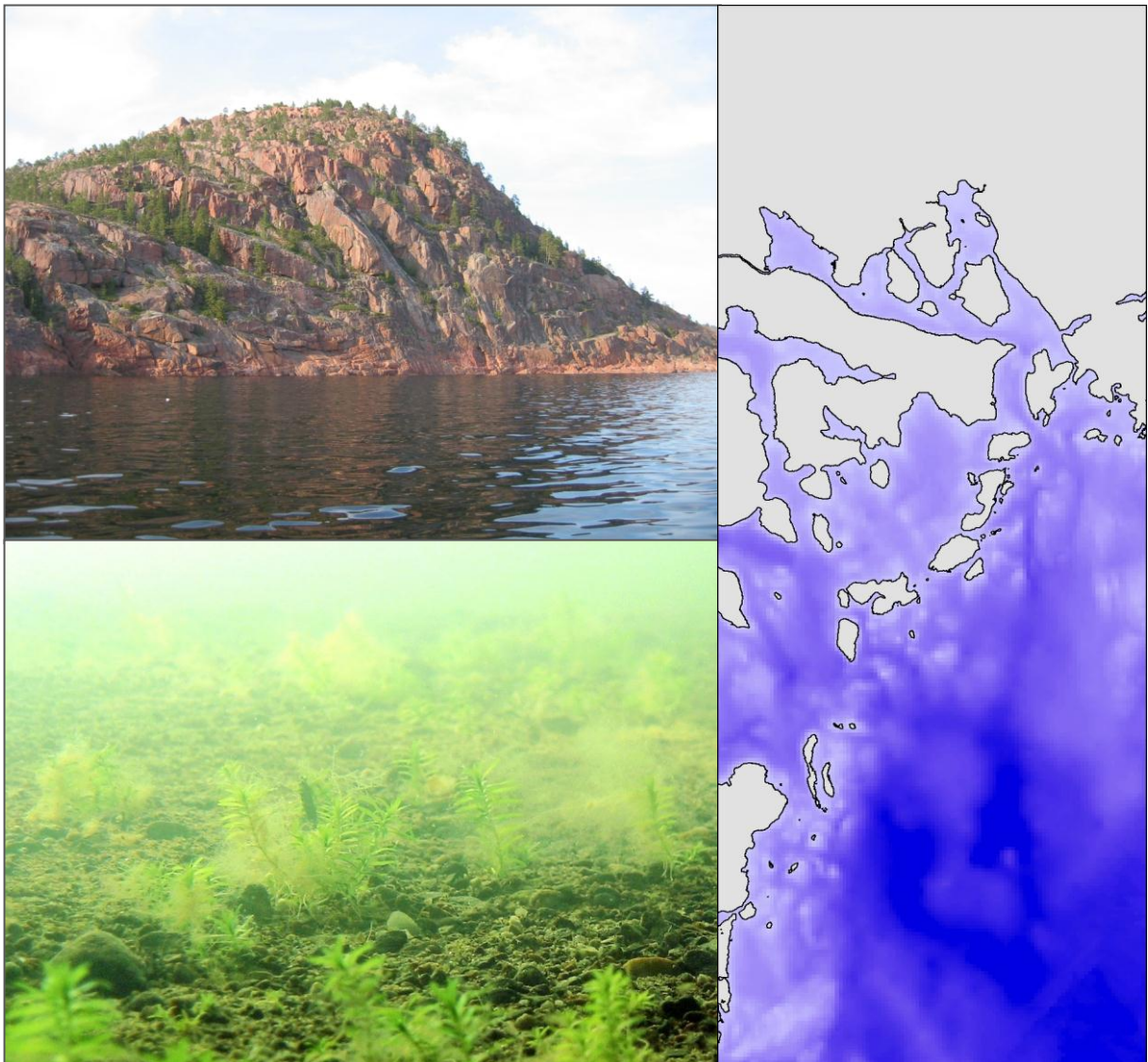


Modellering av Västernorrlands marina habitat och naturvärden



Länsstyrelsen Västernorrland avdelningen för Miljö och Natur

Modellering av Västernorrlands marina habitat och naturvärden

Författare: Karl Florén, Anna Nikolopoulos, Frida Fyhr, Lotta Nygård,
Jorid Hammersland, Cecilia Lindblad, Patrik Wiberg, Johan Näslund och Martin Isaeus

Omslagsbilder: Höga kusten. Foto: Martin Isaeus
Höstlånke. Foto: Martin Isaeus
Interpolerat djupraster. AquaBiota Water Research



ISSN 1403-624X

Innehåll

Sammanfattning	4
Summary	6
Bakgrund och Syfte.....	9
Västernorrlands marina miljö.....	9
Marina habitat – kunskapsunderlag för regionalt och lokalt naturvårdsarbete	9
Samråd och beslut enligt miljöbalken	10
Vattendirektivet.....	11
Bevarandestrategier och skydd	11
Kommunala översiktplaner	12
Miljöatlas (insatser vid oljeutsläpp).....	12
Friluftsliv och turism.....	13
Underlag vid olika typer av restaureringar och åtgärder.....	13
Fiskeförvaltning	14
Underlag för fortsatta inventeringar och miljöövervakningsprogram.....	14
Kartorna	14
Material och metoder	16
Modellering.....	16
Modelleringsprocessen.....	16
GAM-modellering med verktyget GRASP	19
Identifiering och avgränsning av potentiella marina naturvärdesområden	20
Kriterier för bedömning av naturvärden	20
Metod för identifiering och avgränsning av potentiella marina naturvärdesområden	21
Biologiska variabler	24
Data från dropvideo	24
Data från dyktransekter	25
Data från videotransekter	27
Data från Bottenhugg.....	28

