

Kunnskapsoppsummering om marine områder som er viktige for karbonlagring



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Økernveien 94
0579 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 Kunnskapsoppsummering om marine områder som er viktige for karbonlagring	Løpenummer 7788-2022	Dato 28.11.2022
Forfatter(e) Kasper Hancke, Guri S. Andersen, Hege Gundersen, Kristina Ø. Kvile, Hilde C. Trannum, Gunhild Borgersen	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 61 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Ida Kessel Nordgård
Oppdragsgivers utgivelse: M-2385 2022	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 220161

<p>Sammendrag</p> <p>Denne rapporten presenterer en kunnskapsoppsummering om marine områder og naturtyper som er viktige for karbonlagring i Norge. Oppsummeringen omfatter sammenstilling av eksisterende kunnskap om naturtypenes utbredelse og evne til å binde og lagre karbon, mulige trusler mot disse naturtyper, samt identifisering av kunnskapshull. Marine naturtyper som omtales er tareskog, tang, ålegrasenger, helofytt-saltvannssump, bløtbunnsområder, plante- og dyreplankton, fisk og pattedyr. Arbeidet inkluderer i tillegg et online kartverktøy som sammenfatter informasjon om arealutbredelser og karbonlagring knyttet til de ulike naturtypene fremhevet i rapporten. Kartverktøyet er tilgjengelig som selvstendig webapplikasjon, mens bruken og mulighetene er beskrevet i rapporten.</p>

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Karbonlagring Kunnskapsoppsummering Marine naturtyper Trusler 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Carbon storage Knowledge review Marine habitat types Threats
--	--

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

Gunhild Borgersen/Kasper Hancke
Prosjektleder/Hovedforfatter

Paul R. Berg
Kvalitetssikrer

Paul R. Berg
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7524-7
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

Kunnskapsoppsummering om marine områder som er viktige for karbonlagring

Forord

Miljødirektoratet ønsker kunnskapsoppsummering om naturlig karbonlagring i marine områder og naturtyper i Norge. Bakgrunnen for oppdraget er Stortingsmelding 29 (2020 –2021) «Heilskapleg nasjonal plan for bevaring av viktige område for marin natur», hvor behovet for kunnskap om karbonlagring i marine områder konkretiseres i et eget "regjeringen vil"-punkt: "Regjeringa vil kartleggje marine område som er viktige for karbonlagring med sikte på bevaring."

Formålet med oppsummeringen er å gi en oversikt over status for kunnskapen om marine områder som er viktige for karbonlagring i Norge, og omfatter sammenstilling av eksisterende kunnskap, identifisering av kunnskapshull samt muligheter for å få tettet disse. Oppsummeringen vil identifisere hvilke marine naturtyper og arter vi har som er viktige med tanke på karbonlagring, hvor disse er lokalisert, samt deres karbonlagringspotensiale. I tillegg skal gjennomgangen oppsummere kunnskap om toleranse og sårbarhet for ulike menneskelige aktiviteter og inngrep.

Klimautvalget 2050 skal i 2022-2023 jobbe med å skissere veivalg for hvordan Norge skal bli et lavutslippssamfunn innen 2050, og vil i den forbindelse se på potensialet for økt opptak, hvilke interessekonflikter som kan oppstå i havområdene våre, og gjeldende lovgiving for bruk av havarealene. Norge har også en ambisjon om å få utvidet det nasjonale klimagassregnskapet til å omfatte marine områder. Denne rapporten vil bidra inn i dette arbeidet ved å evaluere kapasiteten for karbonbinding og lagring i norske marine økosystemer.

NIVA takker Miljødirektoratet for oppdraget og for godt samarbeid med kontaktperson Ida Kessel Nordgård med kollegaer.

Oslo, 28. november 2022

Gunhild Borgersen
Prosjektleder

Innholdsfortegnelse

Begreper og definisjoner	7
Sammendrag.....	9
Summary	12
1 Introduksjon.....	15
2 Makroalger (tang og tare)	17
2.1 Utbredelse	18
2.2 Opptak og lagring av karbon	19
2.3 Trusler og inngrep.....	21
3 Marin undervannsenseng.....	22
3.1 Utbredelse	23
3.2 Opptak og lagring av karbon	23
3.3 Trusler og inngrep.....	25
4 Tidevannsenseng og tidevannsump	26
4.1 Utbredelse	27
4.2 Opptak og lagring av karbon.....	28
4.3 Trusler og inngrep.....	30
5 Plante- og dyreplankton	31
5.1 Opptak og lagring av karbon	31
5.2 Trusler og inngrep.....	33
6 Fisk og pattedyr.....	34
6.1 Opptak og lagring av karbon.....	34
6.2 Trusler og inngrep.....	35
7 Sediment og bløtbunnsfauna	36
7.1 Utbredelse	37
7.2 Opptak og lagring av karbon.....	37
7.3 Trusler og inngrep.....	40
8 Diskusjon og oppsummering	43
8.1 Karbonlagring i ulike naturtyper	43
8.2 Trusler og inngrep.....	46
8.3 Oppsummering	48
8.4 Kunnskapsbehov	49
9 Kartframstilling og kartapplikasjon.....	52
10 Referanser.....	56
Vedlegg A Kartapplikasjon – teknisk informasjon og detaljert beskrivelse av kartunderlag.....	62

Begreper og definisjoner

Marint karbonopptak og -lagring

Marin vegetasjon og planteplankton (primærprodusentene) tar opp uorganisk karbon, deriblant CO₂, fra vannmassene og omdanner dette til organisk biomasse. Den stående biomasse kan betraktes som et kortsiktig, levende karbonlager. En del av biomassen blir spist eller omsatt av bakterier, og karbonet blir dermed tilbakeført til CO₂, mens resten synker ned på havbunnen eller transporteres bort med havstrømmene som løst stoff. På havbunnen blir igjen størstedelen spist eller bakterielt omsatt i sedimentet, mens resten begravnes i havbunnen over tid. Denne andelen bidrar til langtidslagring (sekvestrering) av karbon i organisk form. Det er dette karbonet som har bygget opp olje- og gassreservene dypt under havbunnen.

Kortsiktig lagring av karbon i biomasse kan betraktes som "penger i banken". Altså en stående kapital som er uforandret så lenge det ikke fylles på eller heves fra kontoen. Langtidslagring av karbon representerer da rentene eller avkastningen av den stående formue, og er en årlig rate avhengig av størrelsen på den stående kapital – den levende biomasse. Om for eksempel en tareskog fjernes mister man både den stående kapitalen og årlige renter.

Karbonbudsjetter oppgis ofte i CO₂-ekvivalenter (CO_{2e}) uansett om de er basert på karbon (C) eller andre klimagasser som metan (CH₄) eller lystgass (N₂O). Dette gjør det mulig å sammenligne opptak og utslipp av ulike klimagasser. Ett tonn karbon tatt opp av eller bundet i for eksempel en tareskog, tilsvarer 3,67 tonn CO_{2e}. Norges samlede utslipp av klimagasser var i 2021 på 48,9 millioner tonn CO_{2e} (SSB).

Biologiske pumpen: Transporten av karbon fiksert av planteplankton fra havets overflate til dyphavet

Biomasse: Her brukt som betegnelse for levende og dødt organisk materiale som stammer fra planter, alger eller dyr i havet.

Blått karbon: Karbon tatt opp av planter og alger i havet (tang, tare, ålegras, helofytt-saltvannssump og planteplankton) og lagret i biomasse og marine sedimenter. Det finnes flere ulike definisjoner, denne er hentet fra Frigstad m.fl. (2021), som igjen er inspirert av IPCC (2019).

Blå skog: Samlebegrep for kystøkosystemer som i Norge er dominert av tang- og tareskog, ålegrasenger og helofytt-saltvannssump. I tropiske strøk inngår også mangroveskog.

Karbonopptak: En prosess der planter og alger tar opp uorganisk karbon (f.eks. CO₂) gjennom fotosyntesen og omdanner det til organisk karbon, bundet som levende biomasse.

Korttidslagring av karbon: Fjerning av karbon, eller CO₂, fra havet eller atmosfæren på en tidsskala som ikke er relevant i klimatisk sammenheng (mindre enn et århundre, også kalt biologisk tidsskala). Dette er typisk karbon bundet i levende biomasse av for eksempel tang, tareskog og ålegras.

Langtidslagring av karbon: Fjerning av karbon, eller CO₂, fra havet eller atmosfæren på en tidsskala relevant i klimatisk sammenheng (mer enn flere hundre år, også kalt geologisk tidsskala). For

partikulært organisk karbon (POC), er dette definert som karbon begravd i marine sedimenter, kystnært eller i dyphavet. For løst (*dissolved*) organisk karbon (DOC), er det definert som karbon som transporteres til større vanndybde enn 1000 m. Begrepet er her brukt parallelt med karbonsekvistrering.

Primærproduksjon: Produksjon av organisk materiale gjennom fotosyntese, en prosess som omdanner uorganisk karbon (CO_2) til organisk karbon bundet som biomasse.

Sekvestrering: Se langtidslagring av karbon.

Sammendrag

Marine naturtyper er viktige karbonlagre

Marine naturtyper tilfører samfunnet mange viktige økosystemtjenester. Opptak og lagring av karbon er en slik økosystemtjeneste, og en sentral mekanisme for livet i havet og for regulering av klimaet på kloden, gjennom opptak av CO₂ fra atmosfæren. Både nasjonalt og internasjonalt har man sett behov for mer kunnskap om organisk karbon bundet i marin vegetasjon (blå skog) og lagret i havbunnen. Disse naturtypene står samtidig overfor trusler som kan påvirke denne karbonlagringen. Vern og kunnskapsbasert forvaltning av karbonrike områder i sjøen kan bidra til både kort- og langsiktig lagring av karbon, og dermed til reduksjon av atmosfærens CO₂ innhold. Kunnskap om utbredelse av naturtypene og deres opptaks- og lagringspotensiale er et viktig grunnlag for å kunne vurdere og igangsette hensiktsmessige forvaltningstiltak.

I norske havområder finnes karbonholdige naturtyper knyttet til marin vegetasjon, grunne bløtbunnsområder og havbunn. Marin vegetasjon, eller blå skog som det også kalles, omfatter makroalger (tang og tare), ålegrasenger og helofytt-saltvannsump (som er den marine delen av tidevannsenseng og tidevannssump, eller «saltmarsh»). Mens grunne bløtbunnsområder og havbunn bidrar med langtidslagring av karbon, regnes vegetasjonen som korttidslagre.

Utbredelse av karbonholdige marine naturtyper i norske havområder

Makroalger, som tang og tare, er den største bidragsyteren av de blå skogene for binding og lagring av karbon i norske havområder. Makroalgene finnes i alle kystfylker fra Agder i sør til Troms og Finnmark i nord, samt på Svalbard, og dekker rundt 10 000 km² av havbunnen langs kysten av Fastlands-Norge. Av dette utgjør stortare, sukkertare og tangarter omtrent én tredjedel hver. Ålegrasenger utgjør til sammenligning omtrent 90 km². Helofytt-saltvannsump er ikke kartlagt i tilstrekkelig grad til å oppgi et areal for samlet utbredelse i Norge.

Mest utbredt av marine naturtyper som er viktige for lagring av karbon i Norge er bløtbunnsområdene på havbunnen. Disse utgjør samlet mer enn 77 000 km² i kystsonen, som i dette oppdraget er definert som ut til 12 nm fra grunnlinjen. Plante- og dyreplankton, fisk og pattedyr beveger seg med havstrømmene og ved egen svømming, og vi har derfor ikke gått i detaljer når det gjelder den geografiske utbredelsen til disse gruppene.

Karbon lagret i levende biomasse utgjør betydelige kortsiktige karbonlagre

Marin vegetasjon fungerer som kortsiktige karbonlagre ved å ta opp karbon fra vannmassene og lagre det i biomasse. Tareskog langs kysten av Fastlands-Norge utgjør et kortsiktig karbonlager på i underkant av 5 millioner tonn karbon, tilsvarende 18 mill. tonn CO₂-ekvivalenter (CO_{2e}). Dette tilsvarer omtrent 1% av karbonet som står lagret i trærne i norske skoger. Tangbeltene lagrer 0,9 mill. tonn karbon (ca. 3,2 mill. tonn CO_{2e}), mens ålegrasenger lagrer 252 000 tonn karbon (ca. 0,9 mill. tonn CO_{2e}). I ålegrasengene er hoveddelen av karbonet lagret i sedimentet under vegetasjonen som dødt organisk materiale.

Samlet sett binder tang, tare og ålegress omtrent 22,1 mill. tonn CO_{2e} i vegetasjonen og i sedimentet like under vegetasjonen. Tilsvarende tall for helofytt-saltvannsump finnes ikke per i dag for Norge, men studier fra Tyskland og Polen peker på at betydelige mengder karbon er lagret i denne naturtypen. Vi har ikke beregnet estimater for mengde karbon bundet i levende biomasse for plante- og dyreplankton, eller for fisk og pattedyr, fordi disse ikke er stedbundne og derfor ikke kan oppgis

som en geografisk størrelse for kystområdene. I tillegg varierer planktonbiomassen med flere størrelsesordener gjennom sesongen.

Havbunnen er endestasjon for karbon i havet og fungerer som langsiktig karbonlager

Havbunnen er endestasjonen for karbonet som blir tatt opp i marine naturtyper, og er det største marine lageret av organisk karbon. Det er i sedimentet karbon lagres over lengre tid. Karbon som lagres i havbunnen kan også ha sitt opphav fra land. Bløtbunnsområder i kystsonen i Norge (innenfor 12 nm fra grunnlinjen) er estimert til å lagre omtrent 137 millioner tonn karbon i øvre 25 cm av havbunnen (basert på et areal $\sim 77\,000\text{ km}^2$). Inkluderes den øverste meter eller flere meter med havbunn økes tallet omtrent tilsvarende.

Bløtbunnsområdene og tareskog dekker store arealer og er svært viktige karbonlagre i nasjonal sammenheng. Ålegrasenger og helofytt-saltvannssumper dekker betydelig mindre arealer, men lagrer mer karbon per arealenhet enn for eksempel tareskog.

Tareskog er den kystvegetasjonen som lagrer mest karbon hvert år, omtrent 0,5 mill. tonn karbon (tilsvarende 1,8 mill. tonn CO_{2e} per år), etterfulgt av tangbeltene (0,43 mill. tonn CO_{2e} per år) og ålegrasenger (0,017 mill. tonn CO_{2e} per år). Til sammen lagrer disse naturtypene omtrent 2,2 mill. tonn CO_{2e} hvert år, noe som tilsvarer 4,5 % av Norges årlige samlede CO_2 -utslipp. Disse tallene representerer et estimat på hvor mye CO_2 som hvert år fjernes fra atmosfæren ved hjelp av de blå skogene i den norske kystsonen. Estimaten inkluderer ikke helofytt-saltvannssump da det ikke finnes data for denne type beregninger for Norge. Men tall fra andre land tyder på at helofytt-saltvannssump har det høyeste karbonlagringspotensiale per arealenhet av alle naturtypene i kystsonen. Også planteplankton bidrar årlig til langtidslagring av karbon i sedimentene (antageligvis i størrelsesorden 10 til 30 gram karbon per kvadratmeter per år), men heller ikke her er nasjonale estimater tilgjengelige for kystsonen.

Trusler og inngrep mot marine karbonlagre

De marine naturtypene står overfor ulike trusler. For tareskog i Midt- og Nord-Norge er nedbeiting fra kråkeboller den største trusselen, mens på Sørlandet og deler av Vestlandet er utslipp av næringsalter fra land i kombinasjon med varmere havtemperatur ansett som de mest alvorlige truslene for både tang og tare. Iht. Norsk rødliste for naturtyper er nordlig stortareskog ansett som nær truet, og nordlig og sørlig sukkertareskog som sterkt truet. Tang er ikke ansett som truet, men observasjoner tyder på at utbredelsen svekkes og at trådformede alger tar over, særlig i varme år og ved høye konsentrasjoner av næringsalter.

Ålegrasenger er særlig utsatt for økte næringsalttilførsler (eutrofiering), men også fysiske inngrep som utbygging i strandsonen. Ålegrasenger er ikke ansett som truet nasjonalt, men kan være det lokalt. For helofytt-saltvannssump er fysiske inngrep i strandsonen trolig den største trusselen, i kombinasjon med økt havnivå og saltstress, men denne naturtypen er ikke ansett som truet iht. Norsk rødliste for naturtyper.

På havbunnen er fysiske forstyrrelser antageligvis den største trusselen mot karbonlagrene fordi det fører til oppvirvling og omrøring av sediment og frigjøring av lagret CO_2 . I de dypere havområdene gjelder dette særlig tråling, mens for de grunnere bløtbunnsområdene i kystnære strøk vil slike fysiske inngrep i hovedsak omfatte mudring og utbygging. Dyp og grunn marin sediment bunn er ikke ansett som truet, med unntak av dyp slambunn i Skagerrak, som er ansett som nær truet på grunn av høy trållaktivitet.

Klimaendringene fører til varmere og mer stratifiserte (lagdelte) vannmasser, noe som antas å være en de viktigste faktorene for karbonlagringen til plante- og dyreplankton. For fiske- og hvalbestandene har fiskeri og hvalfangst ført til sterk reduksjon i potensialet for karbonlagringen til disse dyregruppene.

Hvor sårbare de ulike naturtypene og karbonlagrene er overfor ulike trusler og inngrep varierer. Tap av tang og tareskog medfører umiddelbart tap av korttidslagret karbon, samt reduksjon i årlige rater for langtidslagring, men effekten er reversibel og lageret vil bygge seg opp igjen dersom tareskog og tangsamfunn reetableres. Tap av tang og tareskog vil ikke påvirke allerede langtidslagret karbon, fordi dette er lagret i sedimentet i omkringliggende bløtbunnsområder – ofte på dyphavet langt fra nærmeste tangbelte eller tareskog. I ålegrasenger og helofytt-saltvannssump lagres mye karbon i sedimentet under vegetasjonen. Inngrep i og tap av slike naturtyper vil derfor medføre et irreversibelt tap av karbon som har akkumulert over lang tid, og som det vil ta lang tid før bygger seg opp igjen. Det samme gjelder for bløtbunnsområder.

Kunnskapsbehov for sikring av en bærekraftig forvaltning

Det er et grunnleggende behov for mer kunnskap om karbonlagringen i marine områder i Norge. Denne kunnskapen er viktig for å sikre en bærekraftig forvaltning av disse områdene og for å evaluere hvordan marine naturtyper eventuelt kan bidra til karbonlagring og reduksjon av CO₂ i atmosfæren. Det er kunnskapshull knyttet til naturtypenes utbredelse, opptak, karbonomsetning og -lagring i Norges kystzone.

Utbredelsen av tareskogen er beregnet ut fra statistiske modeller, men presisjonen på disse har aldri blitt validert med uavhengige felldata. Likevel er tareskog den av de blå skoger med mest troverdige utbredelsesberegninger. Utbredelsen av ålegrasenger er delvis kartlagt gjennom nasjonalt program, men det antas at samlet utbredelse er underestimert. Felldata på utbredelse av tang mangler fullstendig i Norge, og helofytt-saltvannssump er svært mangelfullt kartlagt.

Det er usikkerhet knyttet til tallene for både korttids- og langtidslagring i de ulike naturtypene. Estimaten på korttidslagret karbon i biomasse er basert på utbredelsesdata. Dette er usikre data, men allikevel bedre enn datagrunnlaget som beregningene av langtidslagret karbon er basert på. For ålegras og helofytt-saltvannssump mangler norske tall på korttidslagret karbon (stående biomasse) og rater for langtidslagring, data som antas å variere mye på regional og nasjonal skala. Dermed blir de marine karbonbudsjettene forbundet med store usikkerheter, særlig for tang, tare og helofytt-saltvannssump.

NIVA anbefaler at fremskaffelse av nasjonale tall for karbonlagring i ålegrasenger og helofytt-saltvannssump bør prioriteres, i tillegg til økt forståelse av tareskogens og tangsamfunnenes potensial for langtidslagring. For bløtbunnsområdene bør man prioritere fjordområdene og de grunne bløtbunnsområdene.

Summary

Title: Status and outlook on marine areas important for carbon storage in Norway

Year: 2022

Authors: Kasper Hancke, Guri S. Andersen, Hege Gundersen, Kristina Ø. Kvile, Hilde C. Trannum, Gunhild Borgersen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7524-7

Marine habitats are important for carbon storage

Marine habitats provide society with key ecosystem services. Uptake and storage of carbon is one such ecosystem service, and a central mechanism in regulation of the global climate. In recent years, there has been an increasing focus on organic carbon storage in marine vegetation (blue forest) and sediments, both nationally and internationally. At the same time, these nature types face threats that can affect carbon storage. Protection and knowledge-based management can contribute to increased short- and long-term storage of carbon, and thus potential aid to reduce the atmospheric CO₂ concentration.

In Norwegian coastal areas, carbon-rich habitats include marine vegetation and soft-bottom sediments. Marine vegetation, or blue forest, includes macroalgae (seaweed and kelp), seagrasses, and helophyte saltwater marshes (which is the marine part of tidal marsh/saltmarsh). While sediments contribute to long-term storage of carbon, vegetation is considered to contribute to short-term carbon storage.

Distribution of carbon-rich marine habitats in Norwegian coastal areas

Macroalgae, such as seaweed and kelp, are the largest contributors for fixing and storing carbon in Norwegian coastal areas. These ecosystems are dominant along the coastal zone from Agder in the south to Troms and Finnmark in the north, as well as on Svalbard, and cover around 10,000 km² of the seabed along the coast of mainland Norway. Seagrass beds, by comparison, amount to approximately 90 km². Helophyte saltwater swamps have not been mapped to a sufficient extent to state an area for total distribution in Norway.

The most widespread of the marine habitats storing carbon in Norwegian waters are soft-bottom sediments, estimated to cover approximately 77,000 km² in the coastal zone (defined here as up to 12 nm from the Norwegian maritime baseline). Plant and zooplankton, fish and mammals move with the ocean currents and by their own swimming, and we have therefore not gone into detail regarding the geographical distribution of these groups.

Carbon stored in living biomass constitutes significant short-term carbon storage

Kelp forest along the coast of mainland Norway contributes to short-term carbon storage of just under 5 million tonnes of carbon, corresponding to 18 million tonnes of CO₂ equivalents (CO_{2e}). This is approximately 1% of the carbon stored in the trees in Norwegian forests in total. Seaweeds store 0.9 million tonnes of carbon (approx. 3.2 million tonnes CO_{2e}), while seagrass meadows store 252,000 tonnes of carbon (approx. 0.9 million tonnes CO_{2e}). In the seagrass meadows, the main part of the carbon is stored in the sediment under the vegetation as dead organic material.

Overall, seaweed, kelp, and seagrass hold approximately 22.1 million tonnes of CO_{2e} in the vegetation and in sediments just below the vegetation. Corresponding figures for helophyte saltwater swamps do not currently exist for Norway, but studies from Germany and Poland indicate

that significant amounts of carbon are stored in this habitat type. We have not calculated estimates for carbon bound in living biomass for phyto- and zooplankton, or for fish and mammals, because these are not stationary and therefore cannot be given as a geographical quantity for coastal areas.

The seabed is the endpoint for carbon in the ocean and acts as a long-term carbon storage

The seabed is the endpoint for carbon taken up in marine habitats and is the largest marine reservoir for organic carbon. It is in sediments, that carbon is stored on long time scales. Carbon stored in the seabed can also originate from land. Soft-bottom sediments in the coastal zone of Norway (within 12 nm from the Norwegian maritime baseline) are estimated to store approximately 137 million tonnes of carbon in the upper 25 cm of the seabed (based on an area ~77,000 km²). If the top meter or several meters of seabed are included, the figure increases accordingly.

Soft-bottom sediments and kelp forests cover large areas and are very important carbon stores along the Norwegian coast. Seagrass meadows and helophyte saltwater swamps, on the other hand, cover significantly smaller areas but store more carbon per unit area than, for example, kelp forests.

Kelp forests are the coastal habitat that stores most carbon each year, approximately 0.5 million tonnes of carbon (equivalent to 1.8 million tonnes of CO_{2e}) annually, followed by seaweeds (0.43 million tonnes of CO_{2e} annually), and seagrass meadows (0.017 million tonnes of CO_{2e} annually). Together, these habitats store approximately 2.2 million tonnes of CO_{2e} each year, which corresponds to 4.5% of Norway's total CO₂-emissions annually. These figures represent an estimate of how much CO₂ is removed from the atmosphere each year by blue forests in the Norwegian coastal zone (mainland). The estimates do not include helophyte saltwater swamps as data is insufficient for Norway. But data from other countries indicate that helophyte saltwater marshes have the highest carbon storage potential per unit area of all coastal habitat types. Phytoplankton also contribute to the long-term storage of carbon (presumably in the order of 10 to 30 grams of carbon per square meter per year), but no national estimates are available for the coastal zone explicitly.

Threats against marine carbon storages

Marine habitats face various threats. Kelp forests in Central and Northern Norway are threatened by grazing from sea urchins, while in Southern Norway and parts of Western Norway, eutrophication and marine heat waves are considered the major threats to both seaweeds and kelp. According to The Norwegian 'red list', northern tangle kelp forests are considered nearly threatened, and northern and southern sugar kelp forests are highly threatened. Seaweeds are not considered threatened, but observations suggest that filamentous algae can be a threat, especially in warm years and at high concentrations of dissolved nutrients.

Seagrass meadows are particularly threatened by eutrophication, but also by physical interventions such as urban development. Seagrass meadows are not considered threatened nationally but may be locally. For helophyte saltwater marshes, physical disturbances in the coastal zone are probably the largest threat, in combination with sea level rise and salt stress, but this habitat type is not considered threatened according to Norwegian red list for nature types.

On the seabed, physical disturbance is likely the biggest threat to carbon stocks because it leads to stirring of sediment and release of stored carbon. This particularly applies to bottom trawling, while for shallow soft-bottom sediments physical disturbance mainly include dredging and urban development. Deep and shallow soft sediment bottoms are not considered threatened, except for deep mud bottoms in the Skagerrak, which are considered near threatened according to 'red list' due to high trawling activity.

The vulnerability of the various nature types and carbon stocks to threats and disturbances varies. Loss of seaweed and kelp forests results in an immediate loss of short-term stored carbon, as well as a reduction in annual rates for long-term storage, but the effect is reversible, and the storage will build up again if kelp forests and seaweed are re-established. Loss of seaweed and kelp forest will not affect already long-term stored carbon, because this is stored in adjacent soft-bottom sediments. In seagrass meadows and helophyte saltwater swamps, the majority of carbon is stored in the sediment below the vegetation. Loss of such habitats will therefore entail an irreversible loss of the carbon that have accumulated over time and will take time to reestablish. The same applies to soft-bottom sediments.

Need for knowledge to ensure sustainable management

There is a fundamental need for knowledge about carbon storage in marine habitats in Norway. This knowledge is important to ensure sustainable management and to evaluate how marine habitats can contribute to carbon storage and reduction of atmospheric CO₂. Major knowledge gaps are related to the distribution, uptake, carbon turnover, and storage in marine habitats. Distribution of kelp forests has been estimated from statistical models, but the model predictions still lack validation from field data. Nevertheless, kelp forest distribution estimates are among the most robust. The distribution of seagrass meadows has been partially mapped through a national program, but the areal coverage is assumed underestimated. Field data on the distribution of seaweed is completely lacking in Norway, and helophyte saltwater swamps are very poorly mapped.

There is uncertainty related to the figures for both short-term and long-term storage in the various habitats. The estimates of short-term stored carbon in biomass are based on distribution data. This is uncertain data, but still better than the data on which the estimates of long-term stored carbon are based. For seagrass and helophyte saltwater marshes, Norwegian figures are missing on short-term stored carbon (standing biomass) and rates for long-term storage, data which are assumed to vary widely on a regional and national scale. Thus, the marine carbon budgets are associated with major uncertainties, particularly for seaweed, kelp, and helophyte saltwater marshes.

NIVA recommends that obtaining national figures for carbon storage in seagrass meadows and helophyte saltwater marshes should be prioritized, in addition to increased understanding of the potential of kelp forests and kelp communities for long-term storage. For the soft bottom areas, priority should be given to the fjord areas and the shallow soft bottom areas.

