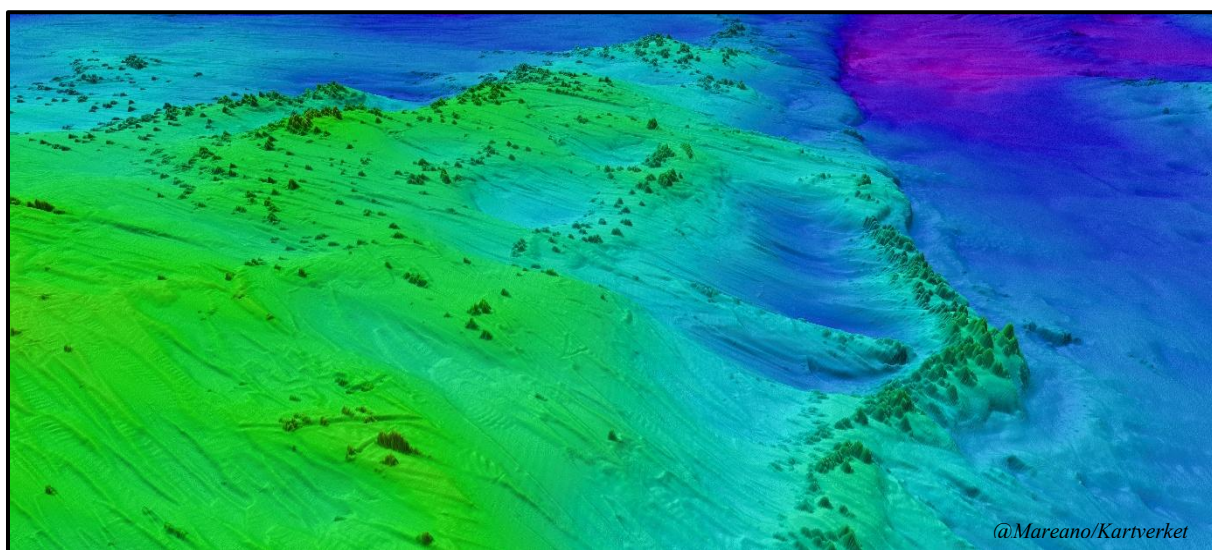


Videreutvikling av økosystemtema i Nasjonalt grunnkart for arealanalyse

Del 3: Forslag til marin økosystemtypologi og behandling av antropogene strukturer for Grunnkartet



Kathrin Bögelsack¹, Arvid Lillethun¹, Carl William Lund¹, Jonatan Fredricson Marquez², Sylvie Clappe³, Erik Framstad³, Markus Diesing⁴, Hege Gundersen⁵, Noortje Dijkstra Haugstvedt¹, Torgeir Ferdinand Klingenberg¹, Keshav Prasad Paudel⁶, Jonas Thormar², Mathias Holtedahl Thorp¹, Thomas Hagen Thuesen¹, Ragnhild Ryther Grimm Torstensen⁶ & Frances Toynbee⁷

¹ Statens Kartverk; ² Havforskningsinstituttet; ³ Norsk institutt for naturforskning; ⁴ Norges geologiske undersøkelse; ⁵ Norsk institutt for vannforskning; ⁶ Statistisk Sentralbyrå; ⁷ Fiskeridirektoratet

Informasjon om rapporten:

Dato:	22.12.2025
Tittel:	Videreutvikling av økosystemtema i Nasjonalt grunnkart for arealanalyse – Del 3: Forslag til marin økosystemtypologi og behandling av antropogene strukturer for Grunnkartet
ISBN-nr.:	978-82-7945-485-4
Kartverket rapport nr.:	19/04811-31
Miljødirektoratet referanse:	3063 2025
Forfattere:	Kathrin Bögelsack, Arvid Lillethun, Carl William Lund, Jonatan Fredricson Marquez, Sylvie Clappe, Erik Framstad, Markus Diesing, Hege Gundersen, Noortje Dijkstra Haugstvedt, Torgeir Ferdinand Klingenberg, Keshav Prasad Paudel, Jonas Thormar, Mathias Hortedahl Thorp, Thomas Hagen Thuesen, Ragnhild Ryther Grimm Torstensen & Frances Toynbee
Klassifisering:	Åpen
Nøkkelord:	Naturregnskap; EU-typologi; Marine økosystemer; Antropogen påvirkning; Datagrunnlag; Hav; Kyst; Grunnkart for arealanalyse; Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten
Oppdragsgiver:	Miljødirektoratet

Sammendrag

Denne rapporten omhandler behandling og utforming av marine økosystemer i Nasjonalt grunnkart for arealanalyse, og er utarbeidet på oppdrag fra Miljødirektoratet. Arbeidet inngår som en sentral del av kunnskapsgrunnlaget for etablering av et helhetlig naturregnskap for Norge, med mål om å gi en arealmessig oversikt over norske land- og sjøarealer og deres utvikling over tid. Arbeidet er tett knyttet til EUs pågående initiativer innen natur- og miljøforvaltning, spesielt utviklingen av et felles rammeverk for naturregnskap.

Kartverket har hatt prosjektansvaret og har gjennomført arbeidet i samarbeid med HI, NINA, NGU og NIVA. I tillegg har prosjektet involvert dialog med nasjonale aktører som SSB, Fiskeridirektoratet og andre internasjonale samarbeidspartnere. Rapporten danner et viktig faglig grunnlag for Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten, der marine naturregnskap og kartlegging av viktige marine økosystemer i et område med høy biologisk produksjon og stort naturmangfold skal testes i praksis.

Arbeidet som presenteres i rapporten kan grovt deles inn i tre hoveddeler. Den første delen omhandler typologiske avklaringer og videreutvikling av inndelingen av marine økosystemer i Grunnkartet. Her drøftes avgrensningen mellom økosystemklassene «*Marine inlets and transitional waters*» og «*Marine ecosystems*» i tråd med EU-typologien. Rapporten presenterer hovedfunnene fra detaljerte krysstabeller og analyser av forholdet mellom EU-klassifikasjonen og andre internasjonale typologier, som IUCN GET, EUNIS og CORINE, samt nasjonale systemer som Naturtyper i Norge (NiN). Rapporten inneholder også innspill til EUs pågående revisjon av økosystemtypologien

Den andre hoveddelen av rapporten omhandler økosystemer som er modifisert av menneskelig påvirkning. Her drøftes begrepene antropogene økosystemer og økosystemer med vesentlig menneskelig modifisering, og hvordan disse er definert i EU-typologien. Klassene vurderes opp mot internasjonale og nasjonale rammeverk som IUCN GET og SEEA EA, samt NiN.

Den tredje delen av rapporten gir en grundig gjennomgang av tilgjengelig datagrunnlag og analysemetoder. Rapporten påpeker betydelige mangler i datadekning og datakvalitet for flere økosystemklasser, og anbefaler målrettede tiltak for forbedring av prioriterte datasett. Videre dokumenteres modellerings- og analyseteknikker som benyttes for å kombinere ulike datakilder og avgrense økosystemer, samt metodiske utfordringer knyttet til usikkerhet og skala.

Avslutningsvis sammenfatter rapporten anbefalinger for videre arbeid med utvikling av økosystemtypologi, definisjoner og kartleggingsmetodikk, både nasjonalt og internasjonalt. Det understrekes behov for styrket datagrunnlag, økt samarbeid på tvers av sektorer og landegrenser, samt aktiv uttesting av metodikk gjennom pilotprosjekter på lokalt, regionalt og nasjonalt nivå.

Summary

This report addresses the treatment and delineation of marine ecosystems within the National Base Map for Spatial Analysis and has been prepared on commission from the Norwegian Environment Agency (Miljødirektoratet). The work constitutes a central part of the knowledge base for establishing a comprehensive nature accounting system for Norway, with the aim of providing an area-based overview of Norwegian terrestrial and marine areas and their development over time. The work is closely linked to ongoing EU initiatives in nature and environmental management, including the development of common frameworks for ecosystem accounting.

The Norwegian Mapping Authority (Kartverket) has been responsible for the project and has carried out the work in collaboration with the Institute of Marine Research (HI), Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Geological Survey of Norway (NGU) and Research institute for water and the environment (NIVA). In addition, the project has involved dialogue with national stakeholders such as Statistics Norway (SSB), the Directorate of Fisheries, and other international partners. The report provides an important scientific foundation for the Coastal Zone Lofoten Pilot Project, in which marine ecosystem accounting and the mapping of key marine ecosystems in an area of high biological productivity and biodiversity will be tested in practice.

The work presented in the report can broadly be divided into three main parts. The first part concerns typological clarifications and further development of the classification of marine ecosystems in the National Base Map. The report presents the main findings from detailed cross-tabulations and analyses of the relationships between the EU classification and other international typologies, such as the IUCN Global Ecosystem Typology (GET), EUNIS and CORINE, as well as national systems such as Nature in Norway (NiN). The report also includes Norway's input to the ongoing revision of the EU's ecosystem typology.

The second main part of the report addresses ecosystems that are modified by human influence. It discusses the concepts of anthropogenic ecosystems and ecosystems significantly modified by human activities, and how these are defined within the EU typology. These classes are assessed in relation to international and national frameworks such as IUCN GET and SEEA EA, as well as NiN.

The third part of the report provides a thorough review of available data sources and analytical methods. The report highlights significant gaps in data coverage and data quality for several ecosystem classes and recommends targeted measures to improve priority datasets. It also documents modelling and analytical techniques used to integrate different data sources and delineate ecosystems, as well as methodological challenges related to uncertainty and scale.

Finally, the report summarizes recommendations for further work on the development of ecosystem typology, definitions and mapping methodology, both nationally and internationally. It emphasizes the need for strengthened data foundations, increased collaboration across sectors and national borders, and active testing of methods through pilot projects at local, regional and national levels.

1	Bakgrunn.....	7
2	Rapportens omfang	8
3	Utvikling av marin økosysteminndeling i Grunnkartet	10
3.1	Bukter	10
3.2	Kystlaguner	12
3.3	Estuarer og delta.....	12
3.4	Tidevannsområder.....	13
3.5	Vurdering av en nasjonal avgrensning av klasse 10 og 12	14
4	Hovedfunn fra krysstabeller.....	16
4.1	IUCN Global Ecosystem Typology (IUCN GET).....	16
4.2	Natur i Norge 3.0 (NiN).....	18
4.2.1	NiN 3.0 til 10. Marine inlets and transitional waters	18
4.2.2	NiN 3.0 to 12. Marine ecosystems	19
4.3	EUNIS	20
4.4	CORINE	23
4.5	Marine vanntyper i vannforskriftssammenheng	24
4.6	Oppsummering av typologiene	24
5	Forslag til justering av EU-typologien	26
5.1	Endringer av typologien via Eurostat-arbeidsgruppe	26
5.2	Tilpasning til nasjonalt nivå.....	28
5.2.1	Forslag til justeringer basert på NiN-systemet	28
5.2.2	Vurdering av forvaltningsrelevante naturtyper	30
5.2.2.1	<i>Forslag til forvaltningsrelevante naturenheter i Norge</i>	<i>30</i>
5.2.2.2	<i>Forvaltningsrelevante naturenheter i sjø</i>	<i>31</i>
5.2.2.3	<i>Rødliste for naturtyper</i>	<i>35</i>
5.2.3	Oppsummerte anbefalinger til nasjonale tilpasninger	35
5.3	Nasjonal, regional og lokal forvaltningsrelevans av EU-typologien	39
6	Økosystemer modifisert av menneskelig påvirkning.....	41
6.1	Drøfting av antropogen påvirkning i typologier	41
6.1.1	SEEA EAs definisjon av antropogene økosystemer	42
6.1.2	Antropogene enheter i EU-typologien og IUCN GET	42
6.1.2.1	<i>EU-typologien</i>	<i>43</i>

6.1.2.2	<i>IUCN GET</i>	45
6.1.3	Antropogene natursystemer i NiN	47
6.2	Mulige kriterier for å identifisere antropogene økosystemenheter	53
6.3	Antropogene økosystemer i EU-typologien	53
6.3.1	Havner	56
6.3.1.1	<i>Geografisk avgrensing og kilder</i>	56
6.3.1.2	<i>Tilstand og påvirkning</i>	58
6.3.2	Akvakultur	59
6.3.2.1	<i>Geografiske avgrensing og kilder</i>	59
6.3.2.2	<i>Tilstand og påvirkning</i>	62
6.3.3	Energiinfrastruktur – installasjoner og strukturer	62
6.3.3.1	<i>Geografisk avgrensing og kilder</i>	63
6.3.3.2	<i>Tilstand og påvirkning</i>	65
6.3.4	Gruvedrift og dumpingplasser på havbunnen	65
6.3.4.1	<i>Geografisk avgrensing og kilder</i>	65
6.3.4.2	<i>Tilstand og påvirkning</i>	66
6.3.5	Andre antropogene strukturer og modifiserte økosystemer	66
6.4	Håndtering av antropogene marine økosystemer	68
6.4.1	Definisjonsmessige rammer	68
6.4.2	Antropogene økosystemenheter i sjø	69
6.4.3	Antropogene strukturer og modifiserte økosystemer i naturregnskap	70
7	Datagrunnlag	71
7.1	Datakvalitet og tilgjengelighet	71
7.2	Anbefalinger for videreutvikling av kartgrunnlaget	73
7.2.1	Tidevannsområde	74
7.2.2	Bukter	75
7.2.3	Laguner	76
7.2.4	Elvedelta og estuarer	76
7.2.5	Fjorder	77
7.2.6	Svamphager	77
7.2.7	Korallrev	78
7.2.8	Skjellforekomster	79
7.2.9	Ruglbunn	79

7.2.10	Sedimentdata	80
7.2.11	Israndavsetninger i fjorder	80
7.2.12	Geomorfologi av sjøbunnen	81
7.2.13	Hypotermiske ventiler og utsiv	81
7.2.14	Havner	82
7.2.15	FKB Kystkontur	82
8	Anbefalinger.....	85
9	Referanseliste	87
10	Vedlegg	91
	Vedlegg 1: Gjeldende EU-typologi for klasser 10 og 12 (per 2025)	91
	Vedlegg 2: Forslag til oppdatert EU-typologien for marine økosystemer som ble fremmet til Eurostat taskforce (status november 2025).	92
	Vedlegg 3: Norsk fellesinnspill til revisjon av EUs økosystemtypologi.....	94

1 Bakgrunn

Nasjonalt grunnkart for arealanalyse (tidligere kalt «Grunnkart for arealregnskap») er et kart utviklet i samarbeid mellom NIBIO, Kartverket, SSB og Miljødirektoratet. Grunnkartet er en sammensetning av flere eksisterende datakilder om arealdekke, arealbruk og økosystemer, der formålet er å skape et felles grunnlag for ulike typer arealanalyser og -regnskap. Arealdekket i Grunnkartet er hovedsakelig basert på FKB-AR5 med noe tilleggsinformasjon knyttet til skog og snaumark, mens arealbruk er basert på SSB-arealbruk. Økosystemklassifikasjonen benytter seg av kildedataene fra arealdekke og arealbruk, og tilordner arealene til passende økosystemklasser for å muliggjøre et økosystemkart (Aune-Lundberg, 2025). Den første testversjonen av Grunnkartet ble lansert tidlig i 2024, og i april 2025 ble testversjon 2 publisert. Prosessen med å etablere og evaluere Grunnkartet er godt dokumentert av Aune-Lundberg mfl. (2023; 2025), Strand mfl. (2024) og Lund mfl. (2024; 2025).

Økosystemklassifikasjonen som benyttes i Grunnkartet følger EU-typologien. Dette er et system utviklet av en ekspertgruppe i Eurostat for bruk i naturregnskap med utgangspunkt i etablerte typologier som IUCN GET (*International Union for Conservation of Nature – Global Ecosystem Typology*), MAES (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*), EUNIS (*European Nature Information System*) og CORINE (*Coordination of Information on the Environment – Land cover system*). EU sitt typologisystem er delt inn i tre nivåer. Nivå-1 består av 12 grunnleggende arealklasser; Nivå 2 er mer detaljert, og kan brukes til bedre å definere noen klasser for nasjonalt naturregnskap; Nivå 3 gir mulighet for mer detaljert kartlegging, og bidrar til å differensiere økosystemer basert på dominerende vegetasjonen eller andre karakteristika. Av de 12 klassene på nivå-1 kan to av dem betraktes som rene marine økosystemkategorier. Dette er klasse «10 – Marine laguner, bukter og brakkvann» og «12 – Marine økosystemer» (Eurostat, 2024a; 2024b).

Det er flere utfordringer forbundet med å bruke EU-typologien til å avgrense marine økosystemer, og klassene passer dårlig for norsk kystvann og hav, forvaltningsbehov og kunnskapsgrunnlag. Det har dermed vært en prosess for hvordan typologien skal implementeres i Norge, både i forhold til egnet datagrunnlag for å avgrense klassene, og anvendelse av systemet i norsk forvaltningskontekst og samsvar med NiN-systemet. Arbeidet med økosystemklassifikasjonen i Norge har i stor grad blitt beskrevet av Framstad mfl. (2021; 2022; 2023; 2025), Strand mfl. (2023) og Bögelsack mfl. (2025). Denne rapporten bygger videre på dette arbeidet og vil se nærmere på hvordan avgrensningen av økosystemer kan gjøres i Norge.

2 Rapportens omfang

I sammenheng med den videre utviklingen av økosystemtemaet i Nasjonalt grunnkart for arealanalyse (videre omtalt som Grunnkartet), har Miljødirektoratet forespurrt Kartverket, NIBIO og NINA om å samarbeide for å løse tre deloppgaver:

1. Utvikle korrespondansetabeller mellom EU-typologiens klasser på nivå 1 og et utvalg andre relevante typologier for bruk av miljømyndighetene.
2. Gjennomføre en innholdsanalyse av økosystemklassene i Grunnkartet, samt vurdere avgrensinger for økosystemtyper i kystsonen og mot fjellet. På grunnlag av dette, gi anbefalinger om mulige tiltak for forbedring av Grunnkartet til årsversjon 2025¹.
3. Vurdere inndelinger av a) marine økosystemtyper og b) datagrunnlag for å representere disse i Grunnkartet.

Deloppgavene 1 og 2 er beskrevet av Framstad mfl. (2025) i NINA rapport nr. 2605 «Videreutvikling av økosystemtema i Nasjonalt grunnkart for arealanalyse – Del 1 og 2: Økosystemtypologier og innholdsanalyse av økosystemklassene i Grunnkartet». Formålet med rapporten var å validere resultatene fra den foreliggende testversjonen, med hensyn til innholdet i kartet, typologiens sammenheng med andre internasjonale og nasjonale inndelingssystemer og mulighetene for en realisering av ytterligere inndeling i det marine økosystemet.

Foreliggende rapport tar for seg deloppgave 3 som Kartverket har ansvar for i samarbeid med flere aktuelle aktører innenfor offentlig forvaltning og forskning. Rapporten beskriver i større detalj hvordan den marine EU-typologien er utformet sett opp mot andre relevante inndelinger og forslag til forbedringer som bør avklares i senere arbeid. Rapporten omfatter også en vurdering av om det er hensiktsmessig å legge til grunn nivå 1 i EU-typologien for en norsk marin økosystemtypologi eller om det bør vurderes en annen inndeling for de marine økosystemene (klasse 10 og 12 i EUs typologi). For å innfri forventede rapporteringsforpliktelser til Eurostat, må inndelingen kunne aggregeres opp til EU-typologiens klasser på nivå 1. Rapporten dekker også en omfattende drøftelse av økosystemer som er modifisert av menneskelig påvirkning, og hvorvidt betegnelsen antropogene økosystemer er overførbart til marine arealer.

Deloppgave 3 omfatter følgende aktiviteter:

- Utarbeide tabeller som illustrerer samsvar mellom EUs typologi klasse 10 og 12 (nivå 2 eller 3) og utvalgte inndelinger (IUCN Global Ecosystem Typology, NiN 3.0, HIs inndeling av kystvanntyper, EUNIS og CORINE)
- Utvikle forslag til typologi for marine økosystemer
- Komme med anbefalinger til videreutvikling av kartgrunnlaget på kort sikt for å få et økosystemkart med mer naturinformasjon for de marine områdene
- Vurdering av antropogene økosystemer i en marin økosystemtypologi
- Utarbeide tabeller som viser samsvar mellom foreslått typologi og tidligere inndelinger

¹ Funn fra denne rapporten inngår ikke årsversjon 2025, men vil brukes inn i videre produksjoner av Grunnkartet.

Rapporten er forsøkt sett i lys av den nye europeiske havpakten (*European Ocean Pact*) som samler EUs havpolitikk i ett felles rammeverk og skisserer unionens langsiktige havvisjon. Strategien prioriterer seks områder, hvorav målene om vern og restaurering av bærekraftige hav, internasjonal forvaltning og fokuset på Arktis ses som særlig viktige, og sammenfaller med norske interesser og politikk (Europeiske Unionen, u.å.; Stortinget, 2025). Pakten vil sette førende rammer for EUs helhetlige havpolitikk, inkludert krav til felles økosysteminndelinger, datagrunnlag og rapportering som Norge må forholde seg til.

Arbeidet med denne rapporten er også relatert til Miljødirektoratets pilot for marint naturregnskap som gjennomføres i SVO Kystsonen Lofoten (heretter kalt Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten). Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) er utvalgte områder som anses å ha vesentlig betydning for biologisk produksjon og mangfold innenfor et havområde. SVO Kystsonen Lofoten har en unik marin økologi der sterke kyststrømmer, viktige gyte- og yngleområder, store korallrevkomplekser og variert havbunn skaper høy biologisk produksjon og stor artsrikdom. Det fungerer derfor som et av Norges viktigste områder for fisk, sjøfugl og sjøpattedyr gjennom hele året, med flere truede arter som er direkte avhengige av området (Eriksen mfl., 2021).

Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten omhandler utprøvelsen av et marint naturregnskap der konstruksjon av et økosystemkart og testing av et utbredelsesregnskap inngår som en viktig del (Faglig forum for Norske Havområder, 2024). Utformingen av økosystemtemaet i Grunnkartet og naturregnskapet i Pilotprosjektet har til felles et behov for å avgrense marine økosystemer, og på bakgrunn av dette er det vurdert at disse burde ses i sammenheng med hverandre gjennom arbeidet med rapporten.

3 Utvikling av marin økosysteminndeling i Grunnkartet

Som beskrevet i rapport av Framstad mfl. (2025) er det utarbeidet ulike fremgangsmåter for å styrke den marine delene av økosystemtemaet i Grunnkartet. Dette dreier seg i stor grad om å skille mellom klasse 10 (*Marine inlets and transitional waters*) og 12 (*Marine ecosystems*) basert på EU-typologien. Den mest praktiske metoden for å oppnå dette er ved å fokusere på avgrensningen av klasse 10, ettersom denne klassen har færre underklasser (se Tabell 1). Det er dermed ikke noe behov for å definere klasse 12 i tilknytning til Grunnkartet, ettersom dette vil omfatte alt marint areal som ikke inngår i klasse 10.

Tabell 1: Oversikt over økosystemer i EU økosystemtypologi klasse 10.

EU ecosystem typology: level 1	EU ecosystem typology: level 2	Kommentar
10 Marine inlets and transitional waters	Coastal lagoons	Kartlagt med kombinasjon av modellering og visuell sjekk
	Estuaries and deltas	Naturtype – elvedelta i kombinasjon med utvikling av ny metode for kartlegging
	Intertidal areas	Kartlagt basert på satellittdata og post-prosessering
	Bays	Kartlagt med kombinasjon av modellering og visuell sjekk

Som en del av Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten er det blitt utviklet en metodikk for å skille mellom de fleste klassene på nivå-2 i EU-systemet. I prosessen er det gjort flere erfaringer i forhold til mulighetene for å skille hver av økosystemtypene i klasse 10, samt at en rekke drøftelser om typer og avgrensinger som en del av utviklingen av typologi på europeisk nivå (se kapittel 5). Ettersom førsteresultatet for Pilot Kystsonen Lofoten og endelig EU-typologi ikke foreligger ennå er det utfordrende å ta en endelig vurdering på hvorvidt avgrensning av klasse 10 kan skaleres til nasjonalt nivå. Bukter er nå f.eks. diskutert og foreslås overført til klasse 12. Det er et spørsmål om «*Coastal inlets*» samlet (fjorder, bukter, laguner, estuarer/delta) er relevant for grunnkart, eller om kun klasse 10 skal brukes. Basert på nåværende kunnskap er det gjort enkelte vurderinger, både for hver enkelt økosystemtype innenfor klasse 10 og som en helhetlig vurdering.

3.1 Bukter

I nåværende versjon av EU-typologien (Eurostat, 2024a), defineres klasse 10 som: «*Ecosystems on the land-water interface with salinity >0.5 ‰ and, in general, under the influence of tides*». They include lagoons, estuaries, intertidal areas and other transitional waters. Basert på denne definisjonen er det problematisk å inkludere bukter i denne klassen ettersom de ikke nødvendigvis er mer tidevannspåvirket enn resten av kysten eller har avvikende salinitet. Bukter fremstår derfor mindre som et overgangsokosystem i klasse 10, men heller som et marint

økosystem i klasse 12. Bukter er dessuten vanskelig å avgrense, og det finnes ingen klar definisjon for hva en bukt i EU-typologien omfatter. I *Annex 1* av Habitats Directive (Council Directive, 1992) finnes det en økosystemtype kalt «1160 Large shallow inlets and bays», men i Norge er ikke denne beskrivelsen tilstrekkelig, da det finnes mange dype og avlange havbukter. I tillegg inneholder bukter betydelige forekomster av makrofytt og skjellsamfunn. I realiteten betyr dette at bukter i dagens typologi under klasse 10 (Tabell 2) burde inneholde underklasser på nivå 3 for både makrofytt og skjell-forekomster, noe som anses som omstendelig og unødvendig. Det er derfor foreslått i *Eurostat Taskforce* arbeidsgruppen (se delkapittel 5.1) for marine økosystemer at bukter fjernes fra klasse 10 og tilføres en felles klasse for *coastal inlets* under klasse 12 (Tabell 3).

Tabell 2: Bukter i nåværende EU-typologi (Eurostat, 2024a).

EU ecosystem typology: level 1	EU ecosystem typology: level 2	EU ecosystem typology: level 3
10. Marine inlets and transitional waters	10.2 Estuaries and bays	10.2.1 Estuaries and bays

Tabell 3: Bukter i foreslått EU-typologi (se Vedlegg 2).

EU ecosystem typology: level 1	EU ecosystem typology: level 2	EU ecosystem typology: level 3
12. Marine ecosystems	12.7 Coastal inlets	12.7.1 Bays and Coves
		12.7.1 Deepwater Coastal inlets (fjords)

For bukter må det konstrueres et nytt datasett ettersom det per i dag ikke eksisterer spesifikke data over avgrensning av bukter. Det er under Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten utprøvd analyser som bruker konkavitet av kystlinjen for å finne *coastal inlets*. Innenfor disse er det hovedsakelig ved bruk av dybde data og fjordterskler (israndavsetninger) at det har vært mulig å kunne skille bukter fra fjorder, men det finnes ingen klar definisjon for dybdeforholdene mellom terskel og resten av vassdraget som skiller mellom fjord og bukt. Datasettet over fjordterskler i Norge er også mangelfullt og kan dermed ikke benyttes fullt ut i skillet mellom bukter og fjorder. I tillegg må det diskuteres hvorvidt det også skal skilles mellom åpne fjorder og bukter, om man skal skille ut bukter innenfor fjorder, samt at det muligens må drøftes hvordan man behandler fjorder uten terskel. I definisjon gitt av Artsdatabanken (u.å.a) blir fjorder beskrevet som langstrakte, men det finnes ingen klare terskelverdier hva «lang» i denne konteksten betyr. Norge har mange dype avlange innbuktninger som, avhengig av hvordan definisjonen utformes, kan være enten bukter, fjorder eller muligens andre landskapsformer. Samtidig finnes det også veldig korte, men overfordypede innbuktninger som er like vanskelige å plassere. Dette retter tydelige krav til å få på plass egnede definisjoner og et tilstrekkelig begrepsomfang som for eksempel vurdere om andre landskapsformer langs kysten, slik som sund, burde skilles ut. Her er det sentralt å gjøre en grunnleggende vurdering av om det er forvaltningsmessig relevant å skille ut disse enhetene. Tatt i betraktning at Norges kystlinje er veldig variert, kan et slikt skille virke kunstig,

men samtidig gir mindre enheter bedre grunnlag for å oppdage endringer og innbuktninger kan skape veldig forskjellige økosystemer.

Resultatet av analysene som er gjort hittil er ikke helt tilfredsstillende på nåværende tidspunkt, delvis på grunn av at det omfatter mange kunstige havneområder som i analysen kan framstå lignende som naturlige konkave strukturer. Det utprøves derfor å bruke utbyggingsgraden av kystlinjen for å skille mellom kunstige/bygde bukter og naturlige bukter. I nåværende forslag til avgrensning av bukter ble analyseresultater visuelt kontrollert og korrigert. Resultatene og metodikken er beskrevet i Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten².

3.2 Kystlaguner

Laguner er definert i CORINE som: «*Stretches of salt or brackish water in coastal areas which are separated from the sea by a tongue of land or other similar topography. These water bodies can be connected to the sea at limited points, either permanently or for parts of the year only*». (Copernicus, u.å.a). I Norge har vi flere tilsvarende områder som samsvarer med beskrivelsen, men vi har ingen datasett over disse. Basert på definisjonen kan arealer avgrenses gjennom geodatabruk ved å identifisere alle havområder som er adskilt fra havflate gitt i FKB-Vann som følge av enten tørrfalls- eller landområder. Ved avgrensning av laguner må det skilles mellom tidevannspytter (*tidal pools*) og havneområder avgrenset av moloer og laguner, men dette er fremdeles en utfordring med eksisterende data i automatiske analyser. Det må også videreutvikles automatisk identifisering av laguner der hvor små forbindelser til havet fortsatt består. I tillegg er det vanskelig å fastslå med dagens data om det, for eksempel ved veiutbygging, fortsatt eksisterer en reell forbindelse, eller om tilførselen av havvann er avsperrert. Dersom tilførselen av havvann faktisk er avbrutt bortsett fra ved ekstremt høyvann eller regelmessig sjøsprøyt, bør området heller klassifiseres som del av saltvannspåvirkede naturtyper på land under EU-klasse 11 (*Coastal beaches, dunes and wetlands*) og kunne tilsvare NiN-typene poller og littoralbasseng (*MC03 Littoralbassengbunn* og *SC05 Marine vannmassesystemer i poller og littoralbasseng*). I Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten ble det kjørt analyser for å finne laguner. I tillegg ble det kjørt visuelt kontroll av analyseresultater basert på flybilder, datasett om tidevannsområdet og dybdedata.

3.3 Estuarer og delta

Estuarer er definert i CORINE som: «*The mouth of a river under tidal influence within which the tide ebbs and flows. In practice, upstream maritime influence is stopped by the first floodgate; downstream, the estuary limit is arbitrary*.” (Copernicus, u.å.b). Det er derimot ikke noen oppføring for deltaer i CORINE.

Som utgangspunkt for avgrensningen av estuarer og delta er Miljødirektoratets datasett *Naturtyper – Elvdelta* benyttet. Dette datasettet skiller ikke mellom *deltaer*, som anses som

² Rapport om arbeidet vil bli publisert i løpet av 2026.

områder der en elv entrer sjø eller innsjø og avsetter sediment i raskere grad enn det som blir transportert vekk (Holden, 2012) og *estuarer*, som betraktes som elveutløp mot sjø der tidevannsforskjeller gir brakkvannsforskjell oppstrøms og påvirker sedimentdistribusjonen i elveløp og utløp (Bryhni mfl., 2025). Selv om datasettet inneholder et variert utvalg av elvedeltaer, så viser visuell gjennomgang av ortofoto at datasettet er mangelfullt hva gjelder fullstendighet. En del informasjon rundt klassifisering og noe metodebeskrivelse er gitt av Miljødirektoratet (u.å.), men informasjonen om produktet er begrenset, særlig fremgangsmetoden.

Kartverket har arbeidet med utviklingen av en modell, som gjennom maskinlæringsalgoritmer, satellittbilder fra Sentinel-2 og et utvalg vektordata vil produsere et datasett for estuarer og deltaer mot sjø. Dersom modellen blir ferdigstilt vil hele landet kunne kartlegges i en automatisert og repeterbar løype. Dette vil likevel kreve noe tid, blant annet til å finne gode nok data og generering av treningsdata. Samtidig vil tidsbesparelsen i forhold til manuell kartlegging være stor. Selv om man er avhengige av gode data inn, så vil man kunne oppnå en langt høyere oppdateringsfrekvens sammenlignet med frekvens for dagens elvedeltadatasett. Arbeidet med modellen er fortsatt pågående. For å utvikle et nasjonalt datasett som er godt validert, kreves det både tilstrekkelige midler og et godt samarbeid mellom relevante aktører og fagpersoner. Den største utfordringen er imidlertid tiden, ettersom det må finnes data som både dekker riktig tidsrom og er skyfrie. I tillegg må det etableres mer treningsdata langs hele kysten for å fange den store variasjonen i vår kystsonen. Fram til denne analysen er ferdigstilt brukes *Naturtyper – Elvdelta* for økosystemtypekart, men første resultat av analysen beskrives i Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten.

3.4 Tidevannsområder

Noen av de mest omfangsrike analysene i dette prosjektet har gått til tidevannsområder, siden området anses som særlig viktig for å skille klasse 10 og 12, samt det det kan benyttes som grunnlagsdata for å identifisere både laguner og estuarer. Resultatene til nå, er vurdert som svært brukbare og konsistente, samt at metodikken er overførbart til hele landet. Men det er viktig å peke på at analysen inneholder en del følgefeil fra mangler i data brukt i analysen. Det gjelder spesielt utbygde kystområder, områder rundt broer og veiutbygging i sjø der tidevannsområdet er overrepresentert. Her kreves det videre arbeid med både satellittanalyser og post-prosessering av data.

Utgangspunkt for analysen er satellittanalyser om tørrfallsområder fra NORCE³. Disse er basert på tidsserier fra høyoppløselige radar- og optiske data fra Sentinel-1 og Sentinel-2. Kombinasjonsproduktet gir en god beskrivelse av tørrfallsområder og grunt vann, men tar med seg mange feil forårsaket av blant annet tekniske strukturer som havneanlegg og akvakulturanlegg, intensiv båttrafikk og bølgepåvirkning. Det har krevd en intensiv postprosessering for å vaske vekk støy, tilpasse datasett til kystlinjen og for å vektorisere og glatte raster-dataene til bruk i kartproduksjon. Det viser seg derimot å være umulig å fjerne alle

³ Datasett tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/2053>

feil i utbygde kystområder gjennom automatiserte analyser. Alle forsøk ved å bruke datasett om arealbruk, arealdekke, tekniske anlegg i kystlinjen, veiutbygging i sjøen, akvakulturanlegg, plandata, tettsteder etc. fører til enten under- eller overrepresentasjon av tidevannsområder i disse områdene. Det gjenstår derfor arbeid med videreutviklingen av metodikken.

3.5 Vurdering av en nasjonal avgrensning av klasse 10 og 12

Basert på tidligere utredninger om datagrunnlag gjort av både Bögelsack mfl. (2025) og Framstad mfl. (2025), samt utprøvinger av metoder utført som en del av Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten, kan det konkluderes at et skille på nivå 1 mellom klasse 10 og 12 burde være oppnåelig. Spesielt om man tar i betraktning at EU-typologien revideres, og vil kunne passe nasjonale behov bedre.

Samtidig ser man at ingen av EU-typologiens klasser har fullstendige og verifiserte datasett som dekker hele pilotområdet ved Kystsonen Lofoten. Ettersom det innenfor dette begrensede området ikke er mulig å konstruere et fullstendig økosystemkart, tilsier dette at det vil bli svært utfordrende å skalere til nasjonalt nivå der datagrunnlaget generelt har varierende kvalitet og er mer fragmentert. Dette gjelder hovedsakelig på nivå 2 og 3 i EU-typologien. På kort sikt vurderes avgrensning på nivå 1 som en mer realistisk ambisjon.

Det er likevel viktig å bemerke at det mangler flere grunnlagsdatasett som er nødvendige for at de automatiske analysene skal fungere optimalt. For klasse 10 gjelder dette særlig informasjon om utbyggingsgrad langs kystlinjen, mudrede havneområder, fyllinger og andre menneskeskapte inngrep (se kapittel 7). Slike data er avgjørende for å kunne avgrense tidevannsområder, skille naturlige bukter fra havneanlegg avgrenset med moloer, eller skille laguner fra kunstige vannforekomster som er adskilt fra havet. I tillegg mangler det heldekkende dybde data i mange områder, og det anses som kritisk å fortsette arbeidet mot fullstendig dekning av dybde data innenfor hele Norges forvaltningsområde. Mangelen på dybde data begrenser blant annet muligheten til å modellere utbredelse av artssamfunn, identifisere tidevannssoner, og skille mellom fjorder og bukter. Dybde data i oppløsning høyere enn 50 meter mellom dybdepunktene er gradert og dermed ikke offentlig tilgjengelig i henhold til *Forskrift om opptak og annen bruk av informasjon om bestemt angitte bunnforhold* (2023, § 4). Det omfatter ikke data fra 0–30 meter, og disse er derfor i hovedsak ansett som ugradert, men datagrunnlaget innenfor denne sonen er ofte eldre eller fraværende. Disse områdene er likevel svært viktige for avgrensning av en del marine økosystemer som ålegress, tare, laguner osv. For avgrensning av terskelfjorder vil mer presise data om fjordterskler gi bedre resultater, mens konstruksjon av gode utbredelsesmodeller for artssamfunn beror på et tilfredsstillende substrat-datasett, noe som heller ikke finnes landsdekkende. Det er i tillegg behov for tydeligere og mer operasjonelle definisjoner, inkludert terskelverdier for blant annet lengde- og dybdeforhold, for å skille fjorder og bukter både fra øvrige deler av kystlinje fra hverandre eller minimumsstørrelser for laguner og bukter.

I pilotprosjektet er det lagt vekt på automatiserte analyser gjennom forhåndsdefinerte løyper uten manuell intervensjon, basert på eksisterende datasett og satellittdata. Dette er særlig nyttig ettersom datasettene da er konsise og reproduserbare, og dermed kan danne et godt grunnlag

for tidsserier. Disse løypene kan trolig også brukes for Grunnkartet, noe som vil gi fullstendig dekning av alle klassene i EU-typologien. Det er viktig å bemerke at slike analyser innebærer en viss grad av generalisering, og vil derfor alltid inneholde noen feil. Det må sikres at det gis god informasjon til sluttbrukere om eventuelle begrensinger og feil som kan medfølge produktet. I tillegg er de ressurskrevende å prosessere for større områder. Det må derfor settes av tilstrekkelige ressurser til teknisk infrastruktur for å kunne produsere et datasett som skiller klasse 10 fra klasse 12, samt dokumentasjon av generaliseringsprosessen. Samtidig er det ikke nødvendigvis behov for å gjenta prosessen mange ganger. Spesielt for landformer kan dette være en engangsøvelse (eller ved betydelig bedre datagrunnlag og forandring av definisjoner), siden de endrer seg lite over tid.