Dataset för modellering av alger, kärlväxter och blåmussla	30
Dataset för modellering av mjukbottenfauna	30
Miljövariabler	31
Djup och djupderivat.....	32
Modellering av ytnära och bottennära salthalt	40
Vågexponering	45
Substrat	48
Antropogena faktorer	50
Resultat	56
Tolkning av sannolikhetskartor över förekomst	56
Dataunderlag	57
Modelleringsresultat för blåmussla, alger och kärlväxter	57
Modelleringsresultat för mjukbottenfauna	70
Modelleringsresultat för potentiella marina naturvärdesområden	76
Utsökning av potentiella rev (Natura 2000 naturtyp 1170)	80
Bakgrund.....	80
Natura 2000.....	80
Naturtyp rev (1170).....	80
Vänta Litets Grund.....	80
Revutsökning	81
Resultat	83
Diskussion.....	88
Kvalitet i djupunderlag	88
Bakgrund.....	88
Metoder	88
Resultat och slutsatser	90
Preliminär utvärdering av potentiella marina naturvärdesområden	90
Modelleringsresultatets användbarhet för planering, skydd och förvaltning av havsmiljö.	93
Användbarhet på nationell och internationell nivå	93

Tillgänglighet av resultat	97
Ordlista.....	99
Referenser	102
Bilagor	107

Sammanfattning

Kunskap om de marina habitatens förekomst och utbredning efterfrågas idag av många aktörer. Under 2000-talet har efterfrågan ökat i takt med att arbetet med att värna om havsmiljön fått tydlig prioritet genom nationella och internationella åtaganden. För länsstyrelse och kommun finns ett stort behov av ökad kunskap om den marina miljön för regional och lokal kustplanering, samt som underlag för tillsyn och beslut enligt miljöbalken. Även på nationell och internationell nivå är kartor över den marina miljön av stor vikt för planering, skyddsåtgärder och förvaltning. Syftet med detta projekt har därför varit att ta fram en helt ny typ av underlag för planering av Västernorrlands läns marina område. Den totala arean av det marina området är ca 5092 km².

Inom projektet har heltäckande kartor över bottenlevande alger och växter, blåmusslor samt mjukbottenfauna tagits fram med hjälp av rumslig modellering. Principerna för rumslig modellering beskrivs i rapporten. Biologiska data (kalibreringsdata) har samlats in med hjälp av dropvideo samt sammanställts från tidigare genomförda undersökningar. Heltäckande kartor har tagits fram för prediktorvariablerna djup och olika djupderivat, salthalt, vågexponering, bottensubstrat, samt för ett antal antropogena påverkansfaktorer. Kvaliteten hos det framtagna djupskiktet, samt artkartorna, har utvärderats.

Sammanlagt presenteras sannolikhetskartor för blåmussla, tio arter eller artgrupper av alger, sex arter eller artgrupper av kärleväxter samt fem arter eller artgrupper av mjukbottenfauna. Av dessa har samtliga varit möjliga att externvalidera med hjälp av oberoende data med undantag av två arter. Stor vikt har lagts vid kvalitetsgranskning av samtliga prediktioner. För många av arterna och artgrupperna har prediktioner tagits fram för olika täckningsgrader. Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten är av god eller utmärkt kvalitet.

Utöver modellering av arter och artgrupper har potentiella marina naturvärdesområden identifierats och avgränsats. Med potentiella marina naturvärdesområden avses större sammanhängande områden där rätt förutsättningar för habitatbyggande arter finns. Tre strukturbildande arter eller artgrupper har identifierats som potentiella naturvärdestyper: blåmussla (*Mytilus edulis*), tång (*Fucus vesiculosus*, *Fucus radicans*), samt höga kärleväxter. Resonemanget bygger på att strukturen i sig skapar förutsättningar för andra arter. Större sammanhängande områden har avgränsats och därefter klassats efter sin storlek i förhållande

till övriga områden av samma naturvärdestyp. Klassningen har gjorts på en femgradig skala och stora områden anses mer värdefulla än små.

De potentiella naturvärdesområdena för blåmussla förekommer främst på exponerade bottnar i länets södra och mellersta delar. De största områdena är beräknade att finnas ute på Vänta litets grund, öster om Brämön samt på kattgrundet och hundgrundet. Mönstret beror troligen på tillgång till botten med lämpligt växtdjup i dessa områden samt den lägre salthalten i länets norra delar.

För blåstång är de potentiella naturvärdesområdena koncentrerade till skärgårdsområdet kring Ulvöarna, Åvikebukten samt länets sydligaste delar. För kärlväxter beräknas de största potentiella naturvärdesområdena i skyddade miljöer i länets mellan- och innerskärgårdar. De största områdena beräknas att finnas innanför Järn i Furuskärssundet, i Björköfjärden samt i länets norra delar utanför Idbyn, i inloppet till Åvikfjärden samt i vikarna innanför Allön och Klubben.

De potentiella marina naturvärdesområdena utgör ett viktigt underlag för att ta fram en länstäckande marin naturvärdeskarta. För att nå dit behöver de potentiella naturvärdesområdena kompletteras med andra värden, t.ex. områden med höga värden för fisk och fågel. Med hjälp av biologiska/ekologiska kriterier bör en samlad bedömning göras för närliggande och överlagrande områden. Denna bör kompletteras med information om påverkansfaktorer i och kring området. Beroende på hur mycket data som finns tillgängliga kan bedömningen behöva kompletteras med besök i fält. Resultatet blir ett eller flera avgränsade, naturvärdesklassade och beskrivna marina värdekärnor. Metodiken för detta kommer att utvecklas vidare i uppföljande projekt om identifiering, avgränsning, beskrivning och klassning av marina naturvärdesobjekt i andra län.

Även för ärendehantering på nationell och internationell nivå krävs att modelleringar görs med hög rumslig upplösning. Detta dels för att en högupplöst modellering krävs för att även storskaliga kartunderlag ska erhållas med tillräckligt hög kvalitet, dels för att en god upplösning som regel behövs för att hantera marina skydds- och förvaltningsåtgärder även på denna nivå. Exempel på sådana åtgärder är planering för vindkraftsetablering och sårbarhetsanalyser av t.ex. oljeutsläpp eller fiskemetoder. Prediktioner kan även användas som underlag för både integrerad (sektorövergripande) och sektorsspecifik kust- och skärgårdsplanering. Modellerade kartunderlag över arter eller habitat utgör värdefulla underlag vid utvecklande av t.ex. marina klassifikationssystem som EUNIS och vid uppdatering av HELCOM:s rödlista över marina och kustnära biotoper. Prediktioner är även användbara vid bedömningar av hur vanlig eller representativ en art eller ett habitat är på olika skalnivåer, vilket behövs vid utvärdering av

nätverk av marint värdefulla och skyddade områden som Natura 2000, HELCOM Baltic Sea Protected Areas och OSPAR Marine Protected Areas, samt vid översyn av riksintressen för naturvård. Högupplösta kartunderlag är användbara för rumslig planering med hjälp av mjukvaror som MARXAN och liknande.