1 Introduksjon

Økende interesse for karbon i marine økosystemer

Interessen for karbon i havet har økt de siste årene, og da særlig for organisk karbon bundet i marin vegetasjon eller lagret i havbunnen. Dette gjelder både nasjonalt og internasjonalt og har flere årsaker. For det første tar marin vegetasjon opp store mengder CO₂ gjennom fotosyntesen og binder det som organisk karbon. For Norge betyr det at såkalte blå skog-habitater med tang, tare, ålegras og helofytt-saltvannsump bidrar betydelig til regulering av mengden CO₂ i atmosfæren og dermed har et potensial for å bidra til reduksjon av klimaeffektene (Frigstad m.fl. 2021). I tillegg har disse habitatene høyt biologisk mangfold, stor betydning som oppvekstområder for kommersielle fiskeslag, og tilbyr høstbare ressurser for samfunnet (Gundersen m.fl. 2017). Med rett forvaltning vil områder med marin karbonlagring i vegetasjon eller i havbunnen kunne bidra til reduksjon av CO₂-innholdet i atmosfæren.

Blå skog-økosystemer og blått karbon

Begrepene blå skog og blått karbon har eksistert i den vitenskapelige litteratur i flere tiår og har vært brukt som bred definisjon på økosystemer som tar opp og lagrer organisk karbon, og har primært inkludert ålegrasenger, tidevannsseng og tidevannssump (engelsk: "saltmarshes") og mangroveskoger (Nellemann m.fl. 2009). Begrepet blått karbon beskriver spesifikt organisk karbon knyttet til marine miljøer og prosesser. Bruken av begrepene *blå skog* og *blått karbon* har tiltatt eksponentielt det siste tiåret, og er definert som et forskningspolitisk viktig tema internasjonalt siden 2017 (Duarte de Paula Costa og Macreadie 2022). Internasjonalt er det fortsatt diskutert i hvilket omfang opptak og omsetning av karbon i andre marine habitater, som tang og tare (også kallet makroalger), plante- og dyreplankton, fisk og pattedyr, kan gå under betegnelsen blått karbon. I Norge og Norden er det nokså stor enighet om å akseptere bruken av begrepene blått karbon og blå skog i bred forstand, noe som innebærer å inkludere makroalger (tang og tare) blant disse (Krause-Jensen m.fl. 2022). Bidraget fra tang og tare til opptak og lagring av karbon i marine områder er med stor sannsynlighet betydelig for norske og nordiske kystsoner, samt av global betydning (Krause-Jensen og Duarte 2016; Krause-Jensen m.fl. 2018; Duarte m.fl. 2022).

Netto-opptak og lagring av karbon i blå skog kan være 10 til 100 ganger høyere enn for skog på land per arealenhet, og estimert til å stå for rundt halvparten av karbonet som er lagret i marine sedimenter globalt (Duarte m.fl. 2013). Makroalger er en av de hurtigst voksende vegetasjonstyper på kloden og nylig estimert til å bidra med et karbonopptak og en produksjon tilsvarende Amazonskogen i Sør-Amerika og dekker et tilsvarende stort område (Duarte m.fl. 2022). Det er rimelig å anta at makroalger i Norge er av tilsvarende viktighet for den nasjonale kystsonen (Frigstad m.fl. 2021).

Marine naturtyper viktige for lagring av karbon

Denne rapporten tilbyr en kunnskapsoppsummering om naturlig karbonlagring i marine områder og naturtyper i Norge. Bakgrunnen for oppdraget er Stortingsmelding 29 (2020 –2021) «Heilskapleg nasjonal plan for bevaring av viktige område for marin natur», og interessen for og betydning av å definere mulighetene for å inkludere naturbaserte løsninger som del av det grønne skiftet og aktive tiltak for klimademping. Naturtypene som omtales i denne rapporten er valgt ut på grunnlag av deres bidrag til marine karbonregnskap, samt mulighetene for å endre disse gjennom forvaltning. Naturtypene omfatter makroalger (tang og tare), marin undervannsseng (ålegras), tidevannsseng og tidevannssump (helofytt-saltvannssump), plante- og dyreplankton, fisk og pattedyr, samt sediment og bløtbnunnsfauna.

For hver naturtype gis en kort beskrivelse av hvor de finnes, og det man vet om deres nasjonale utbredelse. Videre beskrives naturtypenes evne til opptak og lagring av karbon, i det omfang data finnes, samt de største trusler og inngrep som kan påvirke potensialet for karbonlagring. Avslutningsvis sammenlignes naturtypenes respektive bidrag til karbonopptak og -lagring, de vesentlige trusler og inngrep, og kunnskapshull av betydning for forståelsen av karbonopptak og -lagring i kystsonen beskrives.

I prosjektet har vi lagt betydelige ressurser i utviklingen av et kartverktøy som sammenfatter informasjon om arealutbredelser og karbonlagring knyttet til de ulike naturtypene fremhevet i denne rapporten. Kartverktøyet består av en egen webapplikasjon, med mulighet for å visualisere tilgjengelige data, velge spesifikke kartutsnitt av interesse, og trekke ut oppsummeringer basert på kartutsnittet som vises i form av tilpassede figurer og tabeller. Applikasjonen er dynamisk, og målet har vært at den skal kunne brukes på skalaer fra lokalt nivå (for eksempel en vik) til overordnet nasjonalt nivå.

Vi har fokusert på kystsonen i Norge, her definert som 12 nautiske mil utenfor grunnlinjen.

2 Makroalger (tang og tare)

Tang- og tarearter dominerer den fastsittende marine vegetasjon i kystsonen i Norge, og går under samlebetegnelsen makroalger. De dominerende gruppene av tang og tare er en type flerårige brunalger av henholdsvis ordenene *Fucales* og *Laminariales*. Tangarter er særlig knyttet til strand- og fjæresonen (Figur 1), mens tare typisk vokser dypere, ned til omkring 30 meters dyp, hvor de finnes i tette forekomster kalt tareskog (Figur 2). De to mest dominerende tareartene langs norskekysten er stortare (*Laminaria hyperborea*) og sukkertare (*Saccharina latissima*). Stortare vokser i nokså bølgeeksponerte områder, mens sukkertare vokser i mer beskyttede områder. Blæretang (*Fucus vesiculosus*), grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og sagtang (*Fucus serratus*) er blant de vanligste tangartene.

Interessen for makroalger har økt gjennom de siste årene av flere årsaker. For det første tar de opp store mengder CO₂ gjennom fotosyntesen og binder det i organisk karbon. Dermed bidrar de til å redusere mengden CO₂ i atmosfæren og på den måten kan de bidra til å redusere klimaeffektene. I tillegg bidrar de med en rekke andre økosystemtjenester. Tang- og tareskogene skaper leveområder med høyt biologisk mangfold, og danner livsgrunnlag for en rekke kommersielle fiskeslag og andre høstbare ressurser (Gundersen m.fl. 2017).



Figur 1. Tang (blæretang *Fucus vesiculosus*) på Møre-kysten i Norge. Foto: Hege Gundersen/NIVA



Figur 2. Tareskog (*Laminaria hyperborea*) på Mørekysten i Norge. Foto: Kasper Hancke/NIVA

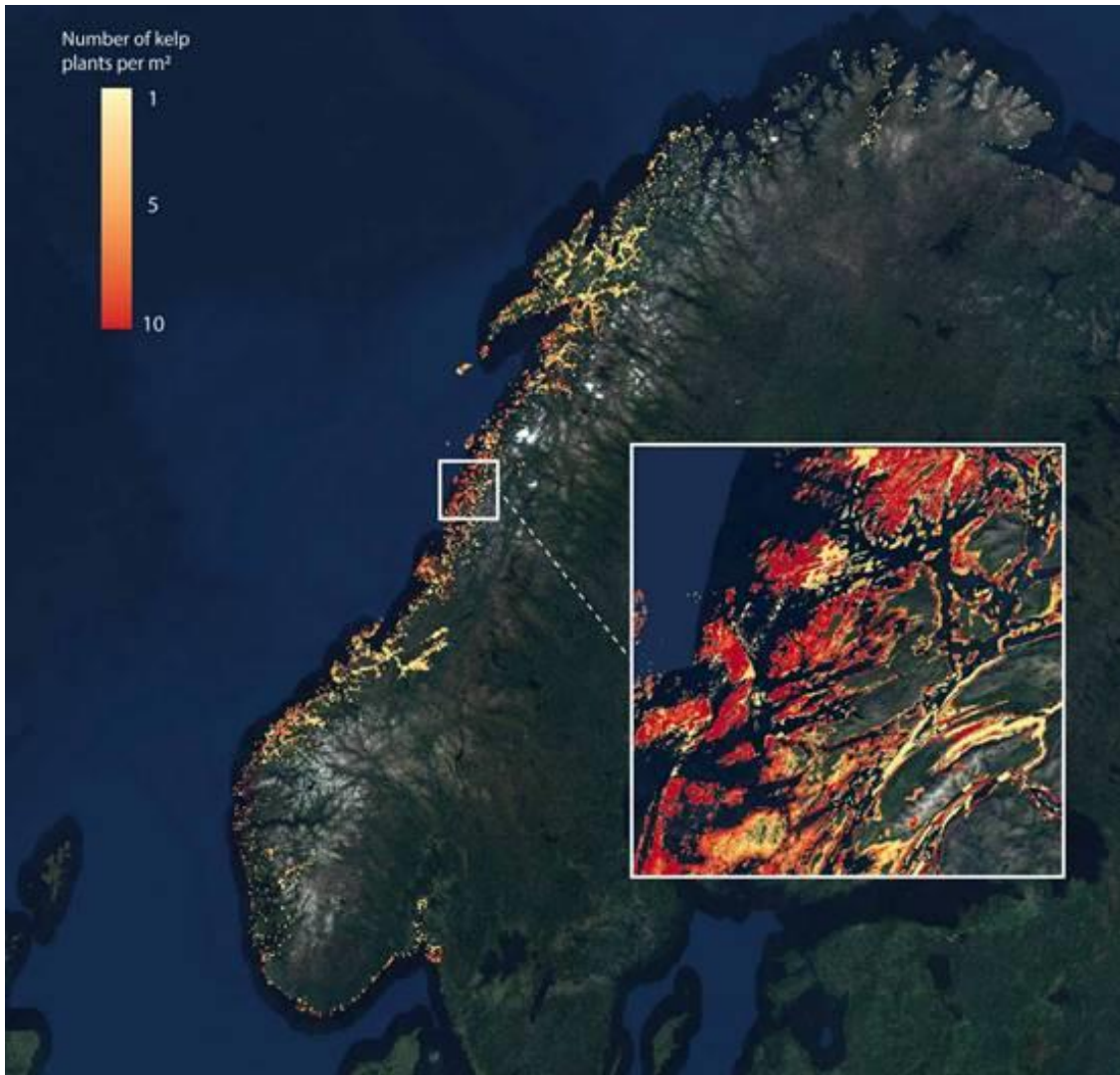
2.1 Utbredelse

Makroalgene dekker rundt 10 000 km² av havbunnen langs Norskekysten (Frigstad m.fl. 2021, Figur 3) og finnes i alle kystfylker fra Agder i sør til Troms og Finnmark i nord. Dette er et areal like stort som all dyrket mark i Norge. Av dette utgjør stortare, sukkertare og tang omtrent én tredjedel hver, med henholdsvis 3810, 3607 og 3090 km². Til sammenligning har ålegras en utbredelse på 90 km² (Frigstad m.fl. 2021). Utbredelsen av de to tareartene er modellert (Frigstad m.fl. 2021; Andersen m.fl. under utarbeidelse) basert på et stort datamateriale innhentet i det nasjonale kartleggingsprogrammet (Bekkby m.fl. 2013). Utbredelsesestimatet på tang, derimot, er kun beregnet ut fra ekspertvurderte kriterier for en enkel regelbasert modell i GIS.

Norge har store områder med sunn, fin stortareskog. Tareskogen er for eksempel spesielt tett og fin på Mørekysten, hvor tareplantene er blant de største i landet (Gundersen m.fl. 2021). Også lenger nord finnes mye fin tareskog, men slik har det ikke alltid vært. På 1970-tallet ble det meste av tareskogen fra Trøndelag og nordover beitet ned av kråkeboller. Gundersen m.fl. (2011) estimerte at bortimot 10 000 km² (100 millioner tonn) tareskog ble beitet bort i denne perioden. Nyere forskning tyder på at overfiske av kråkebollenes predatorer, som steinbit, kysttorsk og hyse, var årsaken til dette regimeskiftet (Norderhaug m.fl. 2020). Imidlertid har tareskogen gradvis vokst tilbake fra Trøndelag og nordover, de siste tiårene, antageligvis på grunn av varmere klima og høyere krabbepopulasjoner som begge bidrar til redusert kråkebolleoverlevelse (Rinde m.fl. 2014; Christie m.fl. 2019). Man antar at denne trenden vil fortsette nordover i tiden fremover, men enn så lenge er enorme tareskogsområder i Troms og Finnmark nedbeitet. Tangen er i mindre grad påvirket av kråkeboller, siden kråkebollene stort sett lever dypere enn de fleste tangartene.

I Sør-Norge er situasjonen en annen. Der er ikke kråkeboller noe stort problem, men i stedet er tareskogen truet av faktorer knyttet til høye næringssaltkonsentrasjoner og økte havtemperaturer. Dette bidrar til oppblomstring av trådalger, såkalt «lurv», som i verste fall kan utkonkurrere

tareplantene. Dette er faktorer som har hatt en gradvis forverring de siste årene og som vi også forventer vil øke i tiden fremover. Også tangen er truet av de fintrådige algene, men her mangler empiriske data på omfang og effekter.



Figur 3. NIVAs høyoppløselige taremodell som viser tetthet av tareplanter langs hele Norskekysten (Frigstad m.fl. 2021, [link](#)).

2.2 Opptak og lagring av karbon

Makroalgenes rolle i karbonkretsløpet

Marin vegetasjon tar opp uorganisk karbon, deriblant CO₂, og omdanner dette til organisk biomasse, som dermed kan betraktes som et kortsiktig, levende karbonlager. En del av denne biomassen eksporteres til miljøer utenfor tang- og tareskogene, også helt ut til dyphavet dersom havstrømmene bærer det den veien (Pedersen m.fl. 2019, Filbee-Dexter m.fl. 2020). På havbunnen blir det meste av biomassen konsumert av dyr og bakterier og karbonet blir dermed tilbakeført til CO₂, men noe begraves også i havbunnen. Det er denne andelen som bidrar til langtidslagring (sekvestrering) av karbon i organisk form (Duarte m.fl. 2005, se også kapittel 5). På lang sikt, geologisk tidsskala, er det dette karbonet som har bygget opp olje- og gassreservene dypt under havbunnen. Det er en generell antagelse at materiale som havner på havbunnen dypere enn på 1000 meters dybde er forhindret fra

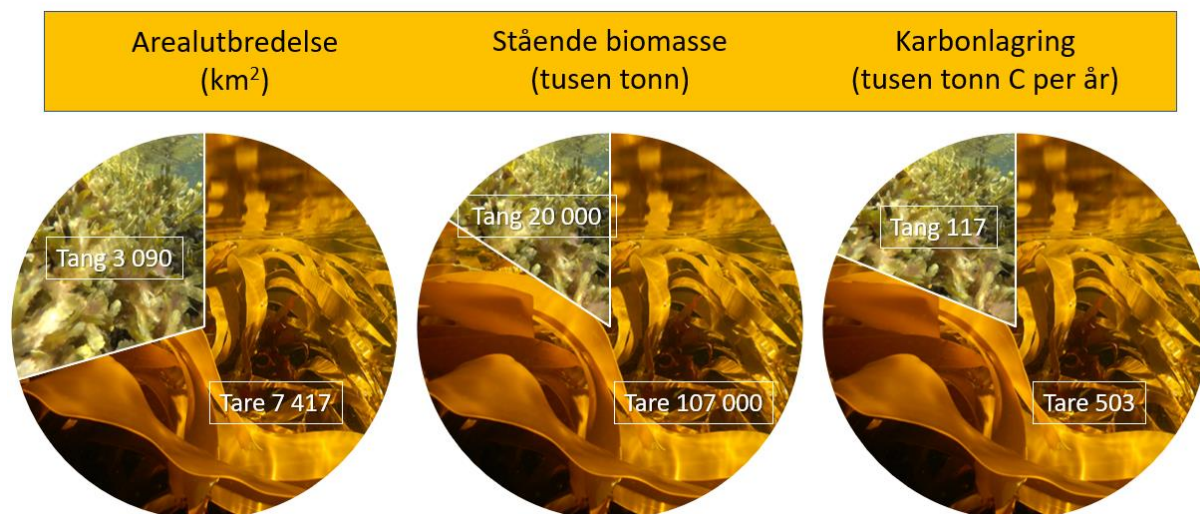
videre utveksling med atmosfæren i en tidsskala på «hundrevis» av år, uansett om det blir brutt ned eller ikke (Krause-Jensen og Duarte 2016). Marin vegetasjon, som tang og tare, produserer ikke bare partikulært organisk materiale (POC), men også løst (eng: *dissolved*) organisk materiale (DOC), som på samme måte kan bidra til langtidslagring av karbon i havet.

Hvor mye karbon tas opp og lagres i makroalgene?

Det marine karbonbudsjettet for tang og tare, inkludert estimater for opptaksrater, produksjon, eksport og nedbrytning, er forbundet med store usikkerheter, og det finnes kun noen få data fra Norge (Frigstad m.fl. 2021). Noen flere vitenskapelige studier finnes internasjonalt, og disse viser store variasjoner innenfor og mellom arter og økosystemer (Pessarrodona m.fl. 2018, 2022; Krause-Jensen og Duarte 2016). Frigstad m.fl. (2021) gir allikevel et detaljert budsjett på norsk (og nordisk) blå skog, basert på beste tilgjengelige data (Tabell 1, Figur 4). Selv om dette er usikre estimater, representerer de det beste vi har for blå skog i Norge pr. i dag. Og i det minste får vi en pekepinn på hvilken størrelsesorden verdiene befinner seg. Havet rundt Svalbard er ikke inkludert i de nasjonale karbonbudsjettene i Frigstad m.fl. (2021) da tallgrunnlaget for dette området er for lite og usikkert som grunnlag for heldekkende beregninger. For Fastlands-Norge viser tallene at biomassen i norsk tareskog utgjør et kortsiktig karbonlager på i underkant av 5 millioner tonn karbon, tilsvarende 18 mill. tonn CO₂-ekvivalenter (CO_{2e}). Dette tilsvarer omtrent 107 mill. tonn levende biomasse. Denne stående biomasse i tang og tare bidrar gjennom naturlige prosesser til en årlig langtidslagring av karbon som for Norges kystareal er estimert til 0,5 mill. tonn karbon (1,8 mill. tonn CO_{2e}) per år. Tilsvarende estimater for tang er 0,9 mill. tonn karbon (ca. 20 mill. tonn biomasse) kortsiktig lagret i stående biomasse og 0,12 mill. tonn langtidslagret karbon (0,4 mill. tonn CO_{2e}) per år. Men estimatene for tang er altså enda mer usikre enn for tare.

Tabell 1. Beste tilgjengelige estimater for arealutbredelse av tareskog og tang i Norge, samt kort- og langtidslagret karbon (som henholdsvis stående biomasse over havbunnen og som bundet karbon i sedimentet under havbunnen). I tillegg er karbonsekvestringsraten, samt netto primærproduksjonen (NPP) oppgitt. Estimert sekvestringsrate er basert på en såkalt massebalansmodell (Krause-Jensen og Duarte, 2016) beregnet for Norge (Frigstad m.fl. 2021). Både partikulært organisk materiale (POC) og oppløst organisk materiale (DOC) inngår i estimatene. Alle tall er for Fastlands-Norge (Svalbard ekskludert) og basert på best tilgjengelige data. Se Frigstad m.fl. (2021) for detaljerte beregninger og referanser.

Arealenhet	Habitat	Areal	Karbonlagre		Prosesser	
			Biomasse g C m ⁻²	Sediment g C m ⁻²	C sekvestrering g C m ⁻² år ⁻¹	NPP g C m ⁻² år ⁻¹
m ²	Tare		670	0	67,8 (19-81)	309 (147-581)
	Tang		300 (150-500)	0	37,8 (11-45)	292 (279)
Arealenhet	Habitat	Areal (km ²)	Biomasse 1000 tonn C	Sediment 1000 tonn C	C sekvestrering 1000 tonn C år ⁻¹	NPP 1000 tonn C år ⁻¹
Norge	Tare	7417	4969	-	503 (141-601)	2291 (1090-4309)
	Tang	3090	927	-	117 (33-139)	903 (862)



Figur 4. Utbredelse, stående biomasse, samt langtidslagringen av karbon (sekvestringsraten) i henholdsvis tare og tang for fastlands-Norge.

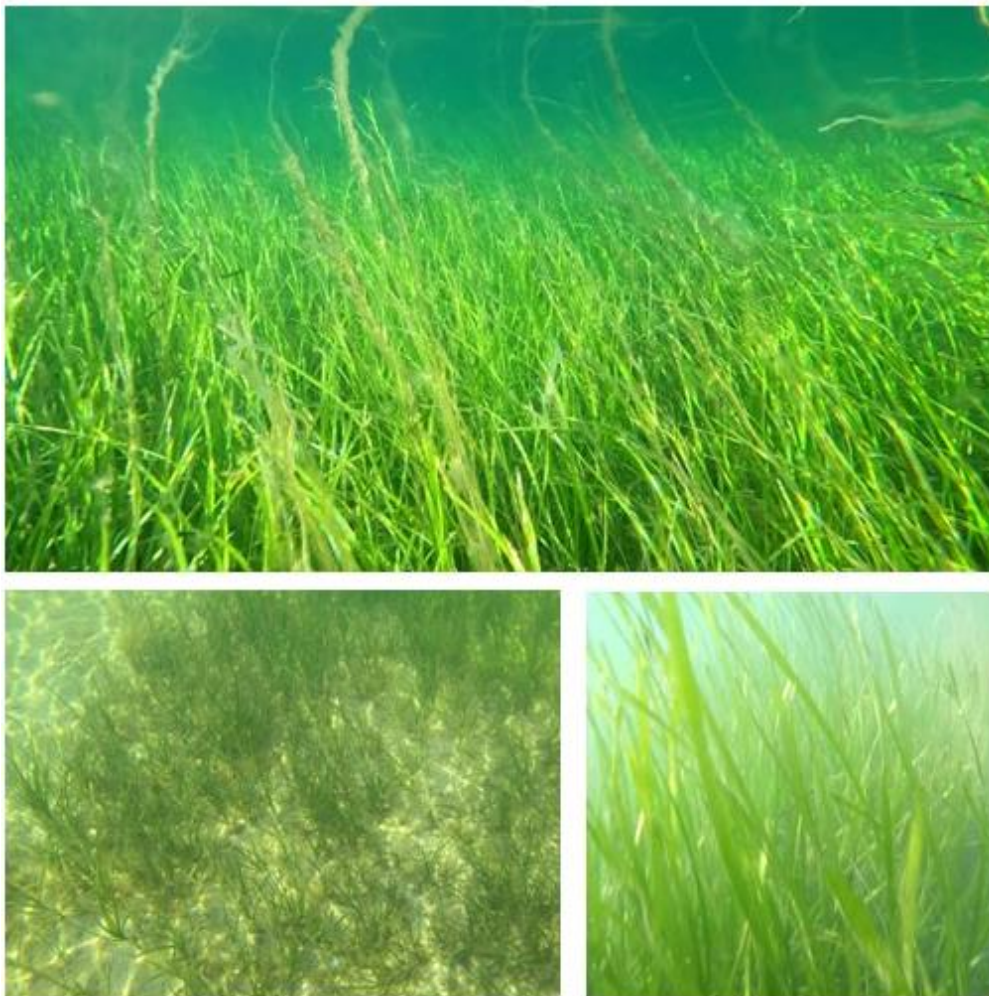
2.3 Trusler og inngrep

Selv om tareskogen er i fremvekst og kråkebollene gradvis trekker seg tilbake, må vi regne med at det ennå kan ta mange år før tareskogen eventuelt er fullstendig reetablert og vil strekke seg langs hele norskekysten, som den gjorde før 1970-tallet. Kråkebollebeiting anses fremdeles som den viktigste trusselen mot tareskogen i Nord-Norge. På Sørlandet og deler av Vestlandet er klimaendringer og utslipp av næringssalter de alvorligste truslene mot tang og tare (kapittel 2.1.2). Klimaendringer innebærer økte havtemperaturer og hetebølger, men også økt avrenning fra land på grunn av blant annet kraftigere nedbør. Dette vil igjen medføre økt mengde humus og partikler i havet, som betyr mørkere vann og nedslamming. Mørkere vann begrenser mengden lys som når havbunnen, spesielt i dypere områder (Aksnes m.fl. 2009; Frigstad m.fl. 2020), slik at nedre voksegrense for makroalger som tang og tare blir redusert. Fra land bringes også næringssalter som har sitt opphav fra jordbruk og til dels også skogbruk. En annen viktig kilde til næringssalter i havet er avløp som går ut i havet urensset. Studier viser at den samlede belastningen fra næringssalter og høye temperaturer er større enn hver faktor for seg (Frigstad m.fl. 2021). Det er også vist at økende dødelighet for sukkertare henger sammen med en økende frekvens av hetebølger i Skagerrak (Filbee-Dexter m.fl. 2020). Tiltak for å avbøte mange av disse truslene er oppsummert i «Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv» (Klima- og miljødepartementet 2021). Disse gjelder spesielt for Oslofjorden, men mange av dem er også aktuelle i andre deler av Skagerrak og Nordsjøen.

3 Marin undervannseng

Marin undervannseng omfatter sammenhengende områder på grunt vann (0,5- 8 m dyp) som er dominert av langskuddplanter. I Norge består marine undervannsenger hovedsakelig av ålegras (*Zostera marina*) (Figur 5), men også andre arter kan inngå eller dominere. De andre artene omfatter smalt ålegras (*Zostera angustifolia*) og dvergålegras (*Zostera noltii*), to arter av havgras (*Ruppia*), vasskrans (*Zannichellia palustris*) og to arter i trådtjønnaksslekta (*Stuckenia*). Denne rapporten vil imidlertid fokusere på ålegrasenger, som er den langt mest utbredte arten i Norge og den naturtypen det finnes mest kunnskap om.

Ålegras og andre marine undervannsplanter skiller seg fra makroalger (tang og tare) ved å ha et underjordisk rotsystem som fester planten til substratet og som planten tar opp næring gjennom (som landplanter). Marine undervannsenger kan ha et stort mangfold av assosierte arter, både påvekstorganismer og dyr som finner næring og beskyttelse i enga, i tillegg til små bunndyr som lever på og i sedimentet. Engene fungerer også som skjulested, oppvekstområde og næringsområde for blant annet fiskeyngel og krepsdyr, og er viktige næringsområder for sjøfugl.



Figur 5. Eksempler på undervannseng av ålegras (*Zostera marina*), fra Runde (øverste bilde) og Ytre Oslofjord (nederste to bilder). Foto: NIVA.

3.1 Utbredelse

Ålegrasenger i Norge har blitt kartlagt gjennom «Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst», gjennom perioden 2003 til 2019. Gjennom dette programmet er forekomster av ålegras identifisert langs store dele av kysten ved bruk av undervannskamera, men det antas at samlet utbredelse er underestimert. Andre typer undervannsenger har ikke vært systematisk kartlagt. De kartlagte ålegrasengene som er registrert i Naturbase har et samlet areal på 62 km², noe som er et konservativt estimat fordi det kun inkluderer kjente forekomster (Gundersen m.fl. 2018a). For å ta høyde for også de ukjente, ikke-registrerte forekomstene, samt marine undervannsenger med andre arter enn ålegras, er det kartlagte arealet ganget med 1,5, som gir et estimert areal på 90 km² (Gundersen m.fl. 2018a). Det er likevel stor usikkerhet knyttet opp mot det faktiske arealet som undervannsenger dekker i Norge i dag. Ålegrasenger er vanlige i alle kystfylker i Norge, unntatt i Finnmark, der det kun er registrert noen få enger (Gundersen m.fl. 2018a). Det er ikke registrert ålegrasenger på Svalbard (Gundersen m.fl. 2018b).

