

Kan informasjon om bløtbunnssamfunn og modeller for geofysiske forhold gi heldekkende kart over naturtilstanden i norske kystvann?

Av Hege Gundersen, Trine Bekkby og Karl Norling

Hege Gundersen er forsker ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Senter for økologisk og evolusjonær syntese (CEES), Universitetet i Oslo. Trine Bekkby er forsker ved NIVA og Naturhistorisk museum (NHM), Universitetet i Oslo. Karl Norling er forsker ved NIVA.

Summary

Can information on soft bottom communities and models of geophysical conditions provide distribution maps of reference condition in Norwegian coastal waters?

Species composition and biodiversity in marine sediment communities (benthic macrofauna) are particularly suitable for measuring environmental health conditions, as particle bound pollution sooner or later reaches the sea floor. Indices on benthic macroinvertebrate diversity and sensitivity are included in both the Norwegian Nature Index and the EU Water Framework Directive, which both require reliable values of “nature condition”. At present, Norway and the majority of EU member states use one single value of reference conditions for all regions and water types within a country, even though we know that the composition of benthic macrofauna varies along environmental gradients in the coastal areas. We have, with the use of statistical models and GIS analysis, modelled reference conditions for different macroinvertebrate indices along environmental gradients in Norway. The results show a gradient of index values from the inner coast, fjords and basin areas to the more wave exposed and deep areas in the outer coast. With high resolution modelling, distribution maps can easily be

adapted to the Nature Index, the Water Framework Directive and any other administrative needs, based on the same maps.

Sammendrag

Artsmangfold og sammensetning av dyr i marine sedimenter (bløtbunnsfauna) er spesielt egnet for å måle miljøets tilstand, fordi ulike typer partikkelbundet forurensning før eller senere når havbunnen. Indekser på arts mangfold og ømfintlighet i bløtbunnsfauna inngår både i Norsk naturindeks og EUs vanddirektiv, som begge etterspør pålitelige verdier for ”naturtilstand”. Norge og mange av EU-landene har per i dag én verdi som gjelder for alle regioner og vann typer i et land, selv om vi vet at sammensetningen av bløtbunnsfauna varierer langs miljøgradienter i kystområdene. Vi har, med bruk av statistiske modeller og GIS-analyser, modellert referansetilstand for ulike bløtbunnsindekser langs miljøgradienter i ulike deler av Norskekysten. Resultatene viser en variasjon i indeksverdier fra indre kyst, fjorder og bassengområder til mer bølgeeksponerte områder og større dyp i ytre kyst. Modellerte høyoppløselige utbredelseskart kan lett tilpasses naturindeksen, vanddirektivet og eventuelt andre forvaltningsbehov, basert på samme kartmateriale.

Innledning

Indekser på bløtbunnsfauna i norsk forvaltning

Bløtbunnsområder dekker mesteparten av havbunnen og inneholder ofte bunnsamfunn med høyt artsmangfold. Forurensning tilknyttet partikler vil før eller senere sedimentere på havbunnen, hvor de akkumuleres (Gray og Elliot 2009, Rosenberg m.fl. 2004) og påvirker bløtbunnsamfunnene. Artssammensetning og biomangfold brukes ofte for å måle miljøets tilstand i ulike marine overvåkingsprogrammer, og dyresamfunn (makroskopiske virvelløse dyr) som lever i bløtbunn inngår som ett av flere biologiske kvalitetselementer i EUs vanddirektiv (Directive 2000/60/EC, Molvær og Norling 2010). Dette fordi de marine bunndyrssamfunnene er relativt stabile over tid ved lite menneskelig påvirkning, men endrer seg ved påvirkning (f. eks. overgjødning, stort fiskepress og klimaendringer, Rosenberg m.fl. 2002, Frid m.fl. 2008, Borja m.fl. 2013).

«Naturindeks for Norge» (Nybo 2010) er et redskap for å overvåke utviklingen i de store økosystemene, og er ment å måle om tapet av naturmangfold stanser, slik Norge har forpliktet seg til i internasjonale avtaler. I tillegg er Norge forpliktet til å følge EUs vanddirektiv, og skal oppnå god økologisk status innen 2021. For å kunne se hvordan naturen endrer seg over tid og vurdere om man har god økologisk tilstand eller ikke, trenger vi pålitelige mål på det som kalles «naturtilstand» i naturindeksen og «referansetilstand» i vanddirektivet, altså tilstanden uten menneskelig påvirkning eller med en bærekraftig forvaltning. Denne naturtilstanden vil variere fra sted til sted, avhengig av faktorer som f. eks. dyp, terrengforhold, vannutskifting og strømforhold. I naturindeksen er definisjonen av naturtilstand for bløtbunnsfauna basert på historiske data og ekspertvurderinger, og samme verdi gjelder for hele landet. Også i vanddirektivet er referansetilstanden satt til samme verdi for alle økoregioner, fylker og kommuner i Norge. Samme verdi er også benyttet for alle fjorder og havområder. I vanddirektivet vil et vesentlig avvik fra referansetilstand kunne resultere i krav om tiltak for å oppnå god økologisk status. Kunn-

skapsbaserte referanseverdier for forskjellige vannforekomster er altså viktig for å kunne prioritere å sette inn tiltak der man får størst effekt og ha en realistisk prognose for å oppnå en effekt av tiltaket i form av god økologisk status.