4 Hovedfunn fra krystabeller

Gjennom arbeidet med økosystemtemaet er det blitt utviklet krystabeller for å demonstrere samsvaret mellom EU-typologiens klasse 10 og 12 opp mot IUCN GET, NIN 3.0 og EUNIS, samt mot CORINE og marine vanntyper i vannforskriftssammenheng (Moy mfl., 2024) der det har vært relevant. Formålet har vært å skape en oversettelsesnøkkel mellom EU-typologien og andre relevante klassifiseringssystemer for marin natur, for å kunne innfri et behov for felles forståelse ettersom det i miljøsektoren opereres med ulike systemer for forskjellige rapporteringer. Samtidig er sammenfall og mangler mellom EU-typologien og andre systemer et indirekte mål for relevansen til EU-typologien.

Grunnlaget for å kunne matche de forskjellige økosystemtypologiene i krystabeller er å sikre at enhetene deres bygger på like konsepter og forståelse av et gitt økosystem. Kryssreferering kan tydeliggjøre forhold mellom enhetene i klassifikasjoner som beskriver samme type fenomener. Kryssreferanser mellom klassifiseringer av økosystemtyper og klassifiseringer av konseptuelt ulike enheter, som arealbrukstyper (fiskeriaktivitet, skipstrafikk, energiproduksjon), arealdekketyper (bar hardbunn, tareskog), artssamfunn (bløtbunnskorall, hardbunnskorall), eller fysiske forhold (dypvannsområder, kontinentalskråning, bølgeeksponerte områder), kan føre til mer komplekse og delvise relasjoner, for eksempel én-til-mange eller mange-til-mange (Keith mfl., 2025).

4.1 IUCN Global Ecosystem Typology (IUCN GET)

For at en klassifikasjon skal kunne kryssrefereres mot IUCN GET, må enhetene i den andre klassifikasjonen være i samsvar med økosystembegrepet. Dette innebærer at et system i hovedsak må bygges på økosystemer som grunnlag for klasseinndelingen. Disse retningslinjene bygger på definisjonen for økosystemer som ble vedtatt i FNs konvensjon om biologisk mangfold (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2011) som definerer et økosystem som «*a dynamic complex of plant, animal and micro-organism communities and their non-living environment interacting as a functional unit*».

IUCN GETs globale økosystemtypologi er et omfattende klassifikasjonsrammeverk for verdens økosystemer. Systemet integrerer både funksjonelle og strukturelle egenskaper ved økosystemer. Den består av seks hierarkiske nivåer. De tre øverste nivåene (riker, funksjonelle biomer og økosystem-funksjonsgrupper) klassifiserer økosystemer etter funksjonelle egenskaper, som vannregime, klimaforhold, strukturelle arter og næringskjeden (Tabell 4). De tre nederste nivåene (biogeografiske økotypen, globale økosystemtyper og subglobale økosystemtyper) er vanligvis definert og anvendt på nasjonalt eller regionalt nivå. Norge baserer for tiden ikke sitt nasjonale økosystemtypologi- og naturkartleggingsarbeid på IUCN sin *Global Ecosystem Typology* (GET) på nivå 4–6, og foreliggende krystabeller er derfor begrenset til nivå én til tre (1. *Realm*, 2. *Biome*, 3. *Ecosystem Functional Group*). IUCN GETs globale økosystemtypologi skal bidra til å identifisere hvilke økosystemer som er mest kritiske for bevaring av biologisk mangfold, forskning, forvaltning og menneskelig velferd i framtiden (Keith mfl., 2020).

Tabell 4: De relevante nivåene for kryssreferering fra IUCN GET mot EU-typologien.

Realm	Definisjoner (fra IUCN GET)	Biome	Ecosystem Functional Group (EFG)	Beskrivelse
Marine	The Marine Realm includes all connected saline ocean waters characterised by waves, tides and currents.	4	24	Dette innebærer alle marine områder nedenfor den litorale sonen samt pelagiske økosystemer og tilsvarer EU-klasse 12. Matchingen på nivå 2 og 3 fungerer bra.
Marine-Terrestrial	The marine-terrestrial transitional realm is characterised by steep environmental gradients in desiccation, salinity and wave and tide disturbance, occupied by contrasting shoreline ecosystems.	3	7	Dette innebærer alle kystbiomer som er naturlig dannede tidevannsområder i grensesnittet mellom land og hav samt supralittorale kystbiomer. Matchingen er vanskelig siden denne klassen inneholder bare tidevannsområder i EU-klassen 10 og duner og strandsoner i supralitoral som tilhører EU-klassen 11.
Freshwater-Marine	The freshwater-marine transitional realm is occupied by brackish aquatic ecosystems on marine coasts. It shares features of the freshwater and the marine realms, and transitions to brackish tidal systems	1	3	Dette omfatter både laguner, bukter og estuarer, men også fjorder og er dermed tilsvarende både EU-klasse 10 og 12. Matchingen på nivå 1 er derfor vanskelig, men fungerer bra på nivå 2 og 3.
Marine-Freshwater-Terrestrial	The interface of marine and terrestrial seepage is sometimes influenced by seepage or outflow of freshwater, supporting intertidal wetlands and deltaic systems.	1	3	Her finnes det kystnære deltas, saltpåvirkete habitater og mangrover. Matchingen mot EU er særlig vanskelig ettersom deltaer og estuarer behandles samlet i EU-klasse 10 mens Coastal halophytic wetlands finnes i EU-klasse 11.

På generelt nivå er det god overensstemmelse mellom IUCN GET og EU-typologien ettersom begge bygger på en hierarkisk struktur basert på større økosystemkomplekser, substrater og landformer. I tillegg løfter begge systemene fram nøkkeløkosystemer som er særlig viktige for biologisk mangfold, for eksempel tareskog, ålegrassenger og korallrev på nivå 3. Nivå 2 i EU-typologien er klassen som matches best med *Biome-nivået* av IUCN GET og nivå-3 av EU-klassen som matches best med *EFG-nivået* av IUCN GET. Den største forskjellen mellom systemene er innenfor kystøkosystemene i IUCN GET typologi. EU-typologien har mer fokus på tidevannsområde, mens IUCN GET inndelingen er mer fokusert på overgangsøkosystemer mellom land-hav eller saltvann-ferskvann. Under kategorien *Shoreline biomes* innenfor *Marine-Terrestrial* økosystemer behandles både tidevannspåvirkete områder i litoral og i supralitoral sone. *Shoreline biomes* anses generelt som tidevannsområder, mens EU-typologien her skiller mellom tidevannsområder i klasse 10 og *Coastal beaches, dunes and wetlands* i klasse 11. Dette gjør at samstemmingen mellom IUCN GET og EU-typologien ikke blir én-til-

én relasjon (1:1), men en én-til-mange relasjon (1:n), der én IUCN GET-kategori tilsvarer flere EU-økosystemtyper. For dypvannsøkosystemer derimot er situasjonen omvendt. Her skiller IUCN GET mellom fire pelagiske og seks bentiske økosystemer, mens EU-typologien kun opererer med én kategori for dypvannsøkosystemer: *Deepwater benthic and pelagic ecosystems*. Generelt sett blir matchingen mellom systemene bedre dersom foreslåtte endringer i EU-typologien vedtas.

4.2 Natur i Norge 3.0 (NiN)

NiN 3.0 bruker flere systemer for å beskrive naturen, blant annet *Natursystem*, *Naturkompleks*, *Landskap* og *Landformer*. I utformingen av krysstabeller ble det valgt å fokusere kun på *Natursystem* og *Landformer*. Dette skyldes at systemet over *Naturkompleks* ennå ikke er ferdig utviklet, og at systemet for *Landskap* beskriver naturen i en romlig skala som er for stor til å kunne karakterisere økosystemene i EU-typologien på en hensiktsmessig måte i marine områder. Både for *Natursystem* og *Landformer* var det nødvendig å gå til hovedtyper for å finne en passende match til EU-typologiklassene. Nedenfor beskriver vi kvaliteten på tilpasningen og begrensningene ved en kryssreferanse mellom NiN og EU-typologien for EU-kategoriene 10 og 12 hver for seg.

Noen NiN-klasser kunne ikke kryssrefereres til de marine delene av EU-typologien. Enkelte av disse manglene vil bli løst gjennom den reviderte EU-typologien, men flere problemer er fremdeles ikke adressert, og disse kan danne grunnlag for videre forbedringer av EU-typologien på nasjonalt nivå (se delkapittel 5.2.1 for nærmere detaljer), men også utformingen av NiN for marin natur.

4.2.1 NiN 3.0 til 10. Marine inlets and transitional waters

Det ble funnet samsvar mellom NiN 3.0 hovedtyper og klasse 10 i den gjeldende EU-typologien, men det var ikke mulig å skille klart mellom underklassene *10.1 Coastal lagoons* og *10.2 Estuaries and bays*. Alle NiN-hovedtyper fra *Natursystem* overlapper med begge underklassene. Det var heller ingen *Landform*-hovedtyper som kunne definere disse klassene fullstendig. Dette viser at selv om NiN kan beskrive de terrestriske kystøkosystemene som omgir elvemunninger, bukter og kystlaguner, er det ikke tilpasset for å beskrive disse økosystemene i seg selv. For eksempel stemmer NiN 3.0-klasser overens med EU-kategoriene *11.2.1 Coastal dunes*, *11.2.2 Beaches and sandy shores* og *11.4.1 Coastal saltmarshes*, men ingen NiN 3.0-klasser samsvarer direkte med kystlaguner, elvemunninger og bukter. Disse økosystemene er for kompleks or å klassifiseres som natursystem i NiN, men må anses som enten kystlandformer eller naturkompleks.

Derimot var det flere *Natursystem* hovedtyper som kunne samsvare med *10.3 Intertidal flats*. Ytterligere kartleggingsanalyser er nødvendige for å fastslå i hvilken grad det er overlapp med *Landform*-hovedtypen *FL-III Tidevannslette*. Samlet sett ser denne EU-underklassen ut til å være den som NiN 3.0-klassene dekker best.

Når det gjelder den reviderte EU-typologien, skiller nivå-3 av *10.2 Estuaries and deltas* mellom *10.2.1 Estuaries* og *10.2.2 Deltas*. Alle NiN-klassene overlapper mellom disse to EU-kategoriene, samt med *10.1.1 Coastal lagoons*, som allerede nevnt for den gjeldende EU-typologien ovenfor. Dette betyr at det nye detaljnivået som er lagt til EU-typologien, ikke kan oppfylles ved bruk av NiN 3.0-klasser. Den samme konklusjonen kan trekkes for de forskjellige tidevannsflatene som skilles ut i den reviderte EU-typologien: *10.3.1 Intertidal soft sediment* og *10.3.2 Intertidal hard substrates*. For disse to klassene skyldes problemet hovedsakelig fraværet av kornstørrelse (i sedimentene) innenfor NiN-definisjonene, noe som gjorde det vanskelig å avgjøre om det var 10.3.1 eller 10.3.2. Kun noen grunntyper er skilt ut ved å bruke kornstørrelsen. Merk at bare én NiN landform-klasse gjorde kornstørrelsen tilstrekkelig klar: *FL-III Tidevannsslette*. I mangel av klarhet rundt hva et «stabilt substrat» er i NiN, ble det antatt at det var et hardt substrat, noe som reduserte overlappingen mellom EU 10.3.1 og 10.3.2. Men dette var en antagelse, og det er behov for ytterligere avklaring.

I den nye foreslåtte versjonen inkluderer EU-typologien klasse *10.4 Macrophyte communities and biogenic reefs*. Foreløpig viser kryssreferansen til NiN at den overlapper fullstendig med EU-klasse *10.4 Macrophyte communities and biogenic reefs*, da det ikke foreligger noen definisjon av forskjellene mellom dem. Det er imidlertid svært sannsynlig at NiN 3.0 ikke vil kunne skille mellom de to, og at overlappingen vil bestå. For de fleste EU-klassene i *10.5 Anthropogenic structures and modified ecosystems* finnes ikke en ekvivalent i NiN uten tilleggsbeskrivelser. Som tidligere nevnt er det usikkert om det er mulig å finne kryssrefererte NiN-klasser for denne EU-kategorien.

4.2.2 NiN 3.0 to 12. Marine ecosystems

I den gjeldende EU-typologien stemte NiN 3.0-klassene i Natursystem ganske godt overens med to EU-klasser som ble definert med artsammensetninger, inkludert EU-kategoriene *12.1 Marine macrophytes habitats*, og *12.2 Coral reefs*. Det var imidlertid ikke mulig å finne noen NiN-klasse som kunne beskrive *12.4.1 Shellfish beds and reefs*. *12.1.1 Kelp forests* hadde heller ikke én-til-én-samsvar med noen NiN-kategorier, og samsvarer med både *NA-MJ01 Taretrålingsbunn* og *NA-MA02 Eufotisk fast saltvannsbunn*. I tillegg samsvarer *NA-MA02 Eufotisk fast saltvannsbunn* også med to andre EU-klasser: *12.1.2 Coastal macrophyte beds* og *12.6.1 Sublittoral rocky substrates*. Overraskende nok dekker Natursystem-hovedtyper også sublittorale EU-klasser som er basert på sediment-beskrivelser ganske godt. Det samme kan sies om EU-klassen *12.10 Sea ice*.

Merverdien av NiN 3.0 kommer spesielt til syne for EU-klassene *12.7 Continental and island slopes* og *12.8 Deepwater benthic and pelagic ecosystems*. Med *Landform*-hovedtyper dekker NiN disse EU-klassene i stor detalj, noe som vil bli enda mer relevant når EU-typologien er revidert og EU-klassene 12.7 og 12.8 deretter er delt inn på nivå-3. I de fleste tilfeller spesifiserer NiN 3.0-beskrivelsene av klassene om landformen gjelder kontinentalsokkelen eller dyphavet, og noen ganger er de enda mer eksplisitte ved å henvise til den spesifikke geografiske plasseringen. For eksempel refererer *FL-M02 Konturitt* eksplisitt til kontinentalskråningen ved Lofoten, men også til Barentshavet, Norskehavet og Skagerrak,

mens *Fl-E01 Aksedal* eksplisitt refererer til Midt-Atlanterhavsryggen. Det er fortsatt noen overlappinger mellom EU-klassene 12.7 og 12.8 når man sammenligner med NiN 3.0, da NiN-beskrivelsene ikke refererer til geografisk beliggenhet eller dybde for disse klassene. Men disse overlappinger er mindre sammenlignet med de som finnes for EU-klasse 10, hvor alle NiN 3.0-klassene overlapper hverandre blant EU-kategoriene.

Når det gjelder den nye reviderte versjonen av EU-typologien, har kategori *12.2 Biogenic reefs and animal forests* nå seks underklasser som omfatter rev. NiN 3.0 kan ikke kryssrefereres til disse klassene, da ingen av dem refererer spesifikt til revtyper, bortsett fra korallrev. Dette er en viktig mangel ved NiN som kan spilles inn som framtidig utviklingsbehov for NiN-systemet. NiN-klassene vil beskrive bunnsedimentene som disse revene og artene kan forekomme på, men de vil ikke gjøre det mulig å kartlegge dem eksklusivt. Tilsvarende er EU-klassen for sublitorale sedimenter utvidet til å omfatte fire forskjellige typer, som NiN ikke kan dekke. Bare én NiN-klasse ser ut til å samsvare, og den overlapper tre av de fire sedimentunderklassene. Selv om det er noen overlappinger, samsvarer *Landforms* fra NiN 3.0 ganske godt med de nye EU-kategoriene *12.5 Continental and islands slopes* og *12.7 Deep-sea ecosystems* og deres underklasser. NiN 3.0 Natursystem *NA-S Marinevannmassesystemer* kunne enkelt kryssrefereres med underklassene fra *12.9 Pelagic waters*, takket være den klare beskrivelsen av NiNs kategorier. Det samme ble observert for EU-klasse *12.10 Sea ice*.

4.3 EUNIS

EUNIS-informasjonssystemet bidrar til kunnskapsgrunnlaget for gjennomføring av EUs biodiversitetsstrategi for 2030. Modulen for naturtyper omfatter EUNIS' naturtypeklassifikasjon, naturtypene som er oppført i Vedlegg I til EUs habitatdirektiv, naturtypene i Resolusjon 4 under Bern-konvensjonen, samt den europeiske rødlisten for naturtyper (<https://eunis.eea.europa.eu/about>). EUNIS naturtypeklassifikasjon er et omfattende, paneuropeisk system som skal sikre en harmonisert beskrivelse og innsamling, og muliggjør sammenligning av data på tvers av Europa. Klassifikasjonen bygger på kriterier for identifisering av naturtyper og dekker alle typer, fra naturlige til menneskeskapt, og fra terrestriske til ferskvanns- og marine miljøer. Naturtype er i EUNIS-klassifikasjonen definert som: «*Plante- og dyresamfunn som karakteriserende elementer i det biotiske miljøet, sammen med abiotiske faktorer som virker sammen på en bestemt skala*» (Moss, 2008).

For marine habitater har man et hierarkisk system som har gruppert habitater med økende detaljering til nivå 5. Etter nivå 5 hentes enheter fra andre klassifikasjonssystemer og kombineres til et felles rammeverk. Kodeendringene medfører at gamle datasett ikke er direkte kompatible, og disse må derfor omkodes⁴. EU-typologien for marine økosystemer henviser stort sett til EUNIS 2012, og tar definisjonene sine derfra. Det er blitt benyttet enkelte EUNIS kategorier, men utvalget er ikke fullstendig, for eksempel ved at noen utvalgte klasser samstemmer med EU-typologien, mens andre klasser har liten overenstemmelse ved at bl.a. andre dybdesoner ikke er tatt med (se Tabell 5).

⁴ Tilgjengelig fra: <https://www.pattern.institute/eunis.habitats/articles/crosswalks.html>

Tabell 5: Sammenligning mellom EUNIS-klasser brukt for kryssreferering, og definisjon av EU-klasser og de EUNIS klassene som i tillegg omfattes av EU-klassen.

EU-typologi	EUNIS 2012 class referred to in Eurostat (2024a)	EUNIS 2012 klasser som i tillegg omfatter samme EU-klassen
12.1.1 Kelp forest	A5.52 - Kelp and seaweed communities on sublittoral sediment	A3.11 : Kelp with cushion fauna and/or foliose red seaweeds A3.21 : Kelp and red seaweeds (moderate energy infralittoral rock) A3.22 : Kelp and seaweed communities in tide-swept sheltered conditions A3.31 : Silted kelp on low energy infralittoral rock with full salinity A3.32 : Kelp in variable salinity on low energy infralittoral rock
12.6 Sublittoral rocky substrates	A3 - Infralittoral rock and other hard substrata	A4 : Circalittoral rock and other hard substrata
12.7.1 Continental and island slopes	A6.7 - Raised features of the deep-sea bed	A6.8 : Deep-sea trenches and canyons, channels, slope failures and slumps on the continental slope

I 2021 kom det en oppdatering med en mer helhetlig og gjennomgående struktur, som i større grad er konsekvent i inndelingen av marine habitater⁵ (se Tabell 6). For den arktiske biogeografiske regionen mangler det imidlertid fortsatt en del nivåer og definisjoner. Den nye fordelingen er inndelt etter følgende system:

- Bentiske, pelagiske og is-assosierte habitater på nivå 1
- Dybdesoneinndeling og bunnssubstrat, samt innføring av biogene habitater på nivå 2
- Biogeografiske regioner på nivå 3
- Artssamfunn og miljøfaktorer på nivå 4

De foreliggende krysstabellene er utarbeidet basert på gjeldende EU-typologi og EUNIS 2022. Siden EUNIS er bygget opp som en naturtypeklassifikasjon, fungerer koblingen best der EU-typologien er konkrete og artsbaserte, særlig for makrofytter og biogene strukturer. En utfordring for makrofytt-forekomster er at artene ofte forekommer i sammensatte samfunn og dermed ikke alltid finnes isolert. EU skiller for eksempel mellom *kelp forests* og *coastal macroalgae*, mens EUNIS opererer med fem kategorier som nevner *kelp* og *Seaweed*, og bare én som spesifikt refererer til *kelp* som et isolert samfunn.

I EUNIS-klassifikasjonen fra 2022 er det innført en egen klasse for *biogenic habitats*. Definisjonen av denne klassen er noe annerledes enn i EU, ettersom EUNIS kun inkluderer *Coral reefs*, *shellfish reefs* og *worm reefs*. EU planlegger derimot å inkludere ruglbunn og svamphager i samme kategori. I EUNIS kan koraller og skjell dessuten inngå i flere klasser, avhengig av miljøforhold og ikke kun basert på struktur. EUNIS skiller dermed tydelig mellom

⁵ Tilgjengelig fra: <https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/123d0c9a-a6fa-4f2d-b887-5d8e5468faed>

revbyggende organismer som dekker bunnen fullstendig og mer spredte forekomster, mens EU-kategorien *biogenic reefs and animal forest* tolkes noe bredere. Til tross for disse forskjellene kan EU-klasser definert av artssamfunn generelt kobles relativt godt mot EUNIS.

Tabell 6: Sammenligning av EUNIS-typologien for marine habitater.

Kategori	EUNIS 2012	EUNIS 2022	Kommentar / Betydning
Nivå 1 (Hovedkategori)	<i>A – Marine habitats</i> (en samlet hovedklasse).	Delt i <i>Marine water column habitats</i> (MH) og <i>Marine benthic habitats</i> (M) og is-assosierte habitater (MJ)	Pelagiske habitater og is-assosierte habitater har fått egen struktur – nytt fra 2021/22.
Substratklasser	Hovedinndeling i “ <i>Rock and other hard substrata</i> ” og “ <i>Sediment</i> ”	Mer detaljeringsnivå for bunnssubstrater med inndeling i <i>Rock</i> , <i>Coarse Mixed</i> , <i>Sand</i> , <i>Mud</i> , og ny kategori “ <i>Biogenic substrate</i> ”	Biogene habitater (korallrev, ruglbunn, blåskjellbanker) løftet opp på lik linje med geologiske substrater, mer harmonisering med standarder for bunnssubstrat kartleggingen.
Energiregime	Høy, middels og lav energi på nivå 3 for hardbunn.	Flyttet til lavere nivå og brukt mer fleksibelt som miljøfaktor.	Mer økologisk realistisk – unngår overforenkling av energi som hovednivå.
Dybde- og soneinndeling	Soneinndeling i littoral for alle bunnssubstrater, men avvikende for sublittoral	Enhetlig soneinndeling tydelig koblet til biogeografiske regioner og havområder (arktisk, atlantisk, baltisk osv.).	Gjør klassifikasjonen mer spesifikk for biogeografiske regioner
Regioninndeling	Svakere og kun for enkelte nivåer	Innført biogeografiske regioner (<i>Arctic</i> , <i>Atlantic</i> , <i>Baltic</i> , <i>Mediterranean</i> , <i>Black Sea</i>) på nivå 3.	Reflekterer forskjeller i salinitet, temperatur og artssammensetning.
Biologiske samfunn	Beskrevet, men lite standardisert.	Systematisk innarbeidet i nivå 4–6 (eksempel: kelpskog, ålegresseng, korallrev).	Styrker koblingen mellom habitat og artssamfunn.
Kobling til andre rammeverk	Svake koblinger til <i>Habitats Directive Annex I</i> og MSFD.	Direkte koblinger til EU’s <i>Marine Strategy Framework Directive</i> (MSFD), EMODnet, og <i>Red List of Habitats</i> .	Økt brukbarhet i forvaltning og rapportering.

For sedimentdominerte systemer fungerer koblingen hovedsakelig på et overordnet nivå. I EUNIS forekommer alle artsdominerte samfunn som underkategorier av sedimenttyper, mens i EU-typologien plasseres de på samme hierarkiske nivå som sedimenttypene. Dermed kan EU-klassene som omfatter sedimenter som regel kunne koble mot nivå 3 i EUNIS. Nivå 4 i EUNIS er derimot ofte dominert av makrofytter eller artsforekomster, og disse er bedre egnet som egne kategorier i EU-typologien.

For klasse 10, som er basert på økosystemkomplekser, er koblingen mer utfordrende, siden EUNIS-klassifiseringen primært baseres på sedimenttype og saltholdighet. Dette innebærer at samme EUNIS-type kan forekomme både i nedre deler av estuarer og i øvre deler av tidevannsflater med leire- og siltavsetninger. I slike tilfeller kan en kobling mellom systemene

kun gjennomføres mot den EU-klassen der habitatet forekommer med størst sannsynlighet. For eksempel finnes marine sandstrender vanligvis langs åpne kyststrekninger, mens muddersand typisk opptrer i mer beskyttede områder, særlig i elvemunninger eller laguner påvirket av ferskvann. Det samme gjelder dypvannsklasser i EU-typologien som er definert av geomorfologiske forhold. Dette kan ikke direkte kobles mot EUNIS som bruker flere dybdeklasser og baserer seg på substrat der det skilles f.eks. mellom stein i bathyal eller abyssal, men ikke om den forekommer på kontinentalskråningen eller et undersjøisk fjell. Bathyal er definert som sjøbunnen mellom 200 og 4000 meter, mens abyssal referer til dybde over 2000 meter⁶.

Rinde mfl. (2004) har utprøvd modellering av utvalgte marine naturtyper og EUNIS-klasser i enkelte områder, bl.a. for ålegrass og tareskog. Dette var relativt vellykket, men noen utfordringer ble beskrevet. Imidlertid har vi nå fått mer data på bunnssubstrat og dybde, samt at EUNIS-klassene er revidert ift. å inkludere klasser for blandede bunnssubstrat. Dette løser flere av utfordringene som ble beskrevet i rapporten.

4.4 CORINE

EU-kommisjonen etablerte CORINE-programmet (*Coordination of Information on the Environment*) for å utvikle en standardisert metode for kartlegging av arealdekke, naturtyper og luftkvalitet på europeisk nivå. CORINE Land Cover (CLC) gir en paneuropeisk oversikt over arealdekke og arealbruk, inndelt i 44 tematiske klasser på nivå 3, fordelt på fem hovedklasser for arealdekke: *Artificial surfaces*, *Agriculture areas*, *Forests and seminatural areas*, *Wetlands* og *Water bodies*. Den geometriske detaljeringen har en minste kartleggingsenhet (MMU) på 25 hektar og en minste kartleggingsbredde (MMW) på 100 meter. Datagrunnlaget oppdateres hvert sjette år med nye status- og endringslag, og den siste oppdateringen ble gjort i 2018. CLC inneholder følgende klasser som er relevante for kartlegging av marine økosystemer:

- 521 – *Coastal lagoons*
- 522 – *Estuaries*
- 423 – *Intertidal flats*

I Norge er verken laguner eller estuarer kartlagt i CORINE-datasett. *Intertidal flats* er kartlagt i noen områder, men dette omfatter kun større områder (>25 ha) og kun mudder- og sandsletter, ikke hele tidevannsområdet som er beskrevet i EU-typologien for denne klassen. CORINE er dermed ikke særlig godt egnet for oppfølging av arealutbredelsen av marine økosystemer over tid i Norge.

⁶ Definisjon hetet fra: <https://www.marlin.ac.uk/glossary/view/B>

4.5 Marine vanntyper i vannforskriftssammenheng

Havforskningsinstituttet (Moy mfl., 2024) har publisert en ny inndeling i vanntyper i norsk kystvann med «*hovedvekt på modellerte fysiske og kjemiske parametere i henhold til vannforskriftens kriterier*». Kriterier som bølgeeksponering, tidevannsforskjell, temperatur, saltholdighet, sirkulasjonsegenskaper etc., kunne vært relevant for avgrensning av kystøkosystemer i EU-klasse 10. Det ble vurdert om disse kunne være en del av datagrunnlag for å avgrense laguner og bukter, men siden klassifikasjonen er bygd opp på fysiske og kjemiske parametere kan den ikke matches mot en økosystemklassifikasjon. I tillegg er inndelingen basert på Norkyst800 data (data i oppløsningen med 800x800 meter grid) og er dermed for grov for å fange opp endringer i saltholdighet ved overgangsområder mellom saltvann og ferskvann i laguner og deltaer.

4.6 Oppsummering av typologiene

Gjennomgangen av krysstabeller viser at EU-typologien i stor grad lar seg koble mot andre sentrale klassifikasjonssystemer for marin natur, men at samsvaret varierer mellom systemene og mellom økosystemtyper (Tabell 7). Overordnet er EU-typologien mest konsistent med IUCN GET og EUNIS, som deler et økosystembasert og hierarkisk rammeverk og har særlig godt samsvar innen arts- og substratdefinerte marine systemer. For kystnære overgangssystemer, spesielt for estuarer, deltaer og tidevannsområder, blir relasjonene derimot langt mer komplekse, ofte én-til-mange, fordi systemene opererer med ulike skalaer, begreper og avgrensningskriterier. NiN 3.0 gir god detaljbeskrivelse av landformer og flere marine natursystemer, spesielt i dypvanns- og oseaniske miljøer, men mangler klare ekvivalenter for flere av de viktigste kystkompleksene i EU-typologien og kan derfor ikke støtte finere nivåer i den reviderte EU-strukturen. EUNIS gir den mest detaljerte arts- og habitatbaserte koblingen, men bruker en annen logikk for sediment- og dybdeinndeling enn EU-typologien. CORINE er for grovmasket og bare relevant for kystnære økosystemer i klasse 10, mens vanntypene i vannforskriften gir begrenset nytte ettersom de også er for grovmaskede og dessuten ikke økosystembaserte. Samlet sett viser sammenligningen at EU-typologien er godt forankret i internasjonale rammeverk, men at videre presiseringer, særlig i kystsonen og for biogene habitater, vil styrke anvendbarheten og sikre bedre kobling til nasjonale systemer som NiN og til europeisk rapportering gjennom EUNIS.

Tabell 7: Kort sammenfatning om resultat av krysstabeller mellom EU-typologien og utvalgte typologier.

Typologi	Beskrivelse
IUCN-GET	Bygger på like økosystemtilnærming og har derfor god match til nesten alle klasser på nivå 2 og spesielt nivå 3, fungerer best for EU-klasse 12 og enkelte overgangsökosystemer i klasse 10
NIN 3.0	NiN passer ikke så godt med EU-typologien (både nåværende eller foreslått). Det er svært få én-til-én-samsvar, som f.eks. <i>11.4.1 Coastal saltmarshes</i> og <i>12.2.1 Coral reefs</i> , men de fleste EU-klassene tilsvarer mange NiN-kategorier som overlapper mellom EU-klassene. Det er f.eks. umulig å skille mellom undertypene <i>10.1 Coastal lagoons</i> og <i>10.2 Estuaries and deltas</i> . NiN viser seg imidlertid å være svært rik når det gjelder morfologiske trekk ved klassene <i>12.5 Continental and island slopes</i> og <i>12.7 Deep-sea ecosystems</i> , hvor det til tross for samsvar med flere NiN-klasser er svært få overlapp.
EUNIS 2022	Delvis god match for artssamfunn i klasse 12 (biogene strukturer og makrofyttforekomster) på nivå 3. For substratbaserte klasser er det best samsvar på mer overordnet nivå av EUNIS, alle økosystemer definert av landform/geomorfologi er vanskelig eller umulig å matche.
CORINE	Kun match på landsiden, men kartleggingsenhetene er for grove for å være relevant til de økosystemene som kan knyttes sammen.
Marine vanntyper i vannforskriftssammenheng	Kan ikke matches, typologien bygges på en helt ulik klassifikasjon basert på utelukkende fysiske faktorer som bølgeeksponering, vanntemperatur og salinitet

5 Forslag til justering av EU-typologien

Gjennom prosjektperioden har det blitt gjennomført en vurdering av egnetheten av den marine delen i EU-typologien. Vurderingen er blitt gjort gjennom et innspill til Eurostat av en ekspertgruppe fra Norge (se Vedlegg 3), samt videre deltakelse rundt typologiutforming i en arbeidsgruppe i Eurostat. Dette kapittelet tar for seg hovedendringene som er blitt besluttet i denne arbeidsgruppen, men arbeidet er pågående og ytterligere endringer kan komme. I tillegg er det gjort enkelte drøftelser om relevansen for Norge, og eventuelle tilpasninger som burde vurderes innført på nasjonalt nivå.

5.1 Endringer av typologien via Eurostat-arbeidsgruppe

For å oppnå en mer konsistent og operasjonell typologi for marine økosystemer har det vært et behov for en videreutvikling av systemet som tar for seg en justering av klassene og utarbeiding av tydeligere definisjoner for de ulike økosystemtypene. Den nåværende versjonen av EU-typologien for marine økosystemer (Vedlegg 1) ble utviklet uten involvering av særlig kompetanse på marine økosystemer, og har båret preg av dette.

Flere land rapporterte derfor om problemer med typologien, og Eurostat har derfor satt av en arbeidsgruppe som skal se på forbedringspotensial for de marine økosystemene. Denne gruppen består av personer fra Eurostat, *European Environmental Agency* (EEA), Irland, Finland, Spania og Norge. Gruppen har gjennom flere møter gått gjennom typologien og utarbeidet et forslag som ble tatt videre til *Eurostat taskforce for ecosystem accounting*. Tilbakemeldinger fra denne gruppen har fortløpende blitt integrert i arbeidet med utarbeidelsen av den nye typologien. Sentrale tilbakemeldinger om typologien har generelt vært at det ønskes å etablere et klart skille mellom nivå 2 og nivå 3 (Tabell 8). Dette vil sikre en mer konsistent bruk av hierarkiske nivåer som kan aggregeres og sammenstilles.

Tabell 8: Norges innspill til endringer i nivåer av bestående typologien (per 2025)

EU ecosystem typology – level 2	EU Ecosystem typology – level 3	Norges innspill
10.2 Estuaries and bays	10.2.1 Estuaries and bays	Skille mellom estuarer og bukter på nivå 3
12.1 Marine macrophyte habitats	12.1.2 Coastal macrophyte beds	Forbedre definisjonen til å omfatte alle makrofyttforekomster som ikke er tang eller ålegress
12.5 Sublittoral sand beds and mud plains	12.5.1 Sublittoral sand beds and mud plains	Skille mellom sand, gjørme, blandede og grove sedimenter på nivå 3
12.7 Continental and island slopes	12.7 Continental and island slopes	Skille mellom løfter og jevn kontinentalskråning
12.8 Deepwater benthic and pelagic ecosystems	12.8 Deepwater benthic and pelagic ecosystems	Skille mellom abyssale sletter og morfologiske egenskaper ved dyphavsbunnen

Videre defineres det krav til «*mutually exclusive maps*» som grunnlag for naturregnskap, samtidig som typologien inneholder både sjøis, pelagiske og bentiske økosystemer, noe som vil føre til krav om flere datalag. Norge har derfor etterspurt en avklaring rundt hvordan en tredimensjonal økosystemkontekst kan representeres, og hvordan pelagiske økosystemer og sjøis kan ivaretas sammen. Den tredimensjonale oppbyggingen av marine økosystemer innebærer i tillegg et behov for hierarki til entydig håndtering av økosystemer som opptrer samtidig i samme geografiske område. Det er nødvendig å etablere et tydelig hierarki som angir prioritering og representasjon ved kartlegging, analyse og forvaltningsrapportering. Forslag til et slik hierarki er levert (se Vedlegg 3) til *Eurostat Taskforce* og er tatt med videre i nytt forslag til typologien for marine økosystemer.

Et annet område som krever oppmerksomhet, er inkludering og håndtering av antropogent modifiserte økosystemer og strukturer. Det må avklares om antropogen påvirkede områder skal inngå i typologien, og det må formuleres definisjoner om hva som anses som et antropogent påvirket økosystem eller en påvirkningsfaktor på et økosystem (se også kapittel 6). Videre bør definisjonen av klasse 10 gjennomgås. Klassen omfatter i dag såkalte overgangsøkosystemer («*transitional ecosystems*») under tidevannspåvirkning. Det er behov for en nærmere vurdering av om bukter og vikar skal inngå i denne klassen, og hvordan man i så fall ivaretar at f.eks. makrofytforekomster fra klasse 12, som kan være svært utbredt i bukter og vikar.

Et spesifikt forslag fra norsk side har vært å innføre en ny klasse for biogene strukturer og innføring av klassene «ruglbunn» og «svamphager» på nivå 3 (Tabell 9). Ruglbunn er særlig utbredt nord i landet og Norge har trolig de største forekomstene i Europa, men naturtypen er svært dårlig kartlagt (Havforskningsinstituttet, 2021). Dessuten er ruglbunn oppført på Europeisk Rødliste som «sårbar» (European Environmental Agency, u.å.) og listet som forvaltningsrelevant naturtype (NE-21 Ruglbunn) (Bekkby mfl., 2021). Vi har dermed ikke tilstrekkelig kunnskap om arealutbredelsen eller tilstand for ruglbunn, men håper at behov for rapportering både på europeisk og nasjonalt nivå vil fremme kunnskapsinnhenting for denne naturtypen.

Tabell 9: Innspill fra Norge om en ny klasse for biogene strukturer

EU ecosystem typology – level 2	EU Ecosystem typology – level 3
12.2 Biogenic structures and animal forest	12.2.1 Coral reefs
	12.2.2 Worm reefs
	12.2.3 Shellfish beds and reefs
	12.2.4 Ruglbunn
	12.2.5 Svamphager

Avslutningsvis anbefales en generell revisjon og presisering av definisjoner i EU-typologien for å sikre konsistens, tydelighet og faglig robusthet i typologien som helhet. Dette vil styrke bruken og sammenlignbarheten av systemet. Noen av de viktigste endringene i typologien gjelder nivåstrukturen. Den nye inndelingen er mer ryddig, slik at nivå 3 nå utgjør en reell

detaljering av nivå 2, i stedet for kun å være en gjentakelse av det. Videre er klasse 10 revidert slik at definisjonen er omformulert til å omfatte tidevannsområder og overgangsekosystemer i grensesnittet mellom land og sjø. Dette stemmer overens med de økosystemene som faktisk tilhører klassen. Denne endringen innebærer at bukter flyttes til klasse 12, hvor de inngår i en felles kategori for «*Coastal inlets*» sammen med dype kystinnløp (*Deepwater coastal inlets*). For «*Deepwater coastal inlets(fjords)*» ble det foreslått følgende definisjon som baserer seg på NiN (Artsdatabanken, u.å.a) og GA Vocabulary Register (Australian Government, u.å.): «*A fjord is a long, narrow, marine inlet formed by glacial erosion into a deep, U-shaped trough that is filled with seawater. Fjords are typically overdeepened—that is, deeper in the fjord basin than at their mouth—where they are often bounded by a distinct threshold (or sill) formed by an end moraine deposited by the retreating glacier. This morphology results in limited bottom-water exchange. Fjords are usually steep-sided, deep, and relatively narrow, often branching inland. Their form, depth, and orientation vary widely, reflecting both the preglacial topography and the erosional processes of the glaciers that carved them.*».

Klassen *Anthropogenic structures and modified ecosystems* blir foreslått innført på nivå 2 under klasse 12, og vil bli definert til å omfatte strukturer som er permanente installasjoner og økosystemer der de fysiske egenskapene er permanent endret (se kapittel 6). Siste versjonen av EU-typologien som er foreslått av den marine arbeidsgruppen ligger i Vedlegg 2.

Forslagene ble presentert for *Eurostat Task Force* i desember 2025. Basert på dette vil Eurostat skrive utkast for konsultasjon i den marine arbeidsgruppen basert på tilbakemeldinger og uttesting. Dette er planlagt gjennomført tidlig 2026. Versjonen som sendes på høring vil være begrenset til det laveste klassifiseringsnivået som arbeidsgruppen kan enes om, og inkluderer ikke nødvendigvis alle tre nivåer for alle økosystemtyper. Den endelige versjonen vil bli implementert i Eurostats IT-system og brukt til obligatorisk datainnsamling.

Nåværende forslag inkluderer nesten alle forslagene framlagt av Norge, samt at behov for hierarkier mellom overlappende økosystemer er integrert i beskrivelsen. Forslaget anses som en betydelig forbedring og passer stort sett godt for norske forhold da det omfatter økosystemer som er relevant både i en europeisk og nasjonal kontekst.