Inom projektet har även förekomst av Natura 2000 naturtypen Rev (1170) karterats utifrån högupplöst batymetri och SGUs kartering av marin geologi. Sammanlagt har 362 potentiella rev, där grundaste punkten låg inom djupintervallet 0-30 m, pekats ut. Dessa har överlagrats med de modellerade artkartorna och utifrån det har förväntade artsammansättningar i revhabitaten beskrivits. I de fall inventeringsdata funnits tillgängligt i revområdena har denna jämförts med artbeskrivningarna baserade på modelleringen. Utifrån denna analys har 50 rev pekats ut som potentiellt skyddsvärda. På fyra av dessa fanns inventeringsdata att tillgå, vilka också bekräftade förekomst av de arter revutsökningen baserades på. De overifierade reven bör undersökas innan de slutgiltigt föreslås marint skydd.

Sammanfattningsvis är de nya kartunderlagen över Västernorrlands läns marina miljö som tagits fram i detta projekt ett viktigt steg på vägen för en hållbar kustzonsförvaltning för länet och på sikt även på nationell och internationell nivå.

Summary

Knowledge about the prevalence and distribution of marine habitats is nowadays frequently requested. In the last decade, the demand for such knowledge has increased as the efforts to protect the marine environment have been given clear priority through national and international commitments. County- and Municipality Administrative Boards need more information about the marine environment for their regional and local coastal planning. Such information is also important for supervision and decision making in pursuant with the Swedish Environmental Code. The intention of this project has been to develop a completely new type of material for future planning of the marine area of Västernorrland County. The total marine area is approximately 5080 km².

Within the project comprehensive maps of benthic algae and plants, blue mussels and soft bottom fauna has been developed using spatial modeling. The principles of spatial modeling are described in the report. Biological data (calibration data) were collected using dropvideo and compiled from previously conducted studies. Maps have been developed for predictor variables such as depth and various depth derivatives, salinity, wave exposure, substrate, and for a

number of anthropogenic influences. The quality of the resultant depth grid, and species distribution maps, has been evaluated.

Probability maps for blue mussels, ten species or species groups of algae, six species or groups of species of vascular plants and five species or species groups of the soft bottom fauna are presented. All maps, except for two, were externally validated using independent data that was not used to build the models. Great emphasis has been placed on quality control of all predictions. For many of the species and species groups predictions have been developed for several coverage rates. All modeling results presented in this report are of good or excellent quality. In addition to modeling of species and species groups potential areas with high marine nature values have been identified and defined. Three structure-forming species or species groups have been identified as potential natural value types: blue mussels (*Mytilus edulis*), wrack (*Fucus vesiculosus*, *Fucus radicans*), and high vascular plants. The reasoning is based on that the structure itself creates conditions for other species. Large, contiguous areas have been defined and subsequently classified according to their size relative to other areas of the same nature value type. The classification was made on a five-point scale, and large areas are considered more valuable than small ones. The potential nature value areas of blue mussels occur mainly on exposed bottoms of the county's southern and central parts. The largest areas are estimated to be on *Vänta litet grund*, east of *Brämön* and the *Kattgrundet* and *Hundgrundret*. The pattern is probably due to salinity and bottom topography.

For bladder wrack, the potential nature value areas are concentrated in the county's southernmost part, *Åvikebukten* and the archipelago area surrounding *Ulvöarna*. The largest potential nature value areas for vascular plants are estimated in protected environments in the county's middle and inner archipelago. The main areas are expected to be located inside of *Järn* in *Furuskärssundet*, in *Björköfjärden* and the county's northern parts outside *Idbyn*, in the entrance to the *Åvikfjärden* and within the bays inside of *Ällön* and *Klubben*.

The potential marine nature value areas are an important basis for developing a county-wide marine nature value map. To achieve this, the potential nature value areas need to be supplemented by other values, e.g. terrestrial values such as bird and seal sanctuaries. With the help of biological/ecological criteria, an overall assessment should be made for adjacent and overlapping regions. This should be supplemented with information about influencing factors in and around the area. Depending on how much data is available, the assessment can be supplemented with visits to the field. The result is one or several separate, nature classified and described marine value cores. The methodology for this will be further elaborated in upcoming

projects on the identification, definition, description and classification of marine nature objects in other counties.

Even for case management at national and international level high spatial resolution is crucial for modeling. This is partly because a high-resolution modeling is required to obtain sufficient quality even for large-scale maps, and partly because a good resolution is generally necessary for marine protection and management measures also at this level. Examples of such measures are planning wind power establishments and vulnerability assessments of e.g. oil spills or fishing methods. Predictions can also be used as a basis for both integrated (multisectoral) and sector-specific coastal and archipelago planning. Modeled maps of species or habitat distributions are valuable input for the development of e.g. marine classification systems such as EUNIS and when updating the HELCOM Red List of marine and coastal biotopes. Predictions are also useful when assessing how common or representative a species or habitat are on different scale levels, which are needed to evaluate the network of marine protected areas, such as Natura 2000, HELCOM Baltic Sea Protected Areas and OSPAR Marine Protected Areas, and the assessment of national interest for nature conservation. High-resolution maps are useful for spatial planning with the help of software such as MARXAN and suchlike.

Within the project, the presence of Natura 2000 habitat type Reef (1170) has been mapped by using high-resolution bathymetry and SGU mapping of marine geology. A total of 362 potential reefs, where the shallowest point was within the depth range 0-30 m, have been identified. These have been overlaid with the modeled species distribution maps and expected taxa in the reef habitats have been described based on these. Where inventory data was available in the reef areas, they were compared with descriptions of species based on modeling results. Based on this analysis, 50 reefs have been identified as potentially worthy of protection. In four of those inventory data were available, which also confirmed the presence of the species which the reef searching was based on. The unverified reefs should be examined before the final proposal of marine protection is made.