Vi viser her hvordan modeller kan brukes for å beregne differensierte verdier for naturtilstand med full geografisk representativitet. Kart over naturtilstand for ulike indekser på bløtbunn er produsert for alle kystområder i Norge med en oppløsning på 25x25 meter, men er også akkumulert for å gi en verdi for hver kommune, hvert fylke og hver region, noe som er etterspurt i naturindeksen.

Utbredelsesmodellering i norsk forvaltning

Viktige geofysiske variabler i form av heldekkende kart (som f. eks. dyp, skråning og bølgeeksponering) kan brukes til å ekstrapolere kunnskap om bløtbunnsfauna fra punkter til arealer og beregne mer differensierte referanseverdier innen ulike økoregioner, vanntyper og vannforekomster. Utbredelsesmodeller har vist seg å være et svært nyttig og kostnadseffektivt verktøy i forbindelse med kartlegging og overvåking av arter, habitater og naturtyper (se gjennomgang i Stokland m.fl. 2008). Dette gjelder også for norske kyst- og havområder. Metodikken er også en sentral del av Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold - kyst (Rinde m.fl. 2004, Bekkby m.fl. 2011, 2013). Det er også den eneste metoden som gir heldekkende oversikt over sannsynlig naturtilstand i områder som i dag avviker fra denne. Heldekkende kart, basert på innsamlet datamateriale og modellering med god romlig representativitet, er i økende grad etterspurt i forvaltning og planlegging av kystsonen. Per i dag har NIVA utviklet utbredelsesmodeller for blant annet stortare, sukkertare, ålegress, skjellsand og bunntype (hard- og bløtbunnsområder) for hele regioner eller mindre områder langs norskekysten (f.eks. Bekkby m.fl. 2008a, 2008b, 2009a, 2009b, Soldal m.fl. 2009, Gundersen m.fl. 2010a, Bekkby og Moy 2011).

Metoder

Datamaterialet og indekser

Gjennom Kystovervåkningsprogrammet som startet i 1990 (Norderhaug m.fl. 2011) og andre prosjekter har NIVA i mer enn 30 år samlet bløtbunnsfauna ved bruk av grabb og analysert disse i laboratoriet, figur 1. Stasjonene er valgt ut til å representere naturtilstand/referansetilstand basert på informasjon fra NIVAs forurensningsbase, databasen for ferskvannstilførsler TEOTIL (Tjomsland m.fl. 2010), informasjon om organiske tilførsler (fra NIVAs sedimentbase) og koblingen til oksygenforhold (Buhl-Mortensen m.fl. 2011). Stasjonene lå typisk dypere enn 5 meter, hadde begrenset ferskvannspåvirkning og lå vekk fra kjente forurensningskilder.

Totalt var 622 uavhengige prøver tilgjengelig fra områder definert til å være ved naturtilstand. Mesteparten av dataene ble samlet inn i perioden mai-juli, selv om noen stasjoner også ble besøkt på andre tider av året. På de fleste stasjoner ble det samlet inn én grabbprøve per stasjon per år. På noen stasjoner ble flere prøver tatt (stort sett 3, 4 eller 8). For å kontrollere for ulikheter i antall prøver og unngå pseudoreplisering i de statistiske analysene, tok vi gjennomsnitt av alle indeksene samlet inn på en stasjon. Denne metoden er støttet av Aarnio m. fl. (2011), som har funnet at antall grabbprøver ikke påvirker de grunnleggende samfunnsparametrene.

For alle stasjonene ble det beregnet fem ulike indekser på artsmangfold, ømfintlighet for forurensninger og sammensatte indekser: diversitetsindeksene Shannon (H') og Hurlberts (ES_{100}), ømfintlighetsindeksen «Indicator Species Index» (ISI) og versjon 1 og 2 av Norsk kvalitetsindeks (NQI1 og NQI2). De fem indeksene brukes i dag i vannforvaltning og er interessante på grunn av ulike beregningsmåter, se tabell 1. For samtlige indekser er det etablert klassegrenser i henhold til vanddirektivet (Molvær m.fl. 2009, tabell 2). NQI1 er i tillegg interkalibrert i EUs Vanddirektiv.

GIS-modellerte forklaringsvariable

Som forklaringsvariable har vi brukt GIS-modeller over geofysiske faktorer som vi har hatt tilgjengelige med en romlig oppløsning på 25 m, dvs.