5.2 Tilpasning til nasjonalt nivå

For å etablere en eventuell tilpasning på nasjonalt nivå utover endringer som allerede er spilt inn på europeisk nivå ses det mest gunstig å ta særlig utgangspunkt i NiN-systemet og litteratur om forvaltningsrelevante naturtyper i Norge. Samtidig må vurderingen ses i en bredere og mer helhetlig kontekst, og vurderingen bygger derfor både på hele kunnskapsproduksjonen i denne rapporten og foreliggende datatilgjengelighet (drøftet nærmere i kapittel 7).

5.2.1 Forslag til justeringer basert på NiN-systemet

Basert på kryssreferansene mellom NiN-systemet og EU-typologien beskrevet i delkapittel 4.2, er det tydelig at enkelte klasser ikke overlappet. Selv om de kommende endringene som EU har

foreslått vil løse noen av disse problemene kommer det likevel fortsatt til å være noen uoverensstemmelser mellom de to klassifiseringene.

Den foreslåtte EU-kategorien *12.9 Pelagic zone* vil gjøre det mulig å utnytte det fulle potensialet i NiN 3.0 hovedtypegruppe *NA-S Marine vannmassesystemer*. Den nåværende EU-typologien gir ikke mye mening, da pelagiske økosystemer vurderes sammen med dyphavet i klasse *12.8 Deepwater benthic and pelagic ecosystems*. EUs retningslinjer er også svært klare på at økosystemkartet skal være helhetlig, med økosystemtyper som utelukker hverandre. Pelagiske økosystemer kunne dermed ikke kartlegges i den tidligere klasse *12.8 Deepwater benthic and pelagic ecosystems*. Den foreslåtte endringen om å skille mellom bentiske og pelagiske økosystemer åpner for en egen kategori for pelagiske vannmasser, noe som løser forvirringen. Problemet med gjensidig utelukkelse gjenstår imidlertid. For å løse dette har EU gjort rapporteringen av *12.9 Pelagic zone* frivillig. Dette gir likevel større fleksibilitet og mulighet for nasjonal rapportering av pelagiske økosystemer.

*FL-II2 Tombolo*⁷ og *FL-I07 Relve*⁸ bør være reflektert i EU-klasse 10, men det finnes ingen underklasser som tilsvarer dette på nåværende punkt. Tombolo kan trolig finnes både over og under grensa for gjennomsnittlig høyvann, mens relve synes i større grad å forekomme under høyvannsgrensa. Ingen av dem kan egentlig betraktes som strender, men er snarere en del av systemet knyttet til vik og øyer, og er dermed sterkt påvirket av bølger og strømmer, noe som gjør at de burde tilhøre EU-klasse 10. Samtidig ser man at mange av NiNs kystlandformer er i liten grad definert ved dagens marine grense siden de kan være resultatet av prosesser knyttet til tidligere havnivå slik at forholdet mellom disse NiN-typer og EU-klasse 10 ikke nødvendigvis kan ses helt i forhold til hverandre. De er imidlertid viktige økosystemer i det norske landskapet, og EU-typologiens reviderte underklasse 10.3.3 Sandbanker kan potensielt omfatte disse to NiN-klassene. Da beskrivelsene ennå ikke er offentliggjort, er det vanskelig å vite om denne tilpasningen vil være helt korrekt.

Selv en vurdering av om EU-klasse 11 er godt dekket av Framstad mfl. (2025) og dekkes relativt godt av NiN 3.0 natursystem og landformer, finnes det noen ytterligere punkter å bringe opp. For utenom mindre begrensninger og mangler innenfor alle underklassene unntatt 11.3.2 *Rock cliffs, ledges and shores* kan det uttrykkes spesielt at underklassen 11.1.1 *Artificial shores* ikke kan ikke kobles tilfredsstillende til NiN 3.0, og det samme gjelder 11.2.3 *Muddy shores*. Sand- og steinstrender er representert av den samme NiN-kategorien, noe som gjør det umulig å skille mellom disse to klassene ved bruk av NiN. Det er også enkelte nasjonale tilpasninger som berører EU-klasse 11. Blant annet NiN-klassen *FL-P03 Lavastrøm* som er knyttet til vulkanske landformer skapt av lavastrømmer langs kysten, er utfordrende å tilpasse EUs typologi. Lavastrømmer er inkludert i terrestrisk EU-klasse 6.1.2 *Lava flows* under kategori 6. *Sparsely vegetated areas*. *FL-P03 Lavastrøm* vil da overlappe mellom 6.1.2 og 11. *Coastal beaches, dunes and wetlands*, hvor det bør brukes en buffer for å identifisere kystnære lavastrømmer. Selv etter identifisering må disse lavastrømmene plasseres under 11.3 *Rocky shores*, men ingen nivå 3 synes å passe for dem. EUs typologi for klasse 11.3 skiller ikke mellom steinete kyster fra vulkansk eller ikke-vulkansk aktivitet. Selv om det i klasse 6. *Sparsely vegetated ecosystems*

⁷ Løsmasserygg som er dannet av kystprosesser og som forbinder en øy med fastlandet eller med en annen øy.

⁸ Smal sandbanke bygd opp av sortert materiale med sand og grus, dannet ved bølgevirkning.

er et klart skille mellom de to opprinnelsene til bergartene. Det synes derfor berettiget at det samme skillet gjelder for klasse 11.2 i en revidert versjon. Vulkanske kystøkosystemer er ikke særlig vanlige i Europa, men vi finner dem på vulkanske øyer som Azorene i Portugal eller Island, samt Jan Mayen i norsk kontekst. Det burde også vurderes om NiN 3.0-klasse *NA-TE06 Marin driftvoll* burde inngå i EU-klasse 11 siden NiN anser dette som et økosystem, men siden marint avfall bringes med tidevannet, kan det for det meste samtidig betraktes som midlertidig. For å ha tilstrekkelig varighet i henhold til NiN-systemet på minst seks år, må *NA-TE06* ligge godt over grensen for mildere høyvann, altså i supralittoral sone. Den vil vanligvis ligge innenfor den definerte kystavgrensingen (jf. Grunnkartet) og inngår dermed i EU-klasse 11.

5.2.2 Vurdering av forvaltningsrelevante naturtyper

For å kunne drive bærekraftig og kunnskapsbasert forvaltning av kyst og havområder er det avgjørende å kjenne til, kartlegge og følge opp delområder av naturen som har særlig betydning for økologiske funksjoner, artsmangfold, habitater og artens funksjonsområder gjennom sin livssyklus. For å forsøke å gjøre vurdering av dette er det tatt utgangspunkt i marine naturtyper som skal kartlegges i Norge etter miljøbaserte kriterier (Miljødirektoratet, 2024).

5.2.2.1 Forslag til forvaltningsrelevante naturenheter i Norge

På bakgrunn av St. Meld.14 (2015-2016) – *Natur for livet* etablerte Norsk institutt for vannforskning (NIVA) et forslag til forvaltningsrelevante naturenheter i Norge (Bekkby mfl., 2021). Rapporten var på oppdrag fra Miljødirektoratet og baserer seg på Natur i Norge versjon 2.2 (NiN 2.2.0) og baserte seg på følgende kriteriegrunnlag:

1. Truede naturtyper
2. Nær truede naturtyper
3. Dårlig kartlagte naturtyper
4. Naturtyper med viktig økologisk funksjon
5. Naturtyper med internasjonale forpliktelser

Rapporten konkluderte med 30 forvaltningsrelevante naturtyper med fokus på truet natur, dårlig kartlagt natur og natur med viktige økosystemfunksjoner. Av disse 30 utvalgte naturtypene kan 13 kryssrefereres mot den eksisterende EU-typologiens klasse 10 og 12. Flere av naturtypene kan også knyttes mot EU-typologiens klasse 11, og ettersom det reviderte forslaget til EU-typologien dekker ytterligere naturtyper, gjenstående kun et fåtall som relevante for vurdering:

- NE-7 Flatøstersbunn
- NE-8 O-skjellbunn
- NE-12 Kransalgebunn
- NE-13 Brakkvannsundervannseng
- NE-23 Hardbunnskorallskog
- NE-24 Bløtbunnskorallskog
- NE-27 Sjøfjærsamfunn

Naturtypen *NE-7-Flatøstersbunn* er på lista over forvaltningsrelevante naturtyper fordi det foreligger internasjonale forpliktelser knyttet til denne naturtypen (Bekkby mfl., 2021). Flatøsters er ansett som en nøkkelart fordi den skaper viktige habitat for andre arter. Arten forekommer både på hardbunn og bløtbunn, i beskyttede områder like under fjæresonen (Bekkby mfl., 2022). Det kan være naturlig å inkludere denne naturtypen under EU-typologiens klasse «*Shellfish beds and reefs*», men slik vi har forstått definisjonen, er denne klassen primært ment for arter som er revbyggende. Det er ikke vanlig at flatøsters danner banker i Norge (Bekkby mfl., 2022), og derfor er det valgt å ikke koble naturtypen til denne klassen. Den anses som mindre relevant for nasjonale naturregnskap da det vil være utfordrende å kartlegge denne på et overordnet nivå. Det er likevel viktig å presisere at dette ikke innebærer at naturtypen ikke er viktig, og den kan fremdeles være svært relevant i kommune- eller prosjektspesifikke regnskap, samt i forbindelse med annen kartlegging.

Naturtypene *NE-12 kransalgebunn* og *NE-13 brakkvannsundervannseng* er inkludert på listen over forvaltningsrelevante naturtyper fordi de huser flere truede og nært truede arter (Bekkby mfl., 2021). I forbindelse med utarbeidingen av «Rødliste for naturtyper» ble det presisert at kransalger er definert som langskuddsplante⁹. Naturtypene brakkvannsbunn og kransalgebunn ble derfor i arbeidet med Miljødirektoratets instruks om marine naturtyper slått sammen til brakkvannsundervannseng (Trine Bekkby, personlig informasjon). Naturtypene omtales nå som brakkvannsundervannseng (NT-13) som inkluderer både langskuddsplantebunn og kransalgebunn. Korte planter på brakkvannsundervannseng er nå skilt ut som egen naturtype (*NT 32 – pusleplatebunn*). Det vurderes om disse naturtypene kan passe under EU-typologiens «*other macrophyte communities*» i klasse 10.

Naturtypen *NE-8 O-skjellbunn* er definert som forvaltningsrelevant fordi det foreligger internasjonale forpliktelser til den (Bekkby mfl., 2021). Det er per i dag lite kunnskap om utbredelsen av denne naturtypen i Norge, men O-skjell er kjent for å danne banker i bølgeeksponerte områder og vokser både på sand-, grus- og steinbunn (Bekkby mfl., 2022). Selv om det er lite kunnskap om naturtypen i Norge i dag, kan man ikke utelukke at det forekommer banker i Norge også, og vi vurderer derfor denne som passende under EU-typologiens klasse «*shellfish beds and reefs*».

5.2.2.2 Forvaltningsrelevante naturenheter i sjø

På oppdrag fra Fiskeridirektoratet har Havforskningsinstituttet (HI) utvidet rammeverket ved å supplere NIVA-rapporten med naturenheter som er viktig for fiskeri og havbunnsnæringen. Samme kriteriegrunnlag som beskrevet av Bekkeby mfl. (2021) ble benyttet, og den største ulikheten mellom rapportene er rammeverket som ble brukt. NiN er et godt system for å dekke de fleste naturtyper og landskapstyper (arter som beveger seg lite eller er fast), mens HI-rapporten inkluderte arter som beveger seg over større avstander og deres leveområder. Inkluderingen av funksjonsområder for arter, og områder som er viktig for struktur og sentrale

⁹ Arter som danner lange skudd med stor avstand mellom bladfestene, ofte som tilpasning til rask vekst eller konkurranse om lys og plass.

økosystemprosesser gjorde at det ble foreslått totalt 46 kartleggingsenheter i sjø delt inn i tre deler som grunnlag for kartlegging av marin natur (Espeland mfl., 2024):

1. Fysiske naturenheter (abiotiske og biotiske)
 - a. Abiotiske fysiske enheter
 - i. 6 oseanografiske naturenheter
 - ii. 7 topografiske naturenheter
 - iii. 4 substratdefinerte naturenheter
 - iv. 4 områder sterkt påvirket av menneskelig aktivitet
 - b. Biotiske fysiske enheter
 - i. 9 substratdefinerte naturenheter
2. Funksjonsområder
 - a. Hovedgrupper av funksjonsområder (for totalt 46 arter)
 - i. Leveområder
 - ii. Kjerneområder for gyting
 - iii. Oppvekstområder
 - iv. Vandringsruter
 - v. Overvintringsområder
 - vi. Andre essensielle habitater
3. Økosystemprosesser
 - a. Struktur og prosessområder
 - i. 4 prosesser og egenskaper ved områder som vil være sentrale for bestemte arter
 - ii. 5 prosesser og egenskaper ved områder som vil være sentrale for lokale økosystemer

Espeland mfl. (2024) påpeker også at utgangspunktet for hva som er forvaltningsrelevant er betinget av hvilke utfordringer forvaltningen ønsker svar på, samt at enkelte foreslåtte naturenheter ikke kan forvaltes direkte, men er vesentlige å fremheve likevel for å bedre grunnlaget inn mot utredninger. Eksempler kan være konsekvensanalyse ved dumping av gruveavfall, lokalisering av akvakulturanlegg for best mulig produksjon, eller frarådningskart for seismikk. Av de foreslåtte naturenhetene for sjø er de fleste enten overlappende med Bekkby mfl. (2021), allerede integrert i EU-typologien eller irrelevante for utformingen av EU-typologien. De mest relevante enhetene som kan danne grunnlag for nasjonale tilpasninger er dermed: «*Terskler og grunner*», «*Dype fjorder*», «*Overgangsområder fra dypt til grunnere vann*», «*Undersjøiske fjelltopper*», «*Kunstige undervannsskjær eller undervannsrev*» og «*Vrak*». Videre har HI kommet med en liste over forvaltningsrelevante naturenheter som inneholder oppfølgende informasjon om hver av de foreslåtte naturenhetene. Her beskriver Marquez mfl. (2024) følgende om de relevante naturenhetene:

- **Terskler og grunner** er områder der bunnen hever seg og påvirker vannstrømmer slik at det oppstår særegne miljøforhold med turbulens, blanding av vannmasser og avgrensede vannlag i fjorder. Disse strukturene har stor økologisk betydning fordi de skaper gode levesteder for en rekke arter og regulerer vannutskiftingen i tilknyttede fjorder. De har også høy forvaltningsrelevans, ettersom mange høstede arter ofte opptrer i slike områder. Samtidig er naturtypen noe sårbar, særlig for fysiske inngrep som

utdyping av farleder, som kan endre eller fjerne tersklene og dermed påvirke hele det økologiske systemet.

- **Dype fjorder** er terskelfjorder der et grunt terskelnivå skaper en tydelig lagdeling av vannmassene, med et brakkvannslag øverst, et mellomlag som ligner kystvannet, og et tungt, salt og ofte oksygenfattig bassengvann i dypet. Denne strukturen gjør hver fjord til et relativt isolert og særegent økosystem, med egne artsmangfold og til dels genetisk unike bestander av fisk og skalldyr. Økologisk sett er dype fjorder viktige fordi dybdeforholdene former økosystemet og gir livsrom for blant annet hoppekreps som overvintrer i dypet og fungerer som nøkkelressurser for fiskelarver. Forvaltningsmessig er naturtypen mindre direkte knyttet til høstede ressurser, selv om fjordenes særpreget gjør dem relevante i en bred økosystemforvaltning. Sårbarheten ligger særlig i risiko for oksygenmangel, økende havtemperaturer og akkumulering av forurensning, som kan påvirke både økosystemene og eventuelle fangstressurser negativt. Om dette kan brukes for utvidelse av EU-typologien ankommer på hvordan vi interpreterer eksisterende klasse «*Deepwater Coastal Inlets*». Dersom dette skal omfatte alle fjorder, både åpne og terskelfjorder, kan det være grunnlag for en videre inndeling i disse to gruppene på nivå 4.
- **Overgangsområder fra dypt til grunnere vann** er skrånende havområder der lys, vannkvalitet, strøm og varierende habitater møtes og skaper komplekse og stedvis unike økosystemer. Her finner man en gradvis endring i lysforhold nedover skråningen og et mangfold av organismer som påvirkes mer av strøm og vannkvalitet enn av lys alene, samtidig som økt humuspåvirkning i fjorder kan gjøre disse sonene mørkere og dermed endre livsbetingelsene for både byttedyr og synsjaktende rovdyr. Økologisk sett kan overgangssoner være viktige fordi de tiltrekker vertikalvandrende dyreplankton og dermed kan fungere som nøkkelområder for næringsforsyning. Forvaltningsmessig er betydningen ikke fullt utredet, men naturtypen kan vise seg å være viktig for høstede arter dersom dens rolle i økosystemet blir bedre kartlagt. Sårbarheten ligger særlig i at fysiske inngrep kan endre eller fjerne skråningsstrukturen og dermed påvirke hele naturenhetens funksjon. Denne gruppen kan bli vanskelig å se i sammenheng med EU-typologien siden disse strukturene kan oppstå over alle dybdesoner, altså i sublittoral, ved kontinentalskråningen og ved morfologiske strukturer i dyphavet. Kontinentalskråningen og morfologiske strukturer på dyphavet er allerede en del av EU-strukturen, men i sublittoral mangler vi liknende inndelingen, og gode dybdedata er avgjørende for å kunne skille naturenheten ut. Dersom dette er på plass, kan selve strukturen kartlegges enkelt. Det kan diskuteres om *NE-4 Bergvegg i fjæresonen* og *NE-29 Bergvegg i sublittoralen* også kan være relevant her.
- **Undersjøiske fjelltopper** er frittstående, topografiske strukturer som reiser seg fra havbunnen og skaper særegne strøm- og turbulensmønstre som gjør områdene til biologiske hotspots. Fjelltoppene tiltrekker seg både plankton, fisk og arter som fester seg til hardbunn, som svamp, koraller, sjøanemoner og tare, og fungerer dermed som viktige leveområder og produktive fiskeplasser. Økologisk sett har undersjøiske fjelltopper stor betydning fordi oppstrømming og retensjon av vannmasser gir økt

tilgang på næring og høy tetthet av fisk og dyreplankton. Forvaltningsmessig er naturenheten viktig ettersom mange høstede arter samles rundt fjelltoppene, og toppene kan fungere som nøkkelområder i større populasjonsnettverk. Sårbarheten er knyttet både til fysiske inngrep som kan fjerne eller skade fjelltoppene og til sårbart bunnlevende liv, som koraller og svamp, som kan være spesielt utsatt og irreversibelt påvirket. Økosystemet er ivaretatt i EU-klassen på nivå 3 «*Raised features of the deep sea bed*» som inkluderer: «*seamounts, knolls and banks, oceanic ridges, abyssal hills, carbonate mounds*». Det har nylig blitt publisert et datasett om undersjøiske fjell av NGU som kan benyttes for avgrensning av denne klassen (Dolan & Bjarnadóttir, 2025).

- **Kunstige undervannsskjær og undervannsrev** er menneskeskapte strukturer som plasseres i sjøen for å gjenopprette forringede områder eller styrke lokale økosystemer, ofte ved å gi nytt hardbunnssubstrat for organismer som kan kolonisere naturlig eller tilføres gjennom aktiv restaurering. Slike installasjoner kan fungere på tilsvarende måte som naturlige rev, ved å tiltrekke seg et bredt spekter av arter og skape nye, produktive leveområder, men kan også innebære risiko for forurensning dersom materialer som plast brukes. Økologisk sett kan kunstige rev ha høy betydning ved at de strukturerer artsmangfoldet lokalt og fungerer som viktige habitater. Forvaltningsmessig kan de være relevante fordi høstbare arter bruker dem som oppholdssteder og næringssøksområder. Sårbarheten ligger særlig i at økosystemene som etableres kan være like utsatte som de på naturlige rev, ikke minst på grunn av isolasjon og sensitivitet for fysisk påvirkning. Denne kategorien kan integreres i den foreslåtte EU-klassen «*Other anthropogenic structures*» og tilsvarer IUCN GET klassen *M4.1 Submerged artificial structures*.
- **Vrak** er skipsrester som av ulike årsaker havner på havbunnen, men som likevel skaper øyer av hardt substrat i ellers bløte sedimentområder, og dermed fungerer som kunstige hardbunnshabitater som tiltrekker koraller, svamper, virvelløse dyr og fisk. De kan gi ly, mat og strukturell kompleksitet, og i områder med tråling kan vrak fungere som små, utilsiktede verneområder ved at fiskeredskap unngår dem. Økologisk sett har vrak høy betydning fordi de i praksis fungerer som kunstige rev som støtter komplekse samfunn av arter. Forvaltningsmessig kan de være relevante som oppholdssteder for høstbare arter og som små beskyttede lommer i trålingsområder, selv om de i seg selv ikke er forvaltningsprioriteter. Sårbarheten skyldes at økosystemene som utvikles på vrak kan være like utsatte som på naturlige rev, og at isolasjonen gjør dem ekstra følsomme for fysiske inngrep og forurensning. Denne kategorien er i strukturen og funksjon veldig lik *kunstige undervannsskjær og undervannsrev*, og det foreslås derfor å integrere også denne naturenheten i den foreslåtte EU-klassen «*Other anthropogenic structures*». I datasett *Maritime infrastruktur*¹⁰ ligger 18 vrak, hvorav 15 ligger innenfor pilotområdet. Det kan finnes data hos Riksantikvaren og Forsvaret som ikke er offentlig tilgjengelig.

¹⁰ Data tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/sjoekart-maritim-infrastruktur/a894ea02-d2dc-4550-ac3e-49230ceed42a>

5.2.2.3 Rødliste for naturtyper

Foruten om forvaltningsrelevante naturenheter burde også lanseringen av den oppdaterte rødliste for naturtyper i 2025 tas til betraktning. Denne viser at av 118 vurderte naturtyper innenfor marine bunnsystemer, var 31 prosent av disse rødlistede naturtyper, mens 24 prosent av disse var ansett som truede naturtyper. Særlig havis og havkilder er ansett som svært truet, men man ser også vanskeligheter innenfor ulike varianter av moderat eksponerte tareskoger (sukkertare og stortare); noen forekomster av hornkorallskog og svampskoger på fast- eller mudderbunn; grunn ruglbunn; kysttilknyttet korallrev-bunn, og undervannseng i ekstrebrakt vann i Skagerak (Artsdatabanken, 2025).

5.2.3 Oppsummerte anbefalinger til nasjonale tilpasninger

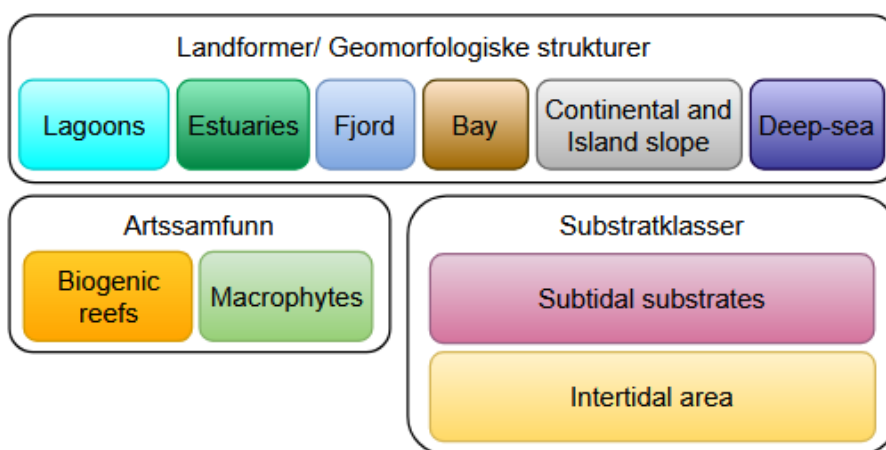
Basert på vurderinger gjort for øvrig i kapittel 5 foreslår rapporten en del utvidelser til EU-typologien som gjør den mer anvendbart for nasjonal rapportering og norske forvaltningsbehov. Vurderingen av forslag til utvidelser følger noen grunnprinsipper:

- Ikke krav til «*mutually exclusive maps*», men anledning til å arbeide med flere lag av økosystemer for å muliggjøre et mer realistisk regnskap for overlappende økosystemer
- Klart skille mellom økosystemer og tilstand/påvirkningsfaktorer
- Alle nasjonale tilpasninger må kunne aggregeres opp til de eksisterende EU-klassene, minst på nivå 2
- Alle foreslåtte klasser må være egnet for kartlegging eller modellering på nasjonalt nivå, eller minst større regionale nivå (f.eks. hele nordlige Norge)
- Må forekomme hyppig i Norge eller må ha regionalt stor betydning
- Må være levested for mange arter, spesielt truede arter og ha en viktig rolle i næringskjeden, som migrasjons-, gyte- eller oppvekstområde for arter
- Må gjenspeile miljøendringer og antropogen påvirkning, og dermed utgjøre verdi for et naturregnskap
- Kan knyttes til økosystemtjenester
- Basert på en konseptuell tilnærming om EU-typologien kan en utvidelse av dette være f.eks. marine naturtyper eller artssamfunn (f.eks. hardbunn-, bløttbunnkorallskog), klassifikasjoner basert på abiotiske strukturer, regionale former (f.eks. nordlig og sørlig stortareskog), og økosystemtyper basert på artssamfunn som må være habitat-/struktureldannende (en oppsummering av foreslåtte tilpasninger nasjonalt nivå er gitt i Tabell 11)

Disse vurderingene er viktige for å skille mellom økosystemer og naturtyper som er relevante for forvaltning og lokal og regional overvåkning, og de som er relevante for bruk i arealregnskap på nasjonalt nivå. Noen områder kan overvåkes gjennom punktmålinger eller der det finnes spesiell interesse, f.eks. før inngrep i sjøområder eller i verneområder. Likevel kan de være vanskelige å kartlegge i stor skala med satellittdata eller modeller.

I tillegg bør det vurderes en lagvis tilnærming for økosystemer, som f.eks. gir mulighet til å ivareta sjøis og pelagiske områder, men også ivaretar forskjellige nivåer av andre

økosystemtyper og -komplekser. Inntil videre inneholder EU-typologien en blanding av klasser basert på artssamfunn (tare), hydrologiske prosesser (estuarer), geomorfologiske egenskaper (kontinentalskråning), komplekse landformer (fjord), samt substrater (*sublittoral rocky substrates*). Dette er tilsvarende til IUCN GET og tillater rapportering på forskjellig nivå av datatilgjengelighet og kvalitet, men kan føre til mye overlapp mellom økosystemer i kompleks 3-dimensjonal rom. For å løse dette ble det innført hierarkier av økosystemer (Figur 1), men dette fører til at en tilvekst i datagrunnlag på et økosystem med høyere hierarki forringer areal av et økosystem med lavere hierarki, dvs. mer tare-areal i en bukt vil gi mindre bukt-areal. Dette gir et feil bilde av faktisk arealutbredelse. Vi anbefaler derfor at det på nasjonalt nivå beholdes en viss lagvis inndeling, og at økosystemene rapporteres i sin faktiske utbredelse der de overlapper, dvs. at geomorfologi og landformer som bukter, fjorder, laguner, estuarer, kontinentalskråning og dyphavsøkosystemer kan rapporteres samlet, mens substratklasser og artssamfunn bør rapporteres hver for seg.



Figur 1: Gruppering av klasser som har ingen eller håndterbar overlapp og egner seg for felles rapportering

Samtidig kan det være en løsning å bruke landformer/geomorfologiske strukturer som arealenhet og rapportere de andre klassene innenfor disse strukturene (tare i bukter, tare i fjord, tare i sublittoral) (Tabell 10). Det må i så fall innføres en arealavgrensing for sublittoral (definert som område som ligger mellom EU-klasse 10 og *Continental and Island slope* i EU-klasse 12).

Forutsetninger for å utføre areal- og endringsanalyser som del av nasjonalt naturregnskap er at økosystemer kan kartfestes på en pålitelig måte, på nasjonalt eller større regionalt nivå. I tillegg er det viktig at økosystemene har verdi i et nasjonalt naturregnskap, altså at de leverer viktige og målbare økosystemtjenester, og valgt metodikk viser utbredelse og utvikling over tid.

Tabell 10: Oversikt over overlapp mellom substrattyper og artssamfunn med klasser definert av landformer og geomorfologi.

	Intertidal area	Lagoons	Estuaries	Bay	Fjords	Sublittoral area	Continental and Island slopes	Deep Sea ecosystems
Intertidal substrates								
Sublittoral substrates								
Deep sea substrates								
Sea grass								
Other Macrophytes								
Kelp								
Skjell beds								
Maerl beds								
Sponge aggregations								
Coral reefs								

Tabell 11: Forslag om tilpasninger på nasjonalt nivå av EU-typologien.

Økosystem	EU-klasse	NiN 3.0	Forvaltnings-relevante naturtyper	IUCN-GET	Begrunnelse
Sjøis	12	IA01-04 Snø- og issystemer på havis		M2.5 – <i>Sea ice</i>	Både arealutbredelsen og sjøiskanten er viktige leveområder for mange truede arter og har en grunnleggende rolle i klimaregulering og for fiskebestander (Bøgelsack mfl., 2025)
Pelagisk vannsøyle	12	NA-S		M2 – <i>Pelagic ocean waters biome</i>	Viktige økosystemer med stor betydning for fiskebestander og klimaregulering, de er utsatt for klimaendringer og havbruk, men er også vanskelige å avgrense, har svært variable miljøforhold, og mange arter her er svært mobile.
Eufotiske hardbunns-områder	12 subklasse « <i>Sublittoral rocky substrates</i> »	NA-MA02 Eufotisk fast saltvannsbunn			Forvaltningsrelevant naturtype fordi denne er leveområde for flere truede og nær truede arter, kan overvåkes trolig godt mha. fjernanalyse.
Eufotiske bløtbunns-områder	12 subklasse til foreslått « <i>Sublittoral sand plains</i> » og « <i>Sublittoral mud (clay and silt) plains</i> »	NA-MA05 Eufotisk saltvanns-sedimentbunn			Forvaltningsrelevant naturtype fordi disse er leveområde for flere truede og nær truede arter, kan sannsynligvis overvåkes godt vha. fjernanalyse, men må oppdeles etter sand og mudder tilsvarende NGU sine substratdata, slik at det da kan aggregeres til EU nivå 2.

Fuglefjell	11, spesielt foreslått klasse « <i>Rock cliffs and ledges</i> »	NK-C06 Fuglefjell-kompleks		MT2.2 – <i>Large seabird and pinniped colonies</i>	Svært relevant i Norge (særlig nordatlantiske og arktiske havområder) og under stort press. Det finnes eksisterende overvåknings-systemer (MARCIS) og antall hekkende fugler er en god indikator for fiskebestander og andre miljøforhold i marine vannmasser.
Litoral-bassengbunn	kan tilføres foreslått EU-klasse 10.4.2 « <i>Other transitional waters</i> »	NA-MC03 Litoralbassengbunn	NE-1		Vanlig i Norge. Naturenheten er leveområder for truede arter. Likevel bør det vurderes om utskilling av typen gir nok verdi for innføring i nasjonal naturregnskap, ettersom overvåkning kan være vanskelig og hvert basseng i seg selv har liten utbredelse.
Brakkvanns-undervanns-eng	Kan knyttes til foreslått EU-klasse 10.4.2 « <i>Other macrophyte communities</i> »		NE-13		Brakkvanns-undervannseng (sammenslåing av naturtypene kransalgebunn og brakkvannsbunn, se kap. 5.2.2.1) er inkludert på listen over forvaltningsrelevante naturtyper fordi de huser flere truede og nært truede arter (Bekkby mfl., 2021).
Stortare og sukkertare	12, underklasse av tareskog	NA-MA02 Eufotisk fast saltvannsbunn	N-14 & N-20	M1.2 Kelp forests	Sukkertare og stortare har litt ulike krav til miljøforhold og ivaretas i to modeller. Det kan derfor vurderes om man bør skille mellom disse to arter på nasjonalt nivå. Dette kan bl.a. begrunnes i betydelige ulikheter i leveranse av økosystemtjenester, f.eks. levested for arter og karbonbinding. Kan også ha betydning å skille disse på nivå 4 siden kun stortare høstes av disse to artene
Vrak	12, underklasse « <i>Other anthropogenic structures</i> »			M4.1 Submerged artificial structures	De har høy betydning ved at de strukturerer artsmangfoldet lokalt og fungerer som viktige habitater. Det bør også vurderes om «vrak» dekker store nok arealer for å skilles ut som egen klasse, og om det er tilstrekkelig kvalitet på data for å gi verdi i en nasjonalt naturregnskap
O-skjellbunn	Kan knyttes til foreslått EU-klasse «12.2.2 <i>shellfish beds and reefs</i> »		NE-8		Det foreligger internasjonale forpliktelser til naturtypen (Bekkby mfl., 2021), og selv om det i dag er lite kunnskap om den i Norge, kan den forekomme som banker.

5.3 Nasjonal, regional og lokal forvaltningsrelevans av EU-typologien

På nasjonalt nivå er EU-typologien relevant som et rammeverk for rapportering og overordnet oversikt over marine økosystemers utbredelse. Den gir et standardisert grunnlag for sammenligning og oppfølging av internasjonale forpliktelser.

På regionalt og kommunalt nivå kan typologien også være nyttig, men det er nødvendig med en enda mer detaljert tilnærming og kunnskapsgrunnlag enn det som er mulig å oppnå gjennom nasjonal rapportering. Dette innebærer konkret kartlegging av økosystemer og naturtyper som er forvaltningsrelevante, men som ikke nødvendigvis inngår i nasjonal rapportering. En nasjonal taremodell kan f.eks. gi indikasjoner på forekomst av tare, noe som kan være nyttig i kommunal planlegging. Likevel kreves stedsspesifikk kartlegging for å bekrefte om tare faktisk forekommer og for å vurdere dens tilstand. Overvåkning av tilstand på utvalgte observasjonsstasjoner kan gi verdifull innsikt i økosystemenes utvikling og helsetilstand.

Aspekter som kan være relevante:

1. Skala og oppløsning av data

EU-typologien gir en overordnet klassifisering, men den romlige oppløsningen er ofte for grov til å dekke lokale behov. Kommunal og regional forvaltning krever derimot høyere detaljnivå for å kunne ta beslutninger om arealbruk, verneområder og lokal planlegging.

2. Dynamikk og endringer over tid

Nasjonal rapportering er ofte statisk eller oppdateres sjeldent. Lokale og regionale nivåer har behov for mer hyppig oppdatering for å fange opp endringer i økosystemtilstand, spesielt i områder med høy menneskelig aktivitet eller klimaendringer.

3. Forvaltningsrelevante naturtyper som ikke dekkes

Mange naturtyper som er viktige for lokal forvaltning (f.eks. småskala habitater som litoralbassengbunn, mer spesifikke artsforekomster som artsoppdeling av tare og skjelltyper) er ikke representert i nasjonale rapporteringssystemer. Det bør vurderes hvordan disse kan integreres i lokale kartleggingsprogrammer.

4. Bruk av modeller vs. feltkartlegging

Modeller (f.eks. taremodell) gir indikasjon på forekomst, men er tilknyttet usikkerhet. Feltkartlegging er nødvendig for å bekrefte forekomst og tilstand, spesielt der beslutninger har store konsekvenser (f.eks. utbygging, verneplaner).

5. Samordning mellom nivåene

Det er behov for bedre kobling mellom nasjonale, regionale og kommunale datasett for å sikre konsistens og sammenlignbarhet. Standardisering av metoder og klassifikasjoner vil bidra til dette.

6. Tilgang til data og kompetanse

Kommuner og regioner kan ha begrenset tilgang til data og fagkompetanse. Det bør vurderes hvordan nasjonale systemer kan støtte lokale aktører med verktøy, opplæring og data.

7. Overvåkning og indikatorer

På regionalt nivå kan det være aktuelt å utvikle indikatorer og et overvåkningsregime for økosystemtilstand som er mer detaljerte enn på nasjonalt nivå. Dette kan bl.a. inkludere biologisk mangfold, økologiske funksjoner og påvirkningsfaktorer.

6 Økosystemer modifisert av menneskelig påvirkning

De aller fleste økosystemer, spesielt i vår del av verden, er mer eller mindre påvirket av menneskers ulike aktiviteter opp gjennom historien. Graden av slik påvirkning varierer imidlertid mye, fra tilnærmet naturlige økosystemer med få spor av menneskers aktiviteter, til kunstige økosystemer konstruert av mennesker. Spørsmålet er hvordan vi eventuelt kan skille økosystemer som er så påvirket av mennesker at de bør anses som menneskeskapte eller antropogene økosystemer. Dette gjelder i motsetning til de økosystemer som er tydelig påvirket av mennesker, men som fremdeles er klart karakterisert av naturgitte prosesser og derfor bør anses som naturlige økosystemer, selv om deres tilstand kan være betydelig redusert.

6.1 Drøfting av antropogen påvirkning i typologier

I prinsippet kan menneskelig påvirkning på økosystemer ses som en gradient:

- fra tilnærmet ingen påvirkning, der økosystemets struktur og funksjoner fullt ut er formet av naturgitte miljøgradienter og endringsprosesser,
- via økosystemer som i økende grad er formet av ulike typer menneskelig påvirkning, der både naturgitte og antropogene drivkrefter i varierende grad former økosystemets struktur og funksjoner,
- til helt menneskeskapte eller -dominerte økosystemer der antropogene drivkrefter totalt dominerer økosystemets struktur og funksjoner.

En slik gradient i økosystemers grad av menneskelig påvirkning kan på den ene siden betraktes som stadig mer redusert økosystemtilstand forårsaket av menneskelig påvirkning, fra en naturtilstand til et helt forringet menneskeskapt økosystem. Her kan man i teorien fastsette grenseverdier for hva som representerer en redusert tilstand i den grad at man må karakterisere økosystemet som antropogent. Vurderinger av økosystemers tilstand har imidlertid i hovedsak vært opptatt av økosystemets nærhet til en (naturnær) referansetilstand, og økosystemets tilstand er derfor ikke brukt som mål for å identifisere antropogene økosystemer.

På den andre siden kan man, ut fra mer eller mindre veldefinerte kriterier, skille økosystemer i grupper basert på grad av menneskelig påvirkning. Dette er gjort i de fleste aktuelle økosystemtypologiene, der grad av menneskelig påvirkning er lagt til grunn for å skille mellom to eller tre grupper: (1) naturnært eller lite endret økosystem, (2) semi-naturlig eller klart endret økosystem, og (3) kunstig/konstruert eller sterkt endret økosystem. Som vi ser videre i kapitlet, kombinerer IUCN GET og EU-typologien stort sett gruppene 1 og 2, mens Natur i Norge (NiN) skiller konsistent mellom alle tre gruppene. I skillet mellom disse tre gruppene av økosystemer legger NiN særlig vekt på hvorvidt naturgitte eller menneskeskapte drivkrefter i hovedsak styrer økosystemenes struktur og funksjoner, henholdsvis hovedsakelig naturgitte drivere, kombinasjon der både naturgitte og menneskeskapte drivere setter et tydelig preg på økosystemet, og der økosystemet i all hovedsak er formet av menneskeskapte drivere.

Et annet vesentlig spørsmål er i hvilken grad sterkt endrete økosystemer kan opprettholde sine karaktertrekk over tid, uten stadig menneskeskapt påvirkning, og dermed om en eventuell tilbakeføring av økosystemet til en mer naturlig tilstand vil kreve ekstra menneskelig innsats

eller om naturen selv vil kunne reetablere et mer naturlig økosystem innen rimelig tid (f.eks. 100 år).