På 1930-tallet ble ålegrasenger i Nord-Atlanteren redusert med 90 % på grunn av en omfattende epidemi forårsaket av *Labyrinthula macrocystis*, en marin protist som forårsaker redusert helse og vekst i ålegrasenger (Krause-Jensen m.fl. 2020, Graham m.fl. 2021). I tiårene etter epidemien hadde ålegrasengene en viss økning i utbredelse, frem til 1970-tallet da næringssaltutslipp og eutrofiering var på sitt høyeste. På tross av reduserte utslipp av næringssalter de siste 20-30 årene, har ålegrasengene ikke kommet tilbake i stor grad (Krause-Jensen m.fl. 2020). Globalt har ålegrasengene blitt redusert med 29 % de siste 50 årene (Waycott m.fl. 2009), men det er ikke kjent om dette også er tilfellet i Norge, og tilgjengelige data er utilstrekkelige for undersøkelse av dette. Naturtypen er vurdert til intakt (LC) i Norsk rødliste for naturtyper, den er altså ikke ansett som truet eller sårbar på nasjonalt nivå. Det er store lokale variasjoner og sterk tilbakegang i enkelte områder, men ingen systematiske trender over større områder i perioden 1968-2008 (Gundersen m.fl. 2018a).

Utbredelsen til ålegrasenger er ofte flekkvis og kan variere mye fra år til år, uten at man alltid kjenner årsakene til variasjonen. Styrende faktorer for utbredelse av ålegras er bølgeeksponeringsgrad, dybde, skråning og substrattype (Rinde 2007). Modellering viser at det likevel er slik at ålegrasenger bare finnes på en mindre andel av arealet som ifølge modellene tilfredsstiller ålegrasets miljøkrav (Rinde m.fl. 2004). Det må altså være andre miljøfaktorer eller andre forhold som påvirker utbredelsen til ålegrasengene.

3.2 Opptak og lagring av karbon

Ålegrasengenes rolle i karbonkretsløpet

Ålegrasenger bidrar til både kort- og langtidslagring av karbon. Den stående biomassen av ålegras (over havbunnen) representerer et lager av korttidsbundet karbon. Men ålegrasengene bidrar også til kontinuerlig lagring av karbon i havbunnen der hvor engene vokser, på grunn av akkumulering av dødt organisk materiale i sedimentet. Primærproduksjonen i ålegrasengene er høy om sommeren, men i løpet av høsten og vinteren vil bladene visne og ende opp på havbunnen. En andel av det organiske materialet begraves og lagres fremfor å resirkuleres. I tillegg er vanngjennomstrømmingen i ålegrasenger redusert, slik at organiske partikler i vannmassene sedimenterer i engene og bidrar til lagring av organisk materiale som har sin opprinnelse utenfor engene. Den kontinuerlige lagringen, kalt karbonsekvestringsrate (ofte kvantifisert per år), bygger opp et langtidslager (bundet *under* havbunnen) som øker med tiden. Noe karbon fra ålegrasengene vil også transporteres bort fra de lokale engene og lagres i sedimentet i andre områder eller i dyphavet (> 1000 m) (Duarte og Krause-Jensen 2017).

Lagringskapasiteten til ålegrasengene påvirkes av eksponeringsgraden, og karbonlageret er nesten dobbelt så høyt i enger i beskyttede områder sammenlignet med eksponerte (Moksnes m.fl. 2021). Den samme studien viste også at karbonlageret i sedimentet reduseres vesentlig dersom ålegraset forsvinner, ettersom ålegras forhindrer erosjon av sedimentet. Andre miljøfaktorer som påvirker karbonlagringen er substrat (finkornet sediment lagrer mer karbon enn grovkornet), samt at tilstedeværelse av protisten *Labyrinthula mavrocystis* også kan føre til redusert karbonakkumulering i sedimentet (Graham m.fl. 2021).

Hvor mye karbon tas opp og lagres i ålegrasenger?

Det er lite data på primærproduksjon i norske ålegrasenger. Basert på data fra Finland og Danmark, er det beregnet et nordisk estimat for ålegrasengenes primærproduksjon: $326 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (Frigstad m.fl. 2021). En kvadratmeter med ålegraseng binder altså i gjennomsnitt opp 326 gram karbon per kvadratmeter i året ved fotosyntese. Totalt for Norge blir det 29 000 tonn karbon i året som tas opp av norske ålegrasenger via fotosyntese (Frigstad m.fl. 2021), basert på et utbredelsesareal på 90 km^2 (Tabell 2). Størstedelen av karbonet som tas opp gjennom fotosyntese blir imidlertid omsatt via metabolismen i ålegrasplantene og øvrige organismer som lever i ålegrasengene.

Karbonet som er lagret i stående biomasse utgjør omtrent 3 % av det totale karbonlageret i en ålegraseng (Röhr m.fl. 2018). Hoveddelen er altså lagret i sedimentet under havbunnen, men det er store variasjoner mellom ulike områder og studier. I Kattegat-Skagerrak (data fra Sverige og Danmark) er det beregnet at det lagres 4862 g C m^{-2} i de øvre 25 cm av sedimentet, mens tilsvarende tall for det baltiske hav (Finland) og Øst-Atlanteren er betydelig lavere, henholdsvis 578 og 1384 g C m^{-2} (Röhr m.fl. 2018). Dataene fra Øst-Atlanteren omfatter en lokasjon i Norge (Nordland), men også lokasjoner i Portugal og Stor-Britannia. I Frigstad m.fl. (2021) benyttes 2600 g C m^{-2} som et gjennomsnittlig tall for karbonlagring i ålegrasenger i Norden, og vi har benyttet den samme verdien her (Tabell 2). Det er vanskelig å vite hva som vil være det beste estimatet for Norge, og trolig kan det være forskjeller mellom Sør-Norge og Nord-Norge, i tillegg til store lokale variasjoner.

På dette grunnlaget estimerte Frigstad m.fl. (2021) at det i Norge totalt lagres 7000 tonn ($0,025 \text{ mill. tonn CO}_{2e}$) karbon i stående biomasse og 245 000 tonn ($0,88 \text{ mill. tonn CO}_{2e}$) karbon i sedimentet. Den årlige karbonsekvestringsrate ble estimert til 4 600 tonn ($0,017 \text{ mill. tonn CO}_{2e}$), hvilket er basert på sekvestringsrate på $51 \text{ g karbon m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (Frigstad m.fl. 2021). Disse tallene er imidlertid usikre, ettersom de er basert på karbondata fra andre nordiske land, og arealutbredelsen i Norge også er usikker. Det finnes ikke norske data for karbonlagring i ålegrasenger, utover lokasjonen i Nordland (Gagnon m.fl. under arbeid).

Tabell 2. Estimerer for arealutbredelse av ålegras i Norge (km²), kort- og langtidslagret karbon (som henholdsvis stående biomasse over havbunnen og som bundet karbon i sedimentet under havbunnen). I tillegg er karbonsekvestreringsraten (C seq., enhet per år), samt netto primærproduksjonen (NPP) oppgitt. I sekvestreringsraten inngår både partikulært organisk materiale (POC) og oppløst organisk materiale (DOC). Alle tall er for fastlands Norge (Svalbard ekskludert) og best tilgjengelige data. Se Frigstad m.fl. (2021) for detaljer av beregningsmodellen.

Arealenhet	Habitat	Areal	Karbonlagre		C sekvestrering g C m ⁻² år ⁻¹	NPP g C m ⁻² år ⁻¹
			Biomasse g C m ⁻²	Sediment* g C m ⁻²		
m ²	Ålegras		79 (71-87)	2600 (700-4500)	51 (14)	326 (115)
Arealenhet	Habitat	Areal (km ²)	Karbonlagre		C sekvestrering 1000 tonn C år ⁻¹	NPP 1000 tonn C år ⁻¹
			Biomasse 1000 tonn C	Sediment 1000 tonn C		
Norge	Ålegras	90	7	245	4,6 (1,3)	29 (10)

* øvre 25-30 cm

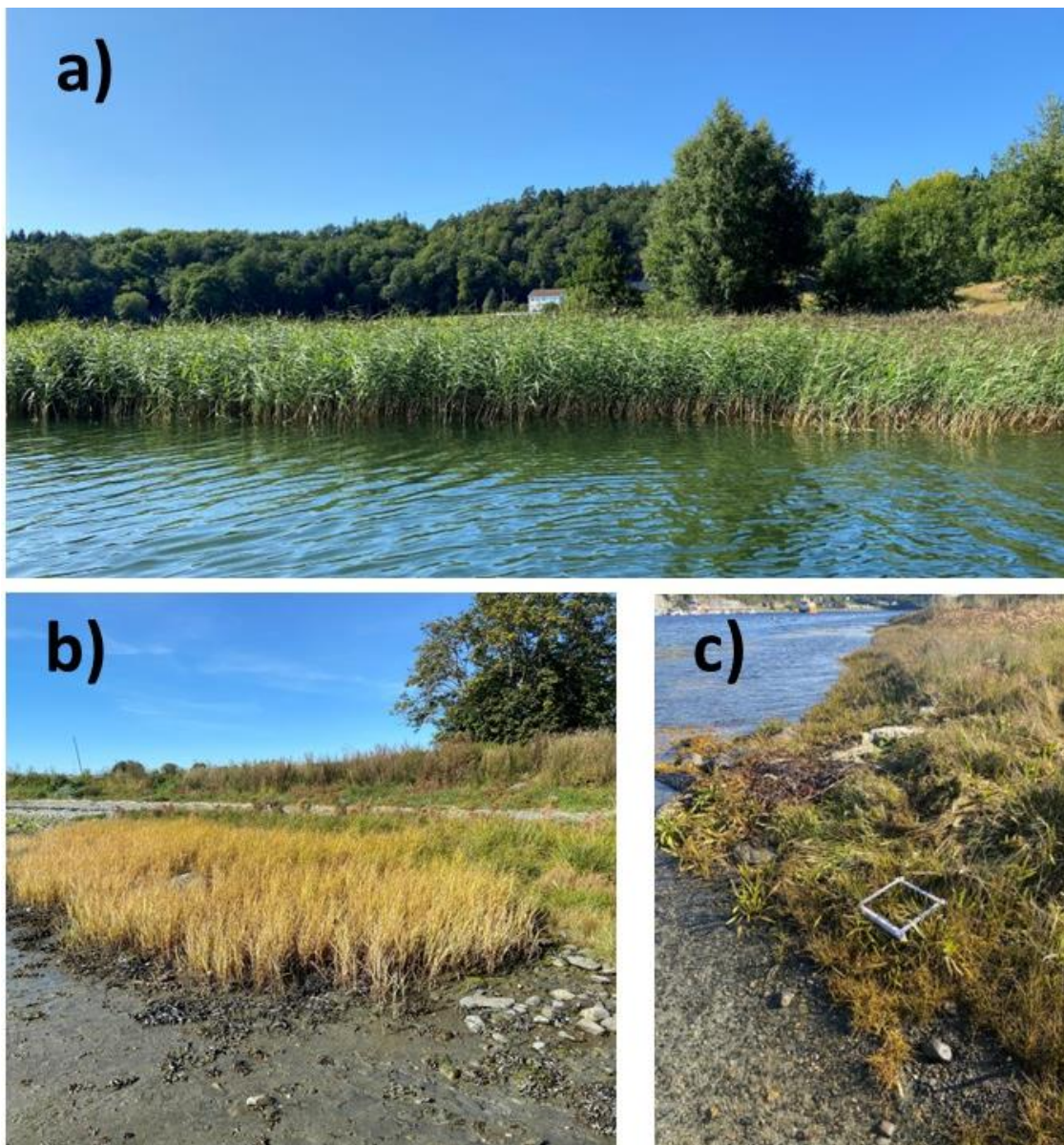
3.3 Trusler og inngrep

Eutrofiering utgjør den største trusselen for ålegrasenger globalt (Krause-Jensen m.fl. 2020), og dette gjelder også trolig for ålegrasenger i Norge. Eutrofiering skyldes økte utslipp av næringssalter, som følge av for eksempel utslipp fra kommunale avløpsanlegg, akvakultur og avrenning fra jordbruk. Eutrofiering kan føre til at ålegraset dekkes av hurtigvoksende påvekstalger og trådalger (lurv), og svekker lysforholdene i vannet. Også økt avrenning fra land på grunn av økte nedbørsmengder og klimaendringer medfører svekkede lysforhold i vannmassene, som har en negativ innvirkning på ålegrasenger (Kvile m.fl. 2022). I Indre Oslofjord har f.eks. nedre voksedyp blitt redusert med 60 cm for 2/3 av de undersøkte ålegrasengene i perioden 2007/2010 – 2021 (Rinde m.fl. 2021). Også utslipp av finpartikulært materiale fra oppdrett kan føre til redusert lystilgang og dermed redusert dybdeutbredelse. Videre kan økt temperatur i seg selv påvirke ålegraset negativt (Kvile m.fl. 2022). Overfiske vil kunne påvirke trofiske interaksjoner i økosystemene, som igjen kan favorisere vekst av opportunistiske alger på bekostning av ålegras (Moksnes m.fl. 2008).

Fysiske inngrep i strandsonen som mudring og dumping, utfylling, veibygging og nedbygging/utbygging er også en trussel mot ålegras (Kvile m.fl. 2022). I tillegg til å innebære et fysisk inngrep i strandsonen, kan småbåthavner medføre en skyggeeffekt, miljøgiftbelastning og økt risiko for etablering av fremmede arter, som kan påvirke engene negativt (Rinde m.fl. 2011).

4 Tidevannsenseng og tidevannssump

Tidevannsenseng og tidevannssump er det norske navnet på en naturtype som på engelsk heter «saltmarsh» eller «tidal marsh». Det er et kystøkosystem i tidevannssonen som regelmessig oversvømmes av tidevannet, og som domineres av salttolerante plantearter (Figur 6). Tidevannsenseng og tidevannssump finnes gjerne i beskyttede bukter og vikar med stillestående vann og finkornet sediment, og avgrenses oppad av øvre flomål.



Figur 6. Tidevannsenseng og tidevannssump i Norge. a) Helofytt-saltvannssump bestående av takrør *Phragmites australis* (Landviksvannet, Grimstad). b) Helofytt-saltvannssump bestående av havsivaks *Bolboschoenus maritimus* (Litleiret på Frosta, Trøndelag). c) Strandeng (Hyndøyvågen på Frosta, Trøndelag). Foto: Gunhild Borgersen, NIVA

Tidevannsenseng og tidevannssump i Norge omfatter flere naturtyper: *Helofytt-saltvannssump*, *Saltanrikningsmark på silt og leire i geolitoral*, *Nedre strandeng*, *Midtre strandeng* og *Øvre strandeng*, og *Nedre Semi-naturlig strandeng* (Borgersen m.fl. 2020). Naturtypene befinner seg på ulike soner i strand-land-gradienten. Helofytt-saltvannssump er en marin naturtype som finnes både i hydrolittoralen og i geolittoralen, og som periodevis neddykkes i salt- eller brakt vann. Nedre deler av helofytt-vegetasjonen kan stå med røtter i sublittoral bunn og er dermed permanent neddykket, mens øvre del kan være tørrlagt store deler av tiden (Figur 6). Naturtypene strandeng (alle typer) og Saltanrikningsmark befinner seg derimot i geolittoral sone, og er definert som terrestriske naturtyper. Denne rapporten fokuserer på områder utenfor midlere høyvannslinje, som er tilnærmet lik normal flogrense og derfor tilsvarer grensen mellom hydrolittoral og geolittoral sone. Dette betyr at det kun er naturtypen Helofytt-saltvannssump som i utgangspunktet omfattes i denne rapporten, siden de øvrige naturtypene befinner seg i geolittoralen og følgelig ovenfor midlere høyvannslinje. De delene av Helofytt-saltvannssump som befinner seg i geolitoral sone vil derimot inkluderes, siden det er både logisk og hensiktsmessig å beskrive naturtypen helhetlig og ikke utelukke de øvre delene.

4.1 Utbredelse

Helofytt-saltvannssump er ikke godt kartlagt i Norge. Dette kan skyldes at habitatet er plassert i tidevannsonen og dermed er verken helt marint eller helt terrestrisk. I tillegg er helofytt-saltvannssump vanligst i brakkvannssystemer, som på generelt grunnlag er mindre undersøkt enn rene marine områder og ferskvann. Det er også en utfordring at systemene for naturkartlegging i Norge har endret seg gjennom tidene, slik at flere ulike navn og avgrensinger for denne naturtypen er benyttet. Helofytt-saltvannssump ble opprettet som en egen hovedtype i 2015 (NiN 2.0; Halvorsen m.fl. 2016), og hadde per november 2020 ingen kartlagte forekomster under denne benevnelsen. Det er derimot kartlagt naturtyper under eldre betegnelser som trolig tilsvarer det vi i dag kaller helofytt-saltvannssump. Kartlagte forekomster av slike naturtyper omfatter kun 1,2 km² (Borgersen m.fl. 2020). I tillegg kommer naturtypen «Strandeng og strandsump, uspesifisert» med kartlagt areal på 126 km². Men denne kategorien omfatter også naturtyper som ikke er helofytt-saltvannssump (f.eks. strandeng).

Helofytt-saltvannssump er ofte dominert av kun én art, og i Norge består de i hovedsak av enten takrør (*Phragmites australis*) eller havsivaks (*Bolboschoenus maritimus*). Artene kan også forekomme i samme sump, men da gjerne i separate bestander. I tillegg forekommer pollsivaks (*Schoenoplectus tabernaemontani*), men den har mer begrenset forekomst/utbredelse. Andre arter som havstarr (*Carex paleacea*) og saltstarr (*C. vacillans*) forekommer trolig først og fremst på den øvre delen av stranda, altså i strandengene. Både takrør og havsivaks har sin hovedutbredelse i Sør-Norge. Takrør forekommer til og med Trøndelagskysten, med kun enkeltregistreringer i Nordland og Troms og Finnmark. Havsivaks er ikke registrert lenger nord enn Trøndelag. Bestander av storvokste helofytter mangler altså i Nord-Norge (Fremstad og Moen 2001), så denne naturtypen er begrenset til Sør-Norge (Trøndelag og sørover). Det er ikke helofytt-saltvannssump på Svalbard (Gundersen m.fl. 2018b).

Globalt har saltmarshes blitt redusert med 1 til 2 % årlig (Duarte m.fl., 2008), men dette inkluderer både helofytt-saltvannssump og strandeng. I norsk rødliste for naturtyper blir helofytt-saltvannssump kategorisert til «intakt», altså ikke truet som vegetasjonstype (Gundersen m.fl. 2018c). Denne vurderingen er basert på Fremstad og Moen (2001), som beskrev helofytter til å være i økning og føre til gjengroing av strandenger. Gjengroing gjaldt særlig for takrør, som vokser godt ved høy næringstilførsel, og som trolig kan ekspandere ved eutrofipåvirkning.

Takrør blir i noen områder ansett som en opportunistisk og uønsket art, særlig i ferskvann. Internasjonalt blir den ofte betegnet som «invasive». Å fjerne takrør i innsjøer blir benyttet som et tiltak for å hindre gjengroing, bevare mangfoldet i våtmarker og tilrettelegge for fugleliv (for eksempel Vadedammen ved Østensjøvannet og Hammervatnet naturreservat i Levanger). Også i marine områder blir gjengroing av takrør og havsivaks ansett som et problem, fordi de kan fortrenge strandenger ved å ekspandere innover i strandengen og fortrenge andre arter (Svalheim 2007). Svalheim (2007) beskrev situasjonen i Søm-Rauakerkilen naturreservat ved Grimstad slik: «*Sannsynligvis utgjør framvekst av takrør den største trusselen mot biomangfoldet i skjærgården, - i hvertfall mot det botaniske mangfoldet. Takrørskogen representerer botanisk sett nærmest et enartssamfunn og "monokultur" der de opprinnelige, småvokste artene forsvinner.*» Det er ukjent i hvilken grad skjøtsel av f.eks. takrør er en utbredt praksis i marine vannforekomster, men trolig langt mindre vanlig enn i ferskvann.

Naturlige miljøfaktorer som påvirker utbredelsen av helofytt-saltvannssump omfatter salinitet, substrat og tidevannsregime. Helofytt-saltvannssumper kan finnes ved både relativt høy salinitet (opp mot 30 promille) og ved tilnærmet ferskt vann som i brakkvannssjøer. Det er likevel en utpreget brakkvannsvegetasjon som er vanligst ved bekkeutløp eller andre brakkvannsområder. Spesielt takrør har en bred salinitetstoleranse og er vanlig i både rene ferskvannsinnsjøer og marint miljø, men også havsivaks har tilpasset seg livet i tidevannsonen. Begge artene tåler både permanent neddykking av røtter som er tilfellet mange steder i Sør-Norge med liten tidevannsforskjell (Figur 6a), og perioder med fullstendig tørrlegging som i Trøndelag hvor tidevannsforskjellen er mye større (Figur 6b).

4.2 Opptak og lagring av karbon

Helofytt-saltvannssumpens rolle i karbonkretsløpet

I likhet med ålegrasenger bidrar helofytt-saltvannssump til både kort- og langtidsbinding av karbon. Den stående biomassen av helofytt-planter representerer et lager av korttidsbundet karbon. Men helofyttvegetasjonen bidrar også til en kontinuerlig lagring av karbon i sedimentet under sumpen, på grunn av akkumulering av dødt organisk materiale i sedimentet (karbonsekvestrering).

Helofytt-saltvannssump har stor kapasitet for akkumulering og lagring av karbon. Dette skyldes blant annet at primærproduksjon i en helofytt-saltvannssump er svært høy, spesielt for takrørvegetasjon. I tillegg til høy primærproduksjonen, vil vegetasjonen i sumpen redusere vanngjennomstrømmingen, i likhet med undervannsene. Organisk materiale i vannmassene (f.eks. alger og sediment, og materiale fra land via bekker og ferskvannstilløp) vil derfor synke ned og legge seg på bunnen av sumpen. Mesteparten av det organiske materialet kommer likevel fra sumplantene i form av røtter og blader. Sedimentet i en helofytt-saltvannssump har ofte lite oksygen, noen som reduserer nedbrytningen av organisk materiale (Tænketanken Hav 2022). Globalt har tidevannsenseng og tidevannssump svært høye karbonakkumulasjonsrater; $\approx 245 (\pm 26) \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ (Sousa m.fl. 2017). Til sammenligning er tilsvarende globale tall for skoger på land $\approx 5.1 (\pm 1.0) \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$.

Hvor mye karbon tas opp og lagres i helofytt-saltvannssumper?

Det finnes ikke norske data for karbonlagring i tidevannsenseng og tidevannssump. Det er usikkert hvor representative internasjonale data for tidevannsenseng og tidevannssump («saltmarshes») vil være for Norge og for den marine delen av naturtypen, altså helofytt-saltvannssump. De nærmeste studiene som er fra Danmark er av en naturtype som er sammenlignbar med de norske strandengene, og ikke helofytt-saltvannssump (Tænketanken Hav 2022, Graversen m.fl. 2022).

Det finnes imidlertid noen internasjonale data for primærproduksjon og karbonlagring for marine bestander av takrør og havsivaks (Tabell 3). En studie fra Tyskland (Baltic Sea) viser at takrør (*Phragmites australis*) i gjennomsnitt lagrer 17,4 g C m⁻² (men med stor variasjon, fra 1,76 til 88,6 g C m⁻²) (Buczko m.fl. 2022). Disse karbonverdiene omfatter kun karbon lagret i sediment (ned til 1 m dyp), og ikke plantebiomasse over bakken. Grov omregning for kun øvre 25cm vil gi et estimat på 4350 g C m⁻² (440 - 22150 g C m⁻²). En eldre studie fra Polen viser også høye tall for karbonlagring i takrørbestander: 20 til 30 g C m⁻² ned til 50 cm dyp (Callaway m.fl. 1996), grovt omregnet til 1000-1500 g C m⁻² for øvre 25 cm. For videre beregningene av nasjonale karbonlagre er et gjennomsnitt på 3000 g C m⁻² anvendt (Tabell 3).

Tilsvarende tall for havsivaks (*Bolboschoenus maritimus*) er noe lavere, og en studie fra Portugal viste at ca. 400 g C m⁻² ble lagret ned til 30 cm dyp i sedimentet i sumpen, hvorav om lag 350 g var karbon fra plantedeler under bakken og 50 g karbon i sediment for øvrig (Cuoto m.fl. 2013). Hoveddelen av karbonet i plantebiomassen (> 90 %) finner man nede i sedimentet (Duarte m.fl. 2012).

Netto primærproduksjon for takrør er estimert til 1340 g C m⁻² år⁻¹ (USA, Caplan m.fl. 2015) og 421 g C m⁻² år⁻¹ for havsivaks (Portugal, Cuoto m.fl. 2013). En kvadratmeter med takrør og havsivaks kan altså binde henholdsvis 1340 og 421 gram karbon per kvadratmeter i året ved fotosyntese. Størstedelen av karbonet som tas opp gjennom fotosyntese blir imidlertid omsatt innad ved metabolismen i helofyttplantene og øvrige organismer som lever i helofytt-saltvannssumpen.

Tabell 3. Tilgjengelige data for karbonlagre i helofytt-saltvannssump, karbonsekvestringsraten, samt netto primærproduksjonen (NPP). Estimater for samlet utbredelse av denne naturtype er ikke tilgjengelig på nasjonal skala og det er derfor ikke mulig å estimere samlet karbonlagring eller karbonsekvestringsraten for helofytt-saltvannssump i Norge.

Areal-enhet	Habitat	Karbonlagre		Prosesser	
		Biomasse g C m ⁻²	Sediment* g C m ⁻²	C sekvestring g C m ⁻² år ⁻¹	NPP g C m ⁻² år ⁻¹
m ²	Helofytt-saltvannssump (takrør)		1000-4350 ^{1,2}	245 ³	1340 ⁴
	Helofytt-saltvannssump (havsivaks)	22-28 ^{5,6}	370 ⁶		421 ⁵

* øvre 25 cm for takrør og øvre 30 cm for havsivaks

¹ Callaway m.fl. 1996; ² Buczko m. fl. 2022; ³ Sousa m. fl., 2017; ⁴ Caplan m. fl. 2015; ⁵ Couto m. fl. 2013; ⁶ Duarte m. fl. 2012
For karbonlageret i sediment i takrørbestander er et gjennomsnitt på 3000 g C m² brukt for videre beregninger

Både høy salinitet og økt grad av oversvømming reduserer karbonmengden i helofytt-røtter og sediment (Li m.fl. 2022), og studier viser at det lagres mer karbon i den landnære delen av tidevannsenseng og sump enn på vannsiden (Miller m.fl. 2022, Buczko m.fl. 2022). Det lagres også mer karbon ved liten tidevannsforskjell enn stor (Miller m.fl. 2022, Buczko m.fl. 2022). Økt havnivå og økt salinitet som følge av klimaendringer kan altså ha en påvirkning på både utbredelsen og lagringskapasiteten til helofytt-saltvannssump, se også avsnitt 4.1.

Substratet er en tydelig avgrensende faktor for helofytt-saltvannssump, da vegetasjonstypen er avhengig av å rotfestes i substratet. Helofytt-saltvannssumper finnes derfor oftest inne i beskyttede viker og bukter, hvor substratet består av leire og organisk mudder. Naturlige næringstilførsler (både naturlige og fra menneskelig påvirkning som jordbruk, avløp osv.) og sedimentasjonsraten påvirker karboninnholdet i helofyttsaltvannssump. Også artssammensetningen og hvilken art som er den dominerende i en helofytt-saltvannssump påvirker hvor mye karbon som lagres (Miller m.fl. 2022,

Craft 2007). Det er imidlertid ukjent i hvilken grad karbonlagringspotensialet er ulikt mellom de to artene som dominerer helofytt-saltvannssump i Norge (takrør og havsivaks).

4.3 Trusler og inngrep

Fysiske inngrep i strandsonen som mudring, utfylling, veibygging og nedbygging/utbygging utgjør trolig den største trusselen for helofytt-saltvannssump i Norge. Ved slike inngrep kan sediment ned til flere meters dyp fjernes, noe som medfører at store mengder karbon forsvinner med massene og oksideres når det kommer i kontakt med oksygen (Pendleton m.fl. 2012). I likhet med f.eks. myr på land, har karbonlagrene under helofytt-sumpen bygget seg opp over lang tid, og omfattende inngrep i naturtypen vil ha store og ikke-reversible effekter på karbonlageret og føre til økt utslipp av CO₂ til atmosfæren. Fysiske inngrep utenfor selve helofytt-sumpen som endrer vannutskiftning kan også medføre en trussel.