Figur 1. Oversikt over bløtbunnsstasjoner der datamaterialet brukt i prosjektet er samlet inn. Hvide punkter viser stasjoner som var ved naturtilstand, og som dermed ble tatt med i analysene. Svarte punkter viser stasjoner som ikke var ved naturtilstand (men var forurenset eller sterkt ferskvannspåvirket), og som dermed ikke ble tatt med i analysene. De ulike regionene (Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet) er vist.

dybde, skråning, terrengkurvatur, basseng- og bølgeeksponering. Dette er faktorer som tidligere har vist seg å være viktige ved at de har betydning for kornstørrelse (Bekkby m.fl. 2008), stabilitet og sedimentering og oksygennivå (Isæus 2004, Diaz 2004). Faktorer som dyp (Gray og Elliot 2009) og vannbevegelse (Graf 1992) har også betydning for artsdiversitet og -sammensetning.

Dybdeverdiene kommer fra en interpolert digital terrengmodell basert på data fra Statens kartverk. Dyp er en indikator for ulike variable, f. eks. temperatur og salinitet. *Skråning* (i grader) ble beregnet fra terrengmodellen som den maksimale endringen i dyp fra et gitt punkt (modellert rastercelle) til dens nærmeste naboceller. *Skråning* er en indikator for substrat, ettersom bløtbunn som regel befinner seg i flatt terreng. *Terrengkurvatur* ble beregnet som forskjellen

Indeks	Beskrivelse/formel	Referanse
Shannons diversitetsindeks	$H' = - \sum_i^s \left[\left(\frac{N_i}{N} \right) * \log_2 \left(\frac{N_i}{N} \right) \right]$	Shannon og Weaver (1963)
Hurlberts diversitetsindeks (100)	$ES_{100} = \sum_i^s \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{100}}{\binom{N}{100}} \right]$ Forventet antall arter pr. 100 individer	Hurlbert (1971)
Indicator Species Index (ømfintlighetsindeks)	$ISI = \sum_i^s \left[\frac{ISI_i}{S_{isi}} \right]$ <i>ISI_i</i> er sensitivetsverdien til art <i>i</i> , <i>S_{isi}</i> er antall arter med fastsatt sensitivetsverdi	Rygg (2002)
Norsk kvalitetsindeks, versjon 1	$NQI1 = \left[0.5 * \left(\frac{(1 - AMBI)}{7} \right) + 0.5 * \left(\frac{\left[\frac{\ln(S)}{\ln(\ln(N))} \right]}{2.7} \right) * \left(\frac{N}{N + 5} \right) \right]$	Molvær m.fl. (2009), Rygg (2006)
Norsk kvalitetsindeks, versjon 2	$NQI2 = \left[0.5 * \left(\frac{(1 - AMBI)}{7} \right) + 0.5 * \left(\frac{H'}{6} \right) \right]$	Molvær m.fl. (2009)

Tabell 1. Formler for beregning av de fem indeksene benyttet på bunnfaunadata fra alle stasjonene.

Indeks	Referanse-verdi	Økologiske tilstandsklasser basert på observert verdi av indeks				
		Meget god	God	Moderat	Dårlig	Meget dårlig
NQI1	0,78	>0,72	0,63-0,72	0,49-0,63	0,31-0,49	<0,31
NQI2	0,73	>0,65	0,54-0,65	0,38-0,54	0,20-0,38	<0,20
H'	4,4	>3,8	3,0-3,8	1,9-3,0	0,9-1,9	<0,9
ES ₁₀₀	32	>25	17-25	10-17	5-10	<5
ISI	9,0	>8,4	7,5-8,4	6,1-7,5	4,2-6,1	<4,2

Tabell 2. Oversikt over grensene for de ulike økologiske tilstandsklassene i henhold til EUs vanddirektiv (Molvær m.fl. 2009). De samme fargekodene er brukt i kartene (Figur 2 og 3) over modellert naturtilstand.

mellom dypet på et gitt punkt (modellert raster-celle) og gjennomsnittlig dyp innenfor et valgt beregningsvindu (her 1 km). Denne indeksen er tilsvarende «Bathymetric Position Index», BPI

(Wilson m.fl. 2007). Negative verdier indikerer forsenkninger, positive verdier indikerer forhøyninger. Basseng identifiserer forsenkninger på en finere skala enn terrengkurvatur og ble laget ved

hjelp av «Fill»-funksjonen i «Spatial Analyst», ArcGIS 9.2. Både terrengkurvatur og basseng er indikatorer på graden av sedimentakkumulasjon og oksygennivå. *Bølgeeksponering* indikerer fysisk stress og påvirker (og er dermed en indikator på) oksygennivå, kornstørrelse og -stabilitet. I dette studieområdet representerer den også en indre-ytre gradient. Bølgeeksponeringsmodellen brukt her er utviklet av Isæus (2004), og er godt etablert i Norge, via Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst (Bekkby m.fl. 2013) og andre prosjekter (Gundersen m.fl. 2010a, b, Norderhaug m.fl. 2012). Modellen er også etablert for Sverige (Eriksson m.fl. 2004, Sandström m.fl. 2005), Finland (Isæus og Rygg 2005), dansk del av Skagerrak og russisk, latvisk, estlandsk, litauisk og tysk del av Østersjøen (Wijkmark og Isæus 2010).