6.1.1 SEEA EAs definisjon av antropogene økosystemer

SEEA EA har følgende ‘definisjon’ av antropogene økosystemer (Department of Economic and Social Affairs, 2024): *“Anthropogenic ecosystems: ecosystems that is influenced predominantly by human activities and for which a stable natural ecological state is unattainable and future socioeconomic interventions are required to maintain a new stable state.”*

Dette kan oversettes til: **Antropogene økosystemer:** Økosystemer som hovedsakelig er påvirket av menneskelige aktiviteter og for hvilke en stabil naturlig økologisk tilstand ikke kan oppnås og framtidige sosioøkonomiske tiltak er nødvendige for å opprettholde en ny stabil tilstand.

SEEA EA har ingen videre drøfting av begrepet ‘antropogent økosystem’. Definisjonen dekker imidlertid både kravet til at det i all hovedsak er menneskelige aktiviteter som former antropogene økosystemers struktur og funksjoner, og at slike økosystemer vil forbli i sin sterkt menneskepåvirkete tilstand med mindre aktive restaureringstiltak settes i verk. Disse to kravene til antropogene økosystemer er drøftet i gjennomgangen av noen ulike typologier nedenfor.

6.1.2 Antropogene enheter i EU-typologien og IUCN GET

I gjennomgangen av EU-typologien og IUCN GET er det to spørsmål som er interessante å belyse: (1) Hvilke enheter er identifisert som antropogene i disse typologiene? (2) Er det noen klare kriterier eller kjennetegn for å skille disse fra andre, mer naturlige enheter?

I tabellene over typologiene har vi bare tatt med enheter som er karakterisert som ‘*artificial*’, ‘*anthropogenic*’ eller lignende, eller som åpenbart er sterkt endret av menneskers aktiviteter, samt de overordnede enhetene for disse. Ingen av disse typologiene synes å ha publisert noen generell drøfting av begrepet ‘antropogent økosystem’, men ser ut til å karakterisere sterkt menneskepåvirkete økosystemer ut fra tradisjonell praksis. Keith mfl. (2022) skriver angående håndtering av dette IUCN GET at «*Anthropogenic influences create challenges for ecosystem classification, as they may modify defining features of ecosystems to a degree that varies from negligible to major transformation across different locations and times*».

Antropogene økosystemer, slik vi drøfter det her, faller grovt sett i to grupper: (1) i utgangspunktet naturgitte økosystemer som er sterkt modifisert av mennesker, og (2) tilnærmet rent konstruerte, kunstige økosystemer skapt av mennesker, der tidligere naturgitte egenskaper ved arealet i liten grad bidrar til nåværende karaktertrekk ved økosystemet. For sterkt modifiserte naturgitte økosystemer kan det være vanskelig å vurdere i hvilken grad disse vil vedlikeholde sin antropogene karakter over tid dersom dagens antropogene påvirkninger opphører. En viss naturlig suksesjon vil åpenbart foregå, men det er spørsmål om suksesjonens hastighet og hvilket tidsperspektiv man legger til grunn.

I disse typologiene er økosystemenheter med semi-naturlig karakter vanligvis ikke skilt ut fra tilsvarende, mer naturpregete økosystemer, men er klart skilt fra antropogene, sterkt endrete økosystemer. IUCN GETs *T7.5 Derived semi-natural pastures and old fields* er imidlertid spesifikt angitt som semi-naturlig (jf. Tabell 13).

6.1.2.1 EU-typologien

EU-typologien er gitt i Eurostat (2024a). Her er det i all hovedsak rene beskrivelser av hva som kjennetegner hver klasse, uten noen nærmere drøfting av prinsipper for typologien, annet enn å henvise til andre, etablerte typologier som EU-typologien i større eller mindre grad er basert på og forsøksvis harmonisert med (EUNIS, CORINE, IUNC GET, MAES-typologien brukt i EUs utviklingsarbeid for kartlegging av økosystemtjenester). I tidligere arbeidsdokumenter fra utviklingen av EU-typologien er behovet for å representere antropogene og semi-naturlig økosystemer i Europa framhevet som begrunnelse for å avvike noe fra typologien til IUCN GET. Det er imidlertid ikke gitt noen eksplisitt definisjon eller drøfting av begrepene ‘antropogent økosystem’, ‘*artificial* økosystem’ eller ‘semi-naturlig økosystem’. Det synes som betydningen at disse begrepene er tatt som gitt og allment forstått.

Av Tabell 12 framgår at EU-klassene 1 (*Settlements and other artificial areas*) og 2 (*Cropland*) kan anses som antropogene i sin helhet. Dels ved at de i all hovedsak er konstruert av mennesker (EU-klasse 1), og dels ved at de er så sterkt endret for å tilfredsstille menneskelige formål at antropogene drivere i all hovedsak styrer økosystemets struktur og funksjoner (EU-klasse 2). Disse klassene inkluderer noen mer naturnære enheter, som henholdsvis deler av klasse 1.4 *Urban greenspace* og semi-naturlige restbiotoper i bl.a. EU-klassene 2.1 *Annual cropland* og 2.3 *Permanent crops*.

For flere økosystemklasser på nivå 1 er det noen innslag av mulige antropogene økosystemer på nivåene 2 og 3. Dette gjelder EU-klasse 3 (*Grassland*), der intensivt drevet eng og beitemark i EU-klasse 3.1 *Sown pastures and other grass (modified grasslands)* kan anses som så modifisert at disse kan kalles antropogene (med unntak av semi-naturlig elementer, EU-klasse 3.1.3 *Sown pastures used for grazing*). For EU-klasse 4 (*Forest and woodland*) kan plantasjer være så sterkt modifisert at de bør anses som antropogene. Dette vil imidlertid variere med graden av dominans av fremmede treslag, graden av endring av markas egenskaper og intensiteten i skjøtselen. For EU-klasse 7 (*Inland wetlands*) er det en enhet for torvutvinningsområder (EU-klasse 7.2.6 *Peat extraction sites*) som kan anses som antropogen, dersom inngrepene ved torvuttaket er så omfattende at de medfører langvarige, irreversible endringer i hydrologi og/eller vegetasjonsdekket. For disse mulige antropogene økosystemene vil det variere hvor omfattende den menneskelige påvirkningen er, og i hvilken grad opphør av slik påvirkning vil føre til relativt rask suksesjon mot mer naturnære økosystemer.

For EU-klassene 8 (*Rivers and canals*), 9 (*Lakes and reservoirs*) og 11 (*Coastal beaches, dunes and wetlands*) er det definert egne klasser for menneskeskapte økosystemer, der disse konstruerte økosystemene rent prinsipielt kan defineres som antropogene. I praksis vil de også være varige. Hvis den karakteristiske menneskelige påvirkningen som er knyttet til noen av disse økosystemene (f.eks. vassdragsreguleringer), opphører, vil imidlertid de økologiske

forholdene for flere av dem gradvis kunne nærme seg forholdene i tilsvarende naturgitte økosystemer, f.eks. for vannmagasiner kontra innsjøer, grøfter kontra bekker. For de resterende EU-klassene 5 (*Heathland and shrub*), 6 (*Sparsely vegetated ecosystems*), 10 (*Marine inlets and transitional waters*) og 12 (*Marine ecosystems*), er det ingen definerte enheter som med rimelighet kan anses som antropogene.

Tabell 12: EU-typologiens potensielt antropogene enheter (med rødt) inn hver klasse på nivå 1.

Nivå 1	Nivå 2	Nivå 3	Merknader
1 Settlements and other artificial areas			Alle enheter på nivå 2 og 3
2 Cropland			Stort sett alle enheter, ev. unntatt semi-naturlige elementer (2.1.11, 2.3.9, 2.6.4)
3 Grassland	3.1 Sown pastures and other grass (modified grasslands)		Alle underenheter, ev. unntatt semi-naturlige elementer (3.1.3)
4 Forest and woodland	4.1 Broadleaved deciduous forest	4.1.8 Highly modified broadleaved deciduous forests, in particular plantations including stands of non-native tree species that have long been established in European forest stands	Hvorvidt treplantasjer skal anses som antropogene, avhenger av dominans av fremmede treslag (deres arealandel, konkurranse-evne), grad av modifisering av marka (pøying, grøfting), og intensitet i skogskjøtselen (gjødsling, bekjempelse av andre vekster, ensretting av bestandet). 4.6 Plantations er nok i større grad 'antropogent' enn de øvrige 'plantasje-klassene'. 4.6 omfatter 'nyere' fremmed treslag i tette, intensivt drevne bestand.
	4.2 Coniferous forests	4.2.9 Highly modified coniferous forests, in particular plantations	
	4.3 Broadleaved evergreen forest	4.3.7 Highly modified broadleaved evergreen forests, including stands of non-native trees species that have long been established in European forest mixes	
	4.6 Plantations		
5 Heathland and shrub			
6 Sparsely vegetated ecosystems			
7 Inland wetlands	7.2 Mires, bogs and fens	7.2.6 Peat extraction sites	Hvorvidt 7.2.6 skal anses som antropogent, avhenger av hvor omfattende torvuttaket er.
8 Rivers and canals	8.2 Canals, ditches and drains		
9 Lakes and reservoirs	9.2 Artificial reservoirs		

10 Marine inlets and transitional waters			
11 Coastal beaches, dunes and wetlands	11.1 Artificial shorelines		
	11.4 Coastal saltmarshes and salines	11.4.2 Salines	
12 Marine ecosystems			

6.1.2.2 IUCN GET

IUCN GET er i prosess for revisjon av noen *Ecosystem Functional Groups* (EFG), slik at det kan bli noen justeringer i beskrivelsene sammenlignet med den versjonen som det er tatt utgangspunkt i her (<https://global-ecosystems.org/>). Revisjonen omfatter tre EFG for økosystemer sterkt påvirket av jordbruk og/eller skogbruk (*T7.1 Annual croplands*, *T7.2 Sown livestock pastures*, *T7.3 Plantations*), rismarker (*F3.3 Rice paddies*) og åpen tresatt temperert grasmark (*T4.4 Temperate woodlands*). Bortsett fra T4.4, er de øvrige relevante å vurdere som antropogene.

Generelt angir ikke IUCN GET antropogen påvirkning blant drivere for EFG som ikke allerede er angitt som ‘*anthropogenic*’ eller sterkt menneskepåvirket (jf. EFG markert med rød tekst i Tabell 13). Som det framgår av Tabell 12 sammenlignet med Tabell 13, er det stor grad av sammenfall mellom EU-typologiens sterkt menneskepåvirkete økosystemer og tilsvarende for IUCN GET, spesielt for terrestriske og limniske økosystemer. EU-typologien har imidlertid (bevisst) ikke representert underjordiske økosystemer og har heller ikke angitt noen antropogene marine økosystemer.

For terrestriske økosystemer er konstruerte økosystemer knyttet til byer og annen menneskeskapt infrastruktur (*T7.4 Urban and industrial ecosystems*), åpenbart antropogene ved sterk menneskelig påvirkning og varighet selv om dagens påvirkning opphører. Det er mindre klart om alle modifiserte økosystemer knyttet til jordbruk eller skogbruk kan sies å være antropogene. Intensivt drevet dyrket mark (T7.1) og grasmark (T7.2) synes relevante siden den menneskelige påvirkningen er svært sterk og trolig vil medføre relativt varige karaktertrekk. GETs enhet for plantasjer (T7.3) er svært vid, fra åpenbart sterkt endrete økosystemer som intensivt drevne trebaserte avlinger (frukttrær, plantasjer med fremmede treslag) til mer moderat påvirkning i ordinær produksjonsskog med stedegne treslag. Førstnevnte økosystemer bør anses som antropogene, mens sistnevnte heller bør betraktes som klart endrete eller semi-naturlige økosystemer. Semi-naturlige økosystemer i T7.5 (*Derived semi-natural pastures and old fields*) er åpenbart formet av klar menneskelig påvirkning, ved fjerning av trær og langvarig beiting, men endringene er neppe så store eller vil vare lenge nok etter opphør av beiting og rydding, at det er rimelig å karakterisere disse som antropogene økosystemer.

For de øvrige økosystemene er vurderingen enklere, siden alle angitte antropogene økosystemer er konstruerte og dermed åpenbart antropogene. Som bemerket for EU-typene 8 og 9, kan imidlertid noen av disse bli mer naturnære ved opphør av dagens påvirkning i form av vedlikehold, regulering av vannføring eller lignende.

Tabell 13: Potensielt antropogene enheter i IUCN GET (med rødt) innen hvert biom.

Realms/Biome	Ecosystem Functional Groups	Merknader
Terrestrial realm		
T1 Tropical-subtropical forests biome		
T2 Temperate-boreal forests and woodlands biome		
T3 Shrublands and shrubby woodlands biome		
T4 Savannas and grasslands biome		
T5 Deserts and semi-deserts biome		
T6 Polar/alpine (cryogenic) biome		
T7 Intensive land-use biome	T7.1 Annual croplands	Tilsvare EU 2.1 <i>Annual cropland</i>
	T7.2 Sown livestock pastures	Tilsvare EU 3.1 <i>Sown pastures and other grasses</i>
	T7.3 Plantations	Vid definisjon: tilsvare EU 2.3 <i>Permanent crops</i> , EU 4.6 <i>Plantations</i> og tilsynelatende det meste av skjøttet produksjonsskog
	T7.4 Urban and industrial ecosystems	Tilsvare EU 1 <i>Settlements and other artificial ecosystems</i>
	T7.5 Derived semi-natural pastures and old fields	Tilsvare dels EU 3.2 <i>Natural and semi-natural grassland</i> , EU 5.2.3 <i>Temperate shrub heathland</i> . Omfatter trolig stor variasjon i grad av menneskelig påvirkning; uklart hvor varig antropogen karakter er ved opphør av påvirkning. Denne bør trolig ikke anses som 'antropogent økosystem' i streng forstand.
Freshwater realm		
F1 Rivers and streams biome		
F2 Lakes biome		
F3 Artificial wetlands biome	F3.1 Large reservoirs	Inngår i EU 9.2 <i>Artificial reservoirs</i>
	F3.2 Constructed lacustrine wetlands	Inngår i EU 9.2 <i>Artificial reservoirs</i>
	F3.3 Rice paddies	Tilsvare EU 2.2 <i>Rice fields</i>
	F3.4 Freshwater aquafarms	Inngår i EU 9.2 <i>Artificial reservoirs</i>
	F3.5 Canals, ditches and drains	Tilsvare EU 8.2 <i>Canals, ditches and drains</i>

Realms/Biome	Ecosystem Functional Groups	Merknader
Marine realm		
M1 Marine shelf biome		
M2 Pelagic ocean waters biome		
M3 Deep sea floors biome		
M4 Anthropogenic marine biome	M4.1 Submerged artificial structures	
	M4.2 Marine aquafarms	
Subterranean realm		
S1 Subterranean lithic biome		
S2 Anthropogenic subterranean voids biome	S2.1 Anthropogenic subterranean voids	
Terrestrial- freshwater transition		
TF1 Palustrine wetlands biome		Ingen antropogen påvirkning angitt
Marine-terrestrial transition		
MT1 Shorelines biome		
MT2 Supralittoral coastal biome		
MT3 Anthropogenic shorelines biome	MT3.1 Artificial shorelines	
Freshwater-marine transition		
FM1 Semi-confined transitional waters biome	FM1.3 Intermittently closed and open lakes and lagoons	Ikke spesifisert som antropogen, men menneskers regulering av åpning mot åpent hav er angitt.
Marine-Freshwater-Terrestrial transition		
MFT1 Brackish tidal biome		Ingen antropogen påvirkning angitt
Subterranean-freshwater transition		
SF1 Subterranean freshwaters biome		
SF2 Anthropogenic subterranean freshwaters biome	SF2.1 Water pipes and subterranean canals	
	SF2.2 Flooded mines and other voids	
Subterranean-marine transition		
SM1 Subterranean tidal biome		Ingen antropogen påvirkning angitt

6.1.3 Antropogene natursystemer i NiN

Natur i Norge (NiN) har gjennomgått en gradvis utvikling over de siste ca. 15 årene, og gjeldende versjon under arbeidet med denne rapporten var NiN 3.0 (naturinorge.artsdatabanken.no/). NiN består av ulike inndelinger av naturen på forskjellig romlig skala, så vel som en lang rekke ulike typer av beskrivelsesvariabler. Her er det NiNs

inndeling av natursystemer, særlig på nivåene hovedtypegrupper og hovedtyper, som er relevant (Tabell 14).

Som for EU-typologien og IUCN GET, er det relevant å vurdere hvilket grunnlag NiN har for å gruppere hovedtypene etter grader av menneskelig påvirkning, samt hvilke av NiNs hovedtyper som synes relevante å vurdere som antropogene. I motsetning til de to typologiene gjennomgått ovenfor, har NiN ganske eksplisitte vurderinger av hva slags menneskebetingete endringer som skal til for å karakterisere en hovedtype som 'sterkt endret', i motsetning til 'lite endret' eller 'klart endret'. Dette er redegjort for i tekstboksen nedenfor. I NiN er et sterkt endret økosystem vesentlig preget av menneskepåvirkning, der økosystemets artssammensetning ikke lenger har noen tydelig sammenheng med lokal naturgitt variasjon i miljøforholdene. Det er en forutsetning for typifiseringen i NiN at de enkelte typenes definerende karaktertrekk er stabile over tid, ofte angitt som ca. 100 år, men noen ganger vesentlig kortere. Dermed burde alle sterkt endrete hovedtyper i prinsippet kunne karakteriseres som antropogene, men om dette virker rimelig i praksis må vurderes nærmere.

Fra Halvorsen mfl. (2023):

3.4.3 Kategorier av menneskebetinget forstyrrelse på grunnlag av variasjon i intensitet.

Mangfoldet i menneskesamfunnets måter å påvirke naturen nødvendiggjør en prinsipiell, men samtidig pragmatisk tilnærming til systematisering av natur på grunnlag av intensiteten av menneskebetinget forstyrrelse. Mens definisjoner og begreper for variasjon i menneskebetinget forstyrrelsesintensitet har endret seg mellom hver NiN-versjon, har en tredeling av denne forstyrrelsesgradienten ligget fast (se nedenfor). Denne tredelingen har basert seg på vurderinger av **helhetlighet**; et helhetlig økosystem er et "*økosystem med intakt funksjon, det vil si med fullstendig næringskjede, diasporebank, nedbrytere og biotiske relasjoner som f.eks. mykorrhiza*" og hvorvidt det aktuelle økosystemet karakteriseres av variasjon langs naturgitte og/eller menneskebetingete lokale miljøgradianter, som i sin tur er koblet til omfattet av variasjon langs hver av disse kategoriene av lokale miljøgradianter (se kapittel 5.4.3 for definisjoner av begrepene observerbar, betydelig og vesentlig variasjon i artssammensetning). De tre trinnene langs menneskeforstyrrelsesgradienten blir i NiN 3 betegnet og definert som følger: Et **lite endret** system er et "*økosystem med artssammensetning uten, eller kun med observerbar variasjon langs menneskebetingete lokale miljøvariabler*"; et **klart endret** system er et "*økosystem med artssammensetning som kombinerer vesentlig preg av menneskepåvirkning med betydelig variasjon langs naturgitte lokale miljøgradianter*" og et **sterkt endret** system er "*økosystem med vesentlig preg av menneskepåvirkning, uten betydelig variasjon i artssammensetning langs naturgitte lokale miljøgradianter*". Helhetlighetsbegrepet er utelatt fra definisjonene av lite, klart og sterkt endret system i NiN 3. Det skyldes dels av begrepet er vanskelig å operasjonalisere, dels at mange lite endrete systemer ikke tilfredsstiller definisjonen av helhetlighet på grunn av høy miljøstress- eller forstyrrelsesintensitet.

Begreper for tre intensiteter av menneskebetinget forstyrrelse i ulike NiN-versjoner.

NiN 3	NiN2.3	NiN 2.0	NiN 1.0
lite endret system	naturnært system	naturlig system	naturmark/bunn
klart endret system	moderat endret system	semi-naturlig system	kulturmark
sterkt endret system	sterkt endret system	sterkt endret system	kunstmark/bunn

NiN har en annen grunnleggende tilnærming til inndeling i ulike hovedtyper av natursystemer enn de fleste eksisterende økosystemtypologiene. Inndelingen er basert på plassering langs definerende miljøgradienter og karakteristisk artssammensetning i mark eller bunnsjiktet (unntatt for vannmassesystemer). For sterkt endrete systemer er vekten lagt på hva slags type menneskeskapte påvirkninger som endrer området fra en lite endret (mer naturnær) type til en sterkt endret type (evt. innen en annen hovedtypegruppe), samt hvordan denne påvirkningen dominerer økosystemets struktur og funksjoner.

Et sterkt endret system skyldes alltid en tidligere eller pågående antropogen påvirkning som reflekteres mer eller mindre tydelig i systemets nåværende struktur og funksjoner. For en vanlig observatør vil imidlertid et slikt system ikke alltid framstå som 'antropogent', i betydningen klart menneskeskapt eller dominert. For sterkt endrete fastmarkssystemer vil hele eller deler av noen systemer framstå som åpenbart antropogene, f.eks. bygninger og konstruert mark innen *TM01 – Hard sterkt endret fastmark* eller ferske avfallsdeponier under *TM03 – Løs sterkt endret fastmark*. Bergblotninger eller tilgrodde løsmassedeponier kan imidlertid framstå som mer naturgitte, med lite åpenbart antropogent preg. Dette gjelder spesielt der forholdene ligger godt til rette for naturlig etablering av ny vegetasjon (deler av *TM03*, *TM04 – Ny løs fastmark på tørrlagt ferskvannsbunn*, *TM05 – Ny løs fastmark på drenert våtmark*). For en del andre terrestriske sterkt endrete hovedtyper vil pågående skjøtsel og/eller nær tilknytning til menneskelig infrastruktur vanligvis gjøre det tydelig at dette er antropogene typer (f.eks. *TM06 – Sterkt endret skogsmark*, *TN01 – Blomsterbed og annen hyppig bearbeidet mark*, veikanter eller lignende i *TN02 – Blomsterenger, usprøytete vegkanter og liknende med semi-naturlig hevdpreg*, *TN03 – Vegkanter, plener, parker og liknende uten semi-naturlig hevdpreg*, *TO01 – Åker*, *TO03 – Oppdyrket varig eng*, *TO04 – Upløyd jordbruksmark med intensivt hevdpreg*). Blomsterenger i *TN02* og *TO02 – Oppdyrket mark med semi-naturlig engpreg* er åpenbart menneskeskapte, men kan være vanskelige å skille fra vanlige semi-naturlige enger.

Flere sterkt endrete våtmarkssystemer (*VM02 – Ny torvmark på tidligere ferskvannsbunn*, *VM03 – Ny torvmark på menneskebetinget forsumpet fastmark*, *VM05 – Ny grunn våtmark på tidligere ferskvannsbunn*, *VM06 – Ny grunn våtmark på menneskebetinget forsumpet fastmark*) kan være vanskelige å skille fra økosystemer som har undergått tilsvarende naturlige endringer (forsumping av henholdsvis fastmark eller drenert ferskvannsbunn). Sterkt endret våtmark som skyldes grøfting og/eller torvuttak (*VM01 – Sterkt endret torvmark*, *VM04 – Sterkt endret, ikke torvproduserende våtmark*), samt sterkt tråkkpreget våtmark vil tydeligere vise sammenhengen med den menneskelige påvirkningen.

Sterkt endrete ferskvannsvannmasser er i hovedsak påvirket av forurensing, artsutsetting/bortfall, eller oppdemming. Ved forurensing eller artsutskifting vil det endrete økosystemet ikke framstå som antropogent uten nærmere vurdering av artssammensetning eller fysiske og kjemiske forhold. En oppdemming viser tydelig en antropogen påvirkning, men økosystemet vil forholdsvis raskt innstille seg til de nye miljøforholdene og framstå som et annet naturnært og ikke sterkt endret økosystem. Tilsvarende gjelder også for flere sterkt endrete ferskvannsbunnsystemer. Endringer på grunn av fysisk/kjemiske forhold eller artssammensetning vil sjelden framstå som klart antropogene, med mindre tydelige spor etter antropogen påvirkning i form av dammer, reguleringssoner eller kjemiske utfellinger viser årsakene til påvirkningene.

Sterkt endrete marine bunn- og vannmassesystemer i form av menneskeskapte konstruksjoner, som havneanlegg, oljeinstallasjoner eller kunstige saltvannsbasseng, vil åpenbart framstå som antropogene. Sterkt endrete systemer som skyldes fysiske eller kjemiske påvirkninger under vann, vil i mindre grad framstå som antropogene. Hvis slike fysisk/kjemiske påvirkninger opphører, vil disse systemene ofte gjennomgå en rask suksesjon mot miljøforhold og artssammensetning som er typisk for tilsvarende lite endrete økosystemer. Intensiv industrialisert bruk av marine økosystemer som fører til sterkt fysisk endrete bunnforhold har stort sett foregått i mindre enn 100 år. Det er dermed lite erfaring med hvor lenge slike endringer vil eksisterer ved bortfall av antropogen påvirkning. Suksesjonshastighet er bl.a. avhengig av strømforhold, temperatur, dybde og kan ikke angis generelt for alle økosystemer.

Tabell 14: Sterkt endrete hovedtyper i NiN 3.0.

Hovedtypegruppe	Strekt endret hovedtype	Merknader
T Fastmarks-systemer	TM01 Hard sterkt endret fastmark	Omfatter mye av EU-typologiens klasse 1, dvs. bebyggelse og annen menneskeskapt infrastruktur med harde overflater, men omfatter også blottlagt berg, blokkdeponier etc. som følge av menneskelig aktivitet.
	TM02 Ny hard fastmark på tørrlagt ferskvannbunn	Omfatter tørrlagt ferskvannbunn som følge av bl.a. vannstandsregulering, men oftest uten annen fysisk endring av mennesker. Kan ev. knyttes til EU-klasse 9.2, men kan også framstå som naturlig lite vegetert mark.
	TM03 Løs sterkt endret fastmark	Omfatter eksponerte eller deponerte løsmasser, avfall etc. der planter relativt raskt kan etablere seg. Inngår i deler av EU-klasse 1, men har begrenset varighet.
	TM04 Ny løs fastmark på tørrlagt ferskvannsbunn	Omfatter tørrlagt sedimentbunn i ferskvann etter bl.a. vannstandsregulering. Planter kan relativt raskt etablere seg. Økosystemet har begrenset varighet.
	TM05 Ny løs fastmark på drenert våtmark	Omfatter irreversibelt drenert våtmark, som etter hvert vil framstå som ordinær skog.
	TM06 Sterkt endret skogsmark	Omfatter tette plantasjer, ofte med fremmede bartrær, på tidligere jordbruksmark eller skogsmark, samt sterkt endret skogsmark etter mark-inngrep. Tilsvarende EU-klasse 4.6.
	TN01 Blomsterbed og annen hyppig bearbeidet mark	Tilsvarende EU-klasse 1.4.1 (parker etc).
	TN02 Blomsterenger, usprøytete vegkanter og liknende med semi-naturlig hevdpreg	Omfatter dels vegetasjon i veikanter og dels etablerte enger for andre formål enn matproduksjon. Inngår i hovedsak i EU-klasse 1.
	TN03 Vegkanter, plener, parker og liknende uten semi-naturlig hevdpreg	Inngår i hovedsak i EU-Klasse 1.
	TO01 Åker	Inngår i EU-klasse 2.1

Hovedtypegruppe	Strekt endret hovedtype	Merknader
	TO02 Oppdyrket mark med semi-naturlig engpreg	Tidligere oppdyrket mark skjøttet som semi-naturlig eng i lang tid. Inngår i EU-klasse 3.2.
	TO03 Oppdyrket varig eng	Kultureng med ulike grader av intensiv drift. Tilsvare EU-klasse 3.1.
	TO04 Upløyd jordbruksmark med intensivt preg	Intensivt drevet oppløyd jordbruksmark, oftest til grasproduksjon eller beite.
V <i>Våtmarkssystemer</i>	VM01 Sterkt endret torvmark	Torvmark/myr som er sterkt endret gjennom grøfting og/eller uttak av torv. Tilsvare del EU-klasse 7.2.6.
	VM02 Ny torvmark på tidligere ferskvannsbunn	Forsumpet og torvakkumulerende tørrlagt ferskvannsbunn.
	VM03 Ny torvmark på menneske-betinget forsumpet fastmark	Myr på forsumpet fastmark etter bl.a. opphør av dreneringstiltak.
	VM04 Sterkt endret, ikke torvproduserende våtmark	Sterkt endret våtmark etter drenering og evt. torvuttak; produsere ikke lenger torv. Tilsvare del EU-klasse 7.2.6.
	VM05 Ny grunn våtmark på tidligere ferskvannsbunn	Som VM02, men uten torvproduksjon.
	VM06 Ny grunn våtmark på menneskebetinget forsumpet fastmark	Som VM03, men uten torvproduksjon.
	VO01 Sterkt tråkkpreget våtmark	Våtmark sterkt endret pga. omfattende tråkk av store husdyr.
F <i>Limnisk vannmasse-systemer</i>	FM01 Ny innsjø-vannmasse-systemer	Vannmasser i oppdemt elv, med irreversibelt endrete fysiske forhold, arts mangfold (med ufullstendige næringskjeder) og funksjoner. Ofte kort varighet (inntil 20 år) før arts mangfoldet (med fullstendige næringskjeder) er tilpasset nye miljøforhold.
	FM02 Innsjø-vannmasse-systemer preget av kronisk fysikalsk-kjemisk påvirkning	Vannmasser irreversibelt endret av forurening, tilførte næringsstoffer, miljøgifter eller endret vanntemperatur.
	FM03 Innsjø-vannmasse-systemer preget av introduksjon eller bortfall av strukturerende organismer	
	FM04 Elve-vannmassesystemer preget av kronisk fysikalsk-kjemisk påvirkning	Som FM02, men for elvevannmasser
	FM05 Elve-vannmassesystemer preget av introduksjon eller bortfall av strukturerende organismer	Som for FM03, men for elvevannmasser
L <i>Innsjøbunn-systemer</i>	LM01 Ny sterkt endret innsjøbunn	Innsjøbunn i nyetablerte innsjøer/dammer på ulike typer tidligere mark/bunn. Etablering av nytt balansert bunnsystem skjer vanligvis raskt (inntil 25 år).
	LM02 Ny innsjøbunn med opphav i elvebunn	

Hovedtypegruppe	Strekt endret hovedtype	Merknader
	LM03 Ny innsjøbunn med opphav i våtmarkssystemer	
	LM04 Innsjøbunn preget av kronisk fysisk forstyrrelse	Innsjøbunn sterkt endret av pågående endringer i regulerings høyde og frekvens. En regulerings sone vil ofte være tydelig i deler av året.
	LM05 Innsjøbunn preget av kronisk fysikalsk-kjemisk påvirkning	Innsjøbunn sterkt påvirket av tilført forurensning, eutrofiering, miljøgifter eller menneskeskapte temperaturendringer.
O Elvebunn-systemer	OM01 Elvebunn preget av kronisk fysisk forstyrrelse	Elvebunn sterkt endret av hydrologiske endring knyttet til vassdragsregulering.
	OM02 Elvebunn preget av kronisk fysikalsk-kjemisk påvirkning	Elvebunn sterkt påvirket av tilført forurensning, eutrofiering, miljøgifter eller menneskeskapte temperaturendringer.
M Marine bunnsystemer	MM01 Sterkt endret eller ny marin bunn	Mer eller mindre irreversibel endring av marin bunn, knyttet til konstruksjoner som moloer, havneanlegg, olje- og vindinstallasjoner, så vel som fjerning eller tilføring av masser. Flere typer endret/ny marin bunn vil nok så raskt kunne etablere stabile artssamfunn som på tilsvarende typer naturlig habitat.
	MM02 Sterkt endret marin bunn preget av kronisk kjemisk påvirkning	Vesentlig endring pga tilførsel av forurensning, forurensete masser, gruveavfall, avrenning fra land og ferskvann o.a. Ved opphør av påvirkningen kan rask suksessjon etablere stabile artssamfunn som på tilsvarende typer naturlig habitat.
S Marine vannmasse-systemer	SM01 Nye marine vannmasse-systemer	Økosystemer i menneskeskapte saltvannsbasseng
	SM02 Marine vannmasse-systemer preget av kronisk fysisk påvirkning	Vannmasser i fjorder, poller, littoralbasseng som er sterkt fysisk endret ved menneskelig regulering av eksponering, vannivå eller vannutskifting
	SM03 Marine vannmasse-systemer preget av kronisk fysikalsk-kjemisk påvirkning	Vesentlig endring pga tilførsel av forurensning, forurensete masser, gruveavfall, avrenning fra land og ferskvann o.a. Ved opphør av påvirkningen kan rask suksessjon etablere stabile artssamfunn som på tilsvarende typer naturlig habitat.
I Snø- og issystemer		Det er ikke definert noen sterkt endrete snø- og issystemer

NiNs sterkt endrede hovedtyper illustrerer at vesentlig menneskelig påvirkning, med dominerende effekter på økosystemets struktur og funksjoner, ikke alene er nok for å karakterisere økosystemet som 'antropogent'. Det må også kunne opprettholde sin tilstand som sterkt endret økosystem over tid, selv om den menneskelige påvirkningen skulle opphøre. Dessuten kan det synes problematisk å karakterisere et sterkt endret økosystem som antropogent dersom den antropogene påvirkningen, og årsaken til den sterke endringen av økosystemet, ikke framstår tydelig. Det vil si at direkte menneskeskapte (konstruerte) økosystemer nok så klart må kunne kalles antropogene. Det kan også gjelde for økosystemer som er sterkt endret for biologisk produksjon til menneskers behov, og der påvirkningen på og tilretteleggingen av disse økosystemene for produksjonsformål er så omfattende at de vil være

gjenkjennbare som sterkt endret også i lang tid etter at dagens menneskelige aktiviteter opphører. For en del av de andre sterkt endret økosystemene i NiN vil sammenhengen mellom økosystemendringene og de menneskeskapte driverne være mer subtil, og dermed gjøre det mindre klart at disse bør karakteriseres som antropogene.

6.2 Mulige kriterier for å identifisere antropogene økosystemenheter

SEEA EAs definisjon av antropogene økosystemer sier at slike økosystemer både må være sterkt endret på grunn av menneskelige aktiviteter, og at den nye menneskeskapte tilstanden må være stabil over tid, ved at naturlige prosesser ikke alene kan endre denne menneskeskapte tilstanden. Dette synes som meningsfulle krav for å kunne definere antropogene økosystemer. Dersom naturlig suksisjon kunne bringe en menneskeskapt tilstand tilbake til en mer naturlig tilstand, ville det være mer meningsfylt å vurdere dette økosystemet som et naturlig økosystem med svært redusert tilstand på grunn av menneskelig påvirkning.

EU-typologien og IUCN GET identifiserer to typer av antropogene eller kunstige ('*artificial*') økosystemer: De som er konstruert av mennesker og de som i utgangspunktet er naturlige, men sterkt modifisert av mennesker. Konstruerte økosystemer vil i de fleste tilfellene kunne forstås som antropogene etter SEEA EAs definisjon. En del naturlige, sterkt modifiserte økosystemer, f.eks. tilknyttet jordbruk eller skogbruk, vil imidlertid gjennomgå forholdsvis rask naturlig suksisjon ved opphør av menneskelig påvirkning, og de vil dermed ikke tilfredsstillende definisjonens punkt om at den menneskeskapte tilstanden skal være varig. En del av NiNs sterkt endrete hovedtyper av natursystemer reiser en tredje problemstilling: Er det tilstrekkelig at antropogene økosystemer er sterkt påvirket av mennesker og at disse endringene er varige, selv om slik sterk endring bare er tydelig for eksperter? Eller bør antropogene økosystemer også framstå som sterkt menneskepåvirket for folk flest?

Ut fra gjennomgangen ovenfor kan vi formulere følgende kriterier for å definere antropogene økosystemer:

- Økosystemet er sterkt endret som følge av antropogen påvirkning, og ulike antropogene drivere dominerer fullstendig utformingen av økosystemets struktur og funksjoner.
- Økosystemets antropogene karakter framstår tydelig, selv om den opprinnelige antropogene påvirkningen skulle opphøre.
- Økosystemets antropogene karakter er stabil og varig, selv om dagens antropogene aktiviteter opphører. For å endre økosystemet til en ny, mer naturnær stabil tilstand, må det settes i verk ulike restaureringstiltak.

6.3 Antropogene økosystemer i EU-typologien

Ved justeringen av EU-typologien har man fokusert på permanente, irreversible installasjoner og strukturer. Eurostat's forslag til justering av EU-typologien (per November 2025) omtaler menneskelig påvirkede områder som «*Anthropogenic structures and modified ecosystems*», og

disse defineres som: “*Man-made structures in the marine environment with an intended installation on a long-term permanent basis, including transport, aquaculture and energy infrastructure in both marine and transitional waters by convention; and areas where human activities have permanently or in a long term modified the physical aspects of the sea bed. Excluded: bottom trawling, dredging, navigable waterways*” Forslaget til inndeling av disse på nivå 3 er vist i Tabell 15. I påfølgende underkapitler beskrives de foreslåtte strukturene fra EU-typologien som er relevant i Norge, og som vi anbefaler testes ut videre i Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten.

Tabell 15: Oversikt over foreslått antropogen modifiserte økosystemer og strukturer i revisjon av EU-typologien

EU-typologien level 3	Beskrivelse
12.8.1 Ports and harbours (aquatic part)	Includes sea-based transport infrastructure, such as ports and harbours, and sea-facing harbour walls. Excludes: navigation channels outside the port/harbour area.
12.8.2 Aquaculture sites	Permanent aquaculture installations in the open sea (fish cages, anchoring infrastructure, access bridges etc.) and the seafloor affected by shading and detritus from such installations.
12.8.3 Energy infrastructure	Energy infrastructure for the production of energy from any source (wind, wave, oil extraction etc.). These include physical platforms of any size, anchoring cable, etc. in coastal waters, shelf or the open sea.
12.8.4 Seabed mining and dumping zones	Includes designated areas for seabed mining and for disposal of material (e.g. dredged sediment from ports and navigation channels) Excludes dredged areas of ports and harbours (see 12.8.1); dredged navigation channels (out of scope)
12.8.5 Other anthropogenic structures	Other anthropogenic structures compliant with the definition of 12.8 not elsewhere classified.

Følgende Tabell 16, vurderer de foreslåtte antropogen modifiserte økosystemer og strukturer mot kriteriene oppført i delkapittel 6.2.