In summary, the new maps of the marine environment of Västernorrland County, developed within this project are an important step for sustainable coastal zone management, not only at a county level but also in a national and international perspective.

Bakgrund och Syfte

Västernorrlands marina miljö

Västernorrlands läns areal är 28 000 km², varav 5092 km² (dvs. 18 %) utgörs av hav. Karaktäristiskt för stora delar av länets marina landskap är en relativt vågexponerad kust med stora vattendjup nära land. De största topografiska skillnaderna återfinns i Höga Kusten där de högsta bergen mäter mer än 300 m ö h och det största havsdjupet ligger på mer än 200 m. Norr och söder om Höga Kusten är kusten mer flack och här återfinns även merparten av länets grunda vågskyddade havsvikar. Västernorrland är ett område i Östersjön där det finns få grunda vågskyddade havsvikar. Länets havsstränder varierar från höglänta klippavsnitt, blockiga, svårforcerade partier och sandvikar till grunda sedimentrika ofta vassbevuxna kuststräckor. Flera stora älvar mynnar i Västernorrland, så som Ljungan, Indalsälven och Ångermanälven. Delar av havsområdet är på så sätt starkt påverkat av mynnande sötvatten. Detta är i sin tur något som tydligt påverkar artsammansättningen i ett område som detta där många arter redan lever på gränsen av vad de klarar av salthaltsmässigt. Miljön i de kustnära områdena är således av mycket olika karaktär, bl.a. genom påverkan av sötvatten och mänskliga aktiviteter.

Marina habitat – kunskapsunderlag för regionalt och lokalt naturvårdsarbete

Kännedom om marina habitat och deras utbredning och förekomst efterfrågas idag av många aktörer. Efterfrågan har ökat i takt med att arbetet med att värna om naturmiljön i havet har fått tydlig prioritet genom nationella och internationella åtaganden under 2000-talet.

Kunskapen om de biologiska värdena i havsmiljön har varit eftersatt i Sverige samtidigt som miljömål, lagstiftning och införandet av EU:s ramdirektiv för vatten avsevärt höjt ambitionerna vad gäller bevarande och krav på god ekologisk status i vattenmiljöer.

För länsstyrelse och kommuner finns ett stort behov av ökad kunskap om den marina miljön för regional och lokal kustplanering och som underlag för tillsyn och beslut enligt miljöbalken.

Kunskapen om den marina miljön har ökat under de senare åren genom inventeringar, men fortfarande vet vi betydligt mer om hur det ser ut på land än under havsytan. För att öka kunskapen ytterligare har länsstyrelsen låtit göra modelleringar av förekomst av olika habitat

och arter i havet. De kartor som produceras via modellering kan utgöra ett underlag och stöd vid t ex fysisk planering. Kartorna ska ses som ett komplement till inventeringar i fält.

Samråd och beslut enligt miljöbalken

En viktig del i länsstyrelser och kommuners miljö- och naturvårdsarbete är att hantera samråd och ansökningar om dispenser eller tillstånd enligt miljöbalken för många olika typer av verksamheter som berör den marina miljön. Tillstånd eller samråd behövs för vattenverksamhet, åtgärder i strandskyddsområde och för åtgärder som kan påverka naturmiljön, t.ex. anläggningar i vattenområden, grävningar/ muddringar, kablar/ ledningar, fiskodlingar, m.m. För många verksamheter krävs en miljökonsekvensbeskrivning. I en del fall, där länsstyrelse eller kommun inte är beslutande myndighet, inges t.ex. yttranden till miljödomstol eller naturvårdsverk.

Länsstyrelsen i Västernorrland behandlar ett stort antal s.k. anmälningsärenden som rör vattenverksamhet i kust- och skärgård. Exempel på sådana ärenden är mindre muddringar och pålning/byggnation i vatten. Länsstyrelsen företräder även det allmänna intresset i större tillståndsärenden om vattenverksamhet som avgörs i domstol och är på samma sätt särskilt involverad i vattenverksamheter angående muddring och sanering av förorenade områden och sediment. Hänsynen till vattenmiljön kommer även till uttryck vid prövning och tillsyn i strandskyddsärenden. Utöver detta tillkommer många frågor från allmänhet, företag och myndigheter som rör förhållandena i vattenmiljön i kustområdet. Sammantaget innebär detta att Länsstyrelsen ständigt och dagligen har att bedöma olika verksamheters inverkan på den marina miljön. En modellerad habitatbeskrivning av undervattensmiljöerna är därför mycket välkommen och efterlängtd i detta arbete.

Den marina miljön i Västernorrland berörs av ett antal riksintressen, detta både enligt miljöbalkens kap 4 samt kap 3. Ett område som är utpekad som riksintresse ska så långt det är möjligt skyddas mot åtgärder som påtagligt kan skada dess värde. Riksintresse för naturvården täcker delar av länets havsområde. Detta gäller bl a hela Höga Kustenområdet inklusive Ulvödjupet, delar av Härnös utsida, området kring Salen och Brämön samt områden i Sundsvallsbukten-Klingerfjärden. Som huvudregel får exploateringsföretag och andra ingrepp i miljön komma till stånd i dessa områden om det kan ske på ett sätt som inte påtagligt skadar områdenas värden. Det är alltså av extra stort vikt att få kunskap om undervattensmiljöerna i sådana områden.

Vattendirektivet

Vattendirektivet ställer krav på att vattenförekomster klassas och statusbedöms och här kan de marina kartorna vara ett hjälpmedel. Statusen på vattenförekomsterna får inte försämrats och gäller som så kallad miljö kvalitetsnorm. Tillstånd, godkännande eller dispens får normalt inte meddelas för en ny verksamhet som medverkar till att en miljö kvalitetsnorm överträds.

Klassningen sker i första hand utifrån biologiska miljöövervakningsdata. Miljöövervakningen är dock så gles att merparten av kustområdena helt saknar övervakning. Klassningen sker då genom expertbedömning och med stöd av närliggande miljöövervakningsstationer. Resultatet från den marina modelleringen kan ligga till grund för att gruppera kustbassänger som har liknande fysikaliska och biologiska förutsättningar. Detta skulle vara till stor hjälp för den expertbedömning som måste göras och på så sätt optimera den provtagning som måste till för klassificeringen inom direktivet.