Statistisk modellering og GIS-analyser

På grunn av ulike miljøforhold langs norskekysten har vi valgt å dele opp datamaterialet i tre større regioner: Skagerrak, Nordsjøen og Norskehavet/Barentshavet. Dataene fra Barentshavet og Norskehavet ble slått sammen pga. få stasjoner i de nordlige områdene. Totalt ble det gjort 15 analyser (5 indekser i 3 regioner).

De statistiske analysene av sammenhengen mellom indeksene og de geofysiske variablene ble utført i statistikkprogrammet R versjon 2.8.1, ved bruk av generaliserte additive modeller (GAM) i analyseverktøyet GRASP (Lehmann m.fl. 2003, 2004). Vi brukte AIC (Akaike Information Criteria, Burnham og Anderson 2001) for å finne den beste modellen som samtidig inneholdt færrest mulig parametere. Utbredelsesmodellene ble validert med en kryssvalidering mellom modellerte og observerte verdier. Vi hadde ikke noe uavhengig datasett tilgjengelig for validering, så kun «intern» validering ble gjort av modellene.

GIS-arbeidet ble utført i ArcView versjon 3.3 og 9.3. Kartleggingen av verdier for naturtilstand for indeksene er basert på modellene fra de statistiske analysene. For hver indeks ble det produsert et kart som viser naturtilstanden i de ulike områdene – alle med en romlig oppløsning

på 25x25 m. Siden indeksene gjelder for kystvann begrenset vi utbredelsesmodelleringen til kystsonen, dvs. innenfor 1 nautisk mil fra grunnlinja.

Resultater – kart over modellerte verdier for naturtilstand

Generelt anses utbredelsesmodellene som midt-dels gode, med best resultat i Norskehavet/Barentshavet, deretter Nordsjøen og til slutt Skagerrak, tabell 3. Modellene viser generelt lavere diversitet i indre kystområder, fjorder og bassengområder og høyere diversitet lengre fra kysten der dypet øker og bølgeeksponeringen er sterkere. Hver av sluttmodellene vist i tabell 3 har gitt grunnlag for utbredelseskart for naturtilstand med romlig oppløsning på 25x25 m for kystsonen i Skagerrak, Nordsjøen og Norskehavet/Barentshavet. Som eksempel viser figur 2 kart over modellert naturtilstand for Shannons diversitetsindeks (H') for Skagerrak. Disse kartene er videre lagt til grunn for kart med gjennomsnittlige verdier for naturtilstand for kommuner og fylker, noe som er etterspurt i naturindeksen, figur 3. Se også Gundersen m.fl. 2010b.

Diskusjon

Vi har vist at det er mulig å modellere naturtilstander for ulike bløtbunnsindekser som vi vet varierer naturlig mellom ulike vanntyper, dyp, terrengforhold og eksponeringsforhold. Modellene vi presenterer er middels gode, vurdert på bakgrunn av variasjon forklart. Ømfintlighetsindeksen ISI ga den beste modellen i alle regioner, med en variasjon forklart på 31 %, 58 % og 53 % for hhv. Skagerrak, Nordsjøen og Norskehavet/Barentshavet. For Shannons diversitetsindeks (H'), modellen som er presentert som kart i figur 2 og 3, er disse verdiene hhv. 18 %, 29 % og 47 %. På tross av kun middels god forklaringsgrad, anser vi disse førstegenerasjonsmodellene til å være en kraftig forbedring i forhold til den ene verdien for hver indeks som per i dag gjelder for hele Norge. Det er viktig å presisere at basert på kriteriene som ble satt for å definere en stasjon ved naturtilstand, vil modellene ikke gjelde for sterkt ferskvannspåvirkede områder, da stasjoner der ble ekskludert fra datasettet.