Tabell 16: Vurdering av kriteriene for antropogen modifiserte økosystemer og strukturer for de klassene foreslått brukt i EU-typologien (basert på OSPAR Assessment Portal: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/other-assessments/>)

Kriterium	Ports and harbours (aquatic part)	Aquaculture sites	Energy infrastructure	Seabed mining and dumping zones
1. Økosystemet er sterkt endret av antropogen påvirkning, og antropogene drivere dominerer struktur og funksjon	Svært sterkt endret; fysisk modifisert bunn og endring av hydrologiske forhold, kunstige konstruksjoner, støyforurensing, utslipp av forurenset vann og kjemikaler, innførelse av invasive arter ved høy trafikk styrer menneskelig påvirkning økosystemprosessene.	Fysisk endret; men lite fotavtrykk av selve installasjoner, biologisk sterkt endret gjennom førtilførsel, utslipp av biologisk material og legemidler, rømt fisk, parasitter og andre sykdommer samt invasive arter som styrer økosystemprosessene.	Sterkt endret for petroleumsindustrien; ved installasjoner både under konstruksjon og drift, utslipp av forurenset vann og kjemikaler (både under drift og ved uhell) støy, lys, og vedlikehold styrer økosystemprosessene, og tilhørende kabel og rørledninger utgjør ytterligere påvirkning Endret for fornybar energiproduksjon (vind). Støy- og lysforurensing, og sediment forstyrrelser under konstruksjon. Støyforurensing og kollisjon med sjøfugl under drift.	Svært sterkt endret; omfattende fysiske inngrep gjennom enten sediment forstyrrelser eller komplett uttak av sedimentet dominerer økosystemet, støy- og lysforurensing under drift og potensial for kjemisk forurensing ved uttak av metaller og mineraler.
2. Antropogen karakter framstår tydelig selv om påvirkningen skulle opphøre	Usikkert – kunstige installasjoner og endret bunnmorfologi vil være tydelige i lang tid ved sterke inngrep, ved mindre havnområder kan naturlige prosesser overta raskt igjen.	Ukjent – lite modifisert bunn, endret arts- og næringsbalanse kan vedvare over en viss tid, men det avhenger av strøm- og bunnforhold.	Ukjent – konstruksjoner og endringer i habitat kan være synlige i lang tid, men det avhenger av strøm- og bunnforhold og grad av inngrep.	Ukjent – varige terrengendringer, dumpet materiale og sediment forstyrrelser vil være tydelige, men det avhenger av strøm- og bunnforhold og grad av inngrep.
3. Antropogen karakter er stabil og varig; restaurering kreves for å vende til mer naturnær tilstand	Ukjent – betydelig restaurering kan være nødvendig for å gjenskape naturlige hydrologiske og sedimentære forhold ved sterke fysiske endringer.	Ukjent – aktiv restaurering for å fjerne strukturer, men rebalansering av økologiske prosesser er sannsynligvis mer vanskelig å påvirke aktivt og avhenger av hydrologiske forhold og bunnsubstrat.	Ukjent – aktiv restaurering for å fjerne strukturer, men rebalansering av økologiske prosesser er sannsynligvis mer vanskelig å påvirke aktivt og avhenger av hydrologiske forhold og bunnsubstrat.	Ukjent – aktiv restaurering for å fjerne strukturer, naturlig re-etablering svært avhengig av omfang og frekvensen av inngrep og bunnmateriale - Restaurering i grushabitater kan ta lengre tid enn i dynamiske sandhabitater.

6.3.1 Havner

IUCN GET kategoriserer havner og kaianlegg som en del av hovedgruppen *Artificial shorelines* (MT3.1) og undergruppen *Artificial marine systems*. Denne infrastrukturen omfatter menneskeskapte installasjoner som konstruerte sjøvegger, bølgebrytere, kaier, brygger, tidevannskanaler, kunstige øyer og annen kystinfrastruktur. I henhold til den reviderte EU-typologi er klassen nå definert under økosystemklassen 12.8 *Anthropogenic structures and modified ecosystems*, med underklasse 12.8.1 *Ports and harbours (aquatic part)*. Klassen inkluderer sjøbasert transportinfrastruktur, som havner og kaianlegg, samt sjøvendte havnevegger, men ekskluderer navigasjonskanaler utenfor havneområdet. Slike strukturer resulterer i en fysisk endring av kystlinjen, påvirker hydrodynamiske og sedimentologiske forhold og skaper kunstige habitater på harde overflater, som har betydning for langsiktige økologiske effekter.

Følgende definisjon av havn og portområder (akvatiske del) er foreslått: «En havn kan anses som et kystnært område, enten i et havnebasseng eller langstrakt, med menneskeskapt infrastruktur for maritim transport og logistikk». Viktige parametere er tilstedeværelse av infrastruktur (kaier, moloer, terminaler), bruksintensitet (trafikk, tonnasje), og fysisk eller kjemiske påvirkninger under vann. I EU-typologien foreslås det å skille havninfrastruktur i tre forskjellige klasser, og det er utfordrende å se hvordan disse kan klart avgrenses fra hverandre. Definisjonene ser dermed ut til å overlappe både på selve havninfrastrukturer, men også for piers og moloer som avgrenser havner mot åpent hav (Tabell 17).

Tabell 17: Oversikt over klassene i EU-typologien som omfatter «Ports and Harbours».

EU-level 1	EU-level 2	EU-level 3	Description
1. Settlements and other artificial areas	1.3 Infrastructure	1.3.2 Port areas	Infrastructure of port areas, including quays, dockyards and marinas, including associated green areas.
11. Coastal beaches, dunes and wetlands	11.1 Artificial shorelines	11.1.1 Artificial shorelines	Man-made dykes and dams, including wave breakers extending into the sea, constructed primarily to protect land from seawater, but sometimes also used for roads. Deposited or dumped artificial structures in the coast may attract marine biota that would not otherwise occupy such locations. Excludes transport infrastructure on the shore such as ports and seaside promenades that should be recorded in settlements and other artificial areas.
12. Marine ecosystems	12.8 Anthropogenic structures and modified ecosystems	12.8.1 Ports and harbours (aquatic part)	Includes sea-based transport infrastructure, such as ports and harbours, and sea-facing harbour walls. Excludes: navigations channels outside the port / harbour area.

6.3.1.1 Geografisk avgrensing og kilder

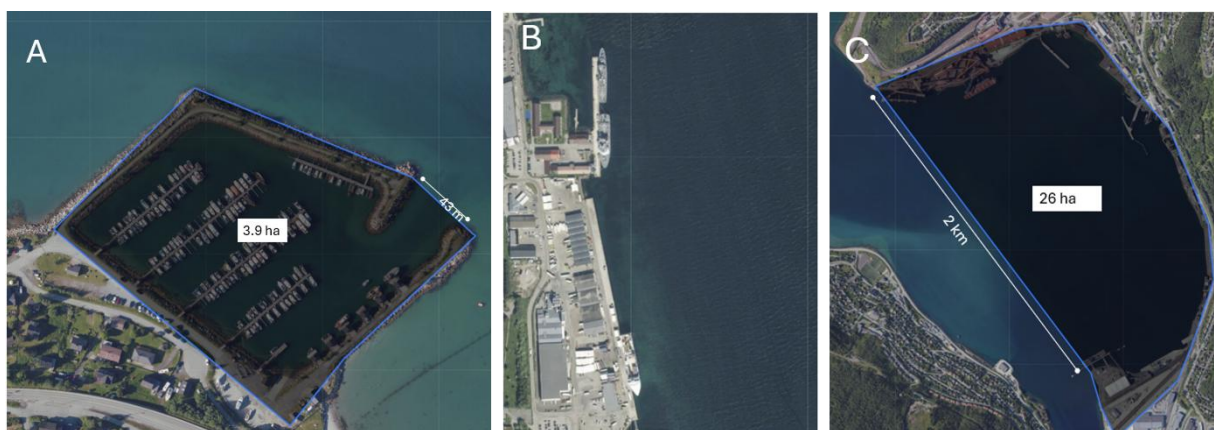
For avgrensing av 12.8.1 *Ports and harbours (aquatic part)* har vi vurdert følgende data:

- Kystverket har havnedatasett (tilgjengelig fra *kystinfo.no*) som inneholder:

- ISPS-havnedata – punktdatasett som ikke kan brukes for avgrensning av havner
- Fiskerihavner – punktdatasett som ikke kan brukes for avgrensning av havner
 - Anløpspolygoner – flatedatasett som omfatter selve anløpsområde for fartøy over 24 meter og er basert på seilaser fra en maritim trafikkmodell basert på AIS data
 - Havneområde – omfatter både vann og havneinfrastruktur fra 17 ulike havner kartlagt i Havnedataprojekt
- Fortøyning (Fender, Kaifront, etc.) – kartlagt i Havnedataprojekt
 - Kystverkets AIS-data (trafikk tetthet) kan brukes for å finne skipsled, men ikke havneanlegg, og dermed mer brukbart som tilstandsfaktor
- *Port data*¹¹ er et datasett som inneholder detaljert geografisk informasjon om havner, men finnes bare for et lite utvalg av havner i Norge

I Norge er fast installerte moloer og kaianlegg del av den terrestriske data som avgrenses mot hav med kystkontur fra FKB-vann, og blir dermed tildelt EU-klassen 1 «*Settlements and other artificial areas*». Flytende infrastrukturer finnes det ytterligere datasett over. Det finnes ikke data eksplisitt for den akvatiske delen av havnene. I dialog med Kystverket uttrykkes det interesse for å få opprettet et slikt datasett, samt kartlegging av influensområde for havner.

CORINE definerer den akvatiske delen av en havn som en vannflate omgitt av beskyttende strukturer med areal < 25 hektar eller bredde < 100 meter (Copernicus, u.å.c). Med bakgrunn i vurdering av norske havners form, størrelse og bredde, foreslås å vurdere en justert tilnærming i norsk kontekst, der havner avgrenses av andre kriterier og uten bruk av definerte terskelverdier for størrelse og bredde. Forutsetningen for avgrensingen er at naturlige hydrologiske eller sedimentologiske prosesser er betydelig endret gjennom antropogene fysiske eller kjemiske påvirkninger, som kan føre til permanente endringer i økosystemets tilstand som ikke kan reverseres uten omfattende tiltak. Dette krever at man definerer en grense for antall skipsanløp, utformingen og tiltak i havneområder (f.eks. mudring).



Figur 2: Område A er en havn med et areal på mindre enn 25 hektar og en åpning mot fjorden som er smalere enn 100 meter. Område B er et havneområde med kaier og moloer som ikke er omgitt av beskyttende strukturer. Område C er en større havn med et areal som overstiger 25 hektar, og en åpning mot fjorden som er bredere enn 100 meter. Merk: Graden av menneskelig påvirkning i havnebassenget er ikke tatt med i vurderingen i dette eksempelet. Bilder fra Norgebilder.no

¹¹ Datasett tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/havnedata/e46767e4-c6d9-49a6-93e8-716da0922fd7>

For havner som er fysisk avgrenset mot sjøen med moloer eller bølgebrytere (Figur 2A og 2C), kan avgrensningen følge den faktiske utstrekningen av havneinfrastrukturen. Fordelen med denne metoden er at den kan baseres på tilgjengelige arealdata og er enkel å kontrollere visuelt. Situasjonen blir imidlertid betydelig mer utfordrende når slike strukturer mangler (Figur 2B). I slike tilfeller må avgrensningen i stedet baseres på faktisk bruk, f.eks. områder der skip manøvrerer, ankrer eller ligger ved kai. Dette er imidlertid vanskelig å gjøre på en standardisert måte, og per i dag finnes det ingen etablerte datakilder i Norge som kan brukes til dette formålet.

6.3.1.2 Tilstand og påvirkning

Havneinfrastruktur påvirker økosystemet på flere måter og påvirkningsområde kan skille seg betydelig for selve arealavgrensningen til havneområde. Etablering av fysiske anlegg, som moloer, kaier og bølgebrytere, endrer hydrodynamiske forhold og bunnforhold. Dette kan føre til redusert vannutskifting i havnebassenger, økt sedimentering og endret erosjonsmønster langs kysten, noe som påvirker leveområdene til bunnlevende organismer og planter. I tillegg medfører havneaktivitet utslipp fra skipstrafikk og industri, inkludert olje, tungmetaller, organiske miljøgifter og næringssalter, som akkumuleres i sedimentene og påvirker vannkvaliteten. Støy og lysforurensning fra havneaktivitet har også biologiske konsekvenser. Utslipp av ballastvann og begroing på skipsskrog kan bidra til spredning av fremmede arter. Propellforstyrrelser kan også medføre aktiv påvirkning ettersom skip og båter virvler opp sediment med propellstrømmer, noe som øker turbiditeten og forstyrrer (evt. forurensende) bunnsedimenter. Dette kan redusere lysinntrengning, tildekke bunnfaste organismer, endre kornstørrelse av bunnsedimenter (mot grovere sedimenter) og kan frigjøre bundne forurensninger som tungmetaller og organiske miljøgifter. Disse påvirkningene fører ofte til reduksjon av naturlige habitater og dermed til tap av biologisk mangfold. Opportunistiske og invasive arter kan dominere, noe som endrer konkurranseforhold og næringskjeder. Harde overflater som kaier og moloer kan fungere som kunstige rev, som gir opphav til nye mikrohabitater for arter som trives i urbaniserte marine miljøer. Dette kan øke lokal biomasse, men ofte med lavere artsdiversitet og dominans av arter som tåler forurensning og fysisk stress.

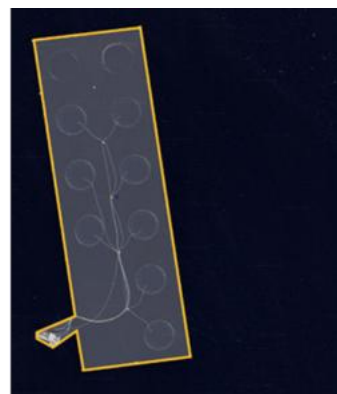
Vurdering av “*ports and harbours*” som «*anthropogenic structures and modified ecosystems*» i norske havner kan i stor grad falle inn under beskrivelser slik de er definert i IUCN-klassifiseringen (*Artificial shorelines* og *Artificial marine systems*). Drøftinger knyttet til NiN rundt sterkt endret eller ny marin bunn (*MM01 – Sterkt endret eller ny marin bunn*) og sterkt endret marin bunn preget av kronisk kjemisk påvirkning bør imidlertid også ha et tydelig fokus.

Følgende bør vurderes:

- Om fysiske og kjemiske påvirkninger i havneområder er av den grad at det resulterer i et sterkt endret økosystem over tid, selv om den menneskelige påvirkningen skulle opphøre
- Om havneareal skal etableres som en egen arealbrukskategori, med geografisk avgrensning basert på fysisk infrastruktur og funksjonelle havneområder

6.3.2 Akvakultur

Forslaget om antropogent modifiserte økosystemer og struktur i EU-typologien omfatter *Aquaculture sites*. IUCN GET definerer marine akvakulturokosystemer som lokaliserte og svært produktive systemer som finnes i og rundt oppdrettsanlegg, konstruert for produksjon og høsting av fisk, alger og andre marine organismer. Akvakultur inkluderer faste anlegg (f.eks. Figur 3), og den fysiske installasjonen består av merd og fôrflåte på overflaten, og fortøyningslinjer med ankerfeste av anlegget til bunn eller med bolt på land/fjellvegg.



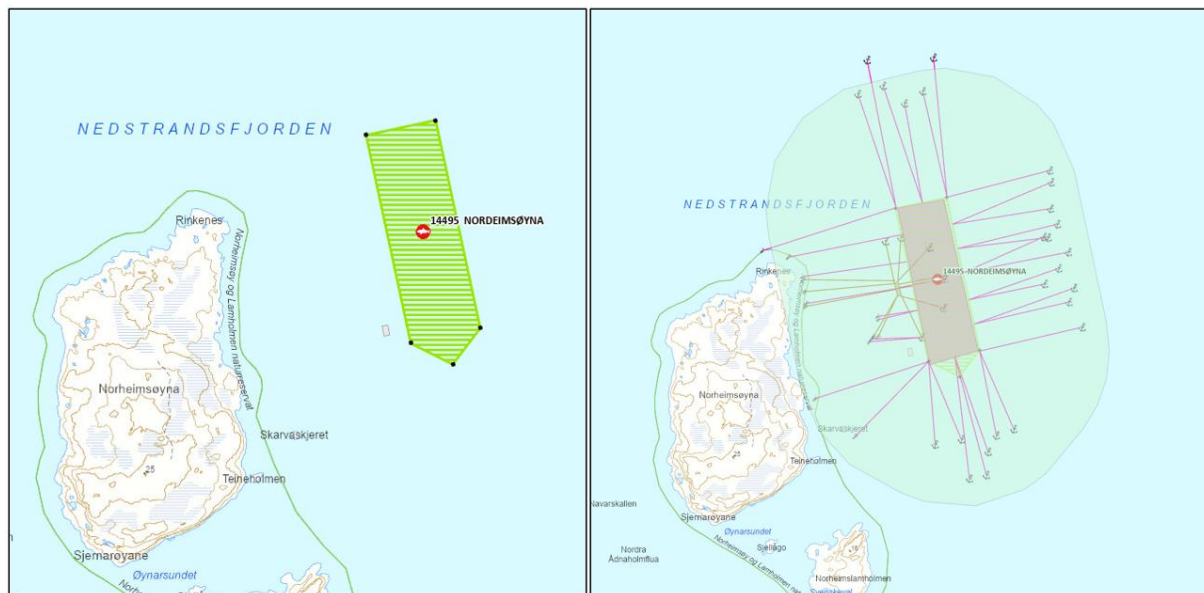
Figur 3: Bildene viser et typisk akvakulturanlegg lokalisert i en fjord. Et av alternativene for avgrensning av økosystemtypen er å representere selve anlegget som et polygon, definert ved å koble sammen anleggets ytterflater på overflaten..

6.3.2.1 Geografiske avgrensning og kilder

Som arealavgrensning anbefales det å inkludere arealer som direkte brukes av oppdrettsanleggene. Dette omfatter merder, flåte og tilhørende installasjoner. Tre alternativer til avgrensning skisseres:

1. Areal brukt av oppdrettsanlegg på overflaten (merder, flåte og tilhørende anlegg)
 - Fordeler: kan baseres på lett tilgjengelig arealdata og gir et godt bilde av det fysiske fotavtrykket (lokalt og høypåvirket areal)
 - Ulemper: tar ikke hensyn til forankringen av anlegget
2. Areal inkludert forankringsområder
 - Fordeler: omfatter merder, flåter, tilhørende anlegg og forankringsområder, og gir dermed et mer nøyaktig bilde av det fysiske fotavtrykket
 - Ulemper: krever tilleggsdata om forankringslokasjoner som ikke er tilgjengelig for alle lokaliteter
3. Inkluder buffersone som *proxy* på forankringslokasjoner og installasjonsområde
 - Fordeler: enkel metodikk som kan legges på anlegg som ikke har tilstrekkelig informasjon om anleggets og forankringens utstrekning
 - Ulemper: kan føre til overestimering av areal eller unøyaktig avgrensning av akvakulturlokasjon

4. Kombinasjon av pkt. 2 og 3 - trekke linjer mellom ytterpunkter av fortøyningskabler. Når ytterpunkter ikke er angitt i Akvakulturregisteret kan en buffer på 500 meter fra midtpunkt i merd benyttes (se eksempel i Figur 4).



Figur 4: Kartet til venstre viser eksempel på et akvakulturanlegg med midtpunkt, ytterpunkter og flater som definert i Akvakulturregisteret. Kartet til høyre viser eksempel på et akvakulturanlegg med ankerfester og 500 meter buffring fra anleggsflate som kan angis som yttergrense i de tilfeller der ankringsinformasjon ikke foreligger.

For akvakulturanlegg finnes det to hovedtyper datasett fra Fiskeridirektoratet: akvakultur-lokaliteter (punkt og flate) basert på Akvakulturregisteret og NYTEK-data om akvakultur anlegg (flate og ytterpunkter), samt fortøyningslinjer (linje og ytterpunkter) (se Tabell 18).

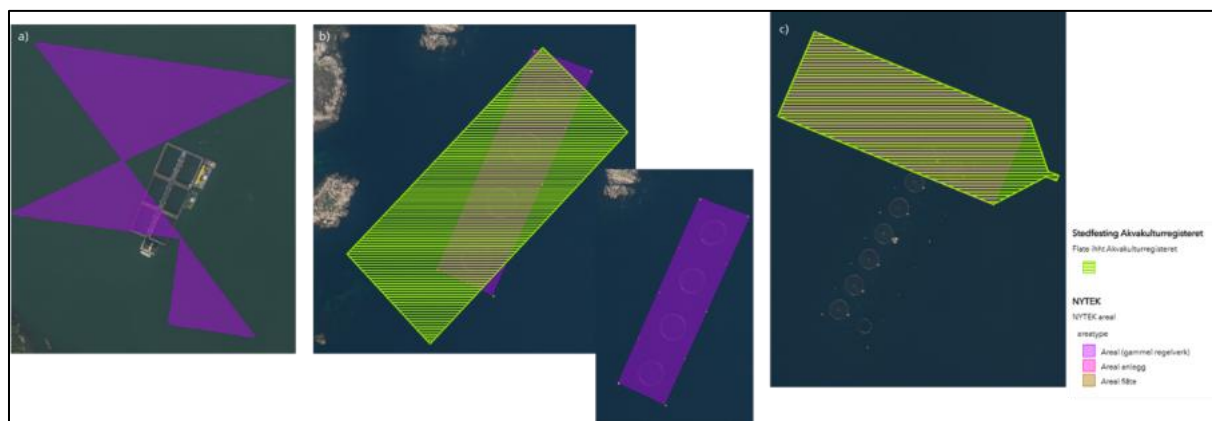
Tabell 18: Oversikt over datakilder

Data	Datakilder
Akvakulturregisteret (Midtpunkt og overflateareal)	Fiskeridirektoratet
NYTEK (Ytterpunkt, fortøyningslinjer, flåte fortøyningslinjer)	Fiskeridirektoratet
Havbruk – forankret område, Maritim infrastruktur	Kartverket
Havbeitenæring	Fiskeridirektoratet
Ortofoto, Sentinel-2 og Google Earth bilder	Norge i Bilder, Google Earth
Havbruk til hav	Fiskeridirektoratet

Akvakultur-lokaliteter er definerte områder hvor det er gitt tillatelse til å drive en spesifisert akvakulturvirksomhet med ulike arter og formål. Datasettet inneholder både punktdata som viser omtrentlige midtpunkter for lokalitetene, og flater som representerer sjøområder med

tillatelse til akvakulturvirksomhet. Flatene er basert på lokalitetenes klarerte ytterpunkter, slik de er registrert i Fiskeridirektoratets akvakulturregister. Flatene viser hvor anlegget har tillatelse til å være plassert, og dette er dermed ikke alltid den faktiske plasseringen av anlegget. Datasett gir et godt bilde av planlagt bruk, men det kan være avvik mellom registeret og faktisk plassering.

NYTEK23 (2022) er en forskrift om krav til teknisk standard for akvakulturanlegg for fisk i sjø som setter tekniske krav og krever innmåling av anlegg og fortøyninger når de settes ut i sjø. Koordinater av faktisk plassering av ytterpunktene er innrapportert her. Det dannes også flater fra disse ytterpunktene, som sjekkes opp mot klarert areal i Akvakulturregisteret (Figur 5). Ved større avvik gjøres tilsyn. Ulemper med å bruke dette datasettet er at kvaliteten på data varierer mye og at datasettet ikke er komplett. Det er ikke alle typer lokaliteter som er pliktet til å rapportere under NYTEK. I tillegg er disse dataene innrapportert av akkrediterte organer, så prosessen med å rette opp feil eller avvik kan ta tid. Det vil si at det varierer hvilke data som er tilgjengelig for lokaliteter. Det eneste datapunktet som alle lokaliteter har, er et midtpunkt.



Figur 5: Ulike data for oppdrettsanlegg eksisterer. Data kan brukes i avgrensning av akvakultur som antropogent påvirket økosystem, men det er kvalitetsutfordringer mellom registrert og faktisk lokalisering. God avgrensning av denne økosystemklassen vil kreve vesentlig arbeid for å sikre tilstrekkelig kvalitet.

Ingen av de overnevnte datakildene er egnet for å si noe om påvirkning. Alle akvakulturanlegg for fisk i sjø har plikt til å overvåke hvordan utslipp påvirker området under og rundt anlegget. Det er krav om ulike undersøkelser som skal utføres av uavhengig fagpersoner og følger norske standarder (Fiskeridirektoratet, u.å.; Standard Norge, u.å.). Her er det definert krav om prøvetaking og prøvestasjoner. Antall og plassering av prøvestasjoner er avhengig av lokale forhold, og skal gjøres ut fra en faglig vurdering og begrunnes i rapporten. Koordinater er per i dag kun levert i pdf-rapport, derfor er det ikke mulig å etablere geografiske data derfra, men i definisjonen er det en tabell med veiledende avstand fra akvakulturanlegget til ytterste prøvestasjon. Avstanden varierer fra 300-500 meter utfra MTB (maksimum tillatt biomasse) på lokaliteten. I risikorapporten for norsk fiskeoppdrett fra HI brukes også 500 meter som avgrensning for 'nærsone' og 'overgangssone': «Partikler fra et fiskeoppdrettsanlegg bunnfeller vanligvis innenfor en kilometer fra anlegget, og de fleste innenfor en avstand av 500

meter. Mengden av organiske utslipp fra fiskeoppdrett er høy, hvor mye dette påvirker bunnsystemene, vil variere med de lokale forholdene. Lokalitetens bæreevne er en kombinasjon av de naturgitte forhold som strøm, topografi, bunntype og faunasamfunn og mengden fisk som produseres, det vil si forholdet mellom lokalitetens robusthet og produksjonspresset» (Grefsrud mfl., 2025).

6.3.2.2 Tilstand og påvirkning

Influensområde av anlegget som er påvirket, og ofte sterkt modifisert, kan være betydelig større og er avhengig av flere miljøfaktorer som dybde, strømforhold og lignende, samt utformingen av selve anlegget. Miljøpåvirkningen fra akvakultur varierer og kan omfatte rømming av fisk, spredning av lakselus og sykdommer, og endringer i sedimentets kjemiske og biologiske sammensetning som følge av utslipp av fôrrester, avføring, oppløst død fisk, næringssalter, legemidler og andre kjemikalier. Disse påvirkningene kan føre til lokal forurensning, økt algevekst, oksygenmangel på bunnen og langvarige effekter på marine organismer og næringsnett. Ved avgrensning av akvakultur som et antropogent modifisert økosystem bør man derfor vurdere miljøpåvirkningene ut fra geografisk skala (lokal eller regional), påvirkningens karakter (reversibel eller irreversibel) og tidsdimensjon (kortsiktig eller langsiktig effekt). Eksempelvis har lakselus en regional effekt, ettersom den spres med overflatevannet over store områder. På samme måte kan næringssalter spres over store områder. Organiske utslipp påvirker derimot sedimentet i nærområdet og utgjør et lokalt miljøproblem. Derfor bør lokale eller tilnærmet lokale, relativt ikke-reversible og langsiktige effekter inngå i vurderingen av akvakultur som et antropogent modifisert økosystem.

6.3.3 Energiinfrastruktur – installasjoner og strukturer

IUCN GET kategoriserer petroleumsinfrastruktur som en del av hovedgruppen *anthropogenic marine systems realm* og innenfor undergruppen *submerged artificial structures*. Slik infrastruktur er forstått som: «*These deployments include submerged structures with high vertical relief including ship wrecks, oil and gas infrastructure, and designed artificial reefs, as well as some low-relief structures (i.e. rubble piles)*». IUCN GET gir også noe informasjon om vanlige tilknyttede miljøutfordringer: «*Compared to artificial reefs, oil and gas infrastructure is more exposed to light/noise/ chemical pollution associated with operations as well the spread of invasive species*».

Klassen er i henhold til EU-typologi foreslått definert under økosystemklassen 10.5 – *Anthropogenic structures and modified ecosystems*, som underklasse 10.5.3 *Energy infrastructure*. Klassen inkluderer antropogene økosystemer som er knyttet til menneskeskapte strukturer i sjø og på havbunn, som etableres for produksjon, overføring eller lagring av energi, og som samtidig har langsiktig effekt på økologiske prosesser. Her inngår permanente og semi-permanente fast forankrede produksjonsanlegg og tilhørende anlegg, innen petroleum og vindkraft, som vindmøller, plattformer, og tilhørende tekniske anlegg. Det kan med tiden inkluderes andre former for energianlegg som bølgeanlegg, solanlegg og lignende. For

rørledninger og kabel er det usikkert om de burde integreres eller om de helst behandles som påvirkningsfaktorer. Forslag til EU-typologien beskriver at klassen omfatter: «*physical platforms of any size, anchoring cables, etc.*», men den nevner ikke kabler og rørledninger. I tillegg er det mye usikkerhet knytte til tilgjengelighet og nøyaktighet av datakilder og utformingen av selve infrastrukturen.

6.3.3.1 Geografisk avgrensing og kilder

I gjennomgang til denne rapporten har tre kilder vært vurdert (se også Tabell 19):

- Kartverket – Maritim infrastruktur¹²
- NVE Nettanlegg¹³
- Søkeldirektoratet FactMapsData¹⁴

Kildene har varierende dekning, stedfestingskvalitet, tilgjengelighet og komplettethet. Data over ledninger og rør er i tillegg linjedata, mens selve strukturen er punktdata. I sammenheng med et naturregnskap anbefales det å bufre dataene for å skape flater (Figur 6). Konkret utforming må diskuteres videre i prosessen. I visse tilfeller tar undersøkte datasett med seg mer enn energi-infrastruktur og inkluderer f.eks. avløpsledninger, telekabler og lignende, uten at det er mulig å skille mellom disse. Kildene vurderes derfor anvendbare som mulig grunnlag i vurdering av antropogene økosystemer, men med forutsetning at de har betydelige mangler og begrensninger. Kabler og rørledninger kan i tillegg være nedgravd, delvis nedgravd eller ligger på bunnen, og vi har ikke data som beskriver dette. Det anbefales ikke å inkludere ledningsnettverk i denne EU-klassen, men kun selve bunnfestet, vertikal infrastruktur som beskrevet i IUCN GET.



Figur 6: Ledningsdata og oljeinstallasjoner i Nordsjøen inntegnet med buffer.

¹² Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/sjoekart-maritim-infrastruktur/a894ea02-d2dc-4550-ac3e-49230ceed42a>

¹³ Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/nettanlegg/9f71a24b-9997-409f-8e42-ce6f0c62e073>

¹⁴ Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/norwegian-offshore-directorate-factmapsdata/0b096caa-3244-41fb-a801-332ac3a9f6b4>

Tabell 19: Geografiske data over installasjoner og rørledninger.

Data-tema	Kilde	Type	Dekning	Kvalitet / Oppdatering	Mulig mangler / behov
Sjøkabel	Kartverket – Maritim infrastruktur	El- og telekabler (ikke skilt)	Kyst og havområde, inkl. mellom offshore installasjoner	Manglende kvalitetsbeskrivelser (posisjonsnøyaktighet, generalisering sgrad. Oppdateres ved innmelding.	1: Ukjente dimensjoner (bredde, dybde, høyde) 2: Vet ikke om kablene er nedgravd 3: Mangelfulle kvalitetsbeskrivelser 4: Ukjent type (el/tele). Ikke komplett.
Sjøkabel	NVE – Nettanlegg	Høyspente sjøkabler ($\geq$ 1 kV)	Kystnært, ikke ute i havet	Manglende kvalitetsbeskrivelser og generaliseringsgrad. Oppdateres halvårlig.	1: Ukjente dimensjoner (bredde, dybde, høyde) 2: Vi vet ikke om kablene er nedgravd. 3: Kan overlape andre økosystemtyper.
Rørledninger	Kartverket – Maritim infrastruktur	Vann- og avløpsledninger, petroleumsrelaterte rørledninger (overlapper SDir)	Kyst og havområder	Varierende kvalitet og generalisering. Oppdateres ved innmelding.	1: Ukjente dimensjoner 2: ikke info om nedgravd. 3: ikke alltid info om rørledningstype (vann, kloakk, gass). 4: Ikke komplett.
Rørledninger	Sokkel-direktoratet <i>FactMapsData</i>	Gass, olje, kondensat	Havområder (noen går til land eller innretninger < 500 m)	God detaljering ($\pm$ 50 m). Genereres daglig fra operasjonelle databaser. Traseer nærmere 500 meter fra innretninger ikke inkludert i datakilden.	1: Ukjente dimensjoner og om de er nedgravd. 2: Trenger supplering mot kyst 3: Behov for harmonisering mot Kartverkets data.
Installasjoner	Sokkel-direktoratet <i>FactMapsData</i>	Overflate-installasjoner (bunnfaste petroleumsinstallasjoner. Kategorier for faste og flyttbare. Inkluderer bunninstallasjoner og havvindmøller	Offshore, onshore norske og utenlandske farvann	Punktobjekter Antas å ha god nøyaktighet. Oppdateres løpende via SD.	1: Buffer kan overlape andre økosystemtyper.

6.3.3.2 Tilstand og påvirkning

Strukturer fra petroleumsindustrien kan påvirke det marine miljøet gjennom hele livssyklusen, fra leteboring til nedstengning. Installasjoner, rørledninger og plattformer endrer havbunnen og kan føre til tap eller fragmentering av naturlige habitater. I tillegg kan utslipp av borkaks, kjemikalier og hydrokarboner forurenses vann og sedimenter, med potensielt skadelige effekter på marine organismer. Aktivitetene genererer også undervannsstøy fra seismiske undersøkelser, boring og drift, noe som kan forstyrre fisk, sjøfugl og marine pattedyr. Risikoen for akutte utslipp, som oljesøl eller lekkasjer, utgjør en alvorlig trussel mot økosystemene. Videre kan kumulative effekter fra flere aktiviteter over tid gi sammensatte og langvarige miljøpåvirkninger, som fortsatt er dårlig forstått og krever mer forskning.

Installasjoner for fornybar energi til havs, som havvind-anlegg, påvirker mange komponenter i det marine miljøet både under konstruksjon og drift. Dette inkluderer påvirkning på habitater, fugler og marine pattedyr på lignende måte som beskrevet for petroleumsvirksomhet angående støyforurensing. Under drift er det kollisjon med sjøfugl og habitatfragmentering som har stor effekt. Det er fortsatt usikkerhet knyttet til omfang og karakter av påvirkningene, særlig når det gjelder kumulative effekter.

6.3.4 Gruvedrift og dumpingplasser på havbunnen

Klassen er i henhold til EU-typologien definert under økosystemklassen 10.5 – *Anthropogenic structures and modified ecosystems*, som underklasse 10.5.3 *Energy infrastructure*. Den er definert slik; «*Includes designated areas for seabed mining and for disposal of material (e.g. dredged sediment from ports and navigation channels) Excludes dredged areas of ports and harbours; dredged navigation channels (out of scope)*». Klassen inkluderer altså antropogene økosystemer som er knyttet til menneskeskapte strukturer i sjø og på havbunn, som etableres for produksjon, overføring eller lagring.

Dumpingsområder finnes i Norge, og inkluderer ulike typer masse/stoff. Det gir effekter på dumpelokalitet og soner rundt dumpingsområdet, men studier av langtidseffekter er i liten grad tilgjengelig. Gruvevirksomhet i marine arealer forekommer i liten grad, men det er under vurdering om det skal gis tillatelse til slik gruverdrift. Studier viser at opphør av dumping vil føre til relativt rask regenerering av et økosystem som vil kunne utvikle seg mot opprinnelig tilstand.

6.3.4.1 Geografisk avgrensing og kilder

Det har ikke blitt indentifisert nasjonale geografiske data over gruverdrift i kyst og havområder, på tross av at flere aktører er involvert i saksbehandling og utredning. Ved konsesjonssøknader dokumenteres omsøkte arealer, men det er ikke tydelige om slike data foreligger som nasjonale data. Direktoratet for mineralforvaltning får konsesjonssøknader knyttet til gruverdrift, og vurderer utslipp til marine arealer. Sjøkeldirektoratet koordinerer prosess med å åpne for uttak av havbunnsmineraler i norske havområder (Sjøkeldirektoratet, 2025). Havforskningen gir

miljøfaglige råd og uttalelser ved konsesjonsprosesser, og her finnes kilder til kart over vurderingsareal og påvirkningssoner.

Når det gjelder dumpefelt foreligger ikke komplette oversikter, men flere geografiske baser har noe informasjon. Dette gjelder arealer utpekt av myndighetene som dumpeplasser. Kartverket datasett, «Sjøkart-Maritim infrastruktur», inneholder avmerking av dumpefelt¹⁵. Kystverket har også saksbehandling knyttet til dumping. I Norge gjelder dette i all hovedsak avfall dumpet etter første og andre verdenskrig, og slike felt finnes langs hele kysten. Dybden ved disse feltene er fra 200-1000 meter (Zwilmeyer & Osnes, 2025). Det er dumpet gruveavfall i 23 norsk fjorder, og fem av sjødeponiene er fortsatt i bruk (Christensen, 2023).

6.3.4.2 Tilstand og påvirkning

Dumping av store mengder med sand og masser vil ha stor effekt på dyrelivet på/i havbunnen, og kan utradere eksisterende økosystem i området der selve sjødeponiet ligger. I tillegg vil et område rundt deponiet bli påvirket av de minste steinpartiklene i gruveslammet, avhengig av strømmer og avfallsmengde.

De påvirkede arealene på bunnen, ofte flere kvadratkilometer, kan bli en uproduktiv havbunn så lenge dumping vedvarer og trolig i mange tiår etterpå. Bunnfisk, børstemark og krepsdyr vil kunne miste leveområdet. Selv noen få millimeter med gruveslam kan endre sammensetningen og mengden av smådyr i sedimentet. Partikler fra gruveavfallet vil påvirke fysiologi til bunndyr som f.eks. svamper og andre filtrerende organismer. På lang sikt kan eksponering av gruveavfall føre til redusert tetthet av svamper, som igjen kan føre til at viktige økosystemtjenester kan gå tapt.

Fjordområde som er aktuelle for dumping av gruveavfall kan i tillegg være gytefelt og leveområde for ulike fiskearter, men det finnes ikke forskning som dokumenterer hvilke langtidseffekter gruvedrift og -avfall har på fisk, direkte eller indirekte. Det er også vist at finfraksjonen i gruveavfallet vil kunne feste seg på fiskeegg, noe som kan føre til at egg synker og klekker for tidlig, med dårligere overleving som resultat. De siste årene er det forsket på ulike effekter av sjødeponi i flere fjorder, blant dem Frænfjorden, Jøssingfjorden, Repparfjorden, Bøkfjorden og Ranfjorden.

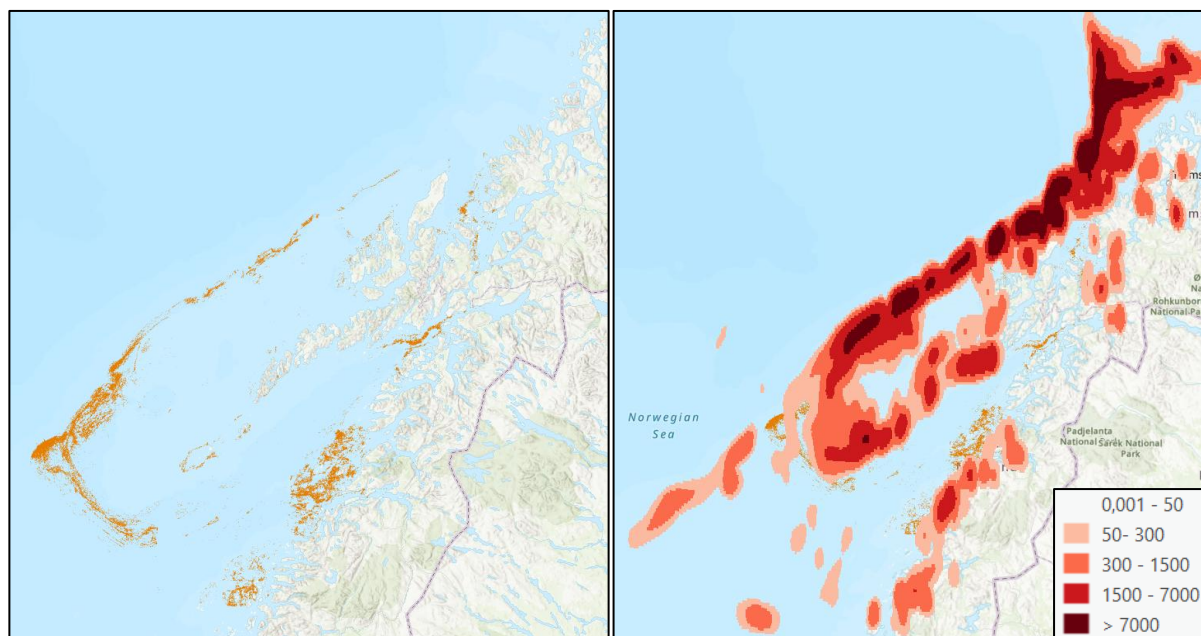
6.3.5 Andre antropogene strukturer og modifiserte økosystemer

Det foreligger ikke en entydig definisjon av hva som kan inngå i denne kategorien enda. Vi har i denne rapporten kun identifisert vrak og andre nedsenkede kunstige strukturer som aktuelt i Norge.

