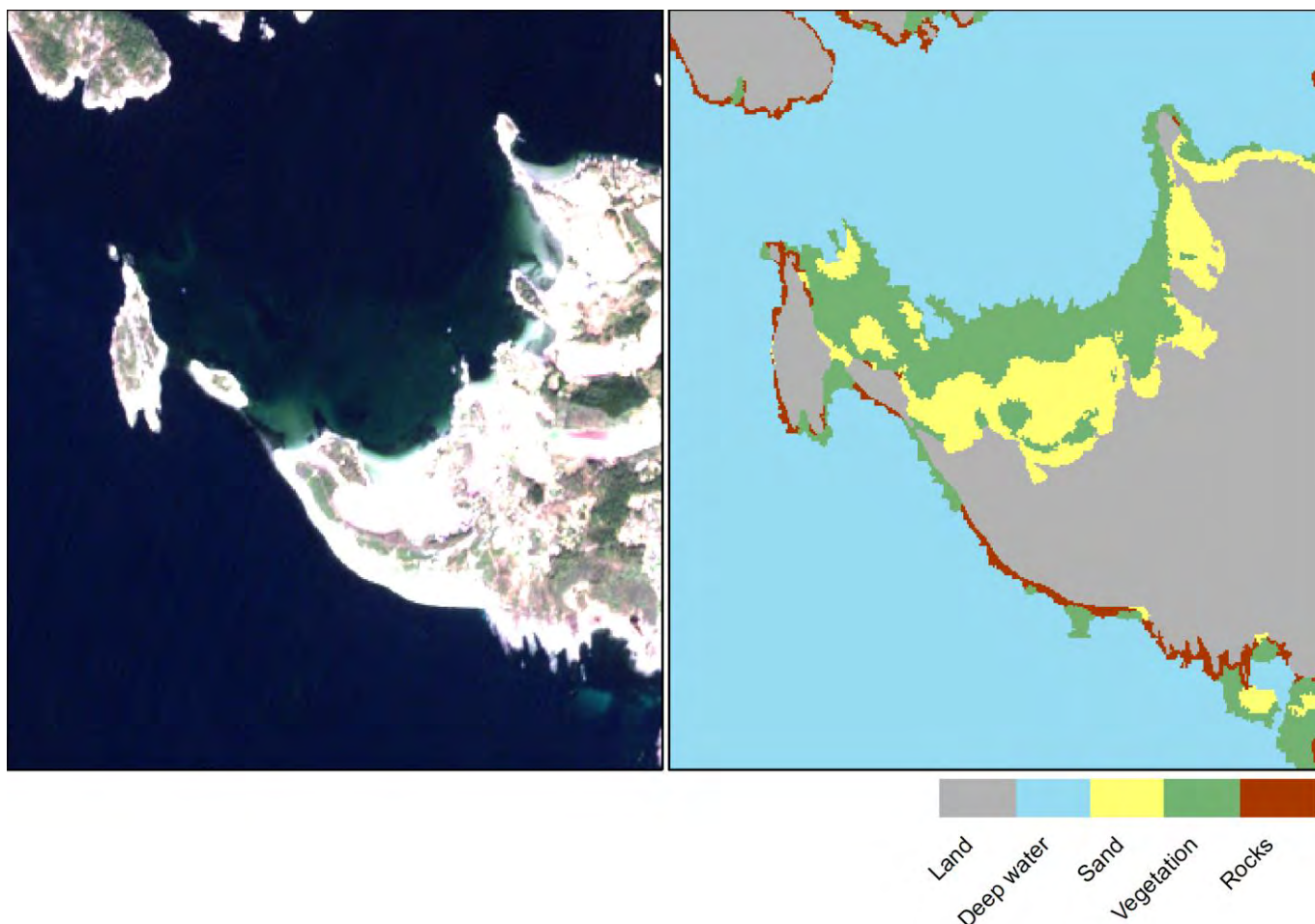


Figure 5 - Example of the classification results from just west of Nevlunghavn.

Next, in Figure 5, we see an example from an area near Nevlunghavn. Here, the satellite imagery has been stretched more, making the land exceedingly bright, while also making it possible to distinguish the submerged features better. In the southern part of the extract, a rocky coastline has been identified, which corresponds to the pebble beach near the historical burial site at this location.

1.4 Data deliverables

The following datasets are delivered alongside this technical note:

- MarinehabitatClassification10m_Oslofjorden_20200422_UTM32N
 - The classification of marine nature types.
 - 0 represents 'sand'
 - 1 represents 'vegetation'
 - 2 represents 'rocks'
- Reflectance_Oslofjorden_20200422_UTM32N
 - The atmospherically corrected Sentinel-2 satellite image

- SDB10m_Oslofjorden_20200422_UTM32N_MSL
 - The 'satellite derived terrain' data layer.
- bottomAlbedo10m_Oslofjorden_20200422_UTM32N
 - The 'satellite derived albedo' data layer.

1.5 Limitations

As has been mentioned in chapter 1.2, the 'satellite derived terrain data' should be used with caution, as it was designed for use in this classification. As such, it has areas where the estimated terrain heights are surely incorrect. The implication of this is nevertheless of minor importance, since these heights are just one of many layers included in the classification.

As for the mapping of nature types, the accuracy could not be properly assessed and as such, may contain incorrectly identified areas. If local in-situ data becomes available, or if local experts have the opportunity to provide feedback on areas where misclassifications have occurred, this information can be incorporated into the classification and a more accurate map can be produced.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressursspørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no