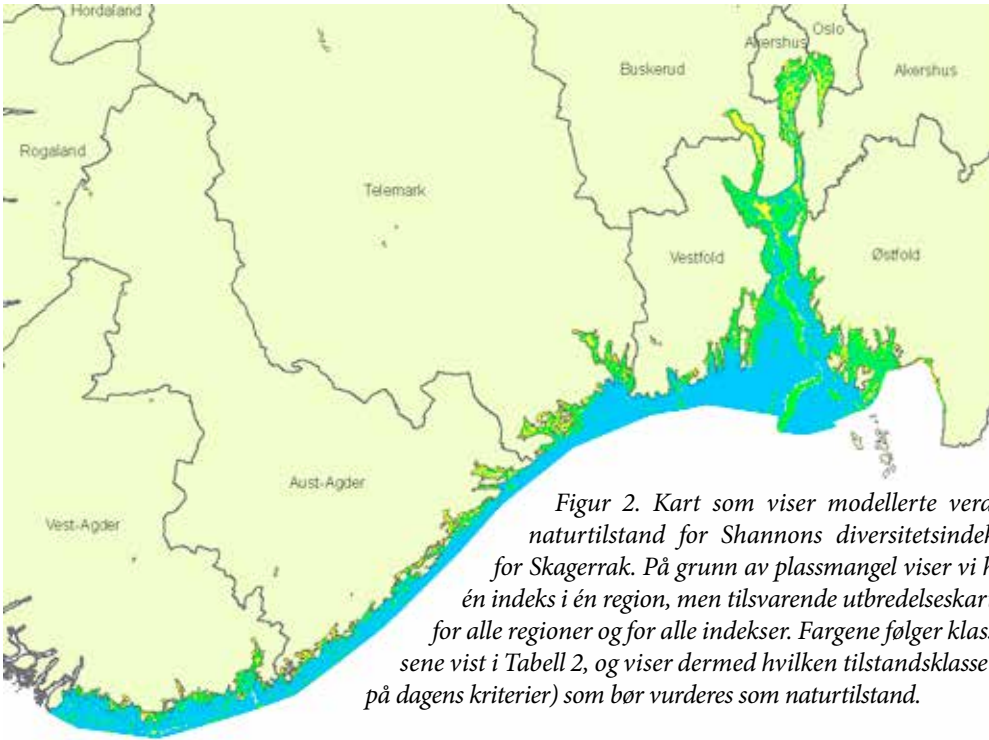
Økoregion og indeks	Selektert modell	n	R ²
Skagerrak			
H'	kurvatur+basseng +bølge	336	0,18
ES ₁₀₀	dyp+skråning+kurvatur+bølge	302	0,16
ISI	dyp+kurvatur+basseng+bølge	326	0,31
NQ1	kurvatur+basseng+bølge	322	0,20
NQ2	kurvatur+basseng+bølge	334	0,19
Nordsjøen			
H'	skråning+kurvatur+basseng+bølge	162	0,29
ES ₁₀₀	kurvatur+basseng+bølge	145	0,31
ISI	dyp+skråning+basseng+bølge	160	0,58
NQ1	dyp+skråning+kurvatur+basseng+bølge	160	0,39
NQ2	dyp+skråning+kurvatur+basseng+bølge	160	0,34
Norskehavet/Barentshavet			
H'	dyp+skråning+bølge	113	0,47
ES ₁₀₀	dyp+skråning+bølge	107	0,40
ISI	dyp+basseng+bølge	113	0,53
NQ1	dyp+kurvatur+basseng+bølge	113	0,52
NQ2	dyp+skråning+kurvatur+basseng+bølge	113	0,54

Tabell 3. Sluttmmodell, utvalgsstørrelse (n) og variasjon forklart (R²) for hver indeks og region, basert på GAM-modeller og AIC-seleksjon.

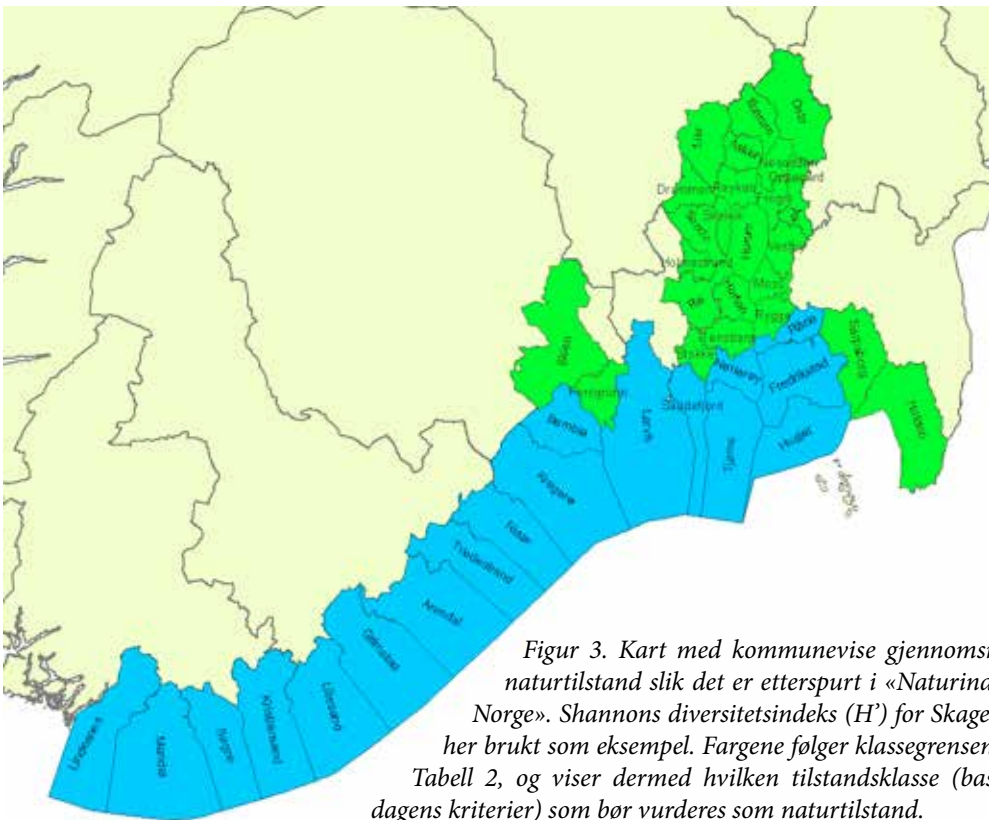
Modellene våre viser en gradient fra indre kyst, fjorder og bassengområder til mer bølgeeksponerte og dype områder i ytre kyst. Slike geografiske forskjeller er å forvente ut fra den kunnskapen vi har om koblingene mellom dyresamfunn og de ulike miljøfaktorenes variasjon langs kysten (f. eks. Graf 1992, Gray og Elliot 2009). Vi har med dette gitt grunnlag for mer detaljerte og presise verdier for naturtilstanden for bløtbunn i kystvann enn det som til nå har vært tilgjengelig. Verktøy lik det vi har utviklet i dette prosjektet, er svært viktige for en kunnskapsbasert forvaltning. Arbeidet med å få til fornuftige og kostnadseffektive tiltak avhenger av at man har kunnskap om hvor det er relevant og mulig å gjøre tiltak. Der data på økologisk tilstand foreligger, vil analysene i denne studien kunne bidra med et grunnlag for å anslå hvilke og hvor store arealer som kan inngå i tiltaksområder.