Bevarandestrategier och skydd

För naturvårdsarbetet är kunskap om utbredningen av olika naturtyper på havets botten avgörande för att kunna få en överblick över ett större kustområde. Hur ser de stora dragen ut? Vad är typiskt för olika kustområden? Är olika marina naturtyper representerade i de skyddade områdena? I Naturvårdsverkets vägledning för skydd av marina miljöer talas om kriterier för urval och prioritering av marina skyddsvärda områden. Här ska vägas in kriterier som naturlighet, representativitet och biogeografiska värden, sällsynthet, ekologiskt/biologiskt värde, variationsrikedom, hotade arter/ biotoper/ biotopkomplex, samt födosöks-, rast-, reproduktions- och uppväxtområden. Andra värden är t.ex. forskningsvärden, internationellt värde och ekonomiskt värde samt sociala värden. För att väga in och bedöma dessa kriteriers relevans för ett givet område är de marina modelleringskartorna en ovärderlig och välkommen ny kunskap. Utan dessa går det inte att göra en värdig bedömning av många av dessa kriterier och därmed är det svårt att värdera ett visst skyddat områdes värde eller betydelse för bevarandearbetet. I Västernorrland finns ett marint naturreservat (Salen), vilket bildades år 2008. Det finns dock ytterligare ett antal terrestra naturreservat som tillkommit tidigare där hav har inkluderats i området. Reservaten i den senare gruppen tillkom då ingen eller starkt begränsad kunskap fanns om naturtyperna på havets botten. Med modellerade marina habitatkartor kommer det vara möjligt att analysera hur de skyddade områdena ligger i förhållande till utbredningen av naturtyperna i ett större kustområde. Habitatkartorna kommer även kunna utgöra ett viktigt underlag i arbetet med att ta fram en skyddsstrategi för den marina miljön som bygger på en ekologisk landskapsplanering. Var finns störst behov av att skydda

nya områden? Ska gränserna för befintliga skyddade områden ändras? Är de skyddade områdena representativa? Skyddas de mer unika eller sällsynta naturtyperna? Hur ska skyddsarbetet prioriteras? Grund för prioritering är hotbild, sårbarhet, storlek, nätverkskapande skydd, genomförbarhet, m.m.

I dagsläget finns en ganska stor kännedom om naturvärden på land genom t.ex. rikstäckande inventeringar genom Skogsstyrelsen, Jordbruksverket, länsstyrelser och kommuner. När det gäller kunskapen om den marina miljön så är den betydligt lägre. Det är därför mycket angeläget att metoder för att identifiera och beskriva marina naturvärden utvecklas.

Merparten av naturreservaten där hav ingår i Västernorrland saknar beskrivning, syften, föreskrifter och skötselplaner med bevarandemål, målindikatorer och uppföljning som behandlar vattenmiljön. Med ny kunskap kan reservaten anpassas till värdena och hotbilden i den marina miljön. Habitatkartorna kommer att vara ett viktigt underlag vid framtagande eller revidering av skötselplaner för marina naturreservat och andra typer av skydd.

Många skyddade områden ingår också i Natura 2000, EU:s nätverk av områden som är skyddade enligt EU:s art- och habitatdirektiv. I dessa områden ska särskilt utpekade habitat ska ha god status och för dessa områden ska en bevarandeplan tas fram där värden, habitat, status och hot beskrivs. Även i detta arbete kommer de marina habitatkartorna att vara ett värdefullt underlag.

Kommunala översiktplaner

En viktig del i den fysiska planeringen av kusten sker genom de kommunala översiktplanerna och på vissa platser genom fördjupade översiktsplaner och detaljplaner. Dessa utgör naturligtvis en viktig del i den lokala kustzonsplaneringen. Enligt plan- och bygglagen ska alla kommuner ha en aktuell översiktsplan. Planen ska behandla frågor om mark- och vattenanvändning och byggande inom hela kommunen. Här ska olika verksamheter, t.ex. vindkraftetableringar, m.m., styras till de områden de är mest lämpade. I detta sammanhang är det av stor vikt med kunskap om de marina miljöerna. Självklart biotiska förhållanden, men även en del abiotiska, såsom t.ex. djup och bottenbeskaffenhet, är av stort värde. Marina habitatkartor kommer kunna vara ett viktigt underlag för att kunna göra avvägningar och riktlinjer för den fysiska planeringen.

Miljöatlas (insatser vid oljeutsläpp)

Många länsstyrelser arbetar med att ta fram nya och uppdaterade så kallade miljöatlas. En miljöatlas ska ge vägledning och prioriteringar i händelse av olika typer av olje- och kemikalieolyckor i kustområdet. En miljöatlas fungerar som ett operationellt verktyg för att förebygga miljökonsekvenser av olje- och kemikalieolyckor och effektivisera bekämpning av

sådana utsläpp som hotar miljön. Som verktyg underlättar miljöatlas samordning och styrning av regionala myndigheters insatser i syfte att minimera miljöeffekter efter olje- och kemikalieolyckor. I miljöatlas ingår rekommendation av saneringsmetod specifikt knutet till strandtypen för drabbat kustområde.

Det webb-baserade verktyget är framtaget av IVL Svenska Miljöinstitutet och riktar sig till räddningstjänsten som snabbt behöver göra avvägningar över vilka områden som i första hand ska skyddas i händelse av olyckor. Kunskap om undervattensmiljön är härvid ett självklart underlag för att kunna göra dessa prioriteringar.

Även i detta arbete fyller habitatkartor en viktig funktion tillsammans med kunskap om vattenkvalitet, bottenbeskaffenhet, djupdata, exponeringsgrad, värdefulla reproduktionsområden för fisk och naturvärdesbedömning av grunda vikar m.m.

Friluftsliv och turism

Delar av havsområdet i Västernorrland är riksintresse för friluftslivet. Turism är en viktig fråga för hela länet med stor utvecklingspotential.