Økt havnivå på grunn av klimaendringer kan gjøre at helofytt-vegetasjonen trekker seg innover mot land for å unngå permanent neddykking i sjøvann. Dersom menneskelig infrastruktur som veier og bygninger eller jordbruksarealer forhindrer etablering av vegetasjon innover mot land, kan økt havnivå medføre tap av tilgjengelig areal. Dette går under betegnelsen «coastal squeeze», dvs. et habitat trues av økt havnivå på sjøsiden og menneskelig utbygging på landsiden. Det er imidlertid usikkert om dette er en like stor trussel for helofytt-saltvannssump som for strandeng - trolig ikke. I noen tilfeller hvor det ligger en strandeng på innsiden av helofytt-sumpen vil ekspansjon av helofytter innover land gå på bekostning av strandeng-arter og fortrenge disse. Som nevnt i kapittel 4.1, er helofytt-vegetasjon ikke ansett å være truet, men har derimot trolig økt utbredelse de senere årene.

Økte tilførsler av næring på grunn av avrenning fra jordbruk og fra land, og på grunn av klimaendringer og endrede nedbørsmønster, er ofte nevnt som en trussel mot tidevannsenseng og tidevannssump. Det er derimot ikke gitt at dette er en like stor trussel mot helofytt-saltvannssump, i hvert fall ikke for sump bestående av takrør, som vokser godt med høy næringstilførsel, og kan trolig ekspandere ved eutrofipåvirkning. Det er ikke kjent hvordan havsivaks eller andre arter vil respondere på økte næringstilførsler.

5 Plante- og dyreplankton

Plankton er samlebetegnelsen på alger (planteplankton) eller dyr (dyreplankton) som lever i de frie vannmassene og som ikke er store eller sterke nok til å svømme mot havstrømmene. Siden plankton lever i dette svært dynamiske tredimensjonale miljøet og deres vekstrate varierer sterkt gjennom året, er det utfordrende å kartlegge utbredelsen og bidraget fra plankton til karbonlagring på lokal eller regional skala. Likevel er det viktig å være klar over det potensielt store bidraget fra plankton til karbonlagring.

Planteplankton er encellede, mikroskopiske alger som står for om lag halvparten av fotosyntesen på jorda. I norske farvann dominerer kiselalger (diatomeer) planteplanktonet om våren under den store våroppblomstringen. En annen viktig gruppe er fureflagellater (dinoflagellater) som gjerne dominerer om sommeren og høsten. I åpne havområder danner planteplankton grunnlaget for den marine næringskjeden, mens langs kysten bidrar de sammen med de fastsittende makroalgene som tang og tare. I de grunneste kystområdene hvor vi finner tareskoger, kan produksjonen av tare være opp til ti ganger høyere enn hos planteplankton (Rinde m.fl. 1998).

Marint dyreplankton inkluderer mange ulike grupper virvelløse dyr, som krepsdyr, geléplankton, bløtdyr og pilormer. Holoplankton er dyr som lever hele livet som plankton, mens meroplankton er dyr som har deler av livssyklus som plankton (som fiskelarver). I våre farvann dominerer hoppekreps (copepoder) holoplanktonet og utgjør et viktig bindeledd mellom planteplankton og fisk og andre dyr høyere opp i næringskjeden. Spesielt er arten raudåte (*Calanus finmarchicus*) ansett som en nøkkelart som er ekstremt tallrik i sitt kjerneområde i Norskehavet, men er også vanlig i norske fjorder. Planktonsamfunnet langs kysten er påvirket av havområdene utenfor. Generelt er transport av vannmasser inn og ut av fjorder svært viktig for planktonsamfunnet langs kysten, og artssammensetningen varierer mye avhengig av havstrømmene (Rinde m.fl. 1998). Strømmene styres i stor grad av buntopografien, og plankton blir transportert inn og ut fra kysten der vi finner dypere renner langs sokkelen.

5.1 Opptak og lagring av karbon

I motsetning til planter på land er biomassen av planteplankton lavere enn biomassen av de som beiter på dem (dyreplankton), noe som er mulig fordi planteplankton har så høy produksjonsrate. Typiske verdier for primærproduksjon av planteplankton langs norskekysten, basert på studier fra fjorder på Vestlandet og i Nord-Norge, er 110 til 140 gram karbon $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ (Aure m.fl. 2007). Siden planteplankton er kortlevde organismer og det meste av biomassen blir hurtig beitet av dyreplankton, er ikke lagring av karbon i levende planteplankton-biomasse relevant i et langtidsperspektiv. Men en liten andel av planteplanktonet synker til havbunnen og kan bidra til karbonsekvistrering. Globalt er det beregnet at ca. 15 % total-produksjonen av planteplankton-karbon når havdypet, og 0,1 % blir begravd i havbunnen (Falkowski 2012). Men andelen av planteplankton-produksjonen som sekvestreres er gjerne mye høyere i nordlige områder, med beregninger på 10-20 % i fjorder på Svalbard og på Vestlandet (Włodarska-Kowalczyk m.fl. 2019). Om vi antar at dette gjelder generelt for norske kystområder vil dette tilsvare en sekvestrering av ca. 10-30 gram karbon $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$.

Den vertikale transporten av karbon fiksert av planteplankton, fra havets overflate og ned mot bunnen, kalles "den biologiske pumpen", og kan grovt sett deles inn i tre prosesser: 1) passiv synking

av partikulært organisk materiale, 2) transport av partikulært og oppløst karbon gjennom vertikalblanding av vannmassene, og 3) aktivt migrerende dyreplankton og fisk. Den første prosessen både passiv synking av planteplankton-partikler, men også ekskrementene til dyreplankton og fisk (fekalpellets), som er større og har større tetthet enn planteplankton og dermed synker raskere til bunnen. Nowicki m.fl. (2022) beregnet at av den globale karboneksporten via den biologiske pumpen (ca. 10 Pg karbon per år) står passiv synking for 70 %, hvorav 85 % er fekalpellets fra dyreplankton og 15 % planteplankton-materiale (planteplankton-celler eller aggregater av planteplankton og annet organisk materiale). De resterende 30 % av den totale eksporten fordeler seg mellom aktivt migrerende dyreplankton som skiller ut karbonet på dypet gjennom respirasjon eller ekskresjon (10 %) og fysisk vertikalblanding (20 %). Mesteparten av karbonet som blir eksportert til dyphavet blir remineralisert gjennom respirasjon av dyreplankton og bakterier, men avhengig av forholdene (dyp, havstrømmer) vil ca. 10 % av eksporten langtidslagres (Nowicki m. fl. 2022). Fordi karbonet som transporteres gjennom passiv synking eller aktiv migrasjon i snitt lagres lengre, hhv. 150 og 140 år sammenlignet med 50 år for vertikalblanding, er de to første prosessene viktigere for langtidslagring.

Effektiviteten til den biologiske pumpen varierer mye mellom områder med ulike fysiske- og biologiske miljø. I Nord-Atlanteren blir en høyere andel av primærproduksjonen eksportert til dyphavet enn ved lavere breddegrader, bl.a. pga. den store sesongvariasjonen i primærproduksjon, med en kraftig våroppblomstring og blanding av vannmassene på vinteren, og de lave temperaturene som gir lavere respirasjon og bakterieaktivitet (Nowicki m. fl. 2022). Sammensetningen av planteplanktonarter er også viktig: Generelt synker større celler raskere enn mindre celler, og de store kiselalgene som dominerer våroppblomstringen langs norskekysten utgjør en effektiv transportvei ved at de danner aggregater som raskt synker til havbunnen (Basu og Mackey 2018). I våre farvann utgjør derfor passiv synking av planteplankton-materiale en større komponent av den biologiske pumpen enn det som er gjennomsnittet globalt (17 % i Nord-Atlanteren kontra 10% globalt, Nowicki m. fl. 2022).

Dyreplanktonsamfunnet i nordlige havområder er dominert av store arter av hoppekreps som aktivt transporterer karbon til dyphavet gjennom døgn- og sesongvandring. I Nord-Atlanteren sesongmigrerer hoppekrepsarten raudåte (*C. finmarchicus*) til dyphavet, der den overvintrer og tærer på fettlageret den har akkumulert i overflaten i løpet av våren og sommeren. Den årlige produksjonen av raudåte i Norskehavet varierer, men anslås å være 190–290 millioner tonn våtvekt med en stående biomasse på nær 30 millioner tonn våtvekt (Hansen m.fl. 2021). Siden arten er så tallrik og den vertikale migrasjonen er en svært effektiv transportmekanisme, har det blitt beregnet at karbontransporten til denne éne arten har samme størrelsesorden som den passive transporten av partikulært organisk karbon (Jónasdóttir m.fl. 2015). Raudåta har sitt kjerneområde i Norskehavet, men den finnes også i norske fjorder og utfører også sesongvandring her. Krill er en annen viktig gruppe dyreplankton i norske kystområder som har tydelige døgnvandring hvor de oppholder seg på flere hundre meters dyp på dagtid, og kommer opp til overflaten for å beite på planteplankton om natten.

5.2 Trusler og inngrep

Sammenlignet med de kystnære naturtypene som er beskrevet i denne rapporten er det svært vanskelig å forvalte plankton og eventuelle trusler mot “den biologiske pumpen”, altså lagringen av karbon produsert av planteplankton. Det er likevel verdt å nevne at klimaendringer kan føre til mindre effektiv karbon-eksport i norske hav- og kystområder, bl.a. pga.:

- Mer stratifisert vannkolonne, som fører til reduksjon i synke-ratene av partikulært karbon (Nowicki m.fl. 2022)
- Varmere og mindre næringsrike vann (ved sterkere stratifisering), som fører til et skifte til mindre planktonarter, med mindre dominans av de raskt synkende kiselalgene (Basu og Mackey 2018).
- Høyere temperatur og skifte til mindre planteplanktonarter fører også til et skifte til mindre arter av hoppekreps, som har mindre fettlager og dermed lavere potensiale for karbon-transport
- Havforsuring kan påvirke artssammensetningen og dermed effektiviteten til “den biologiske pumpen” (men dette er lite utforsket).

Det relativt nye fiskeriet av raudåte i Norskehavet har skapt debatt om eventuelle økosystem-konsekvenser siden denne arten er viktig føde for en rekke fiskearter. Man kan også tenke seg at et slikt fiskeri kan ha negative konsekvenser for artens viktige bidrag som karbon-eksportør, men per i dag er fiskeriet så lite at det ikke har noen reell effekt på bestanden (Hansen m.fl. 2021).

6 Fisk og pattedyr

6.1 Opptak og lagring av karbon

Forskningsslitteraturen på karbonlagring i havet fokuserer hovedsakelig på primærprodusenter (planteplankton og blå skog), og tiltak er fokusert i de grunneste kystområdene. Det har vært lite fokus på hvordan høyere trofiske nivå, som fisk og pattedyr, kan bidra til karbonlagring, og dette er ikke kvantifisert i eksisterende globale karbonbudsjetter (Saba m.fl. 2021). Men fisk og pattedyr kan gjennom den "den biologiske pumpen" (som beskrevet for plankton) bidra til å transportere karbon fiksert av planteplankton fra havets overflate til dyphavet gjennom ulike prosesser: Ved å produsere partikulært organisk materiale (ekskremitter) hvorav en andel synker til bunnen og langtidslagres; ved at døde dyr synker til bunnen; og ved at dyr aktivt migrerer til dyphavet hvor de skiller ut karbon gjennom respirasjon, ekskresjon og potensielt død. Disse prosessene foregår både i kystsonen og i åpne havområder, men potensialet for langtidslagring vil være høyere i dypere havområder enn i kystområder hvor det er større grad av oppvirvling av vannmassene langs bunnen.

Siden de store havgående fiskebestandene er kommersielt viktige vet vi generelt mye mer om disse enn fiskeartene som lever langs kysten. Mange av de havgående bestandene bruker kystsonen i deler av livssyklusen som gyte- og oppvekstområde, og de kan dermed fungere som en vektor av karbon mellom hav- og kystområder og påvirke karbonsyklusen i kystsonen i de periodene de oppholder seg der. Dette gjelder f.eks. skrei og norsk vårgytende sild (Rinde m.fl. 1998). For de fiskeartene som lever hele livet langs kysten har vi mindre kunnskap om bestandsstørrelse (Rinde m.fl. 1998), og det er derfor vanskelig å tallfeste deres bidrag til karbonlagring. Men i tillegg til å bidra til den biologiske pumpen kan fisk i kystsonen bidra indirekte til karbonlagring ved å regulere bestandene av beitere på blå skog (Atwood m.fl. 2015).

Selv om vi har begrenset informasjon om fisk sammenlignet med lavere trofiske nivå tyder de internasjonale studiene som finnes på at de bidrar signifikant til den globale transporten av karbon fra havoverflaten til havbunnen, kanskje på nivå med bidraget fra vertikalvandring hos dyreplankton (ca. 16 % av den totale karbon-transporten ut av den eufotiske sonen, Saba m.fl. 2021). Disse studiene fokuserer vanligvis på karbon-transport til områder dypere enn 200 m, siden karbonet ved havbunnen i grunnere områder lettere blir reintrodusert til vannsøylen. Karbon-transport via fisk er en svært effektiv prosess, bl.a. fordi fekalpellets fra fisk er større og synker raskere enn planteplankton-aggregater eller pellets fra dyreplankton, og typisk har en fasong som reduserer bakteriell nedbrytning (Saba m.fl. 2021). Potensialet for å nå havbunnen raskt er derfor større enn for andre partikler. Når det gjelder karbontransport gjennom aktiv vertikalvandring har de fleste studier fokusert på gruppen lysprikkfisk (Myctophidae). Disse små og tallrike fiskene lever på mellom 200 og 1000 m, men det er stor usikkerhet rundt hvor stor biomasse de utgjør og hvor mye karbon de transporterer (Proud m.fl. 2019).

Noen ferske studier har fokusert på hvordan de store reduksjonene i marine fiskebestander som følge av industrielt fiske har påvirket global karbonlagring. Det har blitt anslått at fiskeri på store, pelagiske fisk som tunfisk, sverdfisk og hai har frigjort en karbonmengde tilsvarende nesten 40 millioner tonn til atmosfæren globalt, og at uten fiskeri ville ca. halvparten av denne karbonmengden vært sekvestrert gjennom fisk som ville dødd naturlig og sunket til havbunnen (> 200 m dyp, Mariani m.fl. 2020). Mer generelt har historiske fiskeri-data blitt brukt til å rekonstruere den før-industrielle biomassen av fisk globalt, og dens potensielle bidrag til karboneksport (Bianchi

m.fl. 2021b). I kalde og produktive områder, slik som norske kystområder, ville opp mot 4 % av energien fiksert av planteplankton gått gjennom før-industrielle fiskebestander som en del av karbon-syklusen. Med fiskeri har bestandene, og dermed opptaket av karbon, blitt redusert ca. 40 %. Selv om fisk tar opp en relativt liten andel av primærproduksjonen, kunne fekalpellets fra fisk – siden de effektivt transporteres ut av de øvre vannmassene – potensielt stått for 20 % av den totale dyphavssekvestreringen gjennom den biologiske pumpen, med en lagringstid på 600 år (Bianchi m.fl. 2021b). Stor-skala fiskeri har altså sannsynligvis ført til en reduksjon i en effektiv karbonsekvestringsprosess tilsvarende nesten 10 % av den totale karbonsekvestrering i marine havområder.

Flere hvalarter, som vågehval, bruker norskekysten som fødeområde i perioder, mens arter som spekkhogger og nise finnes langs kysten hele året. Som for fisk er marine pattedyr vanligvis ikke inkludert i eksisterende karbonregnskap da de er mobile og vanskelige å kvantifisere. De store hvalartene utgjør totalt sett en begrenset biomasse sammenlignet med lavere trofiske nivå, men siden de kan leve svært lenge kan de bidra til en form for karbonlagring i levende biomasse vi ikke finner for andre grupper i de åpne vannmassene. I tillegg kan en hval som dør raskt falle ned til havbunnen og bidra til karbonlagring. Industriell hvalfangst har redusert globale hvalbestander til under 25 % av før-industrielle nivå, eller enda lavere for enkelt-arter som blåhval, noe som har redusert betraktelig hvalenes potensiale som karbonlager (Pershing m.fl. 2010). For eksempel har det blitt beregnet at globale før-industrielle bestander av blåhval kunne tatt opp >72 000 tonn karbon i året, mot ca. 1000 tonn i dag (Pershing m.fl. 2010). For vågehval, hvor den globale bestandsreduksjonen har vært mindre dramatisk, er tallene på ca. 7000 tonn i året i dag mot 8500 i før-industriell tid. Disse tallene er uansett lave sammenlignet med andre komponenter i marine økosystem, og populasjonsvekst hos hval er en langsom prosess. Forvaltning av hvalbestander er dermed ikke det mest effektive klimatiltaket, men en positiv klimaeffekt kan likevel være en positiv bi-effekt, i tillegg til andre positive økosystemeffekter, av å opprettholde hvalbestander gjennom begrensning av fangst og reduksjon av konflikter med menneskelig aktivitet.

6.2 Trusler og inngrep

Det er store kunnskapshull når det gjelder hvordan fisk og pattedyr påvirker den marine karbonsyklusen, spesielt i kystsonen. Tiltak for bevaring av de kystnære naturtypene beskrevet i de tidligere kapitlene vil derfor kunne ha en lettere kvantifiserbar effekt på karbonlagring enn forvaltning av fisk og marine pattedyr, i tillegg til at det er lettere å forvalte stedfaste arter som blåskog. Men som beskrevet over har industrielt fiskeri og hvalfangst ført til kraftige reduksjoner i bestander av store fiskeslag og hvaler, og med det sannsynligvis redusert deres potensiale for karbonlagring. Man kan derfor argumentere med at bærekraftig forvaltning av fiske- og hvalbestander ikke bare er viktig for matsikkerhet og opprettholdelse av friske økosystemer, men også i et klima-perspektiv.

7 Sediment og bløtbunnsfauna

Sjøbunn som består av leire, mudder eller sand kalles for sedimenter (Figur 7), og utgjør jordas største overflate. Størstedelen av sedimentene er under den eufotiske sonen der det ikke foregår noen primærproduksjon. De biologiske samfunnene er derfor avhengig av organisk materiale fra vannmassene som synker ned til bunnen og sedimenterer der. Det organiske materialet kan komme fra marin produksjon i vannmassene, fra de blå skogene langs kysten eller ha sitt opphav fra land. Sedimentet er derfor endestasjonen for karbonet som blir bundet av de marine organismene eller vegetasjonstypene, og hvor karbonet lagres over lengre tid og potensielt sekvestreres.

De marine habitatene på sjøbunnen har en rekke viktige funksjoner i det marine økosystemet. Bunndyrene fungerer som føde for en rekke arter av fisk og skalldyr, og på grunt vann også for fugl. En annen viktig rolle er resirkulering av næringsstoffer, som kan gi opphav til ny produksjon i vannmassene. Sist har sedimentene en viktig rolle mht. lagring av karbon, og nettopp denne rollen er svært viktig i klimasammenheng.



Figur 7. Bløtbunnsediment (fra et grunt område). De små haugene er laget av fjæremarken *Arenicola marina*, som graver ganger i havbunnen. Foto: Mats Walday, NIVA.

7.1 Utbredelse

Havbunn bestående av bløte sedimenter utgjør Norges største marine karbonlager målt i utbredelsesareal. Ifølge NIVAs beregninger dekker de dypere bløtbunnsområdene innenfor 12 nautiske mil (nm) om lag 77 000 km². Det er utfordrende å avgrense og arealberegne disse områdene, men vi har benyttet det som var tilgjengelig av kartunderlag fra NGU, primært kart over sedimentkornstørrelser, i tillegg til kartlag som beskriver landskapsformer. Arealet til de grunne bløtbunnsområder ble beregnet til 746 km² på bakgrunn av data fra Miljødirektoratets Naturbase. Det er imidlertid mangler i datasettet inn mot kystlinja, så det er nok til dels store arealer som ikke er inkludert og det totale arealet av bløtbunns habitater innenfor 12 nm er derfor trolig underestimert.

7.2 Opptak og lagring av karbon

Generelle mønstre i opphav og lagring av organisk karbon på bunnen

Bunnsedimenter inneholder organisk karbon som kommer fra sedimentering av partikulært organisk karbon. Denne prosessen utgjør en nøkkelrolle i å binde CO₂ fra atmosfæren, hvor en andel av karbonet langtidslagres, og bidrar til å redusere mengden av CO₂ i atmosfæren (Pachauri og Meyer, 2014). Det organiske karbonet på bunnen kan stamme fra pelagisk primær- og sekundærproduksjon, fra akkumulering av materiale fra tang, tare og ålegras eller fra land via ferskvannsavrenning. Fordelingen mellom disse kildene er avhengig av dyp, strømforhold, avstand til land og nærhet til tareskog m.m. og er i store trekk ukjent for kystnære sedimenter.

Organisk karbon fra ulike kilder har ulik sammensetning og ulik grad av nedbrytbarhet. Generelt er organisk materiale fra land mindre nedbrytbart enn marint organisk materiale, ettersom cellulose og lignin er lite biotilgjengelig for heterotrofe organismer. En relativt større andel av det organiske karbonet som kommer fra land antas derfor å lagres i sedimentet sammenlignet med karbon av marint opphav (Burdige, 2005). På global skala er så mye som omlag en tredjedel av det organiske materiale som er lagret i marine sedimenter antatt å komme fra land, og mesteparten av dette er lagret i sedimenter på kontinentalsokkelen (Burdige, 2005). I Nordsjøen er andelen terrestrisk bidrag ca. 20% (de Haas m.fl. 2002), mens i fjordene er andelen 17-56% (Włodarska-Kowalczyk m.fl. 2019). For fjordene er det en større andel av organisk karbonet fra land både i det tempererte/sørlege Norge og Arktis/Svalbard enn i de subarktiske/nordlige fjordene (Włodarska-Kowalczyk m.fl. 2019). I de sørlige fjordene kommer dette av mer vegetasjon på land og mye avrenning, mens i Arktis/Svalbard skyldes dette breerosjon. Selv om det materialet fra land har vært antatt å være lite biotilgjengelig, er det nyere studier som peker på at faunaen kan utnytte slikt materiale, med variasjon mellom ulike habitat og årstid (Attrill m.fl. 2009, McGovern m.fl. 2020, Bianchi m.fl. 2021a).

Når organisk karbon sedimenterer på bunnen, vil det kunne bli gjenstand for tre ulike prosesser; (1) remineralisert av biotaen til CO₂, løst organisk karbon og næringssalter som frigjøres til vannmassene, (2) lagret i bentisk biomasse eller (3) begravd i de dypere sedimentlagene og derav isolert fra atmosfæren i hundrevis av år (Klages m.fl. 2004). De relative bidragene til disse prosessene avgjør hvorvidt et gitt område på havbunnen har et netto opptak eller frigjør CO₂.

Marine sedimenter er jordas største karbonlager, og et vesentlig reservoar for langtidslagring av karbon (Atwood m.fl. 2020). Det er estimert at det totalt er lagret 2322 Pg karbon (Pg = Petagram = 10¹⁵ g) i sedimentenes øverste meter på bunnen (Atwood m.fl. 2020). Dette inkluderer ikke supralittoralsonen (sprøytesonen). Karbonlagringen varierer mellom havdyp, mellom ulike substrat og mellom regioner. Globalt sett er fem ganger så mye karbon lagret i sedimenter i dyphavet (> 1000 m) som i grunnere områder, grunnet det store arealet til de dype områdene. Elvedeltaer og

kontinentalhylle-områder lagrer hhv. 114 Tg C/år og 70 Tg C/år, mens kun 6 Tg C/år lagres i det åpne havet (Burdige, 2005). På kontinentalsokkelen er det på verdensbasis lagret 256-277 Pg C (Bianchi m.fl. 2018, Atwood m.fl. 2020). Disse områdene er samtidig svært heterogene og dynamiske både på stor og liten skala (Bianchi m.fl. 2018). Atwood m.fl. (2020) undersøkte hvilke faktorer som er drivere for høy karbonlagring i sedimentet, og fant at mengden klorofyll, dyp, tilførsler fra land samt avstand fra land og elver var blant de viktigste parameterne. Resultatene pekte videre på at stor tilførsel av organisk materiale fra avrenning fra land og elver, slik man har i estuarier og fjorder, samt planteplanktonoppblomstring knyttet til oppvellingsområder, var viktige drivere til tilførselen av karbon til sedimentene på kontinentalhyllen.

I Norge er det spesielt fjordene som er antatt å ha stort potensial for karbonsekestreering (Smith m.fl. 2015, Włodarska-Kowalczyk m.fl. 2019). Fjordene har lagringsrater som er omtrent hundre ganger høyere enn det globale gjennomsnittet i havet, og lagrer 11% av det marine karbonet til tross for at fjordarealet kun er 0,1 % av havets totalareal (Smith m.fl. 2015). Grunnen til dette er at de er mer avgrensede sammenliknet med åpne kystområder, hvor det er større gjennomstrømming av vann og omsetning. Det er imidlertid stor variasjon mellom ulike fjorder som følge av faktorer som lokale klimaforhold, land-hav interaksjoner, oksygentilgang i bunnvannet, menneskeskapt påvirkning, samt variasjon i både de pelagiske og bentiske samfunnene, herunder i bioturbasjonsaktiviteten (Smith m.fl. 2015, Cui m.fl. 2016, Norði m.fl. 2018, Zaborska m.fl. 2018).

Diesing m.fl. (2017) viste gjennom en modelleringsstudie at finkornede sedimenter (leire og silt) har høyest konsentrasjon av organisk karbon. Imidlertid har ikke slike sedimenter nødvendigvis høyest verdi målt i masse pr. arealenhet, fordi tettheten til sedimentene er lav. Slike fine sedimenter bidrar dermed mindre til det totale karbonlageret, som følge av den lave tettheten og det begrensede arealet til slike fine sedimenter, i motsetning til det som tidligere var antatt. Sediment karakterisert som sand bidrar til så mye som 71% av lageret av partikulært organisk karbon, ifølge modellen til Diesing m.fl. (2017). Modellen viste også at de viktigste prediktorvariablene for konsentrasjonen av organisk karbon, er innholdet av leire/silt, temperaturen ved bunnen og avstanden til land.

Hvor mye organisk karbon er lagret på bunnen i norske havområder?

Når det gjelder norske områder, viste en studie til Diesing m.fl. (2021) at det er lagret 231 mill. tonn karbon i organisk form i bunnens øverste 10 cm i Nordsjøen og Skagerrak. Av dette er 26% lagret i Norskerenna, som er et dypt akkumulasjonsområde. Store deler av Nordsjøen er derimot preget av rask nedbrytning av organisk karbon og kun liten grad av akkumulering. Karbonakkumuleringsraten i Nordsjøen og Skagerrak varierte fra 0,02 – 66,2 g C m⁻² år⁻¹. Med stor variasjon er det vanskelig å sammenligne tallene, men spennet er i hvertfall på linje med det som er estimert for fjordene (10-71 g C m⁻² år⁻¹) (Tabell 4). På bakgrunn av data fra Diesing m.fl. 2021 (tall fra vedleggsdata) har vi ved hjelp av GIS-baserte beregning (se kartapplikasjonen, avsnitt 9) estimert et gjennomsnittlig innhold av karbon for bløttbunnsområder på 1780,7 g C m⁻². Dette er beregnet representativt for de øverste 25 cm av sedimentet, for å muliggjøre sammenligninger med data for ålegrasenger og helofytt-saltvannssumper (Tabell 4).