Når differensierte verdier for naturtilstand er tilgjengelig ned til en geografisk oppløsning på 25x25 m, slik vi her viser ved bruk av utbredelsesmodeller, kan indekser skaleres opp til andre ønskelige skalanivåer. Slik kan dataene tilpasses naturindeksen, vanndirektivet og eventuelt andre forvaltningsbehov, basert på det samme kartmaterialet. Vi har beregnet gjennomsnittsverdier for naturtilstander på fylkes- og kommunenivå, da dette er etterspurt av naturindeksen (Gundersen m.fl. 2011).

Utbredelsesmodellene ble best i Norskehavet/Barentshavet, på tross av at datamaterialet var minst der. Variasjon forklart (dvs. samsvar mellom modellerte og observerte verdier) øker for nesten alle indeksene når man går fra Skagerrak til Nordsjøen og videre til Norskehavet/Barentshavet. Dette indikerer at det er noe variasjon som kommer inn nordover som ikke er fanget opp av de variablene vi har med i analysene.



Figur 2. Kart som viser modellerte verdier for naturtilstand for Shannons diversitetsindeks (H') for Skagerrak. På grunn av plassmangel viser vi her kun én indeks i én region, men tilsvarende utbredelseskart finnes for alle regioner og for alle indekser. Fargene følger klassegrensene vist i Tabell 2, og viser dermed hvilken tilstandsklasse (basert på dagens kriterier) som bør vurderes som naturtilstand.



Figur 3. Kart med kommunevise gjennomsnitt for naturtilstand slik det er etterspurt i «Naturindeks for Norge». Shannons diversitetsindeks (H') for Skagerrak er her brukt som eksempel. Fargene følger klassegrensene vist i Tabell 2, og viser dermed hvilken tilstandsklasse (basert på dagens kriterier) som bør vurderes som naturtilstand.

Dette kan f. eks. være variasjoner i temperatur eller salinitet, eller terrengvariable på skalaer vi ikke har testet her (vi har f. eks. kun med kurvatur med 1 km beregningsvindu). En mulig forbedring av modellene ville være å utvikle heldekkende modeller på andre viktige forklaringsvariable, f. eks. substrattyp, kornstørrelse, innhold av organisk materiale, oksygenforhold, salinitet, temperatur og strømforhold. Strømforhold, salinitet og temperatur er i ferd med å bli tilgjengelig for hele Norge som en del av prosjektet NorKyst-800 (et samarbeid mellom Havforskningsinstituttet, NIVA og Meteorologisk institutt). Men å lage GIS-modeller med tilfredsstillende kvalitet og romlig oppløsning vil innebære å samle inn mer data i felt, noe som ikke var mulig i dette prosjektet.

Modeller som de som er utviklet i dette prosjektet har stor nytte i forvaltning og planlegging av tiltak. Man bør likevel ikke glemme at kvaliteten på resultatmodellene aldri er bedre enn kvaliteten på de data man bruker i analysene. Dataene våre dekker ikke hele kysten, figur 1, og utbredelsesmodellene våre er derfor en ekstrapolering til områder med datahull. Vi mener likevel at våre data dekker miljøgradientene og regionene på en måte som gjør at det er forsvarlig å kunne si noe om regionale mønstre. Den romlige oppløsningen på modellene er god til å være på nasjonalt nivå, 25 x 25 m. Det betyr likevel at den kun gir ett dybdemål per 625 m², noe som kan ha stor betydning i områder med stor terrengvariasjon. Men i og med at bløtbunnsstasjonene stort sett befinner seg i de flatere områdene, blir sannsynligvis denne effekten ikke veldig stor. Selv om de fleste dataene ble samlet inn i perioden mai-juli, så ble noen samlet inn på andre deler av året. Dette kan innebære en variasjon i datasettet som skyldes sesong, en faktor som ikke ble tatt med i analysene. Sesongvariasjon har i all hovedsak blitt beskrevet for områder grunnere enn 20 m for Skagerrak (Rosenberg 1977) og samfunn på dypere vann er mer stabile over tid, både sesong og år (Josefson 1971, Rosenberg m.fl. 2002).