Människan dras generellt till havet och dess stränder, men kan nog många gånger finna livet under ytan lite svårtillgänglig. Det som döljs under ytan kan dock upplevas som spännande och fantasieggande. Med en bättre kännedom om var olika naturtyper finns och en ökad kunskapsnivå om biotoperna under ytan är det möjligt att ta fram informationsmaterial och guideböcker om livet under ytan. En intresserad och kunnig allmänhet är viktigt inte minst för framtida naturvårdsarbete. Att utveckla turismen i området är också av stort intresse och här kan de marina kartorna vara ett underlag för att kunna vägleda och kanalisera besökarna.

Underlag vid olika typer av restaureringar och åtgärder

Vattenmiljöerna är många gånger starkt påverkade av mänsklig aktivitet och kräver ibland någon typ av åtgärd för att återställa eller förbättra miljötillståndet. Västernorrland är ett område med lång industrihistoria, inte minst inom skogsnäringen. Förr i tiden låg industrierna som ett pärlband längs kusten och upp längs våra älvar. I dag är många av industrierna nedlagda, men påverkan från svunna tider finns fortfarande kvar i form av förorenad mark och sediment. Längs länets kust förekommer t ex fiberbankar med höga halter av tungmetaller och organiska miljögifter. Detta härstammar från förorenad fibermassa som pappersmassa-industrierna lämnat efter sig.

De modellerade kartorna kan ge vägledning för att förstå var förutsättningarna för en lyckad restaurering eller åtgärd finns. Om ett visst habitat bör finnas på en plats enligt modellen men

inte gör det i verkligheten kan orsakerna behöva utredas och möjligheterna till restaureringsåtgärder eller ett avvärjande av en negativ påverkan ses över.

Fiskförvaltning

Även när det gäller förvaltning av områdets fisk kan marina habitatkartor fylla en viktig funktion. Det kan t ex handla om bedömning av områdets potential som lek- och uppväxtområde för olika arter.

Kartorna kan också vara en viktig pusselbit för att utvärdera och tolka resultaten av fiskeribiologiska undersökningar och förstå olika fisksamhällens ekologiska krav. Varför ser det ut på ett visst sätt? Ger de marina kartorna stöd för ett visst resultat eller stämmer resultaten inte överens med de marina kartorna? Finns det andra påverkansfaktorer som är styrande i ett givet område? Kartorna kan också vara ett underlag för val av provfiskeområden.

Underlag för fortsatta inventeringar och miljöövervakningsprogram

Inom miljöövervakningen används ofta referensområden och för att kunna prioritera och välja ut områden för den marina miljöövervakningen är det av värde att få en helhetsbild av den marina miljön i kustområdet. Här är de marina habitatkartorna och även de abiotiska kartorna av stort värde. De kan påverka den rumsliga fördelningen samt antalet provlokaler.

Kartmaterialet ger även möjlighet att bedöma miljöövervakningslokalernas representativitet för kustområdet som helhet.

Kartorna

Syftet med att låta göra modelleringar av Västernorrlands marina habitat och naturvärden har varit att ta fram en ny typ av underlag för planering av kustvattenmiljön i länet.

Viktigt att betona är att kartorna ska ses som ett komplement till tidigare utförda inventeringar och kunskap om den marina miljön. Att kartorna bygger på modelleringar betyder att de inte nödvändigtvis visar den absoluta sanningen om hur det ser ut på en specifik plats. Kartorna ger dock en grov uppskattning av förekomst av olika arter och habitat. Kartorna visar sannolikheten för att det ser ut på ett visst sätt på platsen, men fältinventeringar kan sedan behövas för faktisk avgränsning i naturen eller verifikation att en viss art/habitat förekommer just där.

Prediktionen, dvs. kartans kvalitet styrs framförallt av underlagens upplösning och kvalitet, men även modelleringens utförande (bl a i vilken upplösning den görs) och inneboende

egenskaper hos arten eller habitatet. En grövre upplösning av kartan ger oftast en bättre prediktion, men blir upplösningen för grov så är den å andra sidan inte användbar för förvaltning på läns- och kommunal nivå. Detta är således en avvägning som har varit tvungen att göras för att finna lämpligast upplösning av kartorna.

Målet har varit att kartorna ska hålla en upplösning och kvalitetsnivå som är anpassade till planerarens behov.

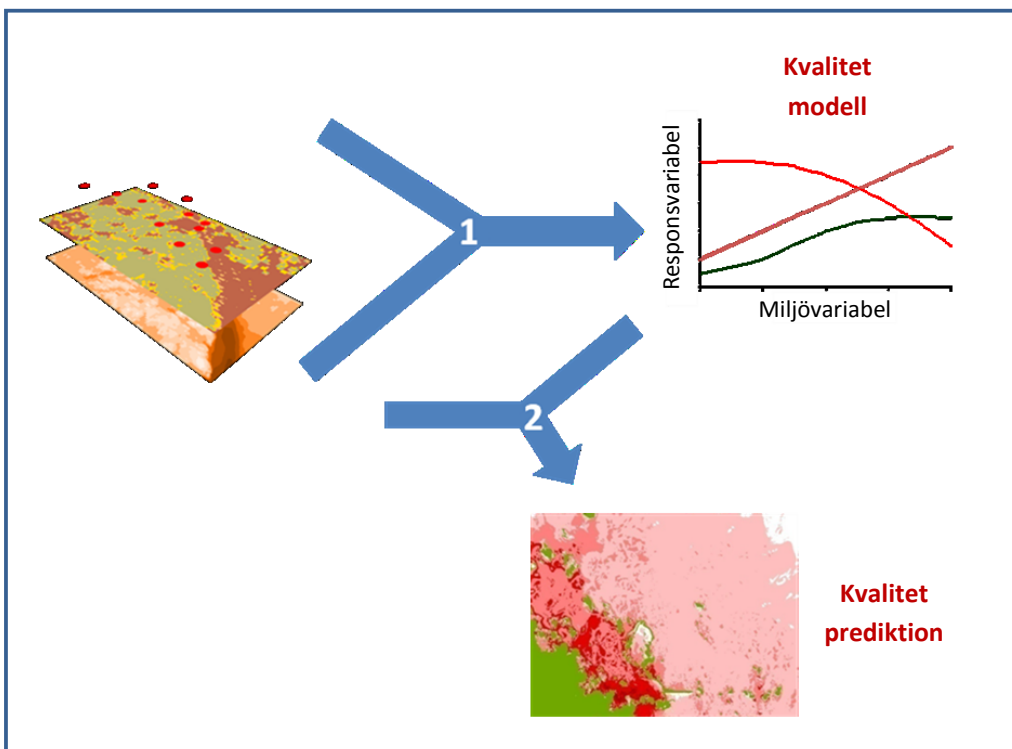
Material och metoder

Modellering

I detta avsnitt beskrivs de grundläggande principerna för modelleringsprocessen, tillvägagångssättet vid val av modelleringsmetod för modellering av växter och djur, samt en metod för identifiering och avgränsning av marina naturvärdesområden.