Et stort område i norske havområder er påvirket av bunntråling. Det har vært drøftet om bunntrålingsarealer skal behandles som en kategori i EU-typologien, men det har vært entydig bestemt at det ikke er aktuelt. EU har derfor i definisjonen utelukket disse spesifikt fra foreslått

¹⁵ Tilgjengelig fra: <https://register.geonorge.no/kartografi/files/Details?SystemId=40c402f8-5476-49a5-8f40-a5556469f5c1>

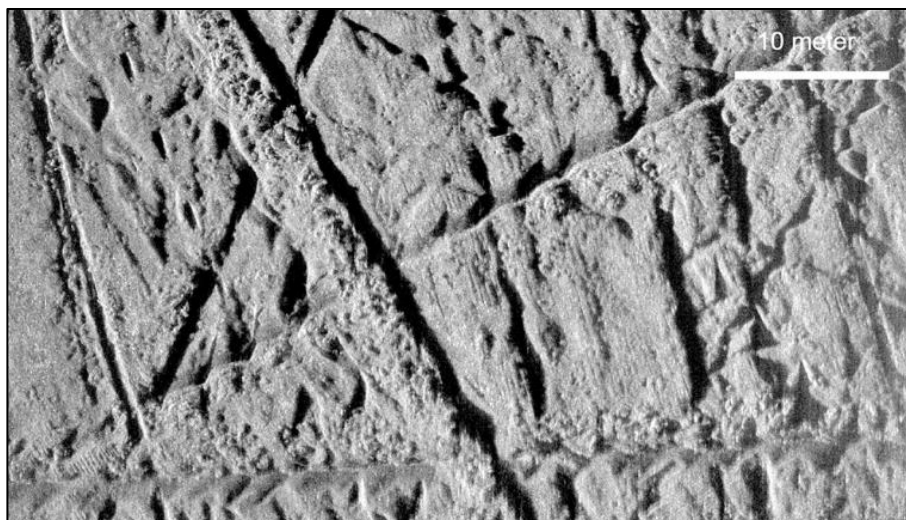
klasse 12.8 *Anthropogenic structures and modified ecosystems*. Grunnen er at klassifisering av økosystemtype skal baseres på økologiske karaktertrekk, ikke påvirkningsgrad. Områder som er påvirket av bunntåling representerer fortsatt samme bentiske økosystemtype, men med redusert strukturell kompleksitet, endret artssammensetning og lavere økologisk integritet. I tillegg finnes det betydelige arealer hvor bunntålingene er påvirket av tåling, som i et «mutually exclusive»-kart vil maskere viktige økosystemer (Figur 7).



Figur 7: Figur viser modellert forekomst av koraller i pilotområdet (venstre) og relativ tetthet av tråleaktivitet per arealenhet i samme område (høyre) beregnet med Kernel Density (Search radius = 0,175 Degree). Kernel Density er basert på linjedatasett fra Fiskeridirektortet filtrert etter redkpa snurrevåd og bunntåling

Data som viser bunntålingsaktivitet, dybdekartlegging og videoobservasjoner avdekker spor etter bunntåling (Figur 8), men kunnskap om hvordan bunntåling påvirker geofysiske, geokjemiske og biologiske forhold er begrenset, og det er også begrenset kunnskap om langtidsvirkninger. En rapport fra Løkkeborg mfl. (2023) har sett på effektene og kunnskap om bunntåling og peker også på mangler i slik kunnskap.

Det er aktuelt å få fram bunntålingsintensitet og andre fiskeriaktiviteter som en påvirkningsfaktor, men Eurostat sier entydig at det ikke er aktuelt med en økosystemklasse for bunntåling. Det er derfor av interesse å avgrense arealer påvirket av bunntåling og bunntålingsintensitet, og identifisere geografiske områder med ulik påvirkningsgrad og intensitet for bruk i et tilstandsregnskap. Det finnes flere mulige kilder til data, både data om fiskeriaktivitet fra Fiskeridirektoratet og detaljerte dybde data som kan vise terrengendringer på bunnen.



Figur 8: Bunntråling kan påvirke marine økosystemer, og dybdedata kan vise påvirkning på havbunnen. Bilde: Mareano.

6.4 Håndtering av antropogene marine økosystemer

6.4.1 Definisjonsmessige rammer

I FN-systemet og SEEA EA som er bygd på det, forstås antropogene økosystemer som økosystemer der:

- den opprinnelige økosystemtypen er erstattet eller sterkt omformet;
- menneskelig aktivitet er den dominerende strukturerende faktoren;
- og der økosystemets tilstand og funksjon ikke forventes å returnere til en naturtilstand uten aktiv restaurering

Disse kriteriene tilsier at påvirkning alene ikke er tilstrekkelig for klassifisering som antropogent økosystem.

IUCNs globale økosystemtypologi har en svært restriktiv tilnærming til antropogene økosystemer. Økosystemer defineres ut fra biota, abiotisk miljø og økologiske prosesser. Antropogene økosystemer inkluderes kun der menneskelig aktivitet har skapt et nytt, selvorganiserende system som er formet og opprettholdt av mennesker, men typologien omklassifiserer ikke økosystemer basert på degradering eller påvirkning. Menneskelig påvirkning registreres altså som en forringelse av økosystemets tilstand, ikke ved å omklassifisere økosystemtypen. For marine og marint-terrestriske kombinerte systemer har IUCN kun identifisert tre antropogene marine økosystemer.

I NiN realiseres antropogen påvirkning gjennom egne hovedtyper, som innebærer ganske eksplisitte vurderinger av hva slags antropogene endringer som skal til for å karakterisere en hovedtype som 'sterkt endret', 'lite endret' eller 'klart endret'. Dette er mye mer spesifikt og detaljert enn standarden i samtlige internasjonale rammeverk, og det kan dermed være vanskelig å sammenstille disse.

6.4.2 Antropogene økosystemenheter i sjø

Basert på kriteriene for identifikasjon av antropogene økosystemer og vurderingene i delkapittel 6.2 anbefales det å bruke termen antropogent økosystem svært restriktivt i marine systemer. Arbeidet viser at selv betydelig menneskelig påvirkning, inkludert endringer som i dag dominerer økosystemets struktur, funksjon eller artssammensetning, ikke nødvendigvis innebærer at et økosystem bør klassifiseres som antropogent. For at betegnelsen skal være faglig presis, må den menneskeskapte karakteren være stabil, vedvarende og ikke tilbakevendes til en naturnær tilstand uten aktiv restaurering. Marine økosystemer skiller seg på denne måten fra mange terrestriske systemer, noe som gjør klassifisering ytterligere kompleks:

1. Kort påvirkningshistorikk

De fleste store marine inngrep (akvakultur, havvind, tråling, industriell forurensning, mudring, havneutbygging m.m.) er mindre enn 50–70 år gamle. Dette er kort i et økologisk tidsperspektiv, og det finnes begrenset kunnskap om stabiliteten i endringene.

2. Høy dynamikk og naturlig resiliens

Marine økosystemer har høy grad av naturlig fysisk og biologisk dynamikk, og mange strukturelle endringer kan reverseres dersom presset reduseres. Et midlertidig eller reversibelt endringsbilde bør ikke føre til permanent omklassifisering.

3. Begrenset datagrunnlag

Kunnskapen om økologiske konsekvenser har økt det siste tiåret, men dokumentasjonen og datagrunnlaget er fortsatt usikkert for mange påvirkninger og arter, særlig når det gjelder kumulative effekter. I tillegg oppstår nye eller lite forståtte problemstillinger og risikoer som følge av økende menneskelig aktivitet til havs. Mangelen på kunnskapsgrunnlag og robuste tidsserier i marine økosystemer gjør det vanskelig å skille mellom midlertidige forstyrrelser, langvarig modifisering og reelt antropogent regime-skifte.

4. Risiko for systematisk “normalisering av skade”

Dersom sterke påvirkninger gir grunnlag for å reklassifisere økosystemet som antropogent, vil økologisk tilstand i praksis nullstilles og dermed:

- reduseres synligheten av tap av naturverdier
- blir forbedringstiltak mindre målbare
- kan utvikling feiltolkes som stabilitet, selv om naturtap skjules i definisjonsendringer

6.4.3 Antropogene strukturer og modifiserte økosystemer i naturregnskap

Vurderinger knyttet til valg og implementering av klassen «*Anthropogenic structures and modified ecosystems*» bør sees i sammenheng med bruksbehov for naturregnskap. Det er viktig å kunne få oversikt over økosystemenes utbredelse, arealmessig utvikling og tilstand. Hvordan en organiserer informasjon knyttet til *anthropogenic structures and modified ecosystems* vil påvirke datagrunnlag for naturlige økosystemer, og samtidig brukspotensialet for datagrunnlaget. I utredningen brukes naturregnskapets formål som førende prinsipp, og det er da særlig viktig å skille mellom:

Økosystemtype	→	Hva <i>er</i> et økosystem?
Påvirkning	→	Hva <i>påvirker</i> et økosystem?
Tilstand	→	Hvilken <i>kvalitet</i> har et økosystem?
Arealbruk	→	Hvordan <i>bruker</i> mennesker et område?

Dersom økosystemer reklassifiseres til antropogene fordi de er menneskelig påvirket, vil naturregnskapet miste evnen til å vise:

- utvikling i naturtilstand
- grad av økologisk forringelse eller forbedring
- endringer i økosystemtjenester over tid
- hvor mye naturlig økosystemareal som faktisk gjenstår

Dette svekker datakvalitet, sporbarhet og beslutningsgrunnlag i forvaltning. For marine økosystemer anbefales derfor følgende praksis:

- Klassifisering av økosystemtype skal baseres på økologiske karaktertrekk, ikke påvirkningsgrad
- Påvirkning og bruk registreres som egne variabler eller lag, ikke som grunnlag for klassifisering
- Kun permanente, irreversible installasjoner og strukturer klassifiseres som antropogene (f.eks. havneområder, kunstige øyer, forseglede sjøbunn)
- Influensområder knyttes til tilstandsvurdering, ikke økosystemtype

Dette gir et system som kan:

- fange endring over tid
- styrke sammenlignbarhet i analyser
- unngå unødvendige definisjonsskifter
- støtte vurdering om behov for restaureringstiltak

Å bruke begrepet antropogent økosystem for bredt i et naturregnskap innebærer en betydelig risiko for at naturtap skjules i kategorier, og at målegrunnlaget for økosystemtjenester, tilstand og utvikling over tid svekkes. En konservativ tilnærming sikrer at klassifiseringen forblir stabil, men samtidig sensitiv for påvirkning gjennom egnede indikatorer. Dette gir et mer robust grunnlag for forvaltning, restaurering og kunnskapsbaserte politiske beslutninger over tid.

7 Datagrunnlag

Utviklingen av et økosystemkart for marine områder stiller høye krav til datagrunnlagets kvalitet, dekning og konsistens. I praksis må kartet bygges på et mangfold av datakilder med ulik metodikk, romlig oppløsning og grad av usikkerhet, samlet fra flere sektorer og forvaltningsnivåer. Dette kapittelet gir en samlet vurdering av tilgjengelighet og kartleggingsmuligheter for marine data med relevans for avgrensing av økosystemtyper, med særlig vekt på skillet mellom økosystemklassene 10 og 12 i EU-typologi. Gjennom erfaringer fra nasjonale datagjennomganger og Pilotprosjektet Kystsonen Lofoten synliggjøres både potensialet og begrensningene i dagens datagrunnlag, samt hvilke metodiske og strukturelle utfordringer som må håndteres for å utvikle et robust, oppdaterbart og naturregnskapsrelevant økosystemkart.

7.1 Datakvalitet og tilgjengelighet

Arbeidet med et økosystemkart bygger på et fragmentert og ujevnt datagrunnlag, der informasjon om arealtyper og økosystemer ligger spredt på tvers av etater, databaser og formater. Basert på gjennomgåelsen av en rekke marine datakilder gjort av Bögelsack mfl. (2025) viser datagrunnlaget tydelige variasjoner i dekning og kvalitet, samt at fravær av systematiske dekningskart gjør det vanskelig å vurdere hvor data kan brukes sikkert. Observasjonsdata er ofte punktvis og krever modellering for å gi flatdekkende informasjon, mens modellerte datasett, slik som biotoper fra Mareano og Marine grunnkart gir større helhet, men kan inneholde usikkerhet knyttet til metodikk eller svak observasjonsbase.

Store deler av kyst- og havområdene mangler fortsatt kartlegging, særlig innenfor grunnlinjen, og tidsserier for biologiske forhold er generelt svake. Dette understreker behovet for bedre koordinering, standardiserte krav til dokumentasjon og tilgjengeliggjøring, samt en strategisk satsning på modellering og interpolering for å fylle kunnskapshull. Et robust økosystemkart for naturregnskap må derfor bygge både på eksisterende sikre data, tydelig merking av hull og usikkerhet, og etablering av et mer helhetlig og forutsigbart datagrunnlag for framtidig oppdatering.

Framstad mfl. (2025) har videre beskrevet datagrunnlaget som kan muliggjøre et skille mellom de marine økosystemklassene 10 og 12. Deres arbeid avdekket et komplekst og uensartet datagrunnlag, der både metodiske og definisjonsmessige forhold begrenser muligheten for en konsistent avgrensing. Gjennomgangen av tilgjengelige datasett viser at ingen enkeltstående datasett er dekkende nok til å konsistent skille klasse 10 fra 12 i sin helhet, slik EU-typologien legger opp til. Datatilgangen varierer betydelig mellom økosystemtypene og for enkelte delsystemer, som estuarier, finnes det brukbare avgrensede datasett selv om disse ikke dekker naturtypene fullstendig (f.eks. *Naturtyper – Elvedelta*). Andre naturtyper slik som laguner og bukter må i større grad avledes indirekte fra ulike kombinasjoner av kystkonturer, modellerte vannparametere og fjernmålingsprodukter. Datasettene viser dessuten ulik dekning, presisjon og oppdateringsfrekvens, og flere sentrale kilder benytter ikke kompatible referansenivåer for

kystlinje eller harmoniserte avgrensingsprinsipper. Dette skaper ytterligere usikkerhet ved bruk på tvers av kilder.

Basert på beskrivelse gitt av Marquez mfl. (2024) i listen over forvaltningsrelevante naturenheter i sjø, fremgår det at kartleggingsmetodene for marine naturenheter spenner seg fra dybdemodellering og fjernmåling til in-situ målinger av strøm, temperatur, saltholdighet og biologiske komponenter. Mange enheter kan avgrenses gjennom eksisterende hydrodynamiske modeller, multistråledata og etablerte biologiske metoder, men flere krever fortsatt grunnleggende økologiske undersøkelser før konsistente kart kan utvikles. Eksisterende data er omfattende, men ujevnt fordelt og ofte utilstrekkelig standardisert. Kartleggingspotensialet varierer betydelig mellom naturenhetene, fra godt etablerte enheter med klare definisjoner og stabile romlige strukturer, til dynamiske prosesser med stor variasjon i tid og rom der avgrensning kun kan uttrykkes som gradienter eller sannsynlighetskart.

Rinde mfl. (2022) beskriver også i hvilken grad ulike marine naturtyper lar seg kartlegge på en konsistent og etterprøvable måte som et grunnlag for framtidig nasjonal kartlegging og forvaltning. Kartleggingspotensialet varierer betydelig mellom naturtypene som blir beskrevet, avhengig av hvor tydelig de kan knyttes til stabile fysiske strukturer, målbare miljøparametere eller karakteristiske biologiske forekomster. Naturtyper med klar geomorfologisk eller hydrografisk forankring har generelt høyt kartleggingspotensial gjennom bruk av eksisterende dybde- og terrengdata, hydrodynamiske modeller og fjernmåling, mens mer dynamiske og biologisk sammensatte naturtyper ofte krever omfattende feltbaserte undersøkelser og videre metodeutvikling. Samlet sett anses mange marine naturtyper i prinsippet som kartleggbare, men at realisering av dette potensialet forutsetter tydeligere definisjoner, bedre samordning av datakilder og videreutvikling av standardiserte kartleggingsmetoder som kan håndtere både romlig variasjon og usikkerhet.

Erfaringene fra Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten har vist at datatilgjengelighet og datakvalitet er et gjennomgående begrensende element for utviklingen av et naturregnskapsrelevant økosystemkart. Selv om enkelte naturenheter har gode datasett særlig der dybdemodeller, terrengdata, sedimentkart og registrerte menneskeskapte strukturer foreligger, er den samlede datadekningen fragmentert og uensartet. Flere sentrale deler av Lofoten-området mangler systematisk kartlegging, og tilgjengelige datasett varierer i oppløsning, metodegrunnlag og tidstagning. Dette innebærer at selv robuste fysiske naturenheter kun kan avgrenses sikkert i avgrensede områder, mens andre må avledes indirekte eller modelleres med betydelig usikkerhet. Som resultat av dette blir et kart over marine økosystemer i pilotområde sammensatt av data basert på modelleringer, fjernanalyse og faktisk kartlagte data i felt, samt postprosessering av dataene. Dette medfører at enkelte naturtyper er ekstremt underrepresentert, mens andre har dekning over hele pilotområde, og ser dermed tilsynelatende ut til å forekomme hyppigere.

Det er viktig å poengtere at alle automatiserte dataanalyser, både basert på datamodeller og satellittanalyser er avhengige av tilgjengelig datagrunnlag. Alle slike analyser innebærer også en form for generalisering av faktiske forhold, og dermed feil i enkelte tilfeller som avviker fra normalen. Datamodeller viser i tillegg bare sannsynlighet for forekomst og kan være uforandret i årevis, selv om faktiske forekomsten allerede er forsvunnet. De gir derfor kun fullt

bilde av situasjonen i lagvise analyser med tilstand og påvirkningsfaktorer. Fordelen er at distribusjonsmodeller viser hvor arter eller artssamfunn teoretisk kan forekomme og dermed gi godt grunnlag for beregning av naturtap. Feltkartleggingen kan derimot gi veldig konkrete data, men kan ikke oppnås på nasjonalt nivå i regelmessige tidsintervaller. Endringer i data over tid kan like godt representere endringer i mengde data som faktiske endringer i økosystemet. Feltkartlegging er derfor godt egnet for overvåkning ved konkret målestasjoner over tid, men mindre for et nasjonalt kart over marine økosystemer.

For et naturregnskap betyr dette helhetlig at datagrunnlaget per i dag ikke er tilstrekkelig til å gi konsistente og sammenlignbare arealtall på tvers av naturenheter. Erfaringene fra Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten så langt understreker at flere enheter har høyt kartleggingspotensial, men lav faktisk datadekning, og at det mangler felles standarder for hvordan data skal samles inn, dokumenteres og avgrenses. Dette understøttes også av samtlige tidligere rapporter. Samtidig er mange datasett ikke oppdatert eller mangler informasjon om usikkerhet, noe som ytterligere svekker anvendbarheten i et regnskapsformat. Det overordnede bildet er derfor at datakvaliteten varierer betydelig mellom enheter, at datatilgjengeligheten er utilstrekkelig for å dekke hele regionen, og at et pålitelig naturregnskap forutsetter både styrket kartlegging, bedre harmonisering av datasett og eksplisitt håndtering av usikkerhet i alle trinn. Et robust økosystemkart må derfor kombinere tydelig avgrensede polygoner der dette er mulig, og samtidig synliggjøre usikkerhet og datamangler. Dette krever en helhetlig strategi for standardisering, datatilgjengelighet og metodisk videreutvikling for å sikre at kartet både blir forvaltningsrelevant og oppdaterbart over tid.

7.2 Anbefalinger for videreutvikling av kartgrunnlaget

Gjennom testing og konstruksjon av et digitalt økosystemtypekart i Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten, har det blitt avdekket mangler og behov knyttet til grunndataene. Anbefalte datasett å forbedre eller opprette er angitt i Tabell 20. Kapittelet drøfter videre kort hva som ligger i hvert datasett, hvilken nytteverdi de kan ha og anbefalinger knyttet til hvert av dem.

Tabell 20: Oversikt over datasett inngått i utredningen, dataeier og tidsperspektivet for å forbedre dataproduktet

Datasett	Dataeier	Tidsperspektiv
Tidevannsområde	Uavklart	Kort
Bukter	Uavklart	Kort
Laguner	Uavklart	Kort
Elvedelta og estuarer	Uavklart	Kort
Fjorder	MDir	Kort
Tidevannssone	Uavklart	Kort
Svamphager	HI	Middels
Korallrev	HI	Middels
Ruglbunn	HI	Middels/lang (planlagt modellert i marint naturkart prosjekt)
Skjellforekomster	HI	Lang, usikkert om det er gjennomførbart
Sedimentdata	NGU	Fortløpende
Israndavsetninger i fjorder	NGU	Kort
Geomorfologi av sjøbunnen	NGU	Lang
Hydrotermiske ventiler og utsiv	NGU	Fortløpende
Havner	Kystverket	Kort
Tekniske anlegg marint	Fordelt over mange dataeiere	Kort
FKB kystkontur	Kartverket	Middels

7.2.1 Tidevannsområde

Vi ser to muligheter for å lage datasett om tidevannsområde, enten basert på fjernanalyse eller basert på terrengmodell i kysten. For fjernanalyse må analysemetodikken gjennomgås, både med tanke på bruk av flere fjernanalyseprodukter og post-prosessering ved bruk av ulike dataprodukter (f.eks. fjerne feilkategorisering ved havneområder, broer, sjøis, bølger og lignende). I tillegg er det mulig å teste bruk av bildegjenkjenning for å fjerne båttrafikk og akvakultur.

En annet metode er å kartlegge tidevannsområder basert på terrengmodell i kysten. Langs Norgeskysten er det installert 30 vannstandsmåler (inkl. én på Jan Mayen) som gir oss oversikt over middelhøyvann (MHV) og middellavvann (MLV). I Norge er forskjellen på ca. 7 centimeter på det laveste ved Sørvestkysten, og 205 centimeter på det høyest i Nord-Norge. I Pilotområdet Kystsonen Lofoten ligger differensen på mellom 100-200 centimeter. For å kunne bruke disse dataene til å beregne tidevannsområdet trenger man en terrengmodell i kysten som har høyere nøyaktighet enn laveste differanse mellom høy- og lavvann. En god sømløs terrengmodell på kysten har blitt nevnt gjentatte ganger som et nyttig tiltak for mange brukere. En fullstendig terrengmodell i kysten er trolig en del år unna, og det er tvilsomt om

oppløsningen kommer til å være god nok for å skille ut tidevannsområder med forholdsvis liten forskjell mellom MHV og MLV som det er i Norge.

Vi anbefaler derfor å videreutvikle metoden basert på satellittdata for å forbedre datagrunnlaget innen rimelig tid. I tillegg kan satellittdata brukes for å skille mellom bløte og harde bunnssubstrat. På sikt anbefales det å bruke DEM og vannstand for å kartlegge område mellom MHV og MLV sømløst mot både land og hav, og deretter benytte satellittdata for mer informasjon om selve utformingen av tidevannsområdet. For å kunne fjerne støy som alltid oppstår i satellittdata, er gode datasett om utbyggingen i kystområder, spesielt i forhold til mudring i havneområder og ved kaier nyttig. Det hadde vært gunstig dersom et slikt havnedatasett på sikt kunne gitt denne informasjonen. I EU-typologien finnes det en klasse for *Ports and Harbours (aquatic part)* der det er et behov for en slik avgrensning. I tillegg hadde en mer konsekvent bruk av koder i arealplaner for havneområder vært behjelpelig. For FKB-Kystkontur foreslås en gjennomgang av definisjon og tilpasning av «Kystkontur» og «KystkonturTekniskAnlegg».

Det er innledet samtaler med NORCE om videreutvikling av metodikken for kartlegging av tidevannsområder (se delkapittel 3.4). Det antas å være forbedringspotensial (f.eks. bruk av bakkesannheter, avgrensning av relevante områder og post-prosessering) i metodikken ettersom datasettet kun ble opprettet som en del av et prøveprosjekt.

7.2.2 Bukter

Selv om bukter i dag hovedsakelig avgrenses med utgangspunkt i topografiske forhold, er deres viktigste karakteristikk et mer beskyttet miljø sammenlignet med omkringliggende kystområder. Dette tilsier at hydrodynamiske forhold, særlig lokale strømninger, i større grad bør inngå som støtte i avgrensningen av bukter. Bruk av strømkart kan bidra til en mer økologisk relevant definisjon av buktens utstrekning, forutsatt at datagrunnlaget har tilstrekkelig høy romlig oppløsning.

Videre bør det klargjøres en entydig avgrensningsregel for hvor grensen mellom innsiden og utsiden av bukter trekkes. Dagens praksis, der en rett linje trekkes mellom de landpunktene som antas å definere buktens munning, er metodisk enkel og operasjonell, men kan i flere tilfeller være økologisk lite begrunnet. En mer presis regel bør derfor vurderes, eventuelt basert på en kombinasjon av morfologiske og hydrodynamiske kriterier. Det er også behov for å avklare hvordan bukter som forekommer innenfor fjordsystemer skal håndteres, herunder om disse skal klassifiseres som selvstendige enheter eller inngå som del av fjorden, samt hvilke avgrensningsregler som i så fall skal legges til grunn. Til slutt bør det vurderes om det er behov for tilleggskriterier for spesialtilfeller, slik som bukter med uregelmessige munnings, innløp med øyer eller skjær, samt lange og grunne innskjæringer som morfologisk kan forveksles med fjorder. Slike kriterier vil kunne bidra til en mer konsistent og økologisk relevant klassifisering på tvers av ulike kysttyper.

7.2.3 Laguner

Metodikken er avhengig av kvaliteten på tørrfallpolygonen. Det anbefales å evaluere usikkerhet og dekning i tørrfalldataene. Det anbefales også å undersøke alternative kriterier for svært smale forbindelser (f.eks. maksimumsbredden på innløpet).

7.2.4 Elvedelta og estuarer

Et presist kart over elvedelta og estuarer gir bedre grunnlag for arealplanlegging, naturtypekartlegging og vurdering av økosystemtjenester. Det er særlig relevant for forvaltning av fiskeri, naturmangfold og klimatilpasning. Med erfaring fra arbeid med både modellering, vektoranalyse og selve grunnlagsdataene ser vi flere potensielle forbedringer av metodikken.

Et viktig utgangspunkt er at det finnes komplette kart over norske elveutløp, inkludert oversikt over hvilke elver som er regulerte og vannføringen i disse elvene. I tillegg foreligger modeller som kan brukes til å beregne vannføring også for uregulerte elver (Marquez mfl., 2024). I denne sammenhengen var det tiltenkt at objektene fra «HavElvSperre» i FKB-Vann skulle være utgangspunktet for avgrensning av hav mot elv. Erfaringene fra bruk av disse objektene var at de som oftest er plassert lenger nedstrøms fra der estuarene starter. Ettersom tidevannet trekker lenger inn i elveløpet enn normalnull (NN2000), kan en mulig mer riktig, men fortsatt modellert avgrensning oppstrøms være knyttet til verdien for *maksimal høyvann* opp mot elvebredden, og dermed sette grensen der saltvannet teoretisk ikke kan trekke lenger opp i elveløpet. For enkelte områder ser vi også at det kan dannes betydelige sedimentavsetninger selv om elver er under kategori 3¹⁶. Dette er gjerne i områder som får tilførsel fra flere elver, og som til sammen transporterer og avsetter mer sediment enn det som blir fjernet gjennom marine prosesser. Filteret for tverrbredde på elv kan derfor vurderes å fjernes eller justeres ned.

Et par objekter som er kommet inn som falske positive er bukter, strender, samt noe tidevannsområder. Det kan være utfordrende for modellen å skille disse, selv om mesteparten blir fjernet ved å filtrere for elvestørrelse. Dog er det enkelte av disse områdene som ikke er blitt fjernet fordi de ligger i tilknytning til elver som er store nok. Dersom datasettene for bukter og viker (delkapittel 7.2.2) og/eller tidevannsområder (delkapittel 7.2.1) blir ferdigstilt, kan man vurdere å bruke disse som et ekskluderende filter. Samtidig kan det være fornuftig å vurdere om filtreringen på datasettet *Intertidal Zones (NORCE¹⁷)* og nærhet til sand eller mudder kan gi positiv effekt, eller om dette kan sløyfes fra prosesseringen.

Bruk av satellittbilder for kartleggingsprosjekter som dette gir også en rekke utfordringer. Flere faktorer vil kunne påvirke kvaliteten og tilgjengeligheten av gode og egnede satellittdata. Fullstendig skyfrie satellittbilder over hele landet innenfor samme tidsperiode er sjeldent. Det forekommer enkelte perioder hvor hele Norge er relativt skyfritt innenfor et gitt tidsrom, men dette er unntaket snarere enn regelen. For et landsdekkende produkt er det å foretrekke å ha satellittdata fra noenlunde samme tidsperiode og under sammenlignbare værforhold. U-Net-modellen som er anvendt kan imidlertid også benyttes på mindre geografiske områder for lokale

¹⁶ Kategori er hentet fra egenskap «vannbredde» i objekttype «Elv.område» i FKB-Vann.

¹⁷ Datasett tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/2053>

eller regionale analyser, hvor muligheten for å finne scener for en skyfri mosaikk er betydelig større. En annen viktig faktor er at i grunne områder kan variasjonen mellom lavvann og høyvann i stor grad bestemme omfanget av sediment som blir eksponert. Dette vil kunne ha en effekt på modellresultat, da synlige estuarområder endres betydelig gjennom tidevannsyklusen. Dersom man skal kartlegge de samme områdene ved ulike tidspunkt bør en derfor påse at satellittbildene er tatt ved sammenlignbare tidevannsnivåer.

7.2.5 Fjorder

Det finnes noe eksisterende data over fjorder i Norge. Mest kjent er fjordkatalogen, men den er utdatert og vedlikeholdes ikke lengre, og inneholder egentlig heller ikke en fjordavgrensing. Det finnes også noe data kartlagt ved bruk av *Håndbok 19 - Kartlegging av marint biologisk mangfold* (Direktoratet for naturforvaltning, 2007). To kategorier er definert: «Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvannet» og «Spesielt dype fjorder». For disse er det angitt enkelte terskelverdier, bl.a. knyttet til dybde. Disse kriteriene dekker imidlertid ikke alle norske fjorder og tar heller ikke hensyn til fjordterskel og overfordypning. Håndbok er lagt som grunnlag for feltkartlegging, ikke modellering.

Målet burde være å ha en fjordkatalog for hele den norske kysten som er basert på en gjenforent definisjon for fjorder og mulige fjordtyper, som terskelfjorder, åpne fjorder, fjordarmer eller lignende, samt underklassifiseringer av de ulike delene som utgjør et fjordsystem. Utfordringen med klassifisering av fjorder ligger i at det mangler en helhetlig definisjon av hva en fjord er. Generell karakteristikkk går igjen i alle definisjoner av fjorder, så for å utlede en god metode for å kartlegge fjorder, må en klar definisjon være på plass.

Fjorder har svært godt kartleggingspotensial, ettersom nødvendige dybdedata i stor grad allerede foreligger gjennom multistråleundersøkelser og gir grunnlag for å forstå terskler og hydrodynamiske forhold som styrer vannutskifting. Dype fjorder kan avgrenses presist og representeres som polygoner i kart dersom bestemte kriterier og definisjoner foreligger (Marquez mfl., 2024). Ytterligere informasjon om fjordens oseanografiske egenskaper bør legges til i fremtidig utvikling av kartlaget. Det er innledet dialog med NGU for å se på muligheten for å få en faglig gjenforent metodikk.

7.2.6 Svamphager

Det foreligger betydelig datamateriale om svampsamfunn fra bunntåling og visuelle undersøkelser, særlig gjennom Mareano-programmet. Manglende artsbestemmelse og usikkerhet knyttet til observasjonene gjør imidlertid presis kartlegging utfordrende. Disse kartene dekker dessuten i liten grad kystnære interesseområder, og det er behov for en målrettet innsats for å samle inn mer data og utvikle oppdaterte modeller som muliggjør prediksjonskart også for disse områdene.

Svampskog og svampespikelbunn er per i dag ikke entydig definert som egne habitattyper i Norge, blant annet fordi det mangler fastsatte tetthetsterskler som skiller svamphabitat fra områder med spredt forekomst av svamper. De eksisterende prediksjonene er derfor delvis

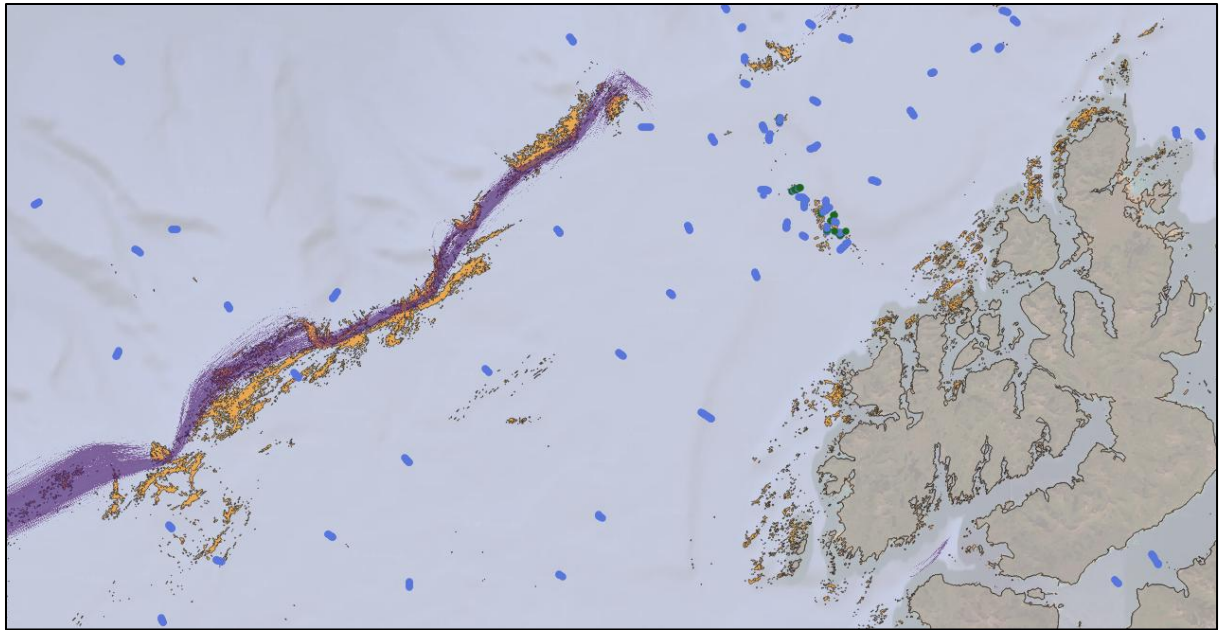
basert på faglige skjønn. En klar og operasjonell definisjon av tetthetsterskler vil kunne styrke både kartlegging og modellering. Det anbefales å styrke innsamling og samordning av observasjonsdata. En nasjonal, systematisk sammenstilling av svampeobservasjoner vil gi et bedre datagrunnlag og forbedre modellprediksjonene. Videre bør sediment- og substratdata inkluderes der slike finnes ettersom disse variablene ofte er avgjørende for forekomst og utbredelse av svamphabitat.

På tilsvarende måte som for korallforekomster sammenfaller store områder som vurderes egnet for svamksamfunn også med høy bunntålingsaktivitet. Det oppfordres derfor til undersøkelser som vurderer nåværende tilstand og påvirkningsgrad i disse regionene.

7.2.7 Korallrev

Det finnes gode kartleggingsmetoder for korallrev og korallskoger basert på ulike sensorer kombinert med oseanografiske og geologiske data. Kartlegging skjer i hovedsak gjennom Mareano-programmet ved bruk av visuelle undersøkelser og miljødata. Eksisterende kart over observerte og modellerte forekomster oppdateres derfor jevnlig når det forekommer nye data eller forbedrede miljømodeller. Kartleggingspotensialet vurderes som moderat, men korallrev kan avgrenses svært presist i kart, selv om mer feltbasert kunnskap og biologiske studier vil styrke forståelsen av deres utbredelse og økologiske funksjon. Det anbefales også videre metodeutvikling og egne satsninger for å sikre konsistente kriterier for utbredelse, påvirkning og økologisk kvalitet (Rinde mfl., 2022; Marquez mfl., 2024).

Det anbefales å inkludere flere observasjonsdatasett fra andre forskningsinstitusjoner og næringsaktører for å styrke grunnlaget og forbedre modellprestasjonen (*ground-truthing*). Dersom sedimenttypedata blir tilgjengelig, bør dette inkluderes i fremtidige modeller. Flere områder med høy sannsynlighet for korallforekomst i henhold til våre og tidligere modeller, sammenfaller med områder der det drives intensiv tråling, for eksempel langs kontinentalskråningen (Figur 9). Det er sannsynlig at disse har gått tapt dersom det faktisk var koraller i disse områdene på et tidspunkt, men vi mangler data for å vurdere dette. Det anbefales å samle inn målrettede data fra slike regioner (dvs. regioner med forventet egnethet, men sterke grunner til at denne egnetheten ikke er oppfylt på grunn av menneskeskapte påvirkninger som ikke er tatt hensyn til i modellene) for å vurdere tilstand.



Figur 9: Områder langs kontinentalsokkelen hvor det er forventet at koraller vil forekomme (oransje), men hvor det har vært høy bunntålingsaktivitet (halvgjennomsiktig lilla spor). De mørkere blå punkter som er spredt rundt havet representerer lokaliteter der vi har data, og de sammenfaller ikke med områdene med høy bunntålingsaktivitet. Polygonen til høyre er Langøya (i grå) vist for geografisk referanse, mens havet er representert i lyseblått.

7.2.8 Skjellforekomster

Selv om data om skalldyrutbredelser kunne samles inn, er det fortsatt utfordrende å kartlegge denne klassen over store utstrekninger. Dette er på grunn av artens naturlige variasjon i tid og rom, og behovet for svært høy kvalitet og detaljer om ulike miljøvariabler som ikke finnes for øyeblikket (f.eks. sedimenttyper for modellering). Forskning på potensialet til fjernmålingsmetoder for å kartlegge dette kan bidra i utviklingen.