Vi er ikke kjent med at det er gjort tilsvarende beregninger av områdene nord for Nordsjøen, heller ikke i for fjordene som helhet. Vi har derfor tatt utgangspunkt i de gjennomsnittlige karbontallene for Nordsjøen og Skagerrak, og benyttet disse for å beregne total mengde karbon lagret i de dypere bløttbunnsområdene for hele Norge (innenfor 12 nm). Basert på et samlet areal på 77 179 km² gir dette totalt 137 431 tusen tonn C (Tabell 4). Som nevnt ovenfor er fjordene ansett som områder med stort potensiale for karbonlagring, men det er samtidig stor variasjon både mellom fjordene og innad i en fjord, med høyeste akkumuleringsrater i nærheten til avrenning fra terrestre kilder, samt i dype

akkumulasjonsområder (Hinojosa m.fl. 2014, Norði m.fl. 2018). Vi har benyttet ett karbontall basert på data fra åpen kyst i Nordsjøen og Skagerrak også for fjordområdene, noe som trolig underestimerer karbonlagrene i fjordene.

Når det gjelder grunne bløtbunnsområder, er det enda færre data tilgjengelig på karbonlagring. Dette kan nok delvis henge sammen med at slike områder vanligvis ikke er gjenstand for ordinær overvåking. Disse områdene kan være svært produktive og representere en viktig link mellom land og hav, samtidig som de ofte er heterogene og med stor variasjon på liten skala. Tallene for karbonlagring i Tabell 4 er fra mudderflater i Storbritannia (Bartlett m.fl. 2020), og dermed svært usikre med hensyn til hvor representative de er for grunne bløtbunnsområder i Norge, som også omfatter områder som ligger dypere enn mudderflatene. Karbonakkumuleringsraten er oppgitt til 16 g C m⁻² år⁻¹, som er i nedre sjikt av intervallene for Nordsjøen, Skagerrak og norske fjorder (Tabell 4). Karbonlageret er beregnet til 2000 g C m⁻² (ukjent for hvor dypt ned i sedimentet estimatet omfatter), noe som er bare litt høyere enn mengden karbon lagret i per kvadratmeter i øvre 25 cm av sedimentet i de dypere bløtbunnsområdene. Totalt for de grunne bløtbunnsområdene i Norge (som registrert i naturbase) er det estimert lagret 678 tusen tonn C i sediment og 183 tusen tonn i biomasse (Tabell 4).

Tabell 4. Beste tilgjengelige estimater for arealutbredelsen, kort- og langtidslagre av karbon (henholdsvis i biomasse og bundet i sedimentet), samt karbonakkumuleringsraten i sedimentet per år for marine bløtbunnsområder i Norge

Areal-enhet	Habitat	Areal	Karbonlagre		Prosesser	
			Biomasse g C m ⁻²	Sediment* g C m ⁻²	C akkumulering g C m ⁻² år ⁻¹	NPP g C m ⁻² år ⁻¹
m ²	Bløtbunn (dype områder)		-	~1 780 ¹	0,02-66,2 ¹ (Nordsjøen og Skagerrak)	-
					10-71 (fjorder) ²	-
m ²	Bløtbunn (grunne områder) ³		20	2 000	16	-

Areal-enhet	Habitat	Areal** km ²	Karbonlagre		Prosesser	
			Biomasse 1000 tonn C	Sediment* 1000 tonn C	C akkumulering 1000 tonn C år ⁻¹	NPP 1000 tonn C år ⁻¹
Norge	Bløtbunn (dype områder)	77 179		137 431	701	-
	Bløtbunn (grunne områder)	746	183	678	12	-

* Tallene for bløtbunnsområdene er opprinnelig gitt i m³, altså ned til 1 m dyp, men grovt omregnet til øvre 25 cm. For grunne bløtbunnsområder er det ukjent hvor dypt ned i bunnen estimatet omfatter.

** Se kapittel 7.1 og 9 for beskrivelse av hvordan arealene er beregnet

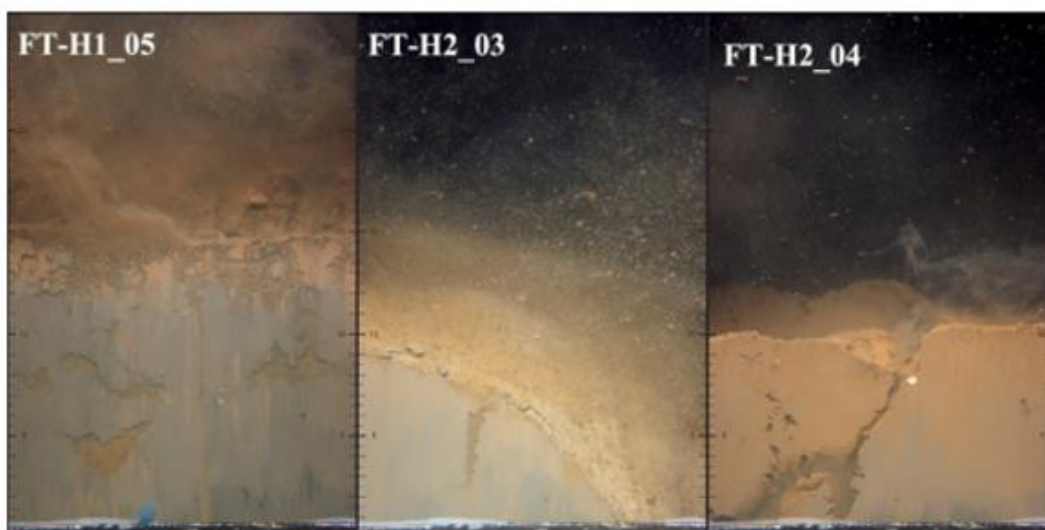
¹ Diesing m.fl., 2021; ² Wlodarska-Kowalczuk m.fl. 2019; ³ Alle tall er hentet fra Bartlett m.fl. 2020

7.3 Trusler og inngrep

Fysiske forstyrrelser

Når marine sedimenter forstyrres fysisk, kan de bli rørt om og resuspendert, noe som vil eksponere sedimentet for oksygen og heterotrof metabolisme, som i sin tur medfører remineralisering av karbon til karbondioksid (Bianchi m.fl. 2016). Det er flere aktiviteter som kan medføre slik fysisk forstyrrelse av overflatesedimentene; bl.a. bunntåling, mudring og gruveaktivitet på havbunnen. Også utbygginger og fysiske inngrep som etablering av akvakultur eller vindmølleparker, samt utlegging av kabler, boring og liknende kan gi slike effekter. I følge Atwood m.fl (2020) vil sedimenter på kontinentalhyllen, som er gjenstand for høy sedimentasjon og rask avtakende oksygenpenetrasjon med dypet, vært mest sårbare ovenfor forstyrrelser. Her vil fysiske forstyrrelser kunne øke oksygeneksponeringen, samt mikse det karbonholdige materiale opp til overflaten, hvor det vil være gjenstand for mikrobiell nedbrytning og etterfølgende frigjøring av CO₂. I dyphavet er det mer stabilt og mindre fauna i sedimentene og her antas det organiske karbonet å være mindre tilgjengelig for heterotrof metabolisme. Grunne bløtbunnsområder er gjenstand for trusler knyttet til utbygginger i strandsonen, mudring, økt avrenning og erosjon.

Pr. i dag finnes det ingen nøyaktig kvantifisert informasjon om tap av karbon forårsaket av ulike forstyrrelsesfaktor, men NIVA jobber på en redegjørelse på oppdra fra Miljødirektoratet (november 2022). For bløtbunn er det uansett bunntåling som anses å være den største trusselen for karbonlagrene i havbunnen pr. i dag. Bunntåling medfører dyp penetrasjon (< 70 cm) av tråldørene i bløte sedimenter (Strandli m.fl. 2022). Eksempler på forstyrrelse av sediment som kan være forårsaket av bunntåling er vist i Figur 8. Basert på satellittdata ble det i en studie skrevet av 26 forskere beregnet at det på en global skala ble trålt 4,9 mill km² tilsvarende 1,3% av havområdet pr. år (Sala m.fl. 2021). Dette ble så beregnet å gi et årlig CO₂-utslipp på 1,47 Pg, som er på linje med utslipp forårsaket av all årlig flytrafikk. Studien har blitt sterkt kritisert, men den viser uansett at tråling globalt sett er av vesentlig betydning mht. sedimentenes kapasitet til å lagre karbon. Forfatterne av studien peker også på viktigheten av å etablere beskyttede marine områder (Marine Protected Areas, MPA) for å sikre marine karbonlagre, og at etablering av slike områder blir koordinert internasjonalt. Diesing m.fl. (2020) tar også til orde for etableringen av denne type områder for beskyttelse av marin karbonlagring.



Figur 8. Eksempler på sedimentforstyrrelse som kan være forårsaket av trållaktivitet (hentet fra Beylich m.fl. 2021).

Globalt sett er kun om lag 2% av karbonet som er lagret i marine sedimenter lokalisert i områder som er fullstendig beskyttet ovenfor forstyrrelse av havbunnen (Atwood m.fl. 2020). Vi er ikke kjent med at det eksisterer et slikt tall for norske havområder spesielt. I planlegging av nye Marine Protected Areas (MPA) bør også potensiale for karbonlagring tas i betraktning (Howard m. fl. 2017), og inkludering av marine sedimenter i denne sammenheng er svært viktig (Atwood m.fl. 2020).

Havvindanlegg kan også potensielt virke inn på karbonlagringen i sedimentene. Utlegging av fundamenter og kabler kan gi resuspensjon i anleggsfasen, som potensielt kan frigjøre karbon. Man har også potensielle effekter under driftsfasen, som er gjennomgått i en rapport av de Jong m.fl. (2020). Her trekkes det frem at vibrasjoner fra vindturbinene kan medføre at sedimentet blir grovere, som igjen kan ha effekt på biogeokjemiske prosesser og langtidsdeponering av karbon i sedimentet. Et grovere sediment kan også medføre at gravende kråkeboller som lever i karbonrike og fine sedimenter kan forsvinne, noe som kan føre til lavere bioturbasjon, ifølge rapporten. På den annen side kan etablering av havvindanlegg medføre mindre tråling pga. trålforbudssoner rundt anleggene, noe som kan ha en positiv effekt på sedimentenes karbonlagring.

Klimaendringer

Det er enda ikke fullstendig klarlagt hvordan klimaendringene spiller inn på havbunnens evne til å lagre karbon. En slik respons er svært sammensatt og kompleks. Det er mange variabler som virker inn i alt fra hydrografiske forhold, pelagisk produksjon og hva som forbrukes i vannmassene vs. Mengden som sedimenter, og den bentiske artssammensetningen. En endret artssammensetning kan føre til endret funksjon herunder karbonlagring. I Antarktis ble det for eksempel vist at det ikke var en bestemt funksjonell gruppe som var av betydning for karbonlagringen, men derimot mangfoldet av funksjonelle grupper (Barnes og Sands, 2017). Noen tilsvarende studie er etter vår kjennskap ikke utført for norske havområder. Responsen vil også avhenge av hvordan en endret artssammensetning endrer bioturbasjonen. Noen arter bidrar til å frigjøre karbon fra sedimentets dypere lag til overflaten, mens andre bidrar til å frakte organisk karbon fra overflaten og nedover i sedimentet. Videre kan tap av nøkkelarter medføre en uproporsjonal stor reduksjon i bioturbasjonen (Solan m.fl. 2004).

Når det gjelder fjordene, kan redusert isdekke i arktiske fjorder både i tid og rom kunne øke primærproduksjonen, som igjen antas å gi en økt sedimentering og derav karbonlagring til sedimentene (Slagstad m.fl. 2015, Włodarska-Kowalczyk m.fl. 2019). I fjorder som i dag er sterkt preget av isbreer, derimot, vil tilbaketrekkingen av breene kunne føre vesentlige endringer i primærproduksjonen pga. endring i de hydrografiske forholdene (Meire m.fl. 2017). Da kan man få en redusert primærproduksjon, som koplest med redusert transport av mineralisk materiale og lavere sedimentasjon vil kunne føre til mindre karbonlagring i slike sedimenter (Włodarska-Kowalczyk m.fl. 2019). Slik variasjon mellom fjordene må tas i betraktning når man skal predikere hvordan klimaendringene påvirker fjordenes rolle som karbonlagre i fremtiden (Włodarska-Kowalczyk m.fl. 2019). I mer åpne kystområder vet man heller ikke nok om hvordan klimaendringene spiller inn. Også andre prosesser som endrer avrenningsmønstre vil spille inn på mengden karbon som transporteres fra land til hav, slik som endringer i bruk av landarealer og forvaltning av nedbørfelt (Diesing m.fl. 2017).

Endringer i både kilde, kvalitet og kvantitet til terrestrisk derivert materiale kan føre til både unimodale og mer komplekse multimodale kaskadeeffekter (Pardo m.fl., innsendt manuskript). For å øke slik kunnskap anbefales å utføre studier som både går over lang tid og som inkluderer sesongmessig variasjon, i kombinasjon med eksperimentelle studier. Det er generelt anbefalt mer fokus på romlig heterogenitet mht. endring i mineralisering og lagring av organisk karbon i

Anthropocene (Bianchi, 2011). I tillegg til klimaendringer er også endringer i “land-use” og modifikasjoner av elver faktorer som spiller inn på fluks av organisk materiale fra land, og som bør tas i betraktning mht. karbonlagringspotensialet til sedimentene (Atwood m.fl. 2020).

Forurensning

Forurensning vil også kunne påvirke karbonlagringen. Ved eutrofi kan man få oksygensvinn og store mengden organisk karbon som ikke brytes ned. Både eutrofi og redoks-effekter forbundet med endringer i oksygenregimet innvirker på faunaen og sedimentprosessene (Diaz og Rosenberg, 2008, Middelburg og Levin, 2009). Det vil til enhver tid være balansen mellom tilførsler av organisk karbon fra vannmassene og remineraliseringsraten til den bentiske faunaen som kontrollerer skjebnen til karbonet på havbunnen (Diesing m.fl. 2017). Også forurensning i form av miljøgifter kan virke inn. Miljøgifter kan gi en fattig fauna og derav redusere bioturbasjonen. Det er samtidig vanskelig å konkludere hvorvidt dette øker eller reduserer sekvestreringen, da dette er avhengig av hvilke arter som blir påvirket.

8 Diskusjon og oppsummering

8.1 Karbonlagring i ulike naturtyper

Det er utfordrende å sammenligne karbontall for ulike habitater og naturtyper, av flere årsaker. Data for utbredelse av noen av naturtypene er svært usikre, det kan være store regionale og lokale variasjoner i karbonlagrene, og ulik metodikk som ligger til grunn for målingene. Når man sammenligner karbonlagre per arealenhet, f.eks. per m², må man også være oppmerksom på at hvor dypt ned i havbunnen/sedimentet estimatet omfatter, da dette vil påvirke tallet for karbonlagring. Én kvadratmeter sediment vil lagre mer karbon i øvre 100 cm enn i øvre 25 cm om man antar at innholdet er konstant med dybden (som det til tider gjøres i litteraturen).

Det er likevel noen tydelige forskjeller som utpeker seg dersom man sammenligner karbonlagrene for de blå skogene, altså makroalger (tang og tare), ålegrasenger og helofytt-saltvannssump (Tabell 5). Helofytt-saltvannssump bestående av takrør har høyest primærproduksjon, høyest karbonlager i sedimentet (karbon per kvadratmeter) og høyest karbonsekvestringsrate. Helofytt-saltvannssump bestående av havsivaks har derimot primærproduksjon mer på linje med ålegrasenger og makroalger, men tilsynelatende betydelig lavere kapasitet for karbonlagring. Sammenlignet med for eksempel ålegrasenger har havsivaks lagret mindre karbon i plantebiomasse og sediment. Det er usikkert om dette skyldes en reell forskjell, eller om det skyldes ulikhet i metode eller svakt datagrunnlag. Tallene for karbonlagrene for helofytt-saltvannssump er basert på kun noen få studier utenfor Norge, og må derfor tolkes med forsiktighet.

Makroalger (tang og tare) vokser på hardbunn (dvs. fjell under vann), og vil derfor ikke lagre karbon i havbunnen akkurat der hvor primærproduksjonen skjer. Dette er i motsetning til ålegrasenger og helofytt-saltvannssump, hvor karbon avsettes og lagres i sedimentet under habitatet. Det har derfor tidligere feilaktig hersket en antagelse om at tareskog ikke bidrar til langtidslagring av karbon (Nellemann m.fl. 2009). De siste årene har det midlertid blitt mer fokus på tareskogens rolle i karbonomsetning og lagring i havet (f.eks. Krause-Jensen m.fl. 2018). Små tarebiter og til tider hele tareplanter løsner naturlig fra tareskogen, og spres med vannmassene til den omkringliggende havbunnen. Fordi tareskogen dekker så store arealer langs kysten i Norge, blir det samlede bidraget av karbon eksportert fra tareskog til havbunnen betydelig. Det er imidlertid utfordrende å måle det konkrete bidraget fra makroalger til karbonet som er langtidslagret i sedimentene i kyst- og havområder, men nylig ble det gjort noen estimater der har bidratt til estimatene i denne rapporten (Tabell 5 og Tabell 6, Frigstad m.fl. 2021, Broch m.fl. 2022, d'Auriac m.fl. 2021). For å vurdere karbonlagringspotensialet til tareskog må man derfor undersøke sekvestringsraten av karbon også i andre områder enn der hvor tareskogen vokser, eller konstruere masse-balanse modeller for hvor mye karbon som går inn og ut av tareskogen. Det er sistnevnte metode som er anvendt i Frigstad m.fl. (2021), og som tallene i foreliggende rapport stammer fra. Metoden er internasjonalt anerkjent og blitt foreslått av Krause-Jensen og Duarte (2016). Sekvestringsraten for tare antas å være høyere enn for både tang og ålegras (Krause-Jensen og Duarte 2016), men ikke like høyt som for takrør-vegetasjon (Sousa m.fl. 2017).

Tabell 5. Oversikt over karbonlagre per areal (kvadratmeter) i henholdsvis levende biomasse og begravet i sedimentet, samt rater for karbonsekvestrering/akkumulering og netto primærproduksjon (NPP) for de ulike naturtypene i Norge, dersom data er tilgjengelig. Data for planteplankton er estimert for kystsonen, se tekst for detaljer (se avsnitt 5.1).

Areal-enhet	Habitat	Karbonlagre		Prosesser	
		Biomasse g C m ⁻²	Sediment* g C m ⁻²	C sekvestrering/ akkumulering g C m ⁻² år ⁻¹	NPP g C m ⁻² år ⁻¹
m ²	Tare ¹	670	0	67,8 (19-81)	309 (147-581)
	Tang ¹	300 (150-500)	0	37,8 (11-45)	292 (279)
	Ålegras ¹	79 (71-87)	2 600 (700-4500)	51 (14)	326 (115)
	Helofytt-saltvannssump (takrør)	-	1 000-4 350 ^{2,3}	245 ⁴	1 340 ⁵
	Helofytt-saltvannssump (havsivaks)	22-28 ^{6,7}	370	-	421
		-	~1 780 ⁸	0,02 – 66,2 ⁸ (Nordsjøen og Skagerrak)	-
	Bløtbunn (dype områder)	-	-	10 - 71 (fjorder) ⁹	-
	Bløtbunn (grunne områder) ¹⁰	20	2 000	16	
	Planteplankton			10-30	150

* Øvre 25 cm for ålegraseng. For takrør er tallene omregnet til øvre 25 cm fra 0,5-1 m dyp. For havsivaks er tallene for øvre 30 cm. Tallene for bløtbunnsområdene er gitt i m³, altså ned til 1 m dyp, men grovt omregnet til øvre 25 cm.

¹ Alle tall fra Frigstad m.fl. 2021; ² Callaway m.fl. 1996; ³Buczko m.fl. 2022; ⁴ Sousa m.fl. 2017; ⁵ Caplan m.fl. 2015; ⁶ Couto m.fl. 2013; ⁷ Duarte m.fl. 2012; ⁸ Diesing m.fl. 2021; ⁹ Wlodarska-Kowalczyk m.fl. 2019, ¹⁰ Alle tall er hentet fra Bartlett m.fl. 2020

Bløtbunnsområdene skiller seg fra de blå skogene ved at det mangler vegetasjon, da mesteparten av arealene ligger dypere enn lyset rekker ned (under den fotiske sonen). Data for karbonakkumulering i Nordsjøen og Skagerrak varierer fra nesten ingenting på kontinentalhyllen i Nordsjøen til $66 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ i Norskerenna, som antas å være et aktivt akkumuleringsområde. Dette er akkumulasjonsrater på linje med hva tare og ålegras bidrar med til karbonakkumulering per kvadratmeter skog/eng, men har antageligvis opphav fra et mye større (ukjent) areal enn bare representert av vannsøylen rett over. Det er viktig å være oppmerksom på at sekvestreringsratene for bløtbunn og ålegras ikke er direkte sammenlignbare med ratene for tang og tare, da de førstnevnt er beregnet per areal bløtbunn/ålegraseng, mens sistnevnte er per areal stående tang/tareskog. I prosessen med marine karbonregnskaper må man derfor være oppmerksom på å unngå 'dobbelpostering' av karbonsekvestring da raten fra bløtbunn kan inneholde en (ofte ukjent) andel karbon fra tang, tare, ålegras og helofytt-saltvannssump.

Dersom man tar naturtypenes totale utbredelse og areal i Norge med i betraktning, ser det relative bidraget til karbonlagring noe annerledes ut enn hvis man ser på lagring per arealenhet. Tare utpeker seg som den vegetasjonstype med størst utbredelse og lagringspotensiale langs norskekysten, og er estimert til å lagre nesten 5 millioner tonn karbon i stående biomasse (Tabell 6.). I tillegg bidrar tareskogen med sekvestring av organisk karbon på om lag 500 000 tonn hvert år i sedimenter. Dette tilsvarer 1,8 mill. tonn CO_{2e} , noe som utgjør omtrent 3,6 % av Norges samlede CO_2 utslipp årlig. Total mengde karbon bundet i tang og ålegras i Norge er vesentlig lavere enn for tare, og utgjør henholdsvis 927 000 og 7 000 tonn karbon lagret i stående biomasse. Sedimentet under ålegrasengene inneholder i tillegg ca. 245 000 tonn karbon (Tabell 6.). I tillegg bidrar disse to habitattypene med en årlig karbonlagring på om lag 117 000 og 4600 tonn karbon. Om disse estimatene stemmer, betyr det at om alle tareskogene og ålegrasengene forsvinner frigis det henholdsvis 18 og 0,9 mill. tonn CO_{2e} til atmosfæren, mens den årlige lagring av karbon i havet i tillegg reduseres med henholdsvis 1,8 og 0,017 mill. tonn CO_{2e} . For helofytt-saltvannssump mener vi at det kartlagte arealet på $1,2 \text{ km}^2$ (kapittel 4) er et såpass grovt underestimat at det vil være direkte misvisende å presentere tall for total karbonlagring i Norge for denne naturtypen. For plante- og dyreplankton, samt fisk og pattedyr har det ikke vært mulig å estimere karbonlagringen i havbunnen for det samlede kystareal i Norge, da deres respektive bidra til karbonmengden i havbunnen stort sett er ukjent.

Sammenlignet med utvalgte naturtyper på land

Terrestrisk skog dekker nesten $120\,000 \text{ km}^2$ i Norge, altså 16 ganger mer enn det estimerte arealet til tareskog, og binder totalt 500 Tg karbon (500 millioner tonn C) i den stående biomassen (Bartlett m.fl. 2020). Til sammenligning korttidslagrer tareskogen i Norge omkring 5 millioner tonn karbon, noe som tilsvarer 1% av karbonet som står lagret i trærne i norske skoger. Terrestrisk skog har en estimert årlig sekvestringsrate på $49 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$, noe som er i samme størrelsesorden som tareskog, tang og ålegras (Tabell 5). Karbonsekvestringsrater for våtmarksområder på land viser store variasjoner med gjennomsnittlige verdier omkring $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ for ulike myrtyper (>110 studier inkludert, Bartlett m.fl. 2020). Karbonsekvestringsratene vi har funnet for helofytt-saltvannssump bestående av takrør (Tabell 5) er dermed om lag dobbelt så høye som for myr på land, og fem ganger høyere enn for terrestrisk skog. Vi har ikke funnet tilsvarende tall for helofytt-saltvannssump bestående av havsivaks, men vi antar at det er lavere enn for takrør (se detaljer i avsnittet).

Tabell 6. Beste tilgjengelige estimater for arealutbredelse av ulike marine naturtyper i Norge, samt totalt kort- og langtidslagret karbon (som stående biomasse over havbunnen og som bundet karbon i sedimentet under havbunnen, henholdsvis). I tillegg er karbonsekvestringsraten og samt netto primærproduksjonen (NPP) oppgitt. Karbontall for plante- og dyreplankton, samt for fisk og pattedyr finnes ikke til å understøtte tilsvarende beregninger for disse naturtyper.

Areal-enhet	Habitat	Areal (km ²)	Karbonlagre		Prosesser	
			Biomasse 1000 tonn C	Sediment 1000 tonn C	C sekvestrering 1000 tonn C år ⁻¹	NPP 1000 tonn C år ⁻¹
Norge	Tare ¹	7 417 (5933-9317)	4 969	-	503 (141-601)	2 291 (1090-4309)
	Tang ¹	3090	927	-	117 (33-139)	903 (862)
	Ålegras ¹	90	7	245	4,6 (1,3)	29 (10)
	Bløtbunn (dype områder)*	77 179		137 431	701	-
	Bløtbunn (grunne områder) ^{2*}	746	183	678	12	-
	Helofytt-saltvannssump**	-	-	-	-	-

¹ alle tall er hentet fra Frigstad m. fl. 2021; ² alle tall er hentet fra Bartlett m.fl. 2020

* Se kapittel 7.1 og 9 for beskrivelse av hvordan arealene er beregnet

** Se kapittel 9 for beskrivelse av hvordan arealene er beregnet

8.2 Trusler og inngrep

De marine naturtypene som er beskrevet i denne rapporten står ovenfor ulike trusler (Tabell 7). For tareskog i Nord-Norge er kråkebollebeiting fortsatt den største trusselen, mens på Sørlandet og deler av Vestlandet er klimaendringer og utslipp av næringssalter de alvorligste truslene mot både tang og tare. Ålegrasenger er særlig utsatt for økte næringstilførsler og eutrofiering, men også fysiske inngrep som utbygging i strandsonen. For helofytt-saltvannssump er fysiske inngrep i strandsonen trolig den største trusselen, i kombinasjon med økt havnivå.

For sedimenter i de dypere havområdene er fysiske forstyrrelser i form av tråling ansett som den største trusselen mot karbonlagrene, men uten at dette er kvantifisert pr. i dag. I Storbritannia er det etablert bunntål-frie soner som tiltak for beskyttelse av naturtyper på havbunnen, blant annet for å beskytte mot tap av karbon i havbunnen. For de grunnere bløtbunnsområdene i kystnære strøk vil derimot fysiske inngrep som mudring og utfylling kunne utgjøre en trussel, men dette er lite undersøkt og heller ikke kvantifisert pr i dag.

For plankton er det hovedsakelig klimaendringene som vil påvirke framtidig karbonlagring, da den biologiske pumpen kan bli mindre effektiv med varmere og mer stratifisert vann med mindre sesongvariasjon. For fiske- og hvalbestandene har fiskeri og hvalfangst ført til sterke reduksjoner i potensialet for karbonlagring gjennom disse dyregruppene, mens klimaendringer og andre menneskelige påvirkninger kan ha effekter i framtiden.

Karbonlagrene har også ulik sårbarhet overfor de trusler og inngrep de står overfor (Tabell 7). Tap av tareskog og tangsamfunn medfører tap av karbonet stående i den levende biomassen, samt gjennom

reduerte årlige rater av langtidslagring, men denne effekten er reversibel og lageret vil bygge seg opp igjen dersom forholdene tillater det. Tap av tareskog og tangsamfunn vil ikke påvirke allerede langtidslageret tarekarbon, da dette er lagret i sedimentet i omkringliggende bløtbunnsområder. Inngrep i og tap av ålegrasenger og helofytt-saltvannssump vil derimot medføre et irreversibelt tap av karbon som har akkumulert over lang tid, og som det vil ta lang tid før bygger seg opp igjen. Det samme gjelder også for bløtbunnsområder.