Modelleringsprocessen

Modellering är ett vitt begrepp som kan innefatta allt från enkla orsakssamband till avancerade datorberäkningar. I detta sammanhang avses rumslig statistisk modellering, vilket syftar till att modellera den rumsliga utbredningen för en art, en substratklass, ett habitat eller någon annan responsvariabel utifrån empiriska data. Normalt modelleras inte förändringen av denna utbredning över tid, men även sådana tillämpningar är möjliga. Ibland kallas denna teknik även habitatmodellering, vilket egentligen bara är en av flera möjliga tillämpningar.



Figur 1. Principer för modelleringsprocessen.

Steg 1 – Modell

Framtagande av modell

Modelleringsprocessen visas schematiskt i Figur 1. I det första steget beräknas det statistiska sambandet mellan responsvariabelns värden (t.ex. täckningsgraden av en art eller förekomsten av ett substrat) och miljövariablernas värden på inventeringspositionerna. Vissa miljövariabler, som t.ex. djup, kan inventeras i samband med att responsvariabeln inventeras. Andra miljövariabler, som t.ex. vågexponering, är svåra att mäta i fält och värden för dessa lyfts istället upp från heltäckande raster över dessa variabler. Ett raster är en karta som består av ett stort antal mindre rutor och inom varje ruta är mätvärdet för varje variabel konstant. Rastrets upplösning måste motsvara den rumsliga upplösningen i de mönster som modellen ska beskriva.

Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. I modelleringsprocessen väljs sedan de miljövariabler som har starkast inverkan på modellen ut. De flesta modelleringsmetoder genererar ett eller flera olika sorters mått på hur stor inverkan de olika miljövariablerna har på modellen.

Metoden som har använts för modellering av arter, artgrupper samt enskilda substrat i detta projekt kallas GAM (Generalised Additive Modelling). I GAM-modelleringen anpassas icke-parametriska responskurvor som kan anta vilken form som helst. Hur tvära svängar som tillåts på responskurvorna bestäms genom vilket antal frihetsgrader som tillåts i modelleringen. GAM-modelleringen har gjorts med verktyget GRASP (Generalised Regression Analysis and Spatial Prediction; Lehmann m.fl. 2002) i statistikprogrammet R.

Utvärdering av modellens kvalitet

Innan en modell kan accepteras måste dess kvalitet och stabilitet utvärderas. Detta görs med hjälp av datapunkter som har använts för att bygga modellen och metoden kallas därför intervalidering. Modeller som anger sannolikheten att en responsvariabel förekommer (s.k. sannolikhetsmodeller) utvärderas lämpligen med ett mått kallat AUC (Area Under Curve, se faktaruta AUC). Modeller som anger hur mycket av responsvariabeln som förekommer (s.k. kvantitativa modeller) utvärderas vanligen med hjälp av någon form av korrelationskoefficient (vanligen betecknad COR, r^2 eller RMSE). Ett lågt AUC- eller COR-värde indikerar att modellens kvalitet är dålig och en sådan modell bör inte användas för att skapa en prediktion.

Vanliga orsaker till en dålig modell är att den bygger på ett litet antal observationer, att viktiga miljövariabler saknas eller att den är överanpassad. En överanpassad modell innebär att modellen inte bara har anpassats till variationen i de ingående miljöfaktorerna, utan även till variation orsakad av andra faktorer eller slumpen. Att tillåta att modellen är alltför följsam till variation i miljövariablerna, liksom att ha många miljöfaktorer i modellen ökar risken att den överanpassas.

Det AUC-mått som anges för sannolikhetsmodeller för arter och artgrupper i denna rapport är cvAUC (cross validation AUC). Vid beräkningen av cvAUC testas modellen upprepade gånger mot ett slumpvis urval av datapunkterna som har använts för att bygga modellen.

Faktaruta AUC

AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att resultatet är helt slumpmässigt.

	AUC-värde	Kvalitet
I dagsläget saknas koncensus för hur AUC- värden ska tolkas när det gäller habitatmodellering. Enligt en rekommendation av Hosmer & Lemeshow (2000) används vidstående termer i denna rapport.	0,9-1,0	Utmärkt
	0,8-0,9	God
	0,7-0,8	Intermediär
	0,5-0,7	Dålig

Steg 2 – Prediktion

Framtagande av prediktion

I det andra steget används modellen tillsammans med raster för samtliga ingående miljövariabler för att göra en prediktion. Vid beräkningen av prediktionen körs modellen för varje rasterruta. För varje rasterruta hämtas det aktuella värdet för varje miljövariabel och det förväntade värdet för responsvariabeln beräknas. Resultatet blir ett nytt raster, en prediktion, som visar den förväntade utbredningen av responsvariabeln i GIS-format.

Eventuella brister i de raster som beskriver miljövariablerna kommer att överföras till prediktionen och minska dess kvalitet. En miljövariabel som har förhållandevis stor vikt i modellen kommer att överföra mer av sitt fel till prediktionen. Det är således viktigast att de mest betydelsefulla miljövariablerna är av hög kvalitet.