Hovedaktiviteten i prosjektet har vært GIS-arbeid, med tilrettelegging av data for analyser

og produksjon av kart for fem ulike indekser over store områder. Dette var et prosjekt som i hovedsak skulle se på mulighetene for utvikling og forbedring av metoder. Vi fokuserte derfor på naturtilstand, ikke på økologisk tilstand og endringen av disse over tid. Vi ser for oss at resultatene fra dette arbeidet blir en viktig del av det framtidige arbeidet for å finne områder som avviker fra naturtilstand.

Referanser

- Aarnio, K., Mattila, J. og Bonsdorff, E. 2011. Comparison of different sampling strategies in monitoring zoobenthos and classification of archipelago areas. *Boreal Environment Research* 16: 395-406.
- Bekkby, T., Nilsson, H., Rygg, B., Isachsen, P.E., Olsford, F. og Isæus, M. 2008b. Identifying soft sediments at sea using GIS-modelled predictor variables and Sediment Profile Image (SPI) measured response variables. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79: 631-636.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., Isæus, M. og Isachsen, P.E. 2008a. Spatial probability modelling of eelgrass *Zostera marina* L. distribution on the West coast of Norway. *ICES Journal of Marine Science* 65: 1093-1101.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L. og Bakkestuen, V. 2009a. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES Journal of Marine Science* 66: 2106-2115.
- Bekkby, T., Moy, F., Kroglund, T., Gitmark, J., Walday, M., Rinde, E. og Norderhaug, K.M. 2009b. Identifying rocky seabed using GIS modelled predictor variables. *Marine Geodesy* 32(4): 379-390.
- Bekkby, T. og Moy, F. 2011. Developing spatial models of sugar kelp (*Saccharina latissima*) potential distribution under natural conditions and areas of its disappearance in Skagerrak. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95: 477-483.
- Bekkby, T., Moy, F.E., Olsen, H., Rinde, E., Bodvin, T., Bøe, R., Steen, H., Grefsrud, E.S., Espeland, S.H., Pedersen, A. og Jørgensen, N.M. 2013. The Norwegian Program for Mapping of Marine Habitats – Providing Knowledge and Maps for ICZMP. Kapittel 2, s. 21-30 i Moksness, E., Dahl, E. og Støttrup, J. (red.) *Global Challenges in Integrated Coastal Zone Management, Vol II*. John Wiley & Sons, Ltd, Oxford, UK. ISBN 978-0-4706-5756-0.
- Bekkby, T., Rinde, E., Olsen, H., Bøe, R., Steen, H. og Jørgensen, N.M. 2011. Habitat suitability modelling as a tool in the Norwegian program for mapping of marine habitats. *ICES CM 2011\ G:07*.