Tabell 7. Oppsummering av de viktigste truslene som de ulike naturtypene står overfor, og i hvilken grad truslene representerer et irreversibelt eller reversibelt tap av lagret karbon,

Naturtype/ habitat	Viktigste trusler/ menneskelig påvirkning	Konsekvens for karbonlagring
Tareskog	Kråkebollebeiting, eutrofi, klimaendringer	Tap av korttidslager, reduserte årlige rater av langtidslagring
Tang	Eutrofi, klimaendringer	Tap av korttidslager, reduserte årlige rater av langtidslagring
Ålegrasenger	Eutrofi, fysiske inngrep	Tap av korttidslager og langtidslager
Helofytt-saltvannssump	Fysiske inngrep, økt havnivå	Tap av korttidslager og langtidslager
Bløtbunn	Bunntåling, andre fysiske inngrep	Tap av langtidslager
Planteplankton	Klimaendringer	Tap av korttidslager, reduserte årlige rater av langtidslagring
Dyreplankton	Klimaendringer	Tap av korttidslager, reduserte årlige rater av langtidslagring
Fisk og pattedyr	Fiskeri, klimaendringer	Tap av korttidslager, reduserte årlige rater av langtidslagring

8.3 Oppsummering

Alle de marine naturtypene tilfører samfunnet mange sentrale økosystemtjenester. I denne rapporten har vi imidlertid fokusert på potensialet for karbonlagring. Hvordan de ulike naturtypene vurderes mht. viktighet for karbonlagring vil avhenge av skala: tareskog og bløtbunn dekker for eksempel store areal og er svært viktige i nasjonal sammenheng (Tabell 8). Ålegrasenger og helofytt-saltvannssumper dekker betydelig mindre arealer, men lagrer mye karbon per arealenhet. Ved inngrep i kystsonen er det derfor viktig å innhente kunnskap om hvilke naturtyper som potensielt forstyrres, og hvilken effekt inngrepet har på karbonlageret, og vurdere effektene både på regionalt og nasjonalt nivå.

Norsk rødliste for naturtyper er utarbeidet av Artsdatabanken i samarbeid med fagekspertene, og viser hvilke naturtype som har risiko for å gå tapt fra Norge (Artsdatabanken 2018). I henhold til rødlista er nordlig stortareskog nær truet, mens nordlig og sørlig sukkertareskog er sterkt truet (Tabell 8). Tangbeltet og helofytt-saltvannssump er ansett som ikke-truet. Ålegrasenger er heller ikke ansett som truet nasjonalt, men kan være truet lokalt. Dyp og grunn marin sedimentbunn er ikke truet, med unntak av dyp slambunn i Skagerrak som er ansett som nær truet.

Tabell 8. En semi-kvantitativ sammenligning av de ulike marine naturtypene, inkl. hvor stort et areal de dekker, deres potensiale for lagring av karbon per arealenhet og totalt for Norge, og i hvilken grad naturtypen er ansett som truet eller ikke iht. Norsk rødliste for naturtyper (Artsdatabanken 2018).

Naturtype/habitat	Utbredelse/areal i Norge	Karbonlagringspotensial, per areal (biomasse og sediment)	Karbonlagringspotensial, totalt for Norge	Anses naturtypen som truet iht. norsk rødliste for naturtyper?
Tareskog	Stor	Middels	Høyt	Nordlig stortareskog: nær truet. Nordlig og sørlig sukkertareskog: sterkt truet.
Tang	Middels	Lavt	Middels	Intakt (ikke truet)
Ålegrasenger	Lite	Høyt	Lavt	Intakt (ikke truet) nasjonalt, men kan være truet lokalt
Helofytt-saltvannssump	Ukjent (trolig lite)	Høyt	Trolig lavt	Intakt (ikke truet)
Bløtbunn	Stor	Høyt	Trolig høyt	Dyp og grunn marin sedimentbunn: Intakt (ikke truet). Dyp slambunn i Skagerrak: nær truet
Planteplankton	Stor	Ikke relevant	Ikke relevant	Ikke vurdert
Dyreplankton	Ikke relevant	Ukjent	Ukjent	Ikke vurdert
Fisk og pattedyr	Ikke relevant	Ukjent	Ukjent	Ikke vurdert

8.4 Kunnskapsbehov

Det er generelt store kunnskapshull når det gjelder utbredelsen av de marine naturtypene langs kysten, noe som gjør beregning av opptak og lagring av karbon usikre. Data på utbredelse av tang mangler fullstendig i Norge, og også de statistiske rommelige modeller for tareskog er usikre, da de ikke er validert av uavhengige data.

Ålegrasenger har blitt kartlagt gjennom «Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst», men det er fremdeles usikkerhet knyttet til naturtypens utbredelse. Dette gjelder i enda større grad for andre typer undervannseng. Det er derfor behov for nye programmer for kartlegging og vurdering av ålegrasenger og andre undervannsenger langs norskekysten. Det jobbes nasjonalt, og internasjonalt, for utvikling av ny teknologi for mer effektiv og systematisk kartlegging av ålegras og annen grunn marin vegetasjon bla. med droner (f.eks. den nasjonale droneinfrastruktur SeaBee, www.seabee.no), autonome overflatefarkoster og fjernmålingsteknikker (bla. pilotprosjektet Marine grunnkart i kystsonen, Økokyst overvåkingsprogrammene og andre nasjonale og regionale monitorings- og kartleggingsprosjekter).

For helofytt-saltvannsump er det kartlagt et areal på 1,2 km² i Norge, noe som trolig er et grovt underestimat i forhold til hva som finnes. Bedre kartlegging av denne naturtypen er viktig for økt kunnskap om karbonlagring, men også for god forvaltning og arealplanlegging i strandsonen. I forbindelse med arbeidet med denne rapporten har vi gjort et grovt estimat av naturtypen på grunnlag av punktregistreringer av takrør og havsivaks, som ligger inne i databasen «Artskart», men dette estimatet er beheftet med store usikkerheter. Helofytt-saltvannsump er trolig godt egnet for kartlegging med satellitt, flyfoto eller droner. Vi vil sterkt anbefale at denne naturtypen kartlegges og forvaltes helhetlig sammen med strandeng og de andre naturtypene som faller innenfor begrepet tidevannseng og tidevannsump (Borgersen m.fl. 2021).

Et sentralt kunnskapsbehov er informasjon fra norske kystområder om mengden karbon som lagres i de marine naturtypene. Beregningene for karbonlagring er ofte basert på studier fra andre land, og det er stort sett ukjent hvor relevante disse data er for norske områder. For tareskog finnes kun ét nasjonalt datasett som estimerer andelen tarekarbon utgjør av totalt karboninnhold i havbunnen, basert på kun fire stasjoner i Frohavet på Trøndelagskysten (Frigstad m.fl. 2021). For tang finnes ingen tilsvarende nasjonaledatasett. Omfanget av norsk tang- og tareskog tatt i betraktning vil det være relevant å gjennomføre kvantitative studier av disse naturtypers bidrag til de nasjonale karbonlagre på havbunnen. For ålegras mangler data for karboninnholdet i ålegrasenger i Norge generelt, og det mangler kunnskap om lokale og regionale forskjeller, og på hvilken måte eksponeringsgraden påvirker lagringskapasiteten til ålegrasengene. For helofytt-saltvannsump finnes internasjonale data for tidevannseng og tidevannsump (salt marsh/tidal marsh), men regionale forskjeller i bl.a. tidevannsregime, klima, salinitet og vegetasjonstype gjør det usikkert om dataene er representative for helofytt-saltvannsump i Norge. I det pågående forskningsprosjektet “NordSalt” (2021-2024, www.sdu.dk/en/forskning/nordsalt) vil det bl.a. forskes på karbonlagring og sekvestrering i tidevannsenger og tidevannssumper i Norden. Det bør gjøres undersøkelser av karbonlageret i helofytt-saltvannsump i Norge, både i bestander dominert av takrør og havsivaks i ulike områder i Norge og under ulike tidevannsregimer.

I Storbritannia er det gjennomført en rekke studier på effekter av tråling på karbonlagring i havbunnen, og hvordan både sedimentasjonen og langtidslagringen av karbon påvirkes. Landet har innført omfattende forbud mot bunntråling i sine havområder for å blant annet bevare karbon lagret i havbunnen (for eksempel Dogger banken, [Dogger Bank SAC](#),

[gov.ukhttps://www.gov.uk/government/news/government-uses-brexit-freedom-to-protect-our-seas](https://www.gov.uk/government/news/government-uses-brexit-freedom-to-protect-our-seas)). Vi er ikke kjent med tilsvarende studier gjeldende for norske kystområder, men det virker rimelig å anta tilsvarende effekter i Norge. Tilsvarende vil det være relevant å kvantifisere potensielle effekter på havbunnens karbonlagre av fiskeoppdrett og annen akvakultur langs kysten, av gruveaktivitet på havbunnen, samt etablering av vindmølleparker og annen stor-skala infrastruktur i havrommet.

Det er også mangel på kunnskap om hvordan klimaendringene påvirker karbonlagring langs kysten. Klimaendringer påvirker alle de marine økosystemkomponentene, og langs kysten er det særlig effekter knyttet til økt avrenning som virker inn, gjennom formørking og tilførsler av næringsstoffer og organisk materiale fra land. Det er ikke godt nok klarlagt hva som skjer med det terrestriske materialet når det møter saltere vann, og hvordan dette materialet fordeler seg i det marine miljøet, herunder sjøbunnen.

For plante- og dyreplankton er det tilgjengelige tallmaterialet for karbonlagring via den biologiske pumpen (passiv og aktiv transport av karbon produsert av planteplankton) basert på studier i åpne havområder, mens det er manglende kunnskap om størrelsesordenen og viktigheten av disse prosessene for karbonlagring i kystområdene. ØKOKYST overvåker planteplankton langs norskekysten og har siden 2021 inkludert dyreplanktonovervåking for noen stasjoner. For å få bedre kunnskap om rollen til plankton for karbonlagring langs kysten trengs observasjonsstudier av karboneksport fra overflaten til havbunnen, og migrasjonsrater og overvintringsperioder for dyreplankton, i disse områdene. Det er generelt svært begrenset kunnskap om graden av karbonsekvistrering fra fisk og pattedyr på global skala, og vi kjenner ikke til studier på dette fra Norge.

Gjennomgangen av bløtbunnsdataene viste at det er stor variasjon mellom ulike fjorder mht. karbonlagring. Det er derfor behov for mer data for å peke ut bestemte fjorder som er spesielt viktige for karbonlagring. I lys av dette, og fjordenes rolle som viktige karbonlagre, bør man i fremtidig kunnskapsinnhenting prioritere fjordområdene. Videre bør også grunne bløtbunnsområder prioriteres.

Man vet fortsatt lite om hva som sedimenterer og skjebnen til det organiske materialet på bunnen. Dette er viktig å få mer kunnskap om siden ulike materialer har ulikt potensiale for sekvestrering. Etersom klimaendringer medfører økt avrenning og økt fluks av terrestrisk derivert materiale til kystsonen, er det spesielt viktig å få mer kunnskap om skjebnen og omdanningen av slikt materiale (Bianchi, 2011). Man bør kunne benytte allerede pågående overvåking av bløtbunn til å samle inn mer data som kan belyse opphavet til det organiske karbonet. Videre anbefales å måle mer enn kun totalt organisk karbon og totalt nitrogen. Hvilke parametere som bør legges til, bør utredes nærmere, men aktuelle kandidater er stabile isotoper og pigmenter samt miljø-DNA (også kalt e-DNA) for identifisering av de ulike kilder og deres respektive bidra til karbonlagringen i havbunnen.

Mht. faunaen anbefales det å inkludere måling av biomasse i miljøovervåkingen for å belyse mengden karbon bundet i faunaen og karbonfluks mellom økosystemkomponenter. Slik biomassemåling har man generelt ikke tradisjon for i Norge, men brukes hyppig i utlandet. Det anbefales også å ta inn egenskapsanalyser for å få mer kunnskap om økosystemfunksjoner, og bruke dette som en del av kunnskapsgrunnlaget i vurdering av ev. vernede soner mht. karbonlagring. Man bør vite mer om hvorfor enkelte områder binder mer karbon enn andre, og hvorvidt det er enkeltarter som spiller en viktig rolle og som en bør overvåke utbredelsen til.

Det er generelt lite kunnskap om hvilke forstyrrelser som pr. i dag utgjør den største trusselen mht. karbonlagring. Effekt av klimaendringer er en svært kompleks trussel, og som nevnt ovenfor, kan øke tilførselen av terrestrisk derivert materiale til kysten. Endringer i både kilde, kvalitet og kvantitet til terrestrisk derivert materiale kan føre til både unimodale og mer komplekse multimodale kaskadeeffekter (Pardo m.fl., godkjent manuskript). For å øke slik kunnskap anbefales det å utføre studier som både går over lang tid og som inkluderer sesongmessig variasjon, i kombinasjon med eksperimentelle studier. Det er generelt anbefalt mer fokus på romlig heterogenitet mht. endring i mineralisering og lagring av organisk karbon (Bianchi, 2011). I tillegg til klimaendringer er også endringer i utnyttelse av landarealer og modifikasjoner av elver faktorer som spiller inn på fluks av organisk materiale fra land, og som bør tas i betraktning mht. karbonlagringspotensialet til sedimentene (Atwood m.fl. 2020).

9 Kartframstilling og kartapplikasjon

Vår leveranse inkluderer en kartløsning, som sammenfatter informasjon om arealutbredelser og karbonlagring knyttet til de ulike naturtypene fremhevet i denne rapporten. Kartløsningen er tilgjengelige online i en egen webapplikasjon

(<https://niva.maps.arcgis.com/apps/dashboards/4ce814bd03ea48bc958467fba1d05172>).

Webapplikasjonen gjør det mulig å trekke ut oppsummeringer, både figurer og tabeller, basert på kartutsnittet som vises. Applikasjonen er dynamisk, og målet har vært at den skal kunne brukes på skalaer fra relativt detaljerte utsnitt av fjordarmer til de helt overordnede linjene på nasjonalt nivå (Figur 9 - Figur 12).

For arealutbredelser har vi benyttet flere ulike kilder. For tareskog er NIVAs taremodeller benyttet som underlag for kartfesting og beregning av tareskogarealer (Frigstad m.fl. 2021). For ålegras og grunne bløtbunnsområder ble utbredelseskart hentet direkte fra Naturbase. For helofytt-saltvannssump (takrør og havsivaks) ble det trukket ut data fra Artsdatabankens Artskart. Deretter ble arealtall estimert basert på generelle ekspertvurderinger av hva som er en vanlig forekomst. Vi benyttet et antatt konservativt estimat med gjennomsnittlig størrelse på 1000 m² for bestander av takrør og 500 m² for bestander av havsivaks, så det totale arealet av disse naturtypene i Norge er trolig underestimert. Dypere bløtbunn er vanskelig å avgrense, men vi har benyttet det som var tilgjengelig av kartunderlag fra NGU, primært kart over sedimentkornstørrelser, men også de mer overordnede lagene som beskriver landskapsformer. Samtlige GIS-lag ble tilpasset formålet med webapplikasjonen, og informasjon som ikke var formålstjenlig ble fjernet.

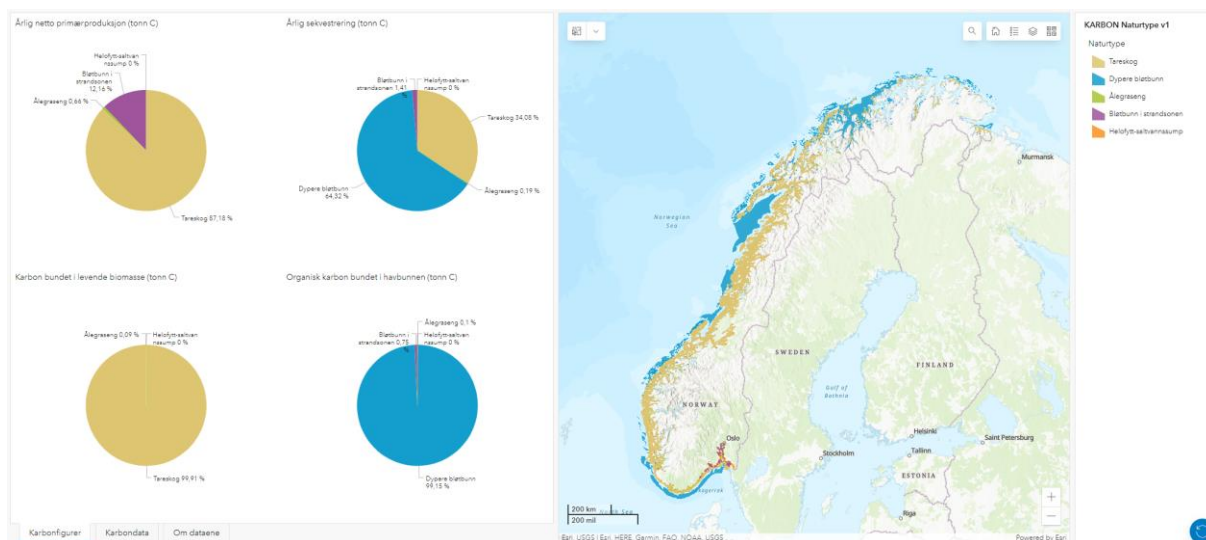
Kildene til tall for karbonbinding og -lagring er beskrevet under hver naturtype i kapitlene ovenfor. I tilfellet med dypere bløtbunn, ble det gjort en større jobb for å trekke ut bunntypespesifikke tall fra modellene publisert i Diesing m.fl. (2021). Selv om dette sannsynligvis gir bedre estimater enn om vi hadde brukt ett enkelt tall for samtlige bløtbunnstyper som inngår i datasettet, er det verdt å bemerke at denne fremgangsmåten antar at det modellerte området i Skagerrak og Nordsjøen er representativt for hele kyststrekningen med hensyn til akkumulering av karbon i havbunnen. I hvilken grad denne antagelsen stemmer er ukjent. Det er generelt høy usikkerhet rundt tallene som presenteres i webapplikasjonen, da kunnskapshullene knyttet til både arealavgrensninger og naturtypenes evne til opptak, omsetning, samt lagring av karbon er betydelige.

Vi har ikke tilgjengelige kartdata for karbonlagring fra plankton langs norskekysten. En av utfordringene er at i vitenskapelige studier på feltet er karbonsekvestrering vanligvis definert som transport og lagring av karbon til minst 200 eller 1000 m dyp. I grunnere kystområder vil det være mer oppvirvling av vannmassene og dermed mindre potensiale for lagring. I tillegg er det mer komplisert å måle og beregne bidraget fra plankton til karbonlagring langs kysten hvor man samtidig har påvirkning fra makroalger og fra terrestriske kilder. De tallene som finnes er derfor hovedsakelig fra de åpne dyphavsområdene, som faller utenfor fokuset til denne rapporten, men som i noen grad er anvendt i mangel på bedre estimater.

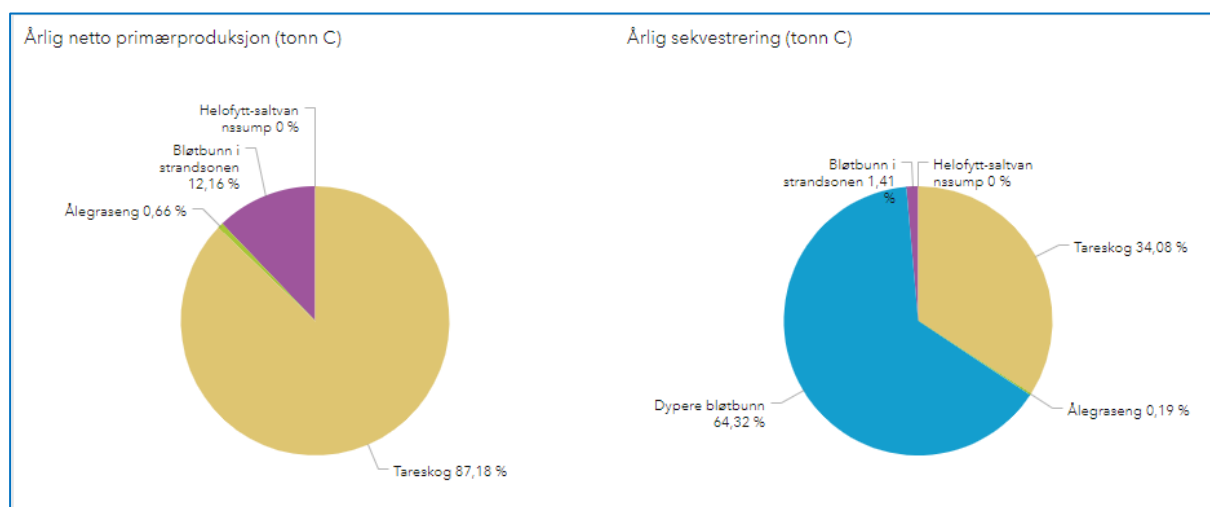
Som for plankton har vi ikke tilgjengelige kartdata for karbonlagring fra fisk og marine pattedyr langs norskekysten. Selv om de høyeste tetthetene av fiske-biomasse finnes på de produktive kontinentalsoklene, fokuserer de eksisterende studiene på karbonlagring fra fisk fra åpne havområder, både fordi karbonsyklusen i kystområdene er svært kompleks med innslag fra terrestriske kilder og fordi man antar at langtidslagring forutsetter lagring på > 200 m eller >1000 m

dyp. De tallene som finnes er derfor fra de åpne dyphavsområdene, som faller utenfor fokuset til denne rapporten.

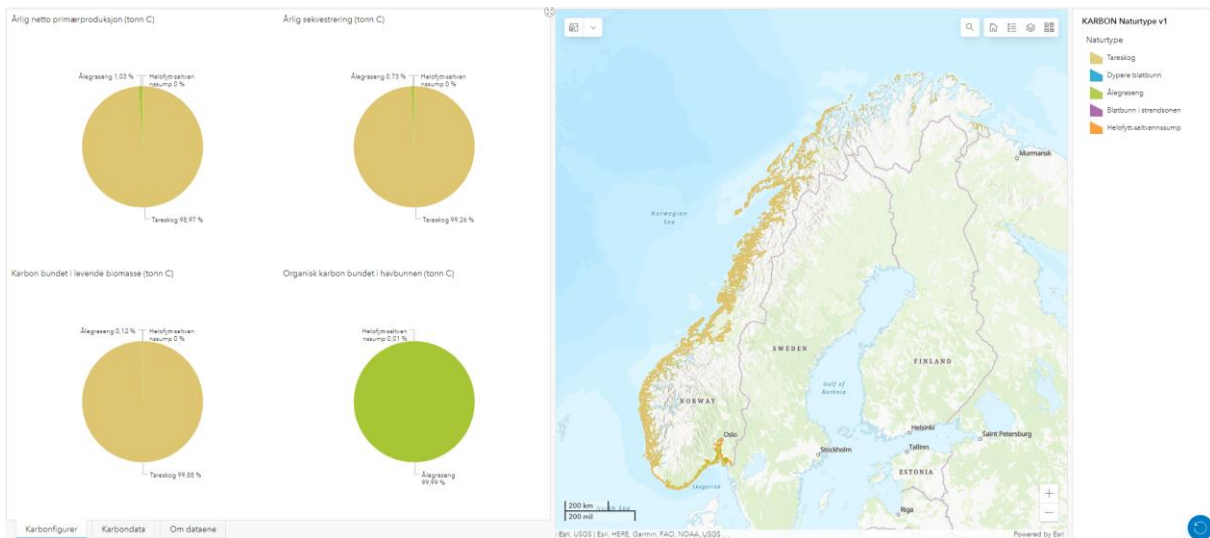
Tekniske detaljer om kartunderlag, data og utregninger er beskrevet i Vedlegg A og i appen. Eksempler på kartutsnitt med oppsummerende tall i figurer og tabeller er vist i Figur 9 - Figur 12.



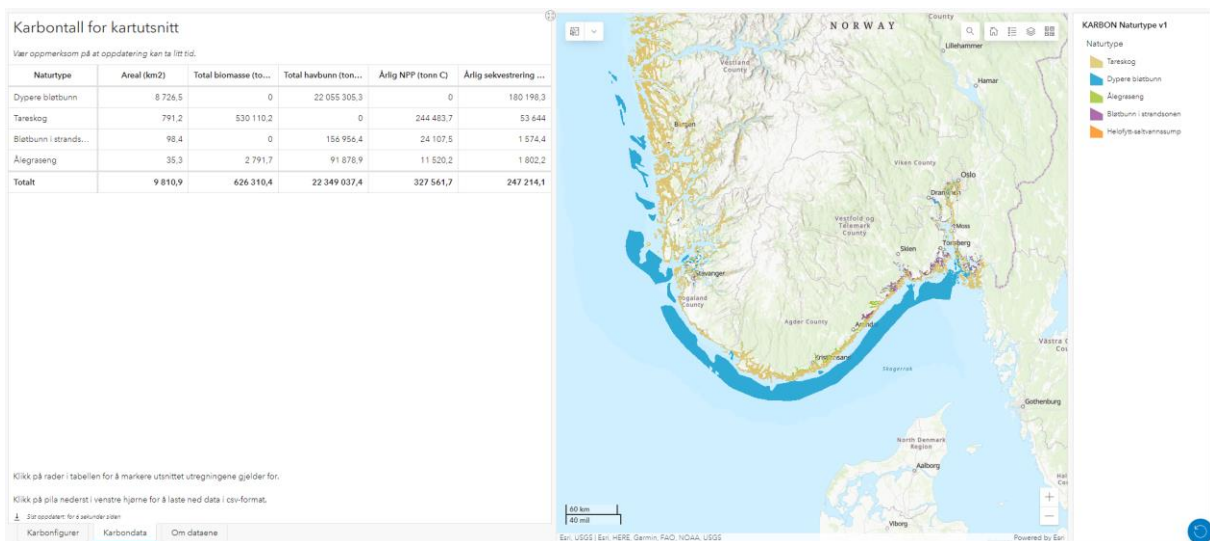
Figur 9. Eksempel på kartutsnitt med oppsummerende figurer fra webapplikasjon. Denne omfatter hele Norge og alle naturtypene som vi har arealutbredelse for, dvs. tareskog, ålegrasenger, helofytt-saltvannssump, samt grunn og dyp bløtbunn. Kakediagrammene til venstre visualiserer det relative bidraget fra de ulike naturtypene av til binding av karbon i årlig primær produksjon, årlig sekvestrering, og karbon bunnet i henholdsvis levende biomasse (kortsiktig lager) og i havbunnen (langsiktig lager). Utsnitt av primær produksjon og årlig sekvestreringsrate ses i figur 9.



Figur 10. Detaljvisning av figur fra webapplikasjon som viser den relative fordelingen mellom naturtypenes bidrag til karbonbinding i årlig netto primærproduksjon og årlig sekvestrering.



Figur 11. Eksempel på kartutsnitt med oppsummerende figurer fra webapplikasjon. Denne omfatter hele Norge og naturtypene tareskog, ålegrasenger og heloflytt-saltvannssump. Det vil si at grunn og dyp bløtbunn er filtret vekk, noe som online brukere kan gjøre selv i online applikasjonen. Kakediagrammene til venstre visualiserer det relative bidraget fra de ulike naturtypene av årlig primærproduksjon, årlig sekvestringsrate, og karbon bunnet i henholdsvis levende biomasse (kortsiktig lager) og i havbunnen (langsiktig lager).



Figur 12. Eksempel på kartutsnitt fra Sør-Norge med oppsummerende tall i tabellform. Tabellen kan også lastes ned i csv-format.