7.2.9 Ruglbunn

Ruglbunn har ikke blitt systematisk kartlagt i Norge, men man antar at naturtypen er vanlig nord i landet, og mer sjelden i sør. De forekommer ofte på sand, mudder eller grus, og særlig i områder med moderat høy vannbevegelse (f.eks. tidevannsstrøm), men beskyttet fra sterke bølger (Rinde mfl., 2022). Veldokumenterte punktdata eksisterer for områder der NIVA har gjort undersøkelser av enkelte forekomster av ruglbunn i Finnmark, Trøndelag, Nordland og Troms. Rødalgenes dybdeutbredelse utfordrer dagens kartleggingsmetodikk da noen metoder er best egnet til grunt vann og andre til dypere. Grunne forekomster er fullt mulig å kartlegge med vanlig feltmetodikk for grunt vann ved hjelp av video- og bildedata, eventuelt supplert med dykkeobservasjoner, og noen plasser er de synlige på ortofoto (Rinde mfl., 2022; Marquez mfl., 2024). Det er mulig at fjernmålingsmetodikk (visuell eller akustisk) i fremtiden vil kunne kartlegge deler av denne naturtypen, og noen studier er gjort på dette i Norge. Utfordringen er at kalkrødalger trenger lite lys og kan derfor også vokse på dyp ned til 70 meter, og løstliggende former er funnet så dypt som 50 meter. Det har ikke vært foretatt suksessfull modellering av

utbredelsen, som ofte er betinget av spesielle strøm- og eksponeringsforhold. I Miljødirektoratets prosjekt «Marint Naturkart» er det i 2026 et mål om å lage en førstegenerasjons-modell for ruglbunn av grunne forekomster basert på fjernmåling, men prediksjonsevnen kan ikke spås i forkant.

Den nåværende raskeste løsningen for arealavgrensning i Pilotområdet Kystsonen Lofoten måtte basert seg på en gjennomgang av eksisterende punktdata, og sjekke om noen av disse forekomstene kunne avgrenses via omløpsfoto fra ulike år. Disse må likevel verifiseres i felt, og dypere deler må avgrenses manuelt. I tillegg vil historiske punkt danne utgangspunkt for ytterligere kartlegging. Om punktenes tilhørende faktaark kan fremskaffes fra digitale arkiver er det mulig at de inneholder ytterligere beskrivelser som kan muliggjøre avgrensning uten feltbesøk. Skissert metode vil ikke svare opp behov for enkel registrering av utbredelses- eller tilstandsendring, men feltarbeid vil være nødvendig for første kartlegging, og for fremskaffelse av trenings- og verifiseringsdata til utbredelsesmodellering og fjernmålingsmodeller.

7.2.10 Sedimentdata

Datasettene «Bunnsedimenter (kornstørrelse), regionalt» og «Bunnsedimenter (kornstørrelse), detaljert» kan oversettes til «Dominerende kornstørrelse», som tilsvarer klasseinndelingen av EU-typologien, dvs. *sublittoral rocky substrates* (nivå 2), *sublittoral mud*, *sublittoral sand*, *sublittoral coarse sediments* og *sublittoral mixed sediments* (nivå 3). Kartlagene har begrenset dekning av norske havområder, men NGU fortsetter kontinuerlig å utvide dekningen av regionale (Mareano-programmet) og detaljerte (kartlegging i kystsonen) kart. Imidlertid kunne det være ønskelig å evaluere om bruk av romlig modellering kunne fylle inn hullene i kartdekningen på en tilstrekkelig måte.

7.2.11 Israndavsetninger i fjorder

Dette kartet er laget av NGU i prosjektet kartlegging av «Marine Naturtyper», som gikk fra 2007 til 2019. Kartet er ikke landsdekkende og oppdateres etter hvert som NGU får nye data i nye prosjekter, f.eks. i ramme av «Marine grunnkart» for områder i Nord-Norge.

Israndavsetninger kan i stor grad anses som en terskel, og det er ifølge Marquez mfl. (2024) godt belegg for å kartlegge disse presist basert på dybdedata. Det er beskrevet flere nytteverdier av terskler i delkapittel 5.2.2.2 og det anses derfor som et viktig datasett både økologisk og for praktisk avgrensning av fjorder. Det påpekes av Marquez mfl. (2024) at det ikke finnes en standardisert måte å kartlegge terskler på og det er dermed behov for å avklare omfanget av naturenheten og utforme parametriske definisjoner. Selv om NiN har en lokal miljøvariabel kalt *LM-TH Terskelhøyde*, beskriver denne kun hvor sterkt en marin vannforekomst er avsnørt fra åpent hav, basert på dybden og plasseringen av terskler som styrer vannutskifting og sirkulasjon. Den lokale miljøvariabelen har en trinninndeling som spenner seg fra åpne havområder via ulike fjord- og polltyper til helt avsnørte litoralbasseng, og er avgjørende for miljøforhold og artssammensetning (Artsdatabanken, u.å.b). Det finnes imidlertid ingen fastsatt

definisjon for hvor stor høydeforskjell en terskel må ha i forhold til omgivelsene for å klassifiseres som en terskel.

7.2.12 Geomorfologi av sjøbunnen

Mareano-programmet sitt marine landskapskart ble først publisert i 2010 basert på NiN v.1.0 og dekker norske havområder utenfor grunnlinjen, men har begrenset dekning i kystområder. En global inndeling av geomorfiske enheter ble gjort av Harris mfl., (2014), men har stedvis mindre detaljeringsgrad enn «Marine landskap», f.eks. når man sammenligner marine gjel nordvest for Lofoten og Vesterålen. I versjon 2 gikk NiN-landskapsinndeling over til en ny tilnærming og den er uendret i NiN v.3.0. Mens noen grunntyper er definert i kyst- og fjordområder består marin landskapsinndeling av 3 hovedtyper: *Marine ås- og fjelllandskap*, *Marine dallandskap*, og *Marine sletter*, uten videre inndeling. Dette tilsvarer ikke den samme detaljeringsgraden som Mareano sitt landskapskart. Videreutvikling og oppdatering av Mareano sitt landskapskart vil ta i bruk oppdaterte dybdedata og tilpasse seg til NiN, samt forvaltningsrelevante landformer og landskapselementer i størst mulig grad. Det er også behov for samkjøring med landskapsinndeling og eksisterende kart i kystsonen (Simonsen mfl., 2021), samt videreutvikling av marine landskap i NiN 3.

Det nye Mareano datasettet «Undersjøiske fjell og tilsvarende topografiske høyder» viser potensialet for kartlegging av større landformer med automatiske metoder (Dolan & Bjarnadóttir, 2025). Lignende metoder er under vurdering av NGU for avgrensning av landskapselementer, og oppdatering av landskapskartet og større landformer. Kartproduksjon vil følge prioritering i Mareano og relaterte prosjekter. Fordypninger i dyphavet er ikke kartlagt ennå, og det er ikke noe forestående prosjekt fra Mareano eller NGU sin side for å kartlegge denne geomorfologien.

7.2.13 Hypotermiske ventiler og utsiv

Kartlegging av hydrotermale kilder og utsig krever in-situ data og er utfordrende å få en heldekkende oversikt over ettersom det ikke er enkelt å modellere. En skiller gjerne mellom aktive hydrotermale skorsteiner, og forlatte tidligere aktive hydrotermiske kilder som gir opphav til vidt forskjellig biologisk liv. Sistnevnte kan fremstå som undersjøiske fjell, og det er vanskelig å skille mellom disse og tidligere hydrotermale kilder.

Kartlegging av hydrotermiske kilder og utsig, som kjennes til, er gjennom Mareano- prosjekt og et dyphavsmineral prosjektsamarbeid mellom Sjøkeldirektoratet og Universitetet i Bergen. Tidligere prosjekter som «*Interridge – International cooperation in ocean floor studies*» har kartlagt flere hydrotermale kilder langs den midtatlantiske ryggen. Gassoppkommer kartlegges der hvor gass siver ut fra berggrunnen eller sedimentene på havbunnen, og kan gi en forståelse av hvor det eventuelt finnes aktive hydrotermale kilder. Det er ingen forestående prosjekter fra NGU sin side for å lage heldekkende kart av «*Hydrothermal vents and seeps*».

Datasett som kan begrense hydrotermiske kilder og utsig:

- Gassoppkommer¹⁸
- Undersjøiske fjell¹⁹
- Havbunnsmineraler²⁰
- Interridge – International cooperation in ocean floor studies²¹

7.2.14 Havner

Prosjektet har gjennomført initialt arbeid for avgrensning av den akvatiske del i havner. Delvis ble det et bi-produkt av analysen for å beregne bukter ettersom man også finner havner med konkav utforming sammen med naturlige bukter (Figur 10A). En del havner finnes også i datasettet, «Vannforekomster»²² (Figur 10B).



Figur 10: Oversikt over akvatiske deler av havn fra forskjellige datakilder – fra analyser for å finne bukter (A), fra Vannforekomster datasett (B) og trafikkareal planlagt i Havnedataprojekt (C).

Det er innledet dialog med Kystverket for å bedre avgrensning av den akvatiske delen i havner, samt å determinere påvirkningsfaktorer og avgrense dem geografisk. I sammenheng med Havnedata-prosjekt har noen havner også meldt inn områder der det er mest trafikk (trafikkareal) og det er derfor ønskelig med detaljert dybdemåling. En slik trafikkareal-avgrensning kan være en ytterligere mulighet for avgrensning (Figur 10C).

7.2.15 FKB Kystkontur

For tiden er FKB-kystkontur sammensatt av enkelte delprodukter med egen geometri (elveavgrensning, tekniske anlegg). Under arbeidet med Pilotprosjekt Kystsonen Lofoten ble det funnet en del geometrifeil, der områder har doble linjer eller noder mellom linjene manglet slik

¹⁸ Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/gassoppkommer/0947f0ef-8c0e-472f-8652-b4e5108a213b>

¹⁹ Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/undersjoiske-fjell/88ad7639-885f-4415-aded-c261f59c0071>

²⁰ Tilgjengelig fra: <https://www.sodir.no/fakta/havbunnsmineraler/>

²¹ Tilgjengelig fra: <http://www.whoi.edu/files/server.do?id=237804&pt=2&p=208349>

²² Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/vannforekomster/b203e422-5270-4efc-93a5-2073725c43ef>

at det oppstår hull i kystlinjen. Det anses som en stor fordel om FKB-kystkontur realiseres som et datasett med felles geometri, der de enkelte kategoriene får tilført riktige attributter.

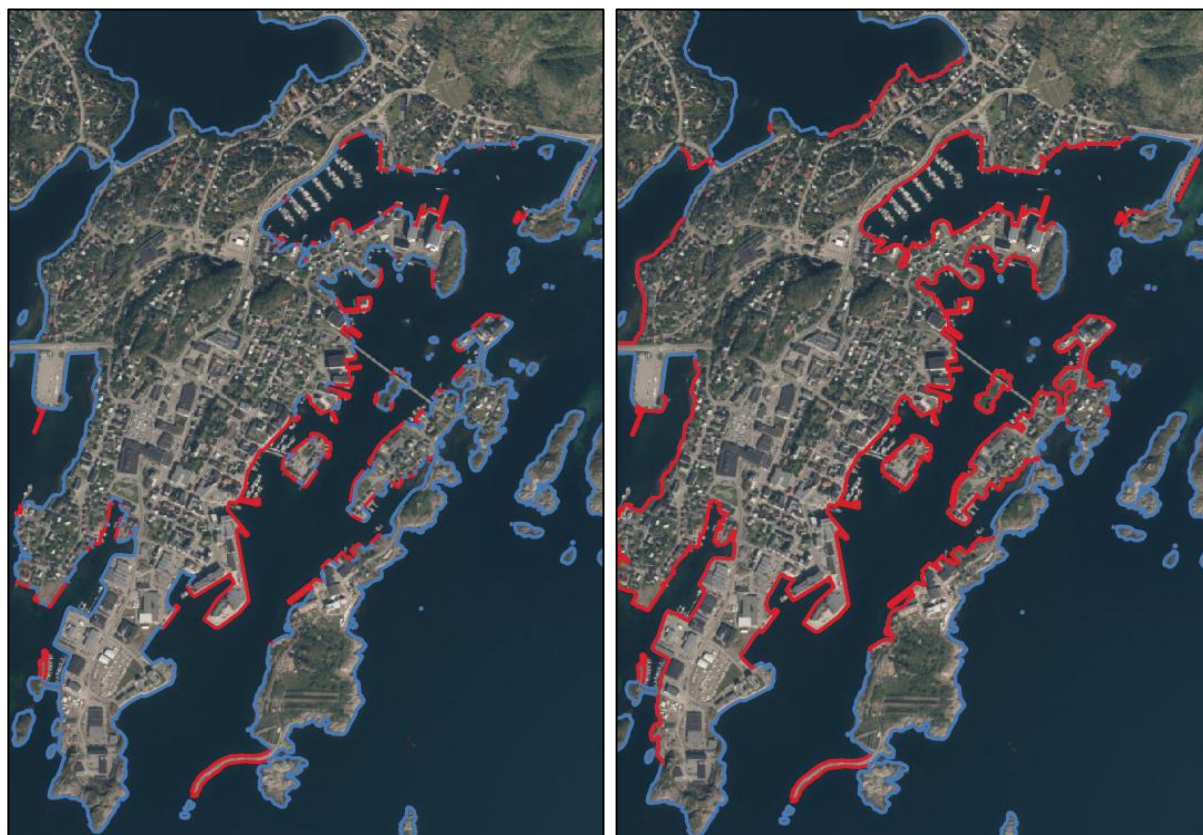
I analysene for bukter og tidevannsområder kom det i tillegg fram behov for et skille mellom kunstig og utbygd kystkontur, og en naturlig og seminaturlig kystkontur. Det kan være hensiktsmessig å skille mellom arealer hvor tidevannsområder er påvirket av menneskelig inngrep, og skille naturlige bukter fra menneskeskapte områder avgrenset av moloer og benyttet som havn (se delkapittel 6.3.1). I eksisterende FKB-Kystkontur er oppdeling mellom «Kystkontur» (blå) og «KystkonturTekniskAnlegg» (rødt) demonstrert i Figur 11.



Figur 11: FKB-Kystkontur er bl.a. oppdelt i «kystkontur» og «kystkonturTekniskAnlegg». Det brukes ikke konsekvent og enhetlig i alle sammenhenger, og kan derfor fremstå svært oppstykket i enkelte områder.

Oftest er «KystkonturTekniskAnlegg» brukt der kystkonturen er fullstendig utbygd og helt kunstig, men steinfyllinger regnes her ikke som tekniske anlegg. Definisjonen er ikke konsistent brukt og ofte er heller ikke båtslipp kartlagt som teknisk anlegg. Dette fører til at kystlinjen er svært oppstykket og egner seg relativt dårlig til å skille ut utbygde områder langs kysten. I prosjektet er det kjørt flere forsøk til å definere en mer sammenhengende versjon av faktisk utbyggingsgrad ved å bruke forskjellige attributter fra arealbruks- og arealdekkedata. Resultatet er bedre enn det som eksisterer fra før, men likevel ikke helt egnet. Basert på utvalg av attributter (f.eks. med eller uten boligbebyggelse) blir utbyggingsgrad enten over- eller undervurdert. Analysen egner seg derimot godt for å sjekke utbyggingen i hundremetersbeltet.

Resultatet av analysen blir vist i Figur 12, og endring i utbygd kystkontur innenfor Pilotområde Kystsonen Lofoten utgjorde en forskjell på omtrent 12 kilometer.



Figur 12: Sammenligning mellom nåværende inndeling av FKB-Kystkontur, og inndeling etter analyse basert på arealbruk.

8 anbefalinger

Rapporten avdekker flere metodiske, datamessige og tekniske utfordringer knyttet til etablering og videreutvikling av et marint naturregnskap, og peker samtidig på en rekke tiltak som bør prioriteres i det videre arbeidet. Et sentralt behov er å videreføre og videreutvikle eksisterende analysemetodikk og utvide denne til å omfatte nasjonalt nivå. Dette er særlig relevant for økosystemer som kystlaguner, estuarer og deltaområder, samt tidevannspåvirkede områder. For enkelte naturtyper er det imidlertid nødvendig å etablere klare og operasjonelle definisjoner før modellering og analyser kan gjennomføres. Spesielt gjelder dette fjorder og bukter, der dagens avgrensninger gir metodiske og økologiske utfordringer. I tillegg anbefales det å utvikle en felles metodikk for håndtering og dokumentasjon av usikkerhet i økosystemavgrensninger og analyser, slik at forskjeller mellom observerte, modellerte og antatte forekomster synliggjøres og kan brukes aktivt i videre analyser og rapportering.

Rapporten understreker videre behovet for å styrke tilgangen til grunnlagsdata som er nødvendige for robuste analyser. Av særlig høy prioritet er etablering av marine grunnkart for kystsonen, inkludert detaljerte dybde data, kartlegging av terrengformer og informasjon om substrat. I tillegg er det behov for bedre og mer systematiske data om menneskelig påvirkning i kyst- og havområder, som havneområder, utfyllinger, mudrede arealer og inngrep knyttet til seilingsleder og annen infrastruktur. Det anbefales også å etablere rutiner for regelmessig oppdatering av påvirkningsdata, slik at endringer over tid kan dokumenteres og kobles direkte til utvikling i økosystemtilstand i naturregnskapet.

For å kunne håndtere økende datamengder og behovet for repeterbare analyser, peker rapporten på nødvendigheten av å etablere en teknisk infrastruktur med tilstrekkelig kapasitet for avanserte analyser. Det anbefales å utforske potensialet for økt bruk av satellittdata, samt å vurdere utvikling av et flerbrukssystem som kombinerer dataforvaltning, tilrettelegging av analyseklare datasett og tilgang til standardiserte analyser. Videre anbefales det å sikre langsiktig forvaltning og versjonskontroll av analyser og kartprodukter, slik at endringer i metodikk og datagrunnlag kan spores og dokumenteres over tid.

Når det gjelder økosystemklassifisering, anbefales det å tilpasse økosystemtypologier til norske forhold og teste disse for bruk på nasjonalt, regionalt og kommunalt forvaltningsnivå, samt i kyst- og havforvaltningen. Dette inkluderer behovet for å håndtere overlappende økosystemer på en måte som åpner for bruk av flere økosystemlag i analyser og rapportering. Videre bør det etableres og testes datasett for arealbruk, påvirkning, tilstand og økologiske prøver som grunnlag for et helhetlig naturregnskap. Det anbefales også å styrke koblingen mellom økosystemkartleggingen og konkrete forvaltningsbehov, slik at kartene i større grad kan brukes direkte i arealplanlegging, konsekvensutredninger, restaureringsarbeid og evaluering av forvaltningstiltak.

Rapporten peker også på behov for videre arbeid knyttet til eksisterende klassifikasjonssystemer. Det anbefales å bidra aktivt i videreutviklingen av EUs økosystemtypologi, bl.a. gjennom *Eurostat taskforce*, for å sikre at norske og polare forhold blir tilstrekkelig ivaretatt, og at typologien får klarere definisjoner og bedre veiledning for

praktisk anvendelse. Samtidig identifiseres flere svakheter i NiN-systemet, særlig knyttet til kystlandformer, substrat og kornstørrelse, samt ulike revtyper, som bør følges opp som prioriterte forbedringsområder. Når det gjelder antropogene økosystemer og menneskelig påvirkning, fremhever rapporten behovet for å avklare begrepsbruk, kategorisering og anvendbarhet, og anbefaler å videreføre arbeidet med å utvikle en konsistent håndtering av slike forhold i et nasjonalt økosystemregnskap.

I lys av den kommende *European Ocean Pact* anbefales det at arbeidet med marint naturregnskap aktivt brukes som et bidrag til utvikling av felles europeiske indikatorer for arealbruk, økosystemtilstand og påvirkning i havområdene, og at norske erfaringer systematisk deles inn i EUs videre politikkutvikling på området. Avslutningsvis understrekes også betydningen av å styrke samordningen av pågående initiativer og satsinger mellom ulike fagmiljøer på alle nivåer. En bedre koordinering vil være avgjørende for å sikre effektiv ressursbruk, metodisk konsistens og en helhetlig utvikling av et marint naturregnskap som kan støtte både kunnskapsutvikling og forvaltning. Integrasjon av marine naturregnskap i fylkeskommunenes eksisterende opplegg for arealregnskap bør vurderes for å sikre lokal og regional forankring, operativ bruk og bedre kobling til plan- og beslutningsprosesser.

9 Referanseliste

- Artsdatabanken (2025) *Norsk rødliste for naturtyper 2025 – Oppsummering av resultater*. Artsdatabanken (u.å.a) *Fjord* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://naturinorge.artsdatabanken.no/NIN-3.0-T-A-LV-FL-0-L-H09>>
- Artsdatabanken (u.å.b) *Terskelhøyde* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://artsdatabanken.no/naturtyper/natur-i-norge/NiN-3.0-V-A-N-LM-GK-W-TH-W>>
- Aune-Lundberg (2025) *Nasjonalt grunnkart for arealanalyse* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://www.nibio.no/tema/jord/arealressurser/andre-kart/grunnkart-for-arealregnskap>>
- Aune-Lundberg, L., Fadnes, K. & Stand, G. -H. (2023) *Arealregnskap som kartgrunnlag og arbeidsmetode*. Rapport nr. 9/46/2023. Ås: Norsk institutt for bioøkonomi.
- Aune-Lundberg, L., Steinnes, M., Lund, M. O., Arneberg, E. & Munsterhjelm, N. (2025) *Testversjon 2 – Nasjonalt grunnkart for bruk i arealregnskap*. Rapport nr. 11/50/2025. Ås: Norsk institutt for bioøkonomi.
- Australian Government (u.å) *Glacial fjord (BGU)* [Internett]. Tilgjengelig fra: <https://pid.geoscience.gov.au/def/voc/ga/SeabedGeomorphologySettings/glacial_fjord>
- Bekkby, T., Rinde, E., Oug, E., Buhl-Mortensen, P., Thormar, J., Dolan, M., Mjelde, M., Gitmark, J. K., Moy, S. R., Schneider, S. C., Gonzales-Mirelis, G., Systad, G. H. R. & van Son, T. C. (2021) *Forslag til forvaltningsrelevante marine naturenheter*. Rapport nr. 7672-2021 / M-2153. Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Bekkby, T., Rinde, E., Kvile, K. Ø., Brkljacic, M. S., Thormar, J., Mjelde, M., Gitmark, J. K., Moy, S. R., Schneider, S. & Oug, E. (2022) *Forslag til variabler for økologisk kvalitet for lokaliteter av forvaltningsrelevant marin natur*. Rapport nr. 7797-2022 / M2430. Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Bögelsack, K., Hodnesdal, H., Lillethun, A., Lund, C. W., Nordhus, G. A. H., Rudolph-Lund, W. C., Marquez, J. F., Aasheim, T., Abotnes, A. M., Toynbee, F., Diesing, M. & Lepland, A. (2025) *Data- og kunnskapsevaluering for økosystemkart til bruk i marint naturregnskap*. Rapport nr. 19/04811-22 / M-2933. Hønefoss: Kartverket.
- Bryhni, I., Lilleøren, K., & Mæhlum, L. (2025) Delta (geografi), i *Store norske leksikon*. Versjon 37. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/delta_-_geografi>
- Christensen, T. B. (2023) *Avfallet som dreper fjorder* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://naturvernforbundet.no/avfallet-som-dreper-fjorder/>>
- Copernicus (u.å.a) 5.2.1 *Coastal lagoons* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://land.copernicus.eu/content/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/index-clc-521.html>>
- Copernicus (u.å.b) 5.2.2 *Estuaries* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://land.copernicus.eu/content/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/index-clc-522.html>>
- Copernicus (u.å.c) 1.2.3 *Port areas* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://land.copernicus.eu/content/corine-land-cover-nomenclature-guidelines/html/index-clc-123.html>>
- Council directive (1992) *COUNCIL DIRECTIVE 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. European Union.
- Department of Economic and Social Affairs (2024) *System of Environmental Economic Accounting: Ecosystem Accounting*. Statistical Papers, Series F No. 124. United Nations.
- Direktoratet for naturforvaltning (2007) *DN-håndbok: Kartlegging av marint biologisk mangfold*. DN-håndbok 19-2001, revidert 2007.

- Dolan, M. F. J. & Bjarnadóttir, L. R. (2025) Seamounts and related topographic highs – automated mapping in support of sustainable ocean management, Norway, *Frontiers in Earth Science*, 13, 1690996. DOI:10.3389/feart.2025.1690996
- Eriksen, E., van der Meeren, G. I., Nilsen, B. M., von Quillfeldt, C. H. & Johnsen, H. (2021) *Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder – Miljøverdi. En gjennomgang av miljøverdier og grenser i eksisterende SVO og forslag til nye områder*. Rapport nr. 26/2021. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- Espeland, S. H., Juliussen, E. H. & van der Meeren, G. (2024) *Forvaltningsrelevante naturenheter i sjø – Forslag til forvaltningsrelevante naturenheter for fiskeri og havbruk*. Rapport nr. 2024-16. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- European Environmental Agency (u.å.) *Atlantic maerl beds* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://eunis.eea.europa.eu/habitats/8477>>
- Europeiske Unionen (u.å.) *The European Ocean Pact* [Internett]. Tilgjengelig fra: <https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/european-ocean-pact_en>
- Eurostat (2024a) *EU ecosystem typology – Technical Note*. Version: December 2024. Tilgjengelig fra: <<https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/12357920/EU-ecosystem-typology.pdf/265ef6e5-b146-e501-499a-d1467f7a6a90?>>
- Eurostat (2024b) *Guidance note on ecosystem extent accounts – Technical Note*. Version: December 2024. Tilgjengelig fra: <<https://ec.europa.eu/eurostat/documents/1798247/12357920/Guidance-note-ecosystem-extent-accounts.pdf/27006728-e8e6-8766-6dad-b572b00ebeece?>>
- Faglig forum for norske havområder (2024) *Pilot marint naturregnskap – forprosjekt: Anbefalinger til gjennomføring*. Rapport nr. M-2767. Miljødirektoratet.
- Fiskeridirektoratet (u.å.) *Miljøovervåkning* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://www.fiskeridir.no/akvakultur/drift-og-tilsyn/miljoovervakning>>
- Forskrift om opptak og annen bruk av informasjon om bestemt angitte bunnforhold. *Forskrift 15. desember 2023 nr. 2061 om opptak og annen bruk av informasjon om bestemt angitte bunnforhold*.
- Framstad, E., Bjørkelo, K., Bakkestuen, V., Mathiesen, H. F., Nowell, M. S., Strand G. -H. & Venter, Z. (2021) *Kart over norske hovedøkosystemer – en mulighetsstudie*. Rapport nr. 2055. Oslo: Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Austrheim, G., Evju, M., Johansen, L., Kolstad, A., Lyngstad, A., Olsen, S.L., Prestø, T., Vandvik, V., Vange, V. & Velle, L.G. (2022) *Avgrensning og inndeling av terrestriske hovedøkosystemer i arbeidet med økologisk tilstand*. Rapport nr. 2169. Oslo: Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Czúcz, B., Schartau, A. K., Simensen, T., Nybø, S. & Sandvik, H. (2023) *Naturregnskap og økologisk tilstand – Samsvar mellom fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, FNs rammeverk og EUs forslag til naturregnskap*. Rapport nr. 2327. Oslo: Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Strand, G. -H., Aune-Lundberg, L., Bayr, U., Bögersack, K., Clappe, S., Lund, C. W., Marquez, J. F. og Mienna, I. M. (2025) *Videreutvikling av økosystemtema i Nasjonalt grunnkart for arealanalyse. Del 1 og 2: Økosystemtypologier og innholdsanalyse av økosystemklassene i Grunnkartet*. Rapport nr. 2605. Oslo: Norsk institutt for naturforskning.
- Grefsrud, E. S., Andersen, L. B., Agnalt, A. -L., Bui, S., Bøhn, T., Diserud, O., Dunlop, K. M., Escobar, R., Fiske, P., Folkedal, O., Geitung, L., Glover, K., Grøsvik, B. E., Halvorsen, K., Hannisdal, R., Hansen, P. K., Hindar, K., Hjøllo, S. S., Husa, V., Jansson, E., Karlsen, Ø., Karlsson, S., Naustvoll, L.-J., Nilsen, R., Nilsson, J., Sævik, P. N., Oldham, T. M. W., Parsons, A. E., Samuelson, O., Sandlund, N., Sandvik, A. D., Serra-Llinares, R. M., Skern, R., Skiftesvik, A. B., Skogen, M. D., Solberg, M. F., Stien, L. H., Stöger,

- E., Utne, K. R. & Wennevik, V. (2025) *Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2025 — Produksjonsdødelighet hos oppdrettsfisk og miljøeffekter av norsk fiskeoppdrett*. Rapport nr. 2025-14. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- Halvorsen, R., Bratli, H., Bryn, A., Erikstad, L., Skarpaas, O. & Wollan A. K. (2023) *NiN 3 Systemdokumentasjon 1 (NiN3SD1) NiN versjon 3.0 systemkjerne: teori, generelle prinsipper og systemarkitektur (Foreløpig utgave 16. november 2023)*. Artsdatabanken.
- Harris, P. T., Macmillan-Lawler, M., Rupp, J. & Baker, E. K. (2014) Geomorphology of the oceans, *Marine Geology*, 352(1), s. 4-24. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.margeo.2014.01.011>
- Havforskningsinstituttet (2021) *Ruglbunn* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://www.hi.no/hi/radgivning/marine-naturverdier-og-tiltak-i-kystsonen/marint-biologisk-mangfold/ruglbunn>>
- Holden, J. (2012) *An Introduction to Physical Geography and the Environment*. 2. utg. Harlow: Pearson.
- Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E & Kingsford, R. T. (2020) *IUCN Global Ecosystem Typology 2.0 – Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups*. International union for conservation of nature.
- Keith, D. A., Ferrer-Paris, J. R., Nicholson, E., Bishop, M. J., Polidoro, B. A., Ramirez-Llodra, E., Gregr, E. J., Tozer, M. G., Nel, J. L., Mac Nally, R., Watermeyer, K. E., Essl, F., Faber-Langendoen, D., Franklin, J., Lehmann, C. E. R., Etter, A., Roux, D. J., Stark, J. S., Rowland, J. A., Brummitt, N. A., Fernandez-Arcaya, U. C., Suthers, I. M., Wiser, S. K., Donohue, I., Jackson, L. J., Pennington, R. T., Iliffe, T. M., Gerovasileiou, V., Giller, P., Robson, B. J., Pettorelli, N., Andrade, A., Lindgaard, A., Tahvanainen, T., Terauds, A., Chadwick, M. A., Murray, N. J., Moat, J., Pliscoff, P., Zager, I. & Kingsford, R. T. (2022) A function-based typology for Earth's ecosystems, *Nature*, 610(7932), s. 513–518. DOI:<https://doi.org/10.1038/s41586-022-05318-4>
- Keith, D. A., Dayaram, A., Driver, A., Ferrer-Paris, J. R., Francis, R., Hay, S., Murray, N. J., Nicholson, E., Santos, J., Skowno, A. L. & Tozer, M. G. (2025) *Standards, methods and guidelines for cross-referencing ecosystem classifications and maps to the IUCN Global Ecosystem Typology*. Version 1.0. International union for conservation of nature.
- Lund, M. O., Steinnes, M., Aune-Lundberg, L., Arneberg, E., Munsterhjelm, N., Tenge, I. M., Skrede, A. M. og Strand, G. -H. (2024) *Grunnkart for bruk i arealregnskap – Tilbakemeldinger, vurderinger og anbefalinger*. Rapport nr. 19/04811-24. Hønefoss: Kartverket.
- Lund, M. O., Aune-Lundberg, L., Arneberg, E., Steinnes, M., Tenge, I. M. & Skrede, A. M. (2025) *Nasjonalt grunnkart for arealanalyse, Testversjon 2 – Tilbakemeldinger og vurderinger*. Rapport nr. 19/04811-30. Hønefoss: Kartverket.
- Løkkeborg, S., Bakkeplass, K., Diesing, M., Gjøsæter, H., Gonzalez-Mirelis, G., Hvingel, C., Jørgensen, L. L., Moland, E., Norderhaug, K. M. & Rastrick, S. (2023) *Effekter av bunntråling – Sammenstilling av kunnskap om bunnpåvirkning fra trål og snurrevad relevant for norske farvann*. Rapport nr. 1/2023. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- Marquez, J.F., van der Meeren, G., van der Meeren, T., Albretsen, J., Ross, R., Steen, H., Norderhaug, K. M., Halvorsen, K., Mortensen, S., Knutsen, H., Thormar, J., Jorde, P. E., Juliussen, E. H., Kroglund, T., Brandt, C. F., Søvik, G., Kutti, T., Naustvoll, L.-J., Skern-Mauritzen, M., Aarflot, J. M., Moland, E., Berg, F., Grefsrud, E. S., Zimmermann, F., Johannesen, E., Langhelle, E., Midtun, H. A., Godiksen, J. A., Fall, J., Skjæraasen, J. E., Korsbrekke, K., Aune, M., Grønnevik, S., Buhl-Mortensen, P., Berg, E., Nedreaas, K., Wienerroither, R., Huserbråten, M., Kvamme, C., Johnsen, E., Arneberg, P. & Espeland, S. H. (2024) *Liste over forvaltningsrelevante naturenheter*. Rapport nr. 2024-53. Bergen: Havforskningsinstituttet.

- Miljødirektoratet (2024) *Marine naturtyper som skal kartlegges* [Internett]. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/naturkartlegging/kartlegging-av-marine-naturtyper/marine-naturtyper-som-kartlegges/>
- Miljødirektoratet (u.å.) *Naturtyper – Elvedelta* [Internett]. Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/3065>
- Moss, D. (2008) *EUNIS habitat classification – a guide for users*. European Topic Centre on Biological Diversity. Tilgjengelig fra: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification-1/documentation/eunis-habitat-classification-users-guide-v2.pdf>
- Moy, F., Albretsen, J., Huserbråten, M., Frøysa, H. G. & Naustvoll, L. -J. (2024) *Marin typologi – Utredning av marine vann typer i vannforskriftsammenheng*. Rapport nr. 55/2024. Bergen: Havforskningsinstituttet.
- NYTEK23. *Forskrift 22. august 2023 nr. 1484 om krav til teknisk standard for akvakulturanlegg for fisk i sjø, innsjø og vassdrag (NYTEK23)*.
- Simonsen, T., Erikstad, L. & Halvorsen, R. (2021) Diversity and distribution of landscape types in Norway, *Norwegian Journal of Geography*, 75(2), s. 79-100. DOI:<https://doi.org/10.1080/00291951.2021.1892177>
- Rinde, E., Sloreid, S. -E., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Erikstad, L. & Longva, O. (2004) *Modellering av utvalgte marine natur-typer og EUNIS klasser. To delprosjekter under det nasjonale programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold*. Rapport nr. 807. Oslo: Norsk institutt for naturforskning.
- Rinde, E., Moy S. R., Borgersen, G., Brkljacic, M. S., Fagerli, C. W., Gitmark, J. K., Mjelde, M., Bekkby, T., Bjorbækmo, M. F. M., Christie, H., Kile, M. R., Kvile, K. Ø., Næss, R., Oug, E., Tveiten, L. & Walday, M. (2022) *Utvikling av kartleggingsmetodikk og kriterier for lokalitetskvalitet for marine naturtyper*. Rapport nr. 7805-2022. Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2011) *Convention on Biological Diversity: Text and Annexes*. United Nations.
- Sokkeldirektoratet (2025) *Havbunnsmineraler* [Internett]. Tilgjengelig fra: <https://www.sodir.no/fakta/havbunnsmineraler/>
- Standard Norge (u.å.) *Miljøovervåking av matfiskanlegg – NS 9410* [Internett]. Tilgjengelig fra: <https://standard.no/fagomrader/fiskeri-og-akvakultur/miljoovervaking-av-matfiskanlegg/>
- St.meld. nr. 14 (2015–2016). *Natur for livet – Norsk handlingsplan for naturmangfold*.
- Stortinget (2025) «*The European Ocean Pact*» lagt frem av Kommisjonen [Internett]. Tilgjengelig fra: <https://www.stortinget.no/no/Hva-skjer-pa-Stortinget/EU-EOS-informasjon/EU-EOS-nytt/2025/eueos-nytt---13.-juni-2025/the-european-ocean-pact-lagt-frem-av-kommisjonen/>
- Strand, G. -H., Framstad, E. & Opsahl, L. A. (2023) *Hovedøkosystemkart. Versjon 1.0*. Rapport nr. 143/2023. Ås: Norsk institutt for bioøkonomi.
- Strand, G. -H., Steinnes, M., Arneberg, E., Lund, M. O., Munsterhjelm, N., Aune-Lundberg, L. & Rørholt, A. (2024) *Grunnkart for bruk i arealregnskap*. Rapport nr. 028/2024. Ås: Norsk institutt for bioøkonomi.
- Zwilmeyer, P. G. & Osnes, A. (2025) Dumpefelt, i *Store norske leksikon*. Versjon 6. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/dumpefelt>

10 Vedlegg

Vedlegg 1: Gjeldende EU-typologi for klasser 10 og 12 (per 2025)

EU ecosystem typology – level 1	EU ecosystem typology – level 2	EU Ecosystem typology – level 3
10. Marine inlets and transitional waters	10.1 Coastal lagoons	10.1.1 Coastal lagoons
	10.2 Estuaries and bays	10.2.1 Estuaries and bays
	10.3 Intertidal flats	10.3.1 Intertidal flats (e.g., Wadden Sea)
12. Marine ecosystems	12.1 Marine macrophyte habitats	12.1.1 Kelp forests
		12.1.2 Coastal macrophyte beds
		12.1.3 Seagrass meadows
	12.2 Coral reefs	12.2.1 Coral reefs
	12.3 Worm reefs	12.3.1 Worm reefs
	12.4 Shellfish beds and reefs	12.4.1 Shellfish beds and reefs
	12.5 Sublittoral sand beds and mud plains	12.5.1 Sublittoral sand beds and mud plains
	12.6 Sublittoral rocky substrates	12.6.1 Sublittoral rocky substrates
	12.7 Continental and island slopes	12.7.1 Continental and island slopes
	12.8 Deepwater benthic and pelagic ecosystems	12.8.1 Deepwater benthic and pelagic ecosystems
	12.9 Deepwater coastal inlets (fjords)	12.9.1 Deepwater coastal inlets (fjords)
	12.10 Sea ice	12.10.1 Sea ice

Vedlegg 2: Forslag til oppdatert EU-typologien for marine økosystemer som ble fremmet til Eurostat taskforce (status november 2025).

EU ecosystem typology – level 1	EU ecosystem typology – level 2	EU Ecosystem typology – level 3
10. Marine inlets and transitional waters	Coastal inlets	Coastal lagoons
	Estuaries and Deltas	Estuaries
		Deltas
	Intertidal flats	Intertidal soft sediments
		Intertidal hard substrates
	Intertidal macrophyte communities and biogenic reefs	Intertidal seagrass beds
		Fucoids and other macrophyte communities in the intertidal zone
		Intertidal shellfish beds and reefs
		Intertidal warm-water corals
12. Marine ecosystems	Marine macrophyte habitats	Kelp forests
		Fucoids and other sublittoral macrophyte beds
		Seagrass meadows
	Biogenic reefs and animal forest	Coral reefs
		Worm reefs
		Shellfish beds and reefs
		Maerl beds
		Sponge aggregations
		Other biogenic reefs and animal forests
	Sublittoral sediments	Sublittoral sand plains
		Sublittoral mud (clay and silt) plains
		Sublittoral coarse sediment beds
		Sublittoral mixed sediment beds
		Seeps and vents in sublittoral sediments (incl. bubbling reef)
	Sublittoral rocky substrates	Sublittoral rocky substrates
	Continental and island slopes	Slope surface without depressions
		Depressions on the continental slope
	Deepwater benthic ecosystems	Abyssal plain
		Deep-sea morphological features – raised
		Deep-sea morphological features - depressed
		Deep-sea vents and seeps

	Coastal inlets	Deepwater coastal inlets (fjords)
		Coves and bays
	Anthropogenic structures and modified ecosystems	Ports and harbours (aquatic part)
		Aquaculture sites
		Energy infrastructure
		Other anthropogenic structures

Vedlegg 3: Norsk fellesinnspill til revisjon av EUs økosystemtypologi



To: Task force on ecosystem accounting, Eurostat

Norwegian perspectives on the revision of the EU typology

16.07.2025

Authors represented from: Norwegian Mapping Authority, Institute of Marine Research, Norwegian Institute for Nature Research, The Norwegian Environment Agency and Statistics Norway

1 Background

This is a collective response from several central actors in the field of ecosystem accounting in Norway with input for changes in classes 10 and 12 of the EU typologies. The work has been initiated and coordinated by Statistics Norway and the Norwegian Environment Agency, and the authors represent the Norwegian Mapping Authority, the Norwegian Environment Agency, the Institute of Marine Research, and the Norwegian Institute for Nature Research. This document responds to the EU ecosystem typology published by Eurostat (2024), as well as to proposals in document ENV/EA/TF/2025_2/2c. Norway has one of the longest coastlines in the world, vast ocean territories, and longstanding experience in marine management. With jurisdiction over a significant portion of the North Atlantic and Arctic oceans, Norway has unique ecological, geographical, and oceanographic insights that are highly relevant to the marine typology efforts in the EU. Norway has a strong interest in contributing to this work and including its perspective ensures that the typology reflects the full range of European marine environments, especially those in northern and deep-sea regions, and strengthens regional cooperation for marine protection and sustainable use.