- Borja A., Chust G., del Campo A., González M. og Hernández, C. 2013. Setting the maximum ecological potential of benthic communities, to assess ecological status, in heavily morphologically-modified estuarine water bodies. *Marine Pollution Bulletin* 71: 199-208.
- Buhl-Mortensen, L., Oug, E. og Aure, J. 2009. The response of hyperbenthos and infauna to hypoxia in fjords along the Skagerrak: Estimating loss of biodiversity due to eutrophication, i Moksness, E., Dahl, E. og Støttrup, J. (red.), *Integrated Coastal Zone Management*, Wiley-Blackwell Sciences, Oxford, UK, s. 79-96. ISBN 978-1-4051-3950-2.
- Burnham, K.P. og Anderson, D.R. 2001. Kullback–Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. *Wildlife Research* 28: 111–119.
- Diaz, R.J. 2004. Biological and physical processes structuring deep-sea surface sediments in the Scotian and Weddell Seas, Antarctica. *Deep-Sea Research II* 51: 1515-1532.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000. Establishing a framework for community action in the field of water policy. CELEX-EUR Official Journal L 327: 1-72.
- Eriksson, B.K., Sandström, A., Isæus, M., Schreiber, H. og Karås, P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 61: 339-349.
- Frid, C.L.J., Garwood, P.R. og Robinson, L.A. 2009. The North Sea benthic system: a 36 year timeseries. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89: 1-10.
- Graf, G. 1992. Benthic-pelagic coupling: A benthic view. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 30: 149-190.
- Gray, J.S. og Elliott, M. 2009. *Ecology of Marine Sediments: Science to Management*. Oxford University Press, Oxford, 225 s. ISBN 978-0-19-856902-2.
- Gundersen, H., Christie, H., og Rinde, E. 2010a. Perspektivstudie av kråkeboller - fra problem til ressurs. - Analyse av ressursgrunnlaget for høsting av kråkeboller og vurdering av økologiske perspektiver knyttet til høstingen. NIVA-rapport 6001-2010, 31 s.
- Gundersen, H., Norling, K., Bekkby, T., Oug, E., Rygg, B. og Walday, M. 2010b. Naturindeks; Videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for bløtbunnsindikator for kystvann - Et utviklingsprosjekt under Naturtyper i Norge (DN). NIVA-rapport 6071-2010, 32 s.
- Hurlbert, S.N. 1971. The nonconcept of the species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.
- Isæus, M. 2004. Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Doktoravhandling ved Naturvetenskapeliga Fakulteten, Stockholm Universitet, 165 s. URL: www.aquabiota.se/publications/pdf/Avhandling_Isaesus.pdf.
- Isæus, M. og Rygg, B. 2005. Wave exposure calculations for the Finnish coast. NIVA-rapport 5075.
- Josefson, A.B. 1981. Persistence and structure of two deep macrobenthic communities in the Skagerrak (west coast of Sweden). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 50: 63-97.
- Lehmann, A., Leathwick, J. R. og Overton, J. M. 2004. GRASP v.3.1. User's Manual. Swiss Centre for Faunal Cartography, Switzerland.
- Lehmann, A., Overton, J.M. og Leathwick, J.R. 2003. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecological Modelling* 160: 165–183.
- Molvær, J., Magnusson, J., Pedersen, A. og Rygg, B. 2009. Vanndirektivet: utarbeidelse av system for marin klassifisering. Framdriftsrapport 2008. TA-2465/2009.
- Molvær, J. og Norling, K. 2010. CONFIRM: en metodikk som gir sikrere klassifisering av marint miljø og eutrofi. VANN 4: 467-476.
- Norderhaug, K.M., Christie, H., Andersen, G.S. og Bekkby, T. 2012. Does the diversity of kelp forest macrofauna increase with wave exposure? *Journal of Sea Research* 69: 36-42.
- Norderhaug, K.M., Ledang, A.B., Trannum, H.C., Bjerkeng, B., Aure, J., Falkenhaus, T., Folkestad, A., Johnsen, T., Lømsland, E., Omli, L., Rygg, B. og Sørensen, K. 2011. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. 2010 Årsrapport, TA-2777, 118 s.
- Nybø S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010.
- Rinde, E., Storeid, S.-E., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Erikstad, L. og Longva, O. 2004. Modellering av utvalgte marine naturtyper og EUNIS klasser. To delprosjekter under det nasjonale programmet for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. NINA Oppdragsmelding 807.
- Rosenberg, R. 1977. Benthic macrofaunal dynamics, production, and dispersion in an oxygen-deficient estuary of west Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 26: 107-133.
- Rosenberg, R., Agrenius, S., Hellman, B., Nilsson, H.C. og Norling, K. 2002. Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. *Marine Ecology Progress Series* 234: 43-53.

Rosenberg, R., Blomquist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H. og Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49: 728-739.

Rygg, B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA-rapport 4548-2002.

Sandström, A., Eriksson, B.K., Karås, P., Isæus, M. og Schreiber, H. 2005. Boating activities influence the recruitment of near-shore fishes in a Baltic Sea archipelago area. *Ambio* 34: 125-130.

Shannon, C.E. og Weaver, W. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press.

Soldal, E., Bekkby, T., Rinde, E., Bakkestuen, V., Erikstad, L. og Isæus, M. 2009. Predictive probability modelling of marine habitats – a case study from the West coast of Norway. S. 57-65 i Dahl, E., Moksness, E. og Støttrup, J. (red.): *Integrated Coastal Zone management*. Blackwell Sciences, 342 s. ISBN 978-1-4051-3950-2.

Stokland, J.N., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Rinde, E., Skarpaas, O., Thygeson, A.S., Yoccoz, N.G. og Økland, R.H. 2008. Prediksjonsmodeller som verktøy for kartlegging, overvåking og forvaltning av biologisk mangfold, - anvendelse, utviklingspotensiale og utfordringer. *Naturhistorisk museum (Oslo) Publikasjon*. ISBN 978-82-7970-010-4, 72s.

Tjomsland T., Selvik, J.R. og Brænden, R. 2010. TEOTIL – Model for calculation of source dependent load in river basins. NIVA-rapport 5914, 58 s.

Wijkmark, N. og Isæus, M. 2010. Wave exposure calculations for the Baltic Sea. *AquaBiota-rapport 2010:2*

Wilson, M.F.J., O'Connell, B., Brown, C., Guinan, C. J. og Grehan, A.J. 2007. Multiscale terrain analysis of multibeam bathymetry data for habitat mapping on the continental slope. *Marine Geodesy*: 30: 3-35.