10 Referanser

- Aksnes DL, Dupont N, Staby A, Fiksen Ø, Kaartvedt S, Aure J. 2009. Coastal water darkening and implications for mesopelagic regime shifts in Norwegian fjords. *Mar Ecol Prog Series* 387: 39-49. DOI: 10.3354/meps08120
- Artsdatabanken. 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet 09.11.2022 fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Attrill MJ, Rundle SD, Fraser A, Power M. 2009. Oligochaetes as a possible entry route for terrigenous organic carbon into estuarine benthic food webs. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 384: 147-157.
- Atwood TB, Connolly RM, Ritchie EG, Lovelock CE, Heithaus MR, Hays GC, Fourqurean JW, Macreadie, PI. 2015. Predators help protect carbon stocks in blue carbon ecosystems. *Nature Climate Change* 5: 1038-1045.
- Atwood TB, Witt A, Mayorga J, Hammill E, Sala E. 2020. Global patterns in marine sediment carbon stocks. *Front. Mar. Sci.* 7:165. DOI: 10.3389/fmars.2020.00165
- Aure J, Strand Ø, Erga SR, Strohmeier T. 2007. Primary production enhancement by artificial upwelling in a western Norwegian fjord. *Marine Ecology Progress Series* 352: 39-52.
- Barnes DKA, Sands CJ. 2017. Functional group diversity is key to Southern Ocean benthic carbon pathways. *PLOS ONE* 12(6): e0179735. DOI: 10.1371/journal.pone.0179735
- Bartlett J, Rusch GM, Kyrkjeeide MO, Sandvik H, Nordén J. 2020. Carbon storage in Norwegian ecosystems. NINA Report 1774.
- Basu S, Mackey KRM. 2018. Phytoplankton as key mediators of the biological carbon pump: Their responses to a changing climate. *Sustainability* 10, no. 3: 869.
- Bekkby T, Moy FE, Olsen H, Rinde E, Bodvin T, Bøe R, Steen H, Grefsrud ES, Espeland SH, Pedersen A, Jørgensen NM. 2013. The Norwegian Programme for mapping of marine habitats – providing knowledge and maps for ICZMP. I: Global challenges in integrated coastal zone management. Wiley-Blackwell. ISBN 978-0-470-65756-0. Kapittel 2: 21-30.
- Beylich B, Borgersen G, Walday M. 2021. Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023. Bunnundersøkelser i 2020. Fagrapport. NIVA-rapport 7631-2021
- Bianchi D, Carozza DA, Galbraith ED, Guiet J, DeVries T. 2021b. Estimating global biomass and biogeochemical cycling of marine fish with and without fishing. *Science advances*, 7(41), p.eabd7554.
- Bianchi TS, Aller RC, Atwood TB, m.fl. 2021a. What global biogeochemical consequences will marine animal-sediment interactions have during climate change? *Elementa: Science of the Anthropocene* 9.
- Bianchi TS, Schreiner KM, Smith RW, Burdige DJ, Woodard S, Conley DJ. 2016. Redox effects on organic matter storage in coastal sediments during the Holocene: a biomarker/proxy perspective. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 44: 295-319. DOI: 10.1146/annurev-earth-060614-105417
- 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 Miljødirektoratet-rapport; M-1858.
- Broch OJ, Hancke K, Ellingsen IH. 2022. Dispersal and deposition of detritus from kelp cultivation. *Front. Mar. Sci.* 9:840531. DOI: 10.3389/fmars.2022.840531
- Buczko U, Jurasinski G, Glatzel S, Karstens S. 2022. Blue carbon in coastal phragmites wetlands along the southern Baltic Sea. *Estuaries and Coasts* 45: 2274-2282. DOI: 10.1007/s12237-022-01085-7
- Burdige DJ. 2005. Burial of terrestrial organic matter in marine sediments: A re-assessment. *Global Biogeochem. Cycles* 19, GB4011, DOI:10.1029/2004GB002368

- Callaway, J. C., DeLaune, R. D., Patrick, W. H., (1996), Chernobyl 137Cs used to determine sediment accretion rates at selected northern European coastal wetlands, *Limnology and Oceanography*, 41, doi: 10.4319/lo.1996.41.3.0444
- Caplan JS, Hager RN., Megonigal JP, Mozdzer TJ. 2015. Global change accelerates carbon assimilation by a wetland ecosystem engineer. *Environmental Research Letters*. 10 (11): 115006. DOI: 10.1088/1748-9326/10/11/115006
- Christie H, Gundersen H, Rinde E, Norderhaug KM, Fagerli CW, Bekkby T, Gitmark JK, Jørgensen NM, Pedersen T. 2019a. Can multitrophic interactions and ocean warming influence large-scale kelp and sea urchin distribution? *Ecology and Evolution* 9:2847-2862. DOI: 10.1002/ece3.4963
- Couto T, Duarte B, Caçador I, Baeta A, Marques JC. 2013. Salt marsh plants carbon storage in a temperate Atlantic estuary illustrated by a stable isotopic analysis based approach. *Ecological Indicators*. 32. 305-311. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.04.004.
- Craft C. 2007. Freshwater input structures soil properties, vertical accretion, and nutrient accumulation of Georgia and U.S tidal marshes. *Limnol Oceanogr* 52: 1220-1230. DOI: 10.4319/lo.2007.52.3.1220
- Cui X, Bianchi TS, Savage C, Smith RW. 2016. Organic carbon burial in fjords: Terrestrial versus marine inputs. *Earth and Planetary Science Letters* 451: 41–50.
- d'Auriac MA, Hancke K, Gundersen H, Frigstad H, Borgersen G. 2021. Blue carbon eDNA – a novel eDNA method to trace macroalgae carbon in marine sediments. NIVA-rapport 7648-2021. DOI: 10.13140/RG.2.2.10631.93607
- de Haas H, van Weering TCE, de Stigter H. 2002. Organic carbon in shelf seas: sinks or sources, processes and products. *Continental Shelf Research* 22: 691-717.
- de Jong, K., Stten, H., Nesse Forland, T. m.fl., 2020. Potensielle effekter av havvindanlegg på havmiljøet. Rapport fra havforskningen 2020-42 ISSN: 1893-4536. 42 s.
- Diaz RJ, Rosenberg R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 80(321): 926-929.
- Diesing M, Kröger S, Parker R, Jenkins C, Mason C, Weston K. 2017. Predicting the standing stock of organic carbon in surface sediments of the North–West European continental shelf, *Biogeochemistry*, 135: 183-200, DOI: 10.1007/s10533-017-0310-4.
- Diesing M, Thorsnes T, Bjarnadóttir LR. 2021. Organic carbon densities and accumulation rates in surface sediments of the North Sea and Skagerrak. *Biogeosciences* 18: 2139-2160. DOI: 10.5194/bg-18-2139-2021
- Duarte B, Couto T, Marques JC, Caçador I. 2012. *Scirpus maritimus* leaf pigment profile and photochemistry during senescence: implications on carbon sequestration. *Plant Physiol Biochem*. DOI: 10.1016/j.plaphy.2012.05.019.
- Duarte CM, Dennison W, Orth RJ, Carruthers TJB. 2008. The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. *Estuaries Coasts*. 31: 233-238. DOI: 10.1007/s12237-008-9038-7.
- Duarte CM, Gattuso J-P, Hancke K, Gundersen H, Filbee-Dexter K, Pedersen MF, Middelburg JJ, Burrows MT, Krumhansl KA, Wernberg T, Moore P, Pessarrodona A, Ørberg SB, Pinto IS, Assis J, Queirós AM, Smale DA, Bekkby T, Serrão EA, Krause-Jensen D. 2022. Global estimates of the extent and production of macroalgal forests. *Global Ecology and Biogeography* 31: 1422-1439. DOI: 10.1111/geb.13515
- Duarte CM, Krause-Jensen D. 2017. Export from seagrass meadows contributes to marine carbon sequestration. *Front Mar Sci* 4:1-7.
- Duarte CM, Losada IJ, Hendriks IE, Mazarrasa I, Marbà N. 2013. The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change* 3: 961-968. DOI: 10.1038/nclimate1970.
- Duarte CM, Middelburg JJ, Caraco N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2: 1-8.

- Duarte de Paula Costa M, Macreadie PI. 2022. The evolution of blue carbon science. *Wetlands* 42: 109. DOI: 10.1007/s13157-022-01628-5
- Falkowski P. 2012. Ocean science: the power of plankton. *Nature* 483(7387): S17-S20.
- Filbee-Dexter K, Pedersen MF, Fredriksen S, Norderhaug KM, Rinde E, Kristiansen T, Albreten J, Wernberg T. 2020. Carbon export is facilitated by sea urchins transforming kelp detritus. *Oecologia*: 213-225.
- Fremstad E, Moen (red.) 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU, Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.
- Frigstad H, Gundersen H, Andersen GS, Borgersen G, Kvile KØ, Krause-Jensen D, Boström C, Bekkby T, d'Auriac MA, Ruus A, Thormar J, Asdal K, Hancke K. 2021. Blue Carbon – climate adaptation, CO₂-uptake and sequestration of carbon in Nordic blue forests. Results from the Nordic Blue Carbon Project. *TemaNord* 2020:541, DOI: 10.6027/temanord2020-541
- Frigstad H, Harvey T, Deininger A, Poste A. 2020. Increased light attenuation in Norwegian coastal waters - a literature review. NIVA-rapport 7551-2020.
- Graham OJ, Aoki LR, Stephens T, Stokes J, Dayal S, Rappazzo B, Gomes CP, Harvell CD. 2021. Effects of Seagrass Wasting Disease on Eelgrass Growth and Belowground Sugar in Natural Meadows. *Frontiers in Marine Science* 8. DOI: 10.3389/fmars.2021.768668
- Graversen AEL, Banta GT, Masque P, Krause-Jensen D. 2022. Carbon sequestration is not inhibited by livestock grazing in Danish salt marshes. *Limnol Oceanogr*. DOI: 10.1002/lno.12011
- Gundersen H, Bekkby T, Norderhaug KM, Oug E, Fredriksen S. 2018a. Marin undervannseng, Marint gruntvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 29.9.2022 fra <https://artsdatabanken.no/RLN2018/18>
- Gundersen H, Bekkby T, Norderhaug KM, Oug E, Mjelde M. 2018c. Helofytt-saltvannsump, Marint gruntvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet 29.9.2022 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/19>
- Gundersen H, Bekkby T, Oug E, Gulliksen B. 2018b. Svalbard - marint. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken. Hentet 29.9.2022 fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/259184>
- Gundersen H, Bryan T, Chen W, Moy FE, Sandman AN, Sundblad G, Schneider S, Andersen JH, Langaas S, Walday MG. 2017. Ecosystem services in the coastal zone of the Nordic countries. *TemaNord* 2016:552 København: Nordisk Ministerråd. 130 s.
- Gundersen H, Rinde E, Bekkby T, Hancke K, Gitmark JK, Christie H. 2021. Variation in population structure and standing stock of kelp along multiple environmental gradients and implications for ecosystem services. *Frontiers in Marine Science*. DOI: 10.3389/fmars.2021.578629
- Halvorsen R. m.fl. 2016. NiN - typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået. *Natur i Norge*, Artikkel 3 (versjon 2.1.0). Artsdatabanken, Trondheim, 528 s.
- Hansen C, Skogen MD, Utne KR, Broms C, Strand E, Hjøllø SS. 2021. Patterns, efficiency and ecosystem effects when fishing *Calanus finmarchicus* in the Norwegian Sea using an individual-based model. *Mar Ecol Prog Ser* 680: 15-32.
- Hinojosa JL, Moy CM, Stirling CH, Wilson GS, Eglinton TI. 2014. Carbon cycling and burial in New Zealand's fjords, *Geochemistry, Geophysics*. *Geosystems* 15: 4047-4063.
- Howard J, McLeod E, Thomas S, Estwood E, Fox M, Wenzel L, Pidgeon E. 2017. The potential to integrate blue carbon into MPA design and management. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 27(S1): 100-115. DOI: 10.1002/aqc.2809
- Jónasdóttir SH, Visser AW, Richardson K, Heath MR. 2015. Seasonal copepod lipid pump promotes carbon sequestration in the deep North Atlantic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(39): 12122-12126.
- Klages M, Boetius A, Christensen J, Deubel H, Piepenburg D, Schewe I, Soltwedel T. 2004. The benthos of Arctic seas and its role for the organic carbon cycle at the seafloor. I: The organic carbon cycle in the Arctic Ocean (s. 139-167). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Klima- og miljødepartementet. 2021. Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv. Tiltaksplan, 58 s.

- Krause-Jensen D, Duarte CM, Sand-Jensen K, Carstensen J. 2020. Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. *Glob Change Biol.* 2020:1-13.
- Krause-Jensen D, Duarte CM. 2016. Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience* 9: 737–742. DOI: 10.1038/ngeo2790
- Krause-Jensen D, Gundersen H, Björk M, Gullström M, Dahl M, Asplund ME, Boström C, Holmer M, Banta GT, Graversen AEL, Pedersen MF, Bekkby T, Frigstad H, Skjellum SF, Thormar J, Gyldenkærne S, Howard J, Pidgeon E, Ragnarsdóttir SB, Mols-Mortensen A, Hancke K. 2022. Nordic Blue Carbon Ecosystems: Status and Outlook. *Front. Mar. Sci.* 9:847544. DOI: 10.3389/fmars.2022.847544
- Krause-Jensen D, Lavery P, Serrano O, Marbà N, Masque P, Duarte CM. 2018. Sequestration of macroalgal carbon: the elephant in the Blue Carbon room. *Biol. Lett.* 14. DOI: 10.1098/rsbl.2018.0236
- Kvile KØ, Infantes E, Skjellum SF, Platjouw FK, Rinde E. 2022. Potensial for restaurering og reintroduksjon av ålegrasenger i Oslofjorden, og mulighetene dette kan gi for klimatilpasning, karbonopptak og lagring. NIVA-rapport 7692-2022.
- Li YL, Ge ZM, Xie LN, Li SH, Tan LS, Hancke K. 2022. Effects of waterlogging and elevated salinity on the allocation of photosynthetic carbon in estuarine tidal marsh: a mesocosm experiment. *Plant Soil.* DOI: 10.1007/s11104-022-05687-9
- Mariani G, Cheung WW, Lyet A, Sala E, Mayorga J, Velez L, Gaines SD, Dejean T, Troussellier M, Mouillot D. 2020. Let more big fish sink: Fisheries prevent blue carbon sequestration – half in unprofitable areas. *Science Advances* 6(44), p.eabb4848.
- McGovern M, Poste AEE, Oug E, Renaud PE, Trannum HC. 2020. Riverine impacts on benthic biodiversity and functional traits: A comparison of two sub-Arctic fjords. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 240:106774.
- Meire L, Mortensen J, Meire P, Juul-Pedersen T, Sejr MK, Rysgaard S, Nygaard R, Huybrechts P, Meysman FJR. 2017. Marine-terminating glaciers sustain high productivity in Greenland fjords. *Global Change Biology*, 23: 5344–5357. DOI: 10.1111/gcb.13801
- Middelburg JJ, Levin LA. 2009. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences* 6: 1273-1293. DOI: 10.5194/bg-6-1273-2009
- Miller CB, Rodriguez AB, Bost MC, McKee BA, McTigue ND. 2022. Carbon accumulation rates are highest at young and expanding salt marsh edges. *Commun Earth Environ* 3: 173. DOI: 10.1038/s43247-022-00501-x
- Moksnes P-O, Gullström M, Tryman K, Baden S. 2008. Trophic cascades in a temperate seagrass community *Oikos* 117: 763-777.
- Moksnes P-O, Röhr ME, Holmer M, Eklöf JS, Eriander L, Infantes E, Boström C. 2021. Major impacts and societal costs of seagrass loss on sediment carbon and nitrogen stocks. *Ecosphere* 12(7). DOI: 10.1002/ecs2.3658
- Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdés L, De Young C, Fonseca L, Grimsditch G. (Eds). 2009. *Blue Carbon: A Rapid Response Assessment*, United Nations Environment Programme.
- Norderhaug KM, Nedreaas K, Huserbråten M, Moland E. 2020. Depletion of coastal predatory fish sub-stocks coincided with the largest sea urchin grazing event observed in the NE Atlantic. *Ambio Perspectives* in review. DOI: 10.1007/s13280-020-01362-4
- Norði G, Glud RN, Simonsen K, Gaard E. 2018. Deposition and benthic mineralization of organic carbon: A seasonal study from Faroe Islands. *Journal of Marine Systems* 177: 53-61.
- Nowicki M, DeVries T, Siegel DA. 2022. Quantifying the carbon export and sequestration pathways of the ocean's biological carbon pump. *Global Biogeochemical Cycles* 36, e2021GB007083. DOI: 10.1029/2021GB007083
- Pachauri RK, Allen MR, Barros VR, m.fl. 2014. *Climate Change 2014: synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* In: Pachauri R, Meyer L (eds) IPCC. Geneva, Switzerland, 151 s.

- Pedersen FM, Filbee-Dexter K, Norderhaug KM, Fredriksen S, Frisk NL, Fagerli CW, Wernberg T. 2019. Detrital carbon production and export in high latitude kelp forests. *Oecologia* 192: 227-239.
- Pendleton L, Donato DC, Murray BC, Crooks S, Jenkins WA, Sifleet S, Craft C, Fourqurean JW, Kauffman JB, Marbà N, Megonigal P, Pidgeon E, Herr D, Gordon D, Baldera A. 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS ONE* 7(9): e43542. DOI: 10.1371/journal.pone.0043542
- Pershing AJ, Christensen LB, Record NR, Sherwood GD, Stetson PB. 2010. The impact of whaling on the ocean carbon cycle: why bigger was better. *PLoS one*, 5(8), p.e12444.
- Pessarrodona A, Assis J, Filbee-Dexter K, Burrows M, Gattuso J-P, Duarte C, Krause-Jensen D, Moore P, Smale D, Wernberg T. 2022. Global seaweed productivity. *Science Advances* 8(37). DOI: 10.1126/sciadv.abn2465
- Pessarrodona A, Moore P, Sayer MDJ, Smale DA. 2018. Carbon assimilation and transfer through kelp forests in the NE Atlantic is diminished under a warmer ocean climate. *Glob Change Biol* 24:4386–4398. DOI: 10.1111/gcb.14303
- Proud R, Handegard NO, Kloser RJ, Cox MJ, Brierley AS. 2019. From siphonophores to deep scattering layers: uncertainty ranges for the estimation of global mesopelagic fish biomass. *ICES Journal of Marine Science*, 76(3): 718-733.
- Rinde E, Bekkby T, Kvile K, Andersen, GS, Brkljacic M, d’Auriac MA, Christie H, Fagerli CW, Fredriksen S, Moy S, Staalstrøm A, Tveiten L. 2021. Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. NIVA-rapport 7605-2021.
- Rinde E, Bjørge A, Eggereide A, Tufteland G. 1998. *Kystøkologi - den ressursrike norskekysten*. Universitetsforlaget, Oslo.
- Rinde E, Christie H, Clemetsen M, Guttu J, Jean-Hansen V, Kroglund T, Lund-Iversen M, Often A, Stokke KB. 2011. *Helhetlig planlegging og utvikling av miljøvennlige småbåthavner*. Kunnskapsstatus CIENS-rapport 2.
- Rinde E, Christie H, Fagerli CW, Bekkby T, Gundersen H, Norderhaug KM, Hjermann Ø. 2014. The influence of physical factors on kelp and sea urchin distribution in previously and still grazed areas in the NE Atlantic. *PLoS ONE* 9: e0100222
- Rinde E, Sloreid S-E, Bakkestuen V, Bekkby T, Erikstad L, Longva O. 2004. Modellering av utvalgte marine naturtyper og EUNIS-klasser. To delprosjekter under det nasjonale programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. NINA Oppdragsmelding 807: 1-33, NINA, Oslo.
- Rinde E. 2007. Modellering av utbredelse av ålegras i Østfold. NIVA-rapport 5377-2007.
- Röhr ME, Holmer M, Baum JK, Björk M, Chin D, Chalifour L, Cimon S, Cusson M, Dahl M, Deyanova D, Duffy JE, Eklöf JS, Geyer JK, Griffin JN, Gullström M, Hereu CM, Hori M, Hovel KA, Hughes AR, Jorgensen P, Kiriakopolos S, Moksnes PO, Nakaoka M, O’Connor MI, Peterson B, Reiss K, Reynolds PL, Rossi F, Ruesink J, Santos R, Stachowicz JJ, Tomas F, Lee KS, Unsworth RKF, Boström C. 2018. Blue carbon storage capacity of temperate eelgrass (*Zostera marina*) Meadows. *Glob Biog Cycl* 32: 1457-1475.
- Saba GK, Burd AB, Dunne JP, Hernandez-Leon S, Martin AH, Rose KA, Salisbury J, Steinberg DK, Trueman CN, Wilson RW, Wilson SE. 2021. Toward a better understanding of fish-based contribution to ocean carbon flux. *Limn Ocean* 66: 1639-1664. DOI: 10.1002/lno.11709.
- Sala E, Mayorga J, Bradley D, m.fl. 2021. Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature* 591: 397-402
- Slagstad D, Wassmann P F, Ellingsen I. 2015. Physical constrains and productivity in the future Arctic Ocean. *Frontiers in Marine Science* 2: 85.
- Smith R, Bianchi T, Allison M, Savage C, Galy V. 2015. High rates of organic carbon burial in fjord sediments globally. *Nature Geosci* 8: 450-453. DOI: 10.1038/ngeo2421
- Solan M, Cardinale BJ, Downing AL, Engelhardt AM, Ruesink JL, Scrvastava DS. 2004. Extinction and ecosystem function in the marine benthos. *Science* 306: 1177-1180

- Sousa A, Santos D, Silva E, Aoua ap, Cleary DFR, Soares AMVM, Lillebø A. 2017. Blue carbon and nutrient stocks of salt marshes at a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Sci Rep* 7: 41225. DOI: 10.1038/srep41225
- Strandli B, Moy F, Kroglund T, Hestnes A, Endregard G, Walday M, Ottesen D, Ådland T, Brandt CF, Mathisen T, Christensen L, Moland E. 2022. Sluttrapport fra Prosjektet "Frisk Oslofjord". Utgivere Færder nasjonalpark og Ytre Hvaler nasjonalpark. 84 s.
- Svalheim E. 2007. Skjøtselsplan, Hauane og Lille skoenga, Eidså, Songdalen kommune, Vest-Agder. Bioforsk Rapport 2(115).
- Tænketanken Hav. 2022. Blue carbon: Potentialet for CO₂-fangst og lagring i marin biomasse i Danmark - En analyse fra Tænketanken Hav.
- Waycott M, Duarte CM, Carruthers TJ, Orth RJ, Dennison WC, Olyarnik S, Calladine A, Fourqurean JW, Heck KL Jr, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Short FT, Williams SL. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proc Natl Acad Sci USA*. 28;106(30): 12377-81. DOI: 10.1073/pnas.0905620106.
- Włodarska-Kowalczyk M, Mazurkiewicz M, Górska B, Michel LN, Jankowska E, Zaborska A. 2019. Organic carbon origin, benthic faunal consumption, and burial in sediments of northern Atlantic and Arctic fjords (60–81°N). *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 124, DOI: 10.1029/2019JG005140.
- Zaborska A, Włodarska-Kowalczyk M, Legeżyńska J, Jankowska E, Winogradow A, Deja K. 2018. Sedimentary organic matter sources, benthic consumption and burial in west Spitsbergen fjords—signs of maturing of Arctic fjordic systems? *J Mar Syst*, 180: 112-123.

Vedlegg A.

Kartapplikasjon – teknisk informasjon og detaljert beskrivelse av kartunderlag

Rammeverk

I henholdt til avtale, ble kart gjort tilgjengelig via ArcGIS Online (<https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-online/overview>). Med hensikt å dekke forvaltningens behov for et fleksibelt verktøy der arealer med naturtyper av særlig betydning for karbonlagring kan sees i sammenheng med annen kartfestet informasjon, ble det bygget et visningspanel (Dashboard). Dette visningspanelet viser et interaktivt kart, i tillegg til oppsummerende figurer og tabeller med arealberegninger og karbontall for naturtypene innen kartutsnittet. Det er lagt til filtreringsmuligheter, slik at man også kan velge å kun fokusere på et utvalg av naturtyper.

Kartfestede data

For arealutbredelser har vi benyttet flere ulike kilder til arealavgrensing, med varierende grad av sikkerhet. Det er benyttet artsobservasjoner, kartleggingsdata, modeller og ekspertvurderinger i dette arbeidet. Samtlige GIS-lag ble tilpasset formålet med webapplikasjonen, og informasjon som ikke var formålstjenlig (datatabeller, samt arealer utenfor Norges territorialsone – 12 nm) ble fjernet.

Tareskog

Kartfesting og arealavgrensing av tareskog ble basert på NIVAs taremodeller (Frigstad m.fl. 2021). Modellene viser tetthet av hhv. stortare og sukkertare i en oppløsning på 25 x 25 m langs hele Norges kyst. For å avgrense arealer som kunne defineres som skog satte vi en cut-off-verdi ved hhv. 5 (stortare-) og 7 (sukkertare-) planter per kvadratmeter. Skogarealer ble estimert på bakgrunn av kartceller der tettheten var predikert å være lik eller høyere enn denne cut-off-verdien (i tråd med Frigstad m.fl. 2021).

Ålegras og grunne bløtbunnsområder

Kartfesting og arealavgrensing av ålegras og grunne bløtbunnsområder ble hentet fra utbredelseskart fra Naturbase. Utbredelseskartene er basert på omfattende kartleggingsprogrammer som er utført i regi av Miljødirektoratet gjennom en årrekke. (<https://www.miljodirektoratet.no/tjenester/naturbase/>)

Helofytt-saltvannssump

For helofytt-saltvannssump (takrør og havsivaks) ble det trukket ut data fra Artsdatabankens Artskart. Datasettet dekket hele Norge og inkluderte også forekomster i innlandet (spesielt for takrør). For å begrense utvalget til marine forekomster, ble det satt en buffer rundt kystlinja på 500 m. Alt utenfor denne sonen ble ekskludert fra datasettet. I datasettet var det åpenbart at mange forekomster var representert ved flere observasjonspunkter. For å trekke ut sannsynlig

enkeltforekomster, ble det derfor satt en buffer med radius på 50 og 25 m for hvert observasjonspunkt av hhv. tarør og havsivaks (basert på ekspertvurderinger), og bufferarealer som overlappet ble deretter smeltet sammen. Et nytt punktsett som med større sannsynlighet representerer separate forekomster, ble laget ved å trekke ut bufferarealenes tyngdepunkt (centroide). Deretter ble arealtall estimert basert på generelle ekspertvurderinger av hva som er en vanlig forekomst. Vi benyttet et antatt konservativt (lavt) estimat med gjennomsnittlig størrelse på 1000 m² for bestander av takrør og 500 m² for bestander av havsivaks. Det totale arealet av disse naturtypene i Norge er dermed trolig underestimert.

Dype bløtbunnsområder

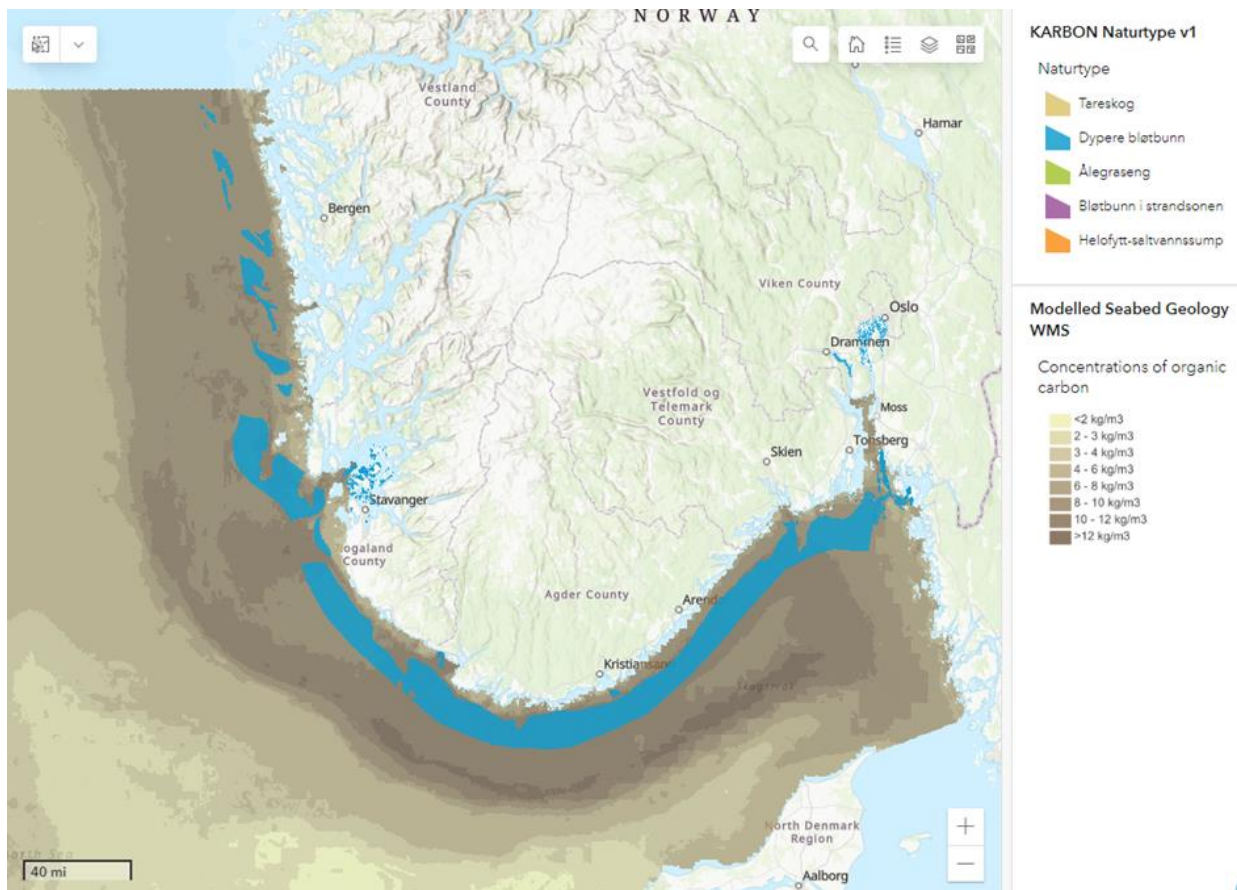
Dypere bløtbunn er vanskelig å avgrense, men vi har benyttet det som var tilgjengelig av kartunderlag fra NGU (via Geonorge), primært kart over sedimentkornstørrelser (<https://kartkatalog.geonorge.no/metadata?text=bunnsedimenter&type=dataset>), men også de mer overordnede lagene som beskriver landskapsformer (<https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/marine-landskap/9db56b4f-474a-4e79-bd87-a2f0e4e4728e>). Disse karttypene ble kombinert fordi NGUs sedimentkart ikke er heldekkende. Kart over marine landskapsformer ble i hovedsak benyttet for å fylle ut hull der informasjon om sedimentkornstørrelse manglet. Til slutt ble antatte hardbunnstyper ekskludert fra kartunderlaget basert på info fra kartlag over sedimentkornstørrelser (se Tabell V1).