2 General remarks

As part of the ongoing work with marine ecosystem accounting in Norway, various general observations have emerged that are worth highlighting.

2.1 Hierarchical typology

In our opinion it makes little sense to build a hierarchical typology system when it does not contain different levels of generalization, i.e. level 2 ecosystems being the exact same as level 3 ecosystems. Building a hierarchical typology system without different levels of generalization contradicts the fundamental purpose of hierarchy and without this gradation, the structure becomes conceptually misleading. It also makes the system harder to interpret and use effectively for reporting.

2.2 Multilayer dimensions

As stated in document ENV/EA/TF/2025_2/2c “*The marine environment, more so than any terrestrial ecosystem, has a pronounced third dimension (the depth, dominated by the pelagic zone) which cannot be incorporated, as a separate ecosystem type, in the 2D representation used to measure ecosystem extent*”. Norway welcomes the discussions on the different dimensions of the marine ecosystems. We think the value for ecosystem management and ecosystem accounting, including ecosystem services needs to consider the different ecosystems, both in the pelagic zone, the benthic, and the sea ice cover.

2.3 References to EUNIS classification

The EUNIS marine habitat classification review is available since March 2022. We therefore recommend referring to that classification. Classes that do not exist in that classification should not be used as references (e.g. Deep-sea artificial hard substrata). We have not yet cross-mapped all habitats to EUNIS 2022 in this document due to time constraints.

3 Proposed changes

- 10.3. Intertidal flats - Generalize this at level 2 to “intertidal areas” and add level 3 typologies that subdivide it into soft (i.e., flats) and hard substrata in the intertidal area (see chapter 4.1)
- 10.1.1 Coastal lagoons - Change reference class from C 1.5 EUNIS to 5.2.1 Corine
- 12.1 Marine macrophyte ecosystems - Improving the naming and definition of all three classes (see chapter 4.2)
- 12.1.2 Coastal macrophyte beds - give particular attention to naming and definition (see chapter 4.2.1)
- Group ecosystem types of level 2 where the surface structure is of biogenic origin (see chapter 4.3)
- Add new typologies for Mærkl beds, Cold-water coral reefs and Sponge aggregations under biogenic class (see chapter 4.3)
- 12.3.1 Sublittoral sand beds and mud plains and 12.4.1 Sublittoral rocky substrates - Improving the definitions and structure of sublittoral ecosystems at level 2 and 3 (see chapter 4.4)
- 12.7 Continental and island slopes – discuss the structure and extent definition (see chapter 4.5)
- Introduce a “Coastal inlet” group at level 2, which includes all types of Coastal inlets at level 3 (see chapter 4.6)
- 12.8.1 Deepwater coastal inlets (fjords) - Change class, definition and structure (see chapter 4.6)
- Separating out special deep-sea features and change structure of the deep-sea ecosystems (see chapter 4.7)
- 12.9 Sea ice – Need for discussion on the definition, and recognition that this typology cannot be a mutual exclusive with other marine typologies (see chapter 4.8)
- Define a ruleset for overlapping ecosystems (see chapter 4.9)

Table 1: Proposed new typology from Norway (orange represents proposed changes).

10. Marine inlets and transitional waters	
Level 2	Level 3
10.1 Estuaries	10.1.1 Estuaries
10.2 Coastal inlets	10.2.1 Fjords
	10.2.2 Bays and coves
	10.2.3 Coastal lagoons
10.3 Intertidal zone	10.3.1 Intertidal soft substrates
	10.3.2 Intertidal hard substrate
12. Marine ecosystems	
Level 2	Level 3
12.1 Marine macrophyte habitats	12.1.1 Kelp forests
	12.1.2 Other coastal macrophyte beds
	12.1.3 Seagrass meadows
12.2 Biogenic reefs and marine animal forests	12.2.1 Coral reefs
	12.2.2 Cold water corals
	12.2.3 Worm reefs
	12.2.4 Shellfish beds and reefs (Bivalve reefs)
	12.2.5 Maerl beds and reefs
	12.2.6 Sponge aggregations
12.3 Sublittoral sediments	12.3.1 Sublittoral sand beds and mud plains
	12.3.2 Sublittoral coarse sediment beds
	12.3.3 Sublittoral mixed sediment beds
12.4 Sublittoral rocky substrates	12.4.1 Sublittoral rocky substrates
12.5 Deepwater benthic ecosystems	12.5.1 Abyssal plains
	12.5.2 Continental and island slopes, incl. deep-sea trenches and canyons, channels, slope failures and slumps on the continental slope
	12.5.3 Raised features of the seabed
	12.5.4 Deep-Sea vents and seeps
12.7 Sea ice	12.7.1 Permanent polar ice
	12.7.2 Marginal ice zone

4 Comments on ecosystems definitions and structure

Two major problems with the current typology have been identified. One is related to unclear, incomplete or misleading descriptions of some of the typologies, while the other problem is directed at a need for hierarchical prioritization of overlapping classes.

4.1 Intertidal flats

There is a mismatch between the name given to the typology and the definition, as the definition given by Eurostat implies the inclusion of all intertidal areas regardless of substrate/slope, while the name refers to a particular environment found within the intertidal area i.e. flats. We recommend that the level 2 typology name is modified to “Intertidal areas”, and that the level 3 is expanded into two classes depending on the substrates, as these represent to very different ecosystems. Such an adaptation would be relatively easy to implement and more useful for the purpose of ecosystem accounting.

Table 2: Proposed classification of intertidal areas

10.3 Intertidal areas	10.3.1 Intertidal soft substrates	Containing the intertidal areas with soft sediments in which organisms can dig and burrow.
	10.3.2 Intertidal hard substrates	Contains the intertidal areas with hard substrates where organisms do not burrow but attach.

4.2 Marine macrophyte habitats

12.1 “Marine macrophyte habitats” poses some issues in terms of class wording and definitions. Dividing 12.1 into the 3 groups (12.1.1 Kelp forests / 12.1.2 Coastal macrophyte beds / 12.1.3 Seagrass meadows) is sensible, but macrophytes can appear on different substrates, in different densities and associated with different species in both the sublittoral and intertidal zone. To make a comparable classification, clear threshold values and definitions are necessary. We suggest the following: The classification for the intertidal area is independent from vegetation cover (see Table 2) as macrophytes in the intertidal zone generally attach to hard substrates. For the sublittoral zone we suggest using a threshold value for vegetation cover (see Table 3 and Table 4).

Table 3: For the delineation between vegetated and unvegetated area in the sublittoral zone we suggest using a 25% cover threshold.

>25% vegetation cover	vegetated	12.1.1 Kelp forests, 12.1.2 Other coastal macrophyte beds 12.1.3 Seagrass meadows
<25% vegetation cover	unvegetated	12.5 Sublittoral sand beds and mud plains 12.6 Sublittoral rocky substrates

Table 4: To delineate between the vegetated areas we suggest a 25% threshold for the particular species/ species composition.

12.1.1 Kelp forests	All > 25% kelp, if < 25% = 12.1.2 Other coastal macrophyte beds)
12.1.2 Other coastal macrophyte beds	All macrophytes beds on all substrates that is < 25% kelp, < 25% seagrass, < 25% maerl/rhodolith
12.1.3 Seagrass meadows	All > 25% seagrass, if < 25% seagrass + other macrophyte = 12.1.2 Other coastal macrophyte beds

4.2.1 Coastal Macrophyte beds

The wording of "Coastal macrophyte beds" causes trouble. That term (without description) is fairly identical in content to its upper level "Marine macrophyte habitats", with the only difference being the word "coastal". However, most macrophyte beds are coastal, and there is no class for "non-coastal macrophyte beds". Furthermore, the general understanding of the term "Coastal macrophyte beds" includes both seagrass and kelp forests, which is not the intention of this class, we assume. We would expect 12.1.2 to be defined as all macrophyte habitats that are not kelp or seagrass, i.e. "other coastal macrophyte beds".

Additionally, when looking at the definition/description text of "12.1.2 Coastal macrophyte beds" it reads: *"Areas of mixed ground which lack stable rock as anchor for kelp support seaweed communities. While such sublittoral sediments may include some kelp (Laminaria saccharina), they are characterised by bootlace weed Chorda filum and various red and brown seaweeds, particularly filamentous types. The generally sheltered nature of these habitats enables the seaweed to grow on shells and small stones which lie on the sediment surface; some communities develop as loose-lying mats on the sediment surface"*

This current definition only appears to contain a small subset of coastal macrophyte beds occurring on mixed ground and does not correspond to other relevant classification systems. Due to lack of alternatives, however, it will probably be used as a collection of all macrophyte habitats in the euphotic zone on all types of sediments that cannot be classified as either kelp forests or seagrass meadows. In Norway, we have large areas with habitat-forming macrophytes such as seaweed communities with Channeled wrack (*Pelvetia canaliculata*), Spiral wrack

(*Fucus spiralis*), Bladderwrack (*Fucus vesiculosus*), Knotted wrack (*Ascophyllum nodosum*), as well as several species of green algae (*Chlorophyta*) and red algae (*Rhodophyta*).

Table 5: Suggestion for naming and definition of «Coastal macrophyte beds»

12.1.2 Other coastal macrophyte beds	Sublittoral sediments or rocky substrates with at least a 25% cover of erect macroalgae and less than 25% of either kelp, seagrasses or maerl. Sublittoral fucoids and other rockweeds are to be included in this class. over of loose-lying filamentous algae or encrusting algae are not to be included.
--------------------------------------	--

Comment on Doc. ENV/EA/TF/2025_2/2c :

We think that Charophytes don't belong in class 12, as they are freshwater and brackish.

4.2.2 Kelp forest

Comment on Doc. ENV/EA/TF/2025_2/2c

Some of the associated EUNIS codes (A3.11 and A3.31) may also apply to habitats without kelp. We suggest retaining Kelp Forests as a “clean” class requiring the presence of kelp, as it creates distinct ecosystems that differ from other macrophyte dominated ecosystems. Kelp is well mapped and good distribution models exist. Creating bigger, less distinct classes will reduce their value for change detection and ecosystem service assessment.

4.3 Biogenic reefs and animal forest

We suggest a distinct level 2 class for “Biogenic reefs and animal forest” containing all biogenic structures, including a more extensive list of important biogenic habitats than the original Eurostat list. We suggest separating between warm-water corals and cold-water corals. We also recommend adding Maerl beds and Sponge aggregations.

Maerl beds are one of the seven categories in EU Nature Restoration Regulation Annex II. OSPAR states that “*Maerl beds continue to be threatened and/or declining in Regions II, III and IV. The current status is unknown in Region I*”²³. Det er en naturtype hvor Norge har en del viktige forekomster over store deler av vestkysten, og på Svalbard.

Norway has identified several important sponge grounds along the continental shelf of the Norwegian sea, and around Svalbard. Sponge grounds are regarded as vulnerable marine ecosystems. According to OSPAR, sponge aggregations are in poor condition across multiple regions—including the Arctic Waters, Greater North Sea, Celtic Seas, Bay of Biscay and

²³ <https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats/habitats/maerl-beds>

Iberian Coast, and the Wider Atlantic—due to their high vulnerability to fishing impacts and slow recovery²⁴.

Table 6: Suggestion for a biogenic structure class on level 2 that contains all biogenic structures, regardless of the depth they occur in, at level 3.

12.2 Biogenic reefs and animal forests	12.2.1 Warm water coral reefs
	12.2.2 Cold water corals
	12.2.3 Worm reefs
	12.2.4 Shellfish beds and reefs (Bivalve reefs)
	12.2.5 Maerl beds and reefs
	12.2.6 Sponge aggregations

The **ENV/EA/TF/2025_2/2c document** also acknowledges the need to better capture some biogenic habitats. We want to emphasize that:

- Cold-water coral reefs and deep-sea coral are the same and should all be classed under the correct “cold-water coral reefs” name.
- “Sponge aggregations”, without the “Deep-sea”, is better. The inclusion of deep-sea in the name might lead to confusion.
- Maerl beds merit a class for itself

We disagree with the introduction of biogenic structures in the deep-sea part in **Doc. ENV/EA/TF/2025_2/2c**. We don’t see a necessity for that. The depth gradient and other habitat qualities are often inherent but can span wider than just one depth gradient or one substrate. With the same logic we therefore would have to introduce some biogenic structures and macrophytes also in class 10. Macrophytes do occur in the tidal and sublittoral one as much as cold-water corals in the sublittoral zone, deep-sea and on the continental slope. Additionally, we would need to add a subclass for substrates as all species occur in a depth gradient and on a substrate. Most importantly, the occurrence on a certain substrate or in a certain depth does not influence the ecosystem services of that species aggregation.

4.4 Sublittoral substrates

We agree with the naming of the classes but not with the structure and the EUNIS references, as it creates gaps. Additionally, we missed classes for coarse and mixed sediments in the original proposal from Eurostat. The Eurostat typology names include the word “sublittoral”,

²⁴ <https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats/habitats/deep-sea-sponge-aggregations>

which describes the zone below the intertidal zone and is for Norway defined to extend to the continental shelf edge (Figure 1). The sublittoral zone contains the infralittoral and circalittoral zones. However, the Eurostat typology links only the sublittoral sand beds and mud plains to the sublittoral zone, but the sublittoral rocky substrates only to the infralittoral zone (Table 7). This leaves hard bottoms in the circalittoral unaccounted for. We recommend that explicit reference is made to that so both typologies (original and proposal by the working group) include the entire sublittoral zone, i.e., from the low limit of the intertidal zone to the edge of the continental shelf before the slope begins.

Table 7: Screen shot of the current classification (Eurostat 2024)

12.5 Subtidal sand beds and mud plains	12.5.1 Subtidal sand beds and mud plains	Clean medium to fine sands or non-cohesive slightly muddy sands on open coasts, offshore or in estuaries and marine inlets. Such habitats are often subject to a degree of wave action or tidal	EUNIS A5.2 - Sublittoral sand A5.3 - Sublittoral mud
12.6 Subtidal rocky substrates	12.6.1 Subtidal rocky substrates	Infralittoral rock includes habitats of bedrock, boulders and cobbles which occur in the shallow subtidal zone and typically support seaweed communities. The upper limit is marked by the	EUNIS A3 - Infralittoral rock and other hard substrata

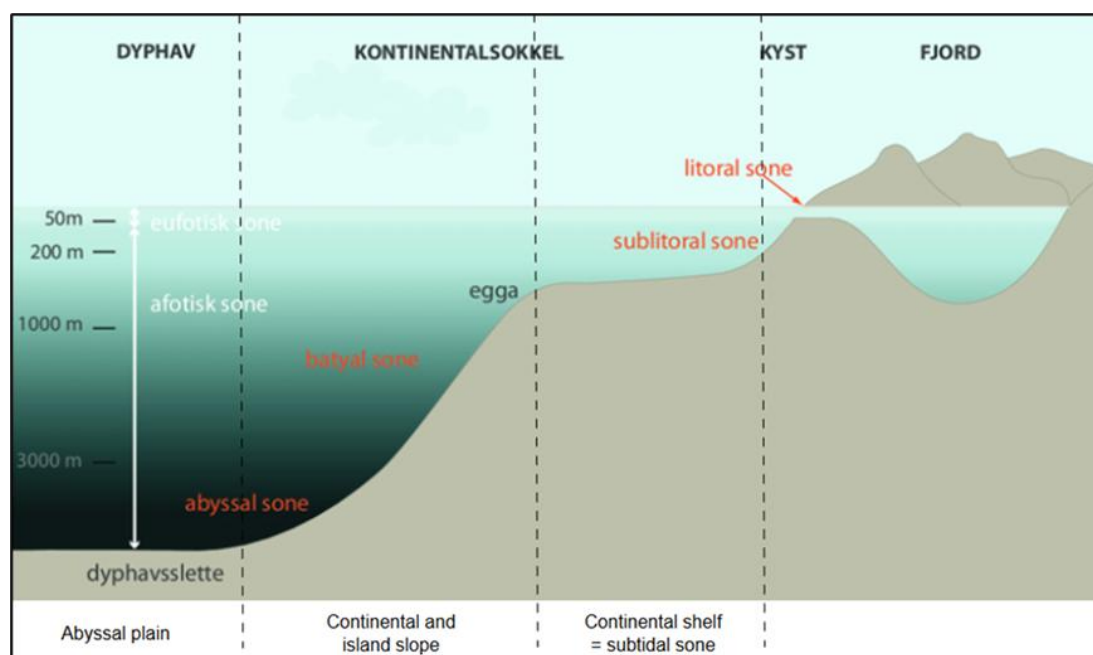


Figure 1: The diagram shows the division into tidal (littoral) zone, sublittoral (sublittoral) zone, eggakanten marking the shelf break, continental slope, and the deep-sea plain. (Source: https://www.researchgate.net/figure/Figur-2-Topografisk-og-fysisk-inndeling-av-havet_fig1_259006042 (modified))

4.4.1.1 Sublittoral sand beds and mud plains

We emphasize that this ecosystem type should refer to all types of soft sediment bottoms (i.e., sand, mud, clay, silt) in the sublittoral zone (corresponding to A5 – Sublittoral Sediment in EUNIS), which extends from the lower limit of the intertidal zone to the shelf break. It is also assumed that macrophytes (and other habitat-forming species) do not cover a significant portion (>25%) of the seabed as these ecosystems are covered by other typologies.

Table 8: Suggestion for a definition of Sublittoral sand beds and mud plain

12.5 Sublittoral sand beds and mud plain	This zone extends from the lower limit of the intertidal zone to the shelf break. Sediment ranges through coarse sand, medium sand, fine sand, silt and clay. It is also assumed that macrophytes (and other habitat-forming species) do not cover a significant portion (>25%) of the seabed
--	---

4.4.1.2 Sublittoral rocky substrates

The current definition provided by Eurostat (*“The upper limit is marked by the top of the kelp zone whilst the lower limit is marked by the lower limit of kelp growth or the lower limit of dense seaweed growth”*) is not representative of the “sublittoral” name used in the typology. Also, the reference to kelp in the definition may cause confusion since kelp forest is considered a separate ecosystem type. As the goal is to cover the entire territory with at least one ecosystem type, we recommend adjusting the definition to include hard substrates from the lower limit of the intertidal zone to the shelf edge, where no more than 25% of the seafloor is covered by species from the biogenic typologies, e.g., corals or macrophytes.

Table 9: Suggestion for a definition of Sublittoral rocky substrates.

12.5 Sublittoral rocky substrates	This zone extends from the lower limit of the intertidal zone to the shelf break. The seabed ranges from bedrock, boulders and cobbles. It is also assumed that macrophytes (and other habitat-forming species) do not cover a significant portion (>25%) of the seabed.
-----------------------------------	--

4.4.1.3 Other suggestions for the sublittoral substrates

In addition, we see a need for coarse and mixed sediments and therefore agree with the suggested change in **Doc. ENV/EA/TF/2025_2/2c** for the classification of sublittoral substrates (see Table 10). We will provide a proposal for the mixed sediment class definition after the summer holidays.

Table 10: Screen shot of the suggestion for a structure for sublittoral substrata in Doc. ENV/EA/TF/2025_2/2c

12.3 Subtidal sediments○	12.3.1 Subtidal sand beds and mud plains○
	12.3.2 Subtidal coarse sediment beds○
	12.3.3 Subtidal mixed sediment beds○
12.4 Subtidal rocky substrates○	12.4.1 Subtidal rocky substrates○

Table 11: Suggestion for a definition of Sublittoral coarse and mixed substrates (the definitions closely follow the EUNIS 2012 definitions for coarse and mixed sediments in the sublittoral sone).

Sublittoral coarse sediments	This zone extends from the lower limit of the intertidal zone to the shelf break. Coarse sediments include coarse sand, gravel, pebbles, shingle and cobbles, which are often unstable due to tidal currents and/or wave action. It is also assumed that macrophytes and other habitat-forming species like bivalves do not cover a significant portion (>25%) of the seabed.
Sublittoral mixed sediments	This zone extends from the lower limit of the intertidal zone to the shelf break. These habitats incorporate a range of sediments including heterogeneous muddy gravelly sands and also mosaics of cobbles and pebbles embedded in or lying upon sand, gravel or mud. Another form of mixed sediment includes mosaic habitats such as superficial waves or ribbons of sand on a gravel bed or areas of lag deposits with cobbles/pebbles embedded in sand or mud, and these are less well defined and may overlap into other habitat or biological subtypes. Mixed sediments with biogenic reefs or macrophyte dominated communities are classified separately when these communities cover a significant portion (>25%) of the seabed.

As it is pointed out in EUNIS (<https://eunis.eea.europa.eu/habitats/30722>) “there is a degree of confusion with regard to nomenclature within this complex (mixed sediments) as many habitats could be defined as containing mixed sediments, in part depending on the scale of the survey and the sampling method employed”.

4.5 Continental and island slopes

Comment on Doc. ENV/EA/TF/2025_2/2c:

We highly recommend retaining the Continental and Island Slope class. At the shelf break, the mixing of coastal and Atlantic waters creates unique hydrodynamic conditions that drive high

biological productivity and biodiversity. This area supports dense populations of zooplankton, pelagic schooling fish, seabirds, and cold-water coral reefs. It is an ecologically significant and specialized habitat that plays a vital role in sustaining fish populations, regulating temperature, and transporting nutrients. Additionally, it marks a key boundary between the sublittoral zone and the deep-sea and is already well mapped. Preserving this area is of critical importance for Norway. Not accounting it as a separate class would lead to a misattribution of for example some of the fish biomass ecosystem service to the deep-sea and/or sublittoral ecosystems.

However, we suggest changing the name and description to include topographical structures within the slope. As the Continental slope is a transition zone between the sublittoral and the deep-sea it can be discussed whether it should belong under the Deep-sea ecosystems on level 3 (see Table 12) or as a level 2 class of its own (see Table 13). The second option would allow for a further subdivision for the depressions on the Continental slope.

Table 12: Suggestion for a “Continental and island slopes” class on level 2-and 3.

12 Marine ecosystems	12.x Continental and island slopes	12.x x Slope surface without depressions
		12.x x Depressions on the continental slope like, deep-sea trenches and canyons, channels, slope failures and slumps on the continental slope

Table 13: Suggestion for a “Continental and island slopes” class on level 3.

12 Marine ecosystems	12.6. Deep-Sea benthic ecosystems	12.6.x Continental and island slopes, incl. deep-sea trenches and canyons, channels, slope failures and slumps on the continental slope
----------------------	-----------------------------------	---

4.6 Coastal inlets and Deepwater coastal inlets (fjords)

Fjords are particularly important ecosystem types for Norway as these cover most of the coast. It is therefore important to have a clear definition of what they aim to capture. Deep or not, it seems more intuitive to group all coastal inlets (including fjords) within the level 1 typology “10. Marine inlets and transitional waters”.

Table 14: Suggestions for the structure and content of coastal inlets

10.2 Coastal inlets	10.2.1 Fjords
	10.2.2 Bays and coves
	10.2.3 Coastal lagoons

Once in the same level 1 typology, there is a need for better defining the differences between them. What characteristics separate fjords from bays? While the geological definition of fjords tends to link to glacial origins and the existence of a sill, we do not think that this is relevant for the goals of nature accounting. Instead, since fjords were classed under “deepwater coastal inlets”, it is assumed that the goal is to capture the characteristics or processes related to the depth of the fjords. Is the goal to identify deep coastal inlets where e.g. light does not reach the bottom, or where water does not circulate well because of a fjord sill, thus affecting salinity, oxygen or temperature patterns. Should an elongated inlet that is not deeper than, for example, 50 m better serve as a bay than a fjord? We suggest that explicit reference is made to either a fjord sill as a delimiting factor, a depth threshold (in its deepest point or on average) or both, e.g. “coastal inlets with a sill at its mouth or a depth greater than 100 m could constitute a fjord, shallower inlets that do not have a sill are bays or something else”.

4.7 Deep-Sea

In this section we first present our comments on the typology proposal from the working group (**Doc. ENV/EA/TF/2025_2/2c**), before proposing some suggestions for changes and points for discussion. The new typology proposed by the working group for the deep-sea ecosystems is as presented in Table 15.

Table 15: Changes suggested by the working group in Doc. ENV/EA/TF/2025_2/2c for the deep-sea classes.

#	EU Ecosystem typology L2	EU Ecosystem typology L3	Source (EUNIS 2012)
4c	12.5 Deep-sea benthic ecosystems	12.5.1 Deep-sea sand beds and mud plains	A6.3 Deep-sea sand A6.4 Deep-sea muddy A6.5 Deep-sea mud
		12.5.2 Deep-sea coarse and mixed sediment beds	A6.2 Deep-sea mixed substrata
		12.5.3 Deep-sea rocky substrates	A6.1 Deep-sea rock and artificial hard substrata
		12.5.4 Deep-sea coral	
		12.5.5 Deep-sea sponge aggregations	A6.62 Deep-sea sponge aggregations
5c	12.6 Deep-sea morphological features	12.6.1 Raised features of the seabed	A6.7 Raised features of the seabed
5c	12.7 Deep-sea vents and seeps	12.7.1 Deep-sea vents and seeps	A6.9 Vents, seeps, hypoxic and anoxic habitats of the deep sea
1c	12.8 Deepwater coastal inlets (fjords)	12.8.1 Deepwater coastal inlets (fjords)	

Note that specific comments and suggestions for 12.7 Continental and island slopes and 12.8 Deepwater coastal inlets (fjords) have already been made in section 4.6 and 4.5 above. Here we will focus on 12.8 “Deepwater benthic and pelagic ecosystems”.

4.7.1 12.5 Deep-sea benthic ecosystems

A subdivision of the deep-seabed into substrates is not practicable. There is a lack of data in that zone. When data are available, they mostly have such a low resolution that a proper division is not possible and therefore would give a sense of accuracy that does not exist in reality.

Furthermore, the suggested division creates an inconsistent hierarchy with sublittoral sediments and sublittoral rocky substrates differentiated at level 2, while the deep-sea sediments and rocky substrates are all grouped at level 3 under 12.5 Deep-sea benthic ecosystems which in addition also includes landscape units.

We see two possible ways to address that problem:

1. Group all sublittoral and deep-sea sediments in one level 2 class. Do the same for sublittoral and deep-sea rocky substrates.

Table 16: One option is to make a substrate group of its own.

Sediments	Sublittoral sand beds and mud plains
	Deepwater sand beds and mud plains
	Sublittoral coarse sediment beds
	Deepwater coarse sediment beds
	Sublittoral mixed sediment beds
	Deepwater mixed sediment beds
Rocky substrates	Sublittoral rocky substrates
	Deepwater rocky substrates

2. Drop the substrates in the deep-sea class. If we had perfect data, the suggested substrate classes would overlap with the deep-sea classes based on landscape features (12.6 Deep-sea morphological features and 12.7 Deep-sea vents and seeps) and on species composition (12.5.4 Deep-sea coral and 12.5.5 Deep-sea sponge aggregation) as all landscape features are themselves composed of substrates and all species occur on certain substrates. If we have incomplete data in low resolution, as it is the present situation, such a specific division is not feasible.

We prefer solution 2.

We agree with the recommendation to give “Raised features of the deep-seabed” and “Deep-sea vents and seeps” its own class. Nevertheless, we argue that it should be avoided that level 2 and 3 are the same class. We therefore suggested to modify “Deep-sea benthic ecosystems” to encompass all landscape features including “Abyssal plains” (see Table 17: Norway’s suggestion for the structure of Deepwater benthic ecosystems).

This would:

- avoid repeating classes from levels 2 and 3
- allow reporting on level 2 without having data on morphological features.

Table 17: Norway's suggestion for the structure of Deepwater benthic ecosystems.

12.5 Deepwater benthic ecosystems	12.5.1 Abyssal plains
	12.5.2 Continental and island slopes, incl. deep-sea trenches and canyons, channels, slope failures and slumps on the continental slope
	12.5.3 Raised features of the seabed
	12.5.4 Deep-Sea vents and seeps

4.7.2 12.5.4 Deep-sea coral

We disagree with the division of coral reefs into two different level 2 classes depending on depth. Cold-water corals can occur both in the sublittoral and deep-sea zones (especially as the sublittoral zone is defined to stretch to the top of the continental shelf for the Norwegian Atlantic and Arctic regions). From the perspective of ecosystem services, we also wonder whether to distinguish between biogenic structures in the sublittoral and deep-sea ecosystems is necessary as they will provide similar services.

We suggest removing “12.5.4 Deep-sea coral”. Instead, we propose to have only one class for cold-water coral reef under 12.2 Biogenic reefs and animal forest (see chapter 4.3). An additional class for warm-water coral reefs should be added to differentiate from the cold-water reefs, which have different properties under the same class.

4.7.3 12.5.5 Deep-sea sponge aggregation

Sponge aggregations also occur on the continental shelf. Including the “deep-sea” in their name can lead to confusion as to which sponges one is referring to. It is clearer to label them as Sponge aggregations, without the “deep-sea” part. For consistency, we recommend that sponge aggregations are classified under 12.2. Biogenic reefs and animal forests (see chapter 4.3)

4.8 Sea ice

We identified two main issues related to sea ice that need addressing.

4.8.1 Spatial overlaps with other typologies

Eurostat explains in its report that the typologies are supposed to be mutually exclusive; however, this is simply not possible with sea ice. While all other marine typologies are defined by characteristics at the bottom of the sea, sea ice is defined by the surface, and the occurrence of one does not undermine or replace the important services and status of the other. Sea ice is still important, especially for Norway, and so it would be important to clarify that sea ice does not replace other marine typologies but adds a layer.

4.8.2 Harmonisation of methodologies for mapping and estimation of ice coverage

It is of major importance that there is a harmonization of methodology concerning sea ice coverage. Sea ice varies greatly in time (within and between years) and density (e.g. packed vs drifting ice). It is therefore important to identify the characteristics that are important for nature accounting. For instance, do we want to evaluate its ecosystem effects in terms of ecosystem productivity, its relevance in relation to climate change or its effects on sea traffic. Here are some examples for how one could determine the coverage of sea ice:

- The greatest extent that packed/drifting sea ice has reached a given year.
- The greatest coverage that sea ice has reached by a particular date in any given year.
- The average sea ice coverage by July in the last 10 years.
- Areas covered by sea ice for a total of at least 3 months any given year

In Norway, the Norwegian Polar Institute delivers scientific knowledge and advice to the Norwegian Authorities about the Arctic and the Antarctic. The Polar Institute uses data from National Snow and Ice Data Centre (NSIDC) in USA as a data source for ice coverage, as this centre has daily ice concentration data from 1969 onwards. Ice concentration is measured as percentage of square areas with the size 25x25 km. The methodology is standardized and includes estimation of average values over the last 30 years. The Polar Institute uses binary values of ice coverage per 25x25 km, based on percentage values of ice coverage within each square.

Norway would like to:

- Participate in further clarification on methodologies concerning sea ice coverage, including reporting schemes for that ecosystem. This includes calculation methods for yearly average, max winter average etc. and a unified methodology for reporting sea ice extent.
- Discuss the possibility to divide permanent polar ice into two sub-categories of ecosystem classes – Permanent polar ice and Marginal ice zone. The marginal zone constitutes an utmost important and highly productive ecosystem, with important ecosystem services <https://data.npolar.no/dataset/2f1fcd35-9b49-4fba-ba14-14421f7f4f1e>. The areas covering the Marginal ice zone should be identified, and should be monitored concerning ecosystem stability, healthiness and ecosystems

services. Polar ice ecosystems will change rapidly over time due to climate change, more granulated classification and mapping is therefore relevant.

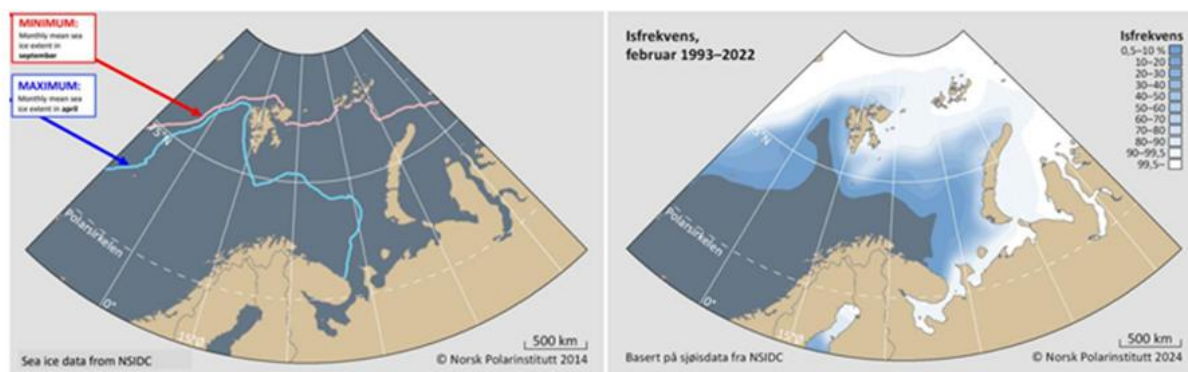


Figure 2: The left map shows maximum (blue line) and minimum (red line) sea ice coverage. North of the red line lies the area with permanent ice cover. The area between the red and blue line is the marginal zone. The map to the right shows the sea ice frequency calculated for a 30-year period (Source: Norwegian Polar Institute)

4.9 Overlapping ecosystems

A major issue is that many classes are not mutually exclusive within same level and between levels as the delineation of ecosystem classes in the EU typology is based on different criteria. Some are defined by:

- Species or species groups (Coral Reefs, Seagrass Meadows, Shellfish Beds and Reefs, Kelp Forests, etc.).
- Depth (Deep-sea Ecosystems)
- Topography (Fjord, Continental Slope and Slopes)
- Seabed substrate (Sublittoral Rocky Substrates, Sublittoral sand beds and mud plains)
- Oceanography (Estuaries, Sea Ice)

As a result, many marine ecosystem types can overlap with each other. For example, estuaries can overlap with intertidal zones (see Figure 3), and can extend far within bays or fjords, while having a sea grass dominating the sea floor. Depending on certain ecosystem services, the sediment can be the most relevant factor (storage of organic carbon in muddy sediments) and in some cases the geomorphology (lagoons provide specific ecosystems based on their salinity, temperature and exposure).



Figure 3: Overlap between an estuary (lilac hashed) and intertidal area (yellow hashed).

As it is required that the ecosystem extent accounts follow the ‘MECE principle’ (Mutually exclusive and collectively exhaustive), there is a need to define a clear hierarchy among classes that defines the classes that take precedent over others. Norway recommends the following hierarchy (see also Figure 4):

1. Any biogenic typology (i.e., macrophytes, reefs or other species aggregations) take precedent over any non-biogenic typology. E.g. coral reefs will always take precedence over fjords, or kelp forest will always be prioritized over a bay, intertidal area or sublittoral rocky substrate. This is because the habitat requirements of species communities are more specific and therefore provide more information about the ecosystem than just geomorphology or substrate. For instance, kelp forests have hard substrates, but important additional information is gained about temperature, depth, current conditions, and salinity when viewed as a kelp forest rather than a hard substrate class. This makes it more relevant for management and nature accounting. Additionally, biogenic class will change over time more than areas defined by geomorphology or substrate. It is also these ecosystem types that are most important for the provision of ecosystem services. It remains unclear what to do with areas that, for example, have contained kelp forests that have now declined considerably. Should these areas be reclassified as, for example, hard substrates, or simply given a poor ecosystem status and service while remaining as kelp areas.
2. Estuaries, as these also have crucial impacts on the ecology of the regions due to the changes in salinity and outputs from land.
3. Intertidal areas, as these have crucial impacts on the ecology of the region through the high expose under low tides and wave action.

4. The remaining coastal classes defined by topography, such as bays, lagoons and fjords, which are mutually exclusive with each other.
5. Classes defined by sediment type in the sublittoral zone.
6. Classes identified by the topography in the deep-sea

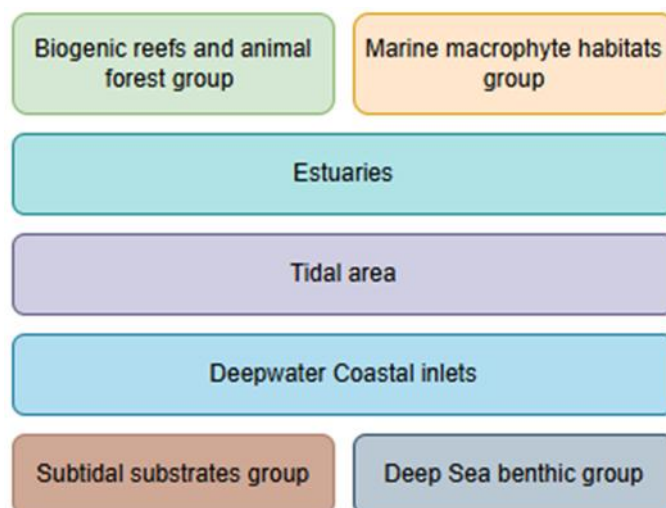


Figure 4: Suggestion for a hierarchical classification for overlapping ecosystems based on species composition, substrate, geomorphology and landscape features.

4.10 Anthropogenic marine ecosystems

There are numerous ecosystem classes within the terrestrial typology that have been shaped by anthropogenic activity. In contrast, such anthropogenic classes are currently absent in the marine ecosystem typology. Nevertheless, marine ecosystems are significantly influenced by human activities—both through permanent constructions and less visible forms of exploitation. These activities often lead to permanent and profound alterations in ecosystem structure, function and species composition, with cascading effects on the provision of ecosystem services. One example is the impact of bottom trawling on carbon storage in benthic sediments. It should be considered whether these affected areas should be classified as anthropogenic ecosystems, or whether the impacts are better represented through condition indicators. Regardless of the approach, the resulting map product must accurately reflect anthropogenically induced changes in marine ecosystems and their implications for ecosystem service provision.

Norway welcomes the opportunity to engage in discussions on how anthropogenic activity should be addressed in the marine realm. We are interested in contributing to the development of consistent approaches for representing human influence in marine ecosystem accounting.



Kartverket

www.kartverket.no

Postadresse: Postboks 600 Sentrum, 3507 Hønefoss

Telefon: 32 11 80 00

Telefaks: 32 11 81 01

E-post: post@kartverket.no

Organisasjonsnummer: 971 040 23