Tabell V1 Bunntyper (antatte hardbunnstyper) som ble ekskludert fra datasettet

Sedkornstr	Bunntype
210	Stein/blokk med slam-/sanddekke
300	Harde sedimenter eller sedimentære bergarter
5	Bart fjell
180	Stein og blokk
1	Tynt eller usammenhengende sedimentdekke over berggrunn
175	Grus, stein og blokk

Karbondata

Kildene til tall for karbonbinding og -lagring er beskrevet under hver naturtype i rapporten. Tallene er også oppsummert i Tabell 5 i kapittel 8.1. I tilfellet med dypere bløtbunn, ble det gjort en større jobb for å trekke ut bunntypespesifikke tall fra modellene publisert i Diesing m.fl. (2021). Vi brukte bunntypeinndeling fra bløtbunnskartene nevnt ovenfor, og trakk ut data fra arealmodellene til Diesing m.fl. over karbonkonsentrasjon i havbunnen og tilhørende akkumuleringsrater for hvert overlappende polygon (se Figur 1). Tallene ble omregnet fra konsentrasjon per m³ til å gjelde de øverste 25 cm av en m² havbunn ved å dele på 4, for at tallene for dypere bløtbunn skulle kunne sammenlignes med f.eks. tallene fra ålegras. Deretter brukte vi gjennomsnittstall for både konsentrasjon og akkumuleringsrate innen hver bunntype (av dypere bløtbunn) som representativ for den typen langs hele Norges kyst. Selv om dette sannsynligvis gir bedre estimater enn om vi hadde brukt ett enkelt tall for samtlige bløtbunnstyper som inngår i datasettet, er det verdt å bemerke at denne fremgangsmåten antar at det modellerte området i Skagerrak og Nordsjøen er representativt for hele kyststrekningen med hensyn til akkumulering av karbon i havbunnen. I hvilken grad denne antagelsen stemmer er ukjent.



Figur 1 viser overlapp mellom områder med antatt dyp bløtbunn og modellen for karbonkonsentrasjon i havbunnen fra Diesing m. fl. (2021)

Eksterne kartlag (WMS)

Eksterne kartlag som var relevante med tanke på vurdering av datagrunnlag og eventuelle forvaltningsmål ble lagt inn som ulike WMS-lag. Med denne løsningen oppdateres kartene også i denne webapplikasjonen når eier (f.eks. Miljødirektoratet) gjør endringer. Nedenfor følger en liste over WMS-lag som ble brukt, og hvor de ble hentet.

- **Marin verneplan**

Datasettet viser de 36 første områdene som er foreslått å inngå i nasjonal marin verneplan for Norge. I mai 2001 ble det opprettet et rådgivende utvalg som har kommet med forslag om hvilke områder som bør inngå i verneplanen. Områdene som er foreslått til planen er særegne områder eller leveområder som er typiske for kysten vår. Sammen skal de danne et nettverk av vernede og beskyttede områder for å ta vare på økosystemer og naturverdier. Første fase av marin verneplan er konsentrert rundt områder som er beskrevet i Rådgivende utvalgs A-liste, som omfatter totalt 36 områder.

Hentet fra: Geonorge (<https://register.geonorge.no/inspire-statusregister/marin-verneplan-wms/6054b750-cf39-4de3-bc65-fb75e4a0c40a>)

URL:

https://kart.miljodirektoratet.no/geoserver/marin_verneplan/wms?service=wms&request=getcapabilities

- **Naturvernområder**

Tjenesten gir en oversikt over hvilke områder som er vernet etter følgende lover:

naturmangfoldloven av 2009, biotopvern etter viltloven av 1981, naturvernloven av 1970, lov om naturvern av 1954, lov om Jan Mayen av 1930 og lov om naturfredning av 1910. I tillegg inneholder det områder vernet etter følgende lovverk på Svalbard: Svalbardloven av 1925 og Svalbardmiljøloven av 2002. Datasettet gir også tilgang til lovforskriften som gjelder for hvert enkelt vernevedtak. Tjenesten gir også oversikt over foreslåtte naturvernområder som er under planlegging og kunngjort (§ 42) etter lov om Naturmangfold - Kapittel V (Områdevern). Tjenesten viser avgrensingen til området i høringsforslaget (§ 43). Verneområder opprettes først og fremst for å bevare naturverdier av nasjonal betydning. Dette er verdier vi skal ta vare på for all overskuelig framtid, også med tanke på naturopplevelse og kunnskap om naturen. Verneområdene forvaltes av fylkesmannen, kommunen eller et interkommunalt verneområdestyre.

Hentet fra: Geonorge (<https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/naturvernomraader-wms/fa6a495d-05a1-4c0d-ba67-45a1d47fca92>)

URL:

<https://kart.miljodirektoratet.no/arcgis/services/vern/mapserver/WMSserver?service=wms&request=getcapabilities>

- **Modelled Seabed Geology**

Karttjenesten viser modellerte geologiske parametere for marine bunnsedimenter. Den første modelleringen har tatt for seg lagring av organisk karbon i Nordsjøen og Skagerrak. Kartlagene gir en oversikt over sedimentasjonsrater, konsentrasjoner av organisk karbon og akkumulasjonsrater av organisk karbon i de øverste ti centimeterne av havbunnsedimenter. De tre parameterne er supplert med hver sitt kartlag, som viser usikkerheten i de estimerte verdiene.

Tilbyder: NGU

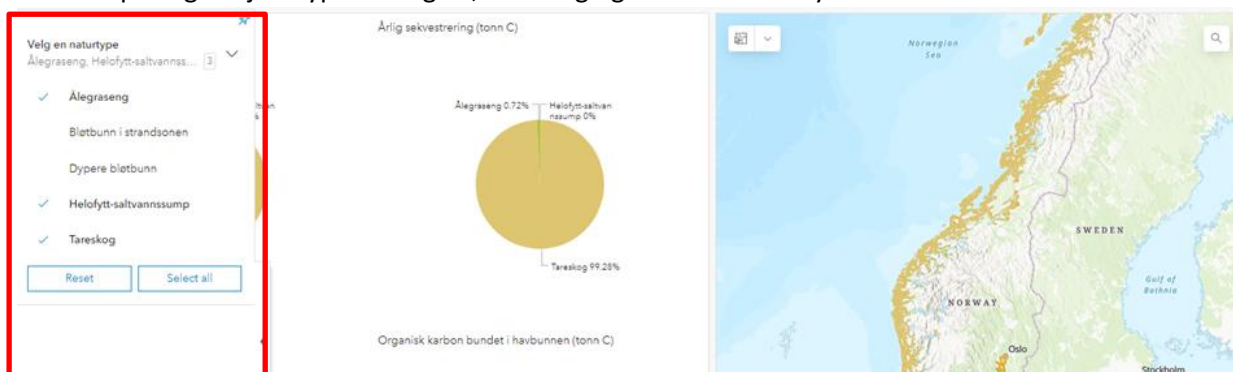
Hentet fra: Geonorge (<https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/modellert-havbunnsgeologi-wms/75aa2244-999c-43fe-9eff-fdc2ac8f183a>)

URL:

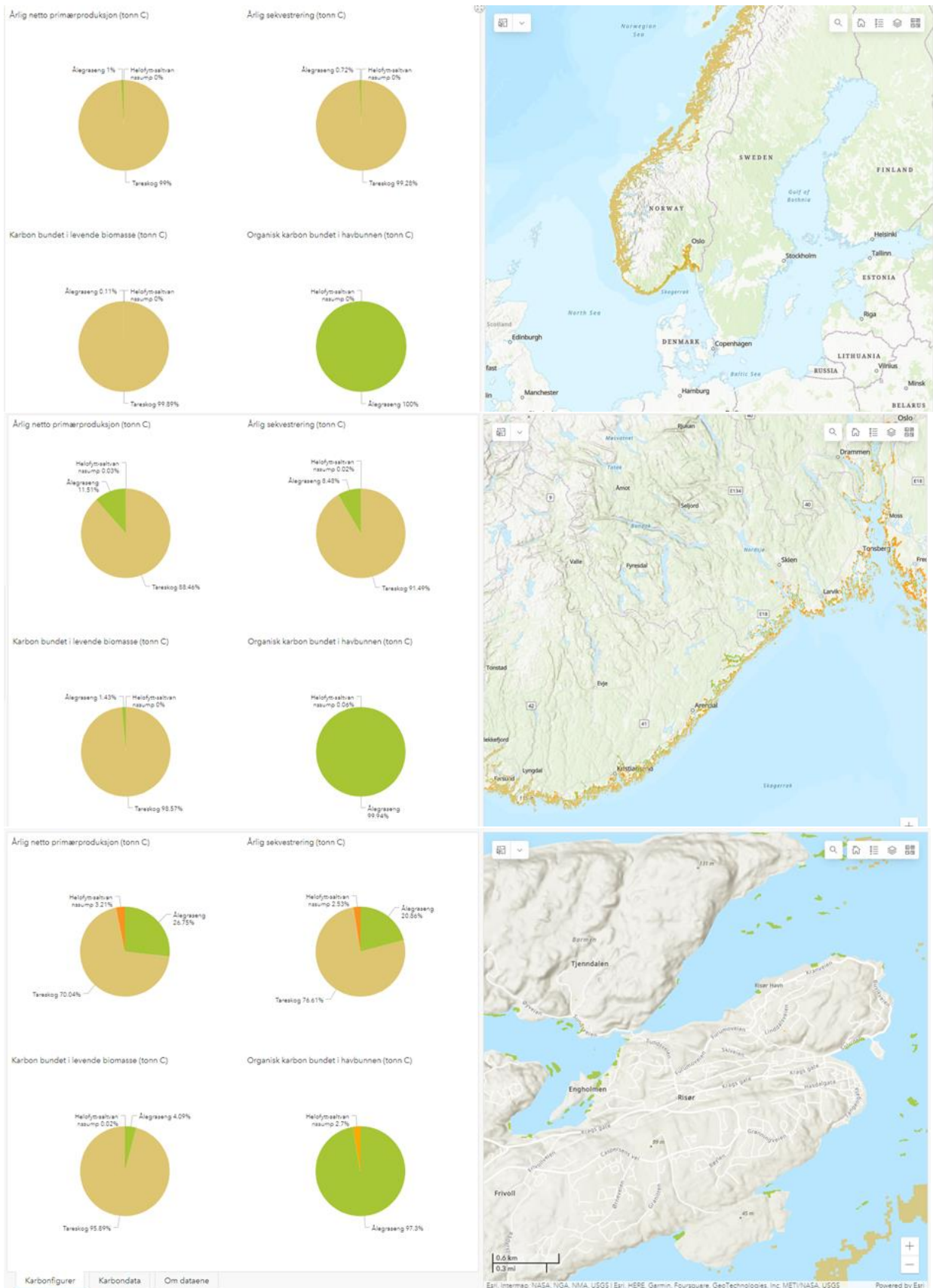
<https://geo.ngu.no/mapserver/ModellertHavbunnsgeologiWMS/?request=getcapabilities&service=wms&version=1.3.0>

Beskrivelse av funksjonalitet – noen muligheter

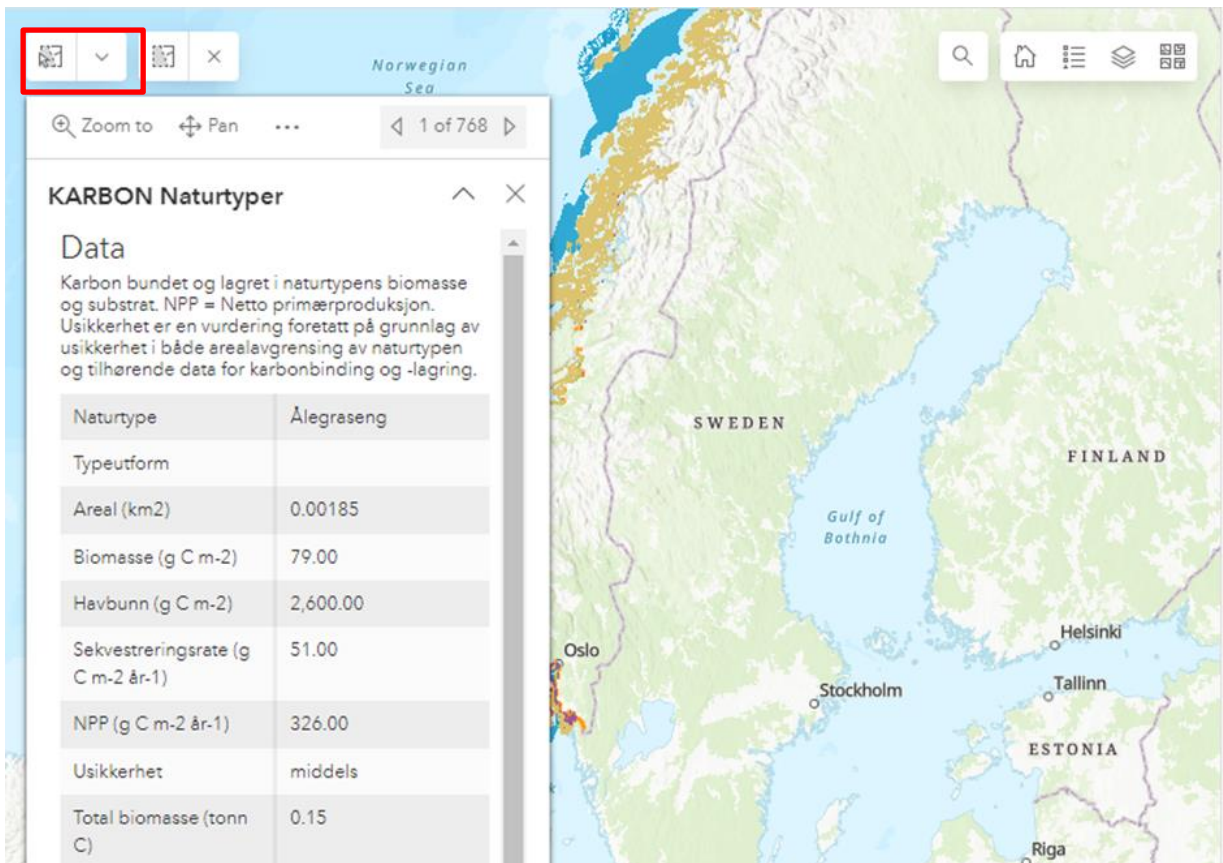
Ved bruk av filterfunksjonen helt til venstre i visningspanelet kan man velge å kun sammenligne og oppsummere data fra visse naturtyper. F.eks. kan det i noen sammenhenger være relevant å fokusere på vegetasjonstypene ålegras, tareskog og saltvanns-helofytter:



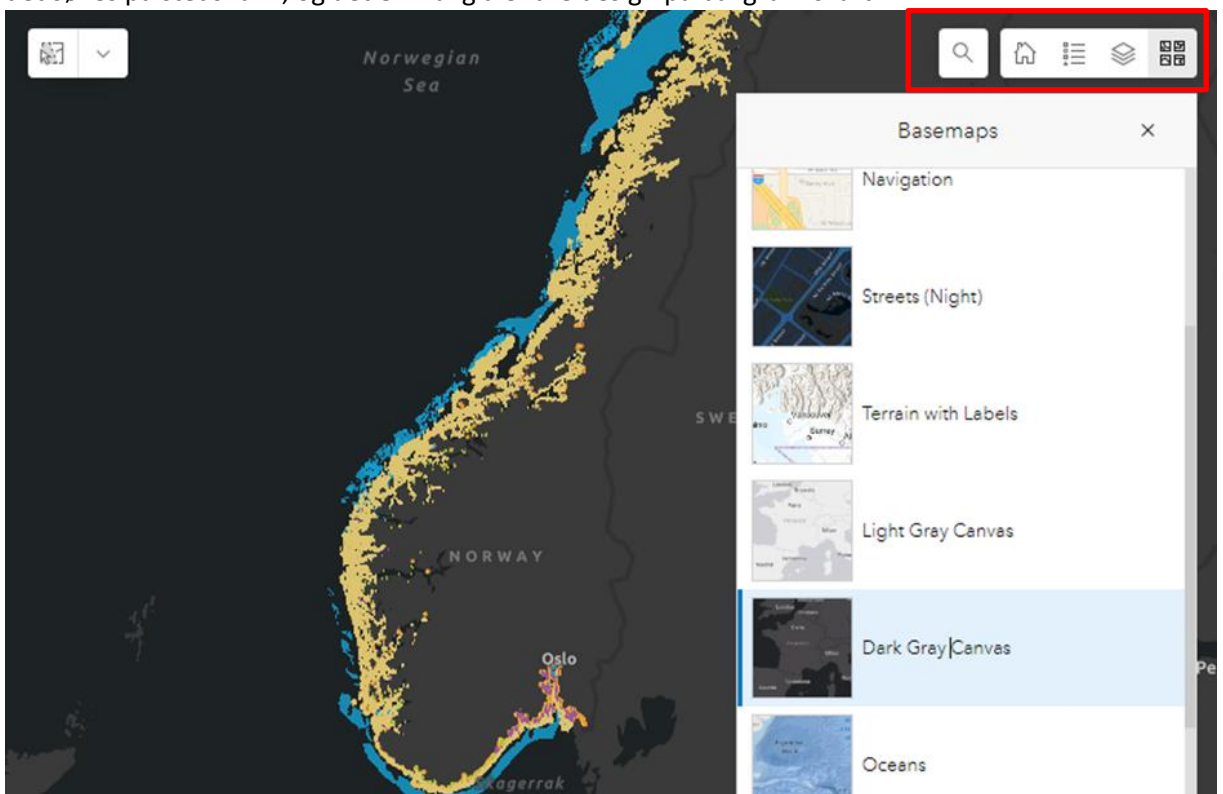
Ved å zoomme inn og ut i kartet vil data for disse typene vises på ulike skalaer fra nasjonalt og regionalt nivå, og helt ned til lokale forhold i f.eks. en fjordarm, et skjærgårdsområde eller en liten bukt:



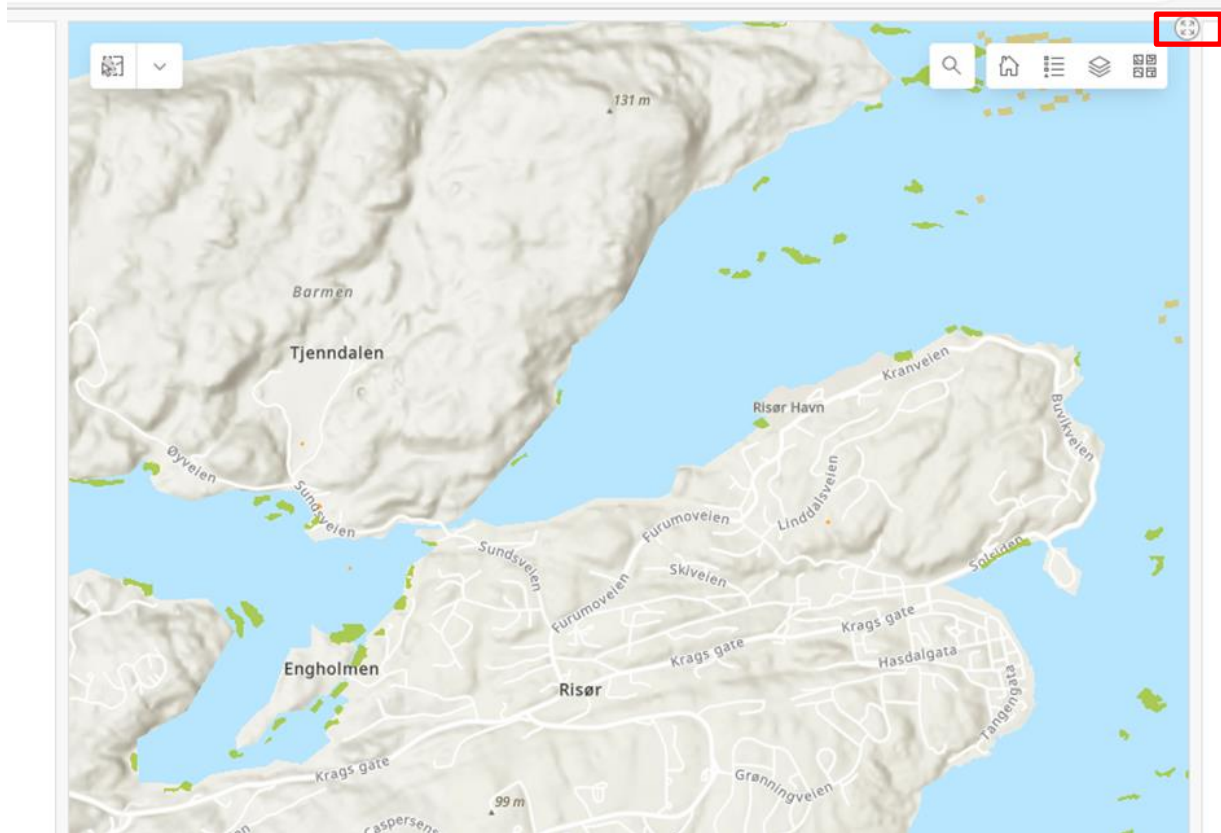
Ved bruk av «Select»-verktøyet øverst til venstre i kartvinduet kan man avgrense et område på kartet og trekke ut datatabeller for naturtypepolygoner i kun dette området:



I menyen øverst til høyre i kartvinduet kan blant annet ulike kartlag «skrus» av og på, i søkefeltet kan det søkes på stedsnavn, og det er mulig å endre design på bakgrunnskart:



Ved å trykke på pil-ikonet som dukker opp i hjørnene på hvert panel kan man dra panelet ut i full vindu-størrelse:



Det er mulig å laste ned tabellen med oppsummerende data fra «Karbontall», ved å trykke på den lille pila nederst i venstre hjørne i denne fanen:

Karbontall for kartutsnitt

Vær oppmerksom på at oppdatering kan ta litt tid.

Naturtype	Areal (km2)	Total biomasse (...)	Total havbunn (t...)	Årlig NPP (tonn C)	Årlig sekvestreri...
Tareskog	0.2	112.8	0	52	11.4
Ålegraseng	0.1	5.7	188.9	23.7	3.7
Heliofyt-saitran...	0	0	8.6	4.7	0.7
Totalt	0.2	118.6	197.5	80.4	15.9

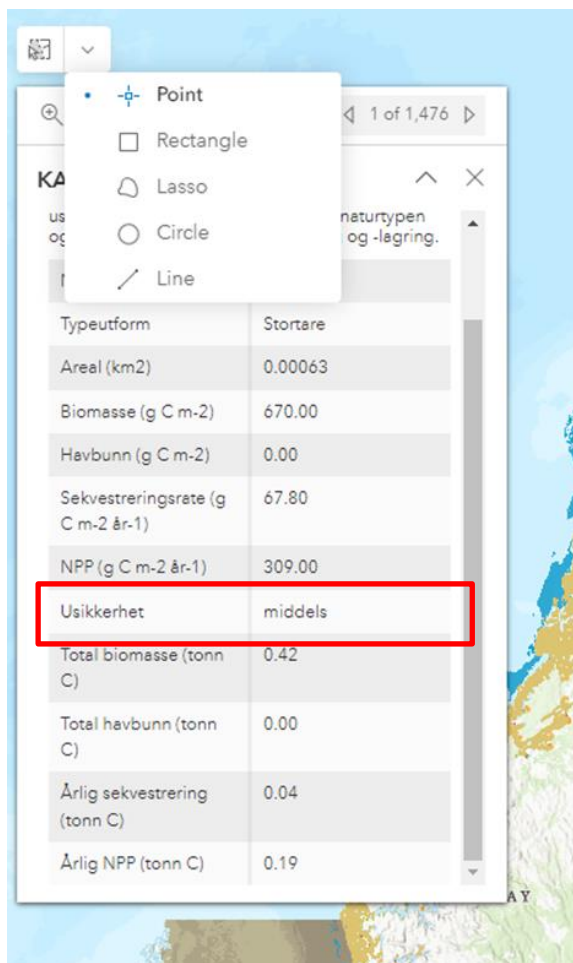
Klikk på rader i tabellen for å markere utsnittet utregningene gjelder for.

Klikk på pila nederst i venstre hjørne for å laste ned data i csv-format.

Usikkerhet – beskrivelse av vurdering

Ved å klikke i visningspanelets kart, kan man få opp tabeller over data for polygoner innenfor et definert område. I tabellene vil man finne en rad for «Usikkerhet» (se Figur V2). Her er usikkerheten i karbonestimater anslått basert på en kombinasjon av usikkerhet i karbontall og arealavgrensing. Skalaen går fra liten til stor. Arealavgrensing basert på modeller eller ekspertvurderinger betraktes som mer usikre enn arealavgrensinger basert på observasjoner. Den geografiske differensieringen av karbontall fra modellen til Diesing m.fl. (2021) som ble brukt for dypere bløtbunn anses på den annen siden som mer sikker enn bruken av ett statisk karbontall for en hel naturtype, oftest basert på begrenset litteratur (se rapport for beskrivelse av estimater for karbontall).

Generelt er det også store hull i arealdekingen på naturtypekartet, og i mange tilfeller vet vi lite om hva som egentlig befinner seg i de «tomme» områdene. Det er generelt høy usikkerhet også rundt tallene som presenteres i webapplikasjonen, da kunnskapshullene knyttet til både arealavgrensninger og naturtypenes evne til opptak, omsetning, samt lagring av karbon er betydelige. Kunnskapsmangler er ellers løftet frem og beskrevet i rapporten.



Figur V2 viser utdrag av data for polygoner innenfor valgt avgrensning. «Usikkerhet» viser anslaget for usikkerhet i karbontall som presenteres basert på en helhetlig vurdering av sikkerhet i arealanslag og karbondata.

Forbedringer – videreutvikling

Hastigheten på applikasjonen er lav, og det kan oppleves begrensende. Det er uvisst hvorvidt det går an og evt. hva som skal til for å øke hastigheten. Oppdraget var imidlertid i utgangspunktet ikke å lage en kartapplikasjon, men å samle informasjonen som vises i den. Videreutvikling med tanke på effektivitet ligger utenfor rammene i dette prosjektet, men anbefales for å øke brukervennligheten i det vi tror kan bli et nyttig verktøy.

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 ressursproblemer. 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

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no