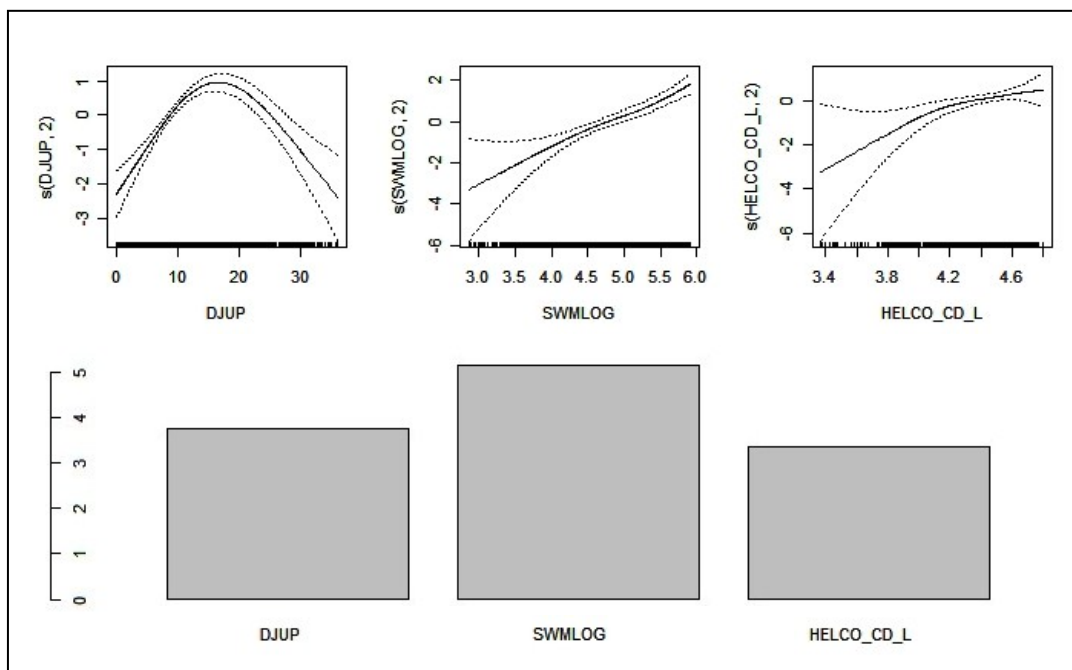
Utvärdering av prediktionens kvalitet

För att bedöma prediktionens kvalitet bör den valideras med externa data. Detta innebär att prediktionen jämförs med oberoende fältdata som inte använts tidigare i modelleringsprocessen. Genom externvalidering utvärderas hela modelleringsprocessen, d.v.s. både modellen *och* rastren för miljövariablerna som används för att skapa prediktionen. Externvalidering är det enda sättet att upptäcka svagheter i rastren för miljövariablerna. Vidare är det lättare att upptäcka felaktigheter orsakade av t.ex. överanpassning eller ojämn dataspridning i extern- än i internvalidering. Den enda nackdelen med externvalidering är att en del av datamängden inte kan användas till modelleringen utan måste sparas till externvalideringen. Detta pris kan anses högt när fältdata är knapp och ofta publiceras prediktioner som inte har validerats externt, även i vetenskapliga tidskrifter. I den här rapporten har externvalidering genomförts för samtliga prediktioner utom en. Resultaten från externvalidering anges som extAUC.

Oavsett om extern validering genomförs eller ej måste prediktionerna rimlighetsbedömas av en person med god kunskap om responsvariabelns utbredning i det aktuella området. Orsaken till detta är att det ibland uppstår oväntade mönster i prediktionerna och det går inte att lita blint på att modelleringsprocessen är felfri. Samtliga prediktioner i denna rapport har bedömts av experter.

GAM-modellering med verktyget GRASP

Det omfattande antalet datapunkter satte GRASP:s funktion för att sortera bort mindre viktiga miljövariabler från modellen ur spel. Verktyget genererar dock information om variabelernas inbördes förhållanden som tillsammans med erfarenheter från fält och ekologisk förståelse användes för att manuellt identifiera vilka miljövariabler som skulle behållas. Framförallt studerades grafer som beskriver responsvariabelns utbredning i relation till var och en av de ingående miljövariablerna, samt grafer som visar hur mycket de olika miljövariablerna bidrar till modellen (Figur 2).



Figur 2. Information om GAM-modell för förekomst av blåmussla i förhållande till miljövariablerna djup, vågexponering vid ytan och avstånd från stora industrier. Övre raden visar förekomst av blåmussla i förhållande till var och en av miljövariablerna. Undre raden visar hur mycket de olika miljövariablerna bidrar till att förklara förekomsten av blåmussla i modellen.

Identifiering och avgränsning av potentiella marina naturvärdesområden

Kriterier för bedömning av naturvärden

Arbetet med att utveckla kriterier och metoder för bedömningar av marina naturvärden pågår på både internationell och nationell nivå. FN:s konvention om biologisk mångfald har utarbetat rekommendationer och riktlinjer för värdering av havsmiljöer (CBD 2008). Dessa rekommendationer är mer lämpade till bedömning av förhållanden vid utsjöområden och behöver därför anpassas för kustnära miljöer. I Sverige har Naturvårdsverket tagit fram en vägledning för skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007). Med utgångspunkt från bl.a. CBD:s och Naturvårdsverkets rekommendationer har kriterier och indikatorer för bedömning av naturvärden på Sveriges utsjöbankar tagits fram inom ett regeringsuppdrag om kartering av utsjöbankar (Naturvårdsverket 2010a). Vid valet av indikatorer för utsjöbankarna har fisk, alger och bottenlevande evertebrater behandlats separat, i vissa fall även per havsbassäng, men samma eller liknande indikatorer har använts där det varit

möjligt. Exempel på kriterier för marina naturvärden är representativitet, diversitet, hotade/minskande arter, raritet/unikhet respektive ekologisk funktion.

Vid bevarande i skogs- och sötvattensmiljöer används begreppet nyckelbiotop. En nyckelbiotop är ett område med höga naturvärden, det har stor betydelse för växter och djur och hyser ofta känsliga eller sällsynta arter. Flera definitioner nämner också att nyckelbiotoper hyser eller kan förväntas hysa rödlistade arter. Begreppet har använts inom skogsbruket sedan början av 1990-talet. I limniska miljöer började begreppet få spridning i samband med att Länsstyrelsen i Jönköping publicerade rapporten Nyckelbiotoper i rinnande vatten – ett system för identifiering av särskilt värdefulla biotoper i och i anslutning till rinnande vatten (Liliegren m.fl. 1996). Naturvårdsverket publicerade därefter en vägledning om bevarande av värdefulla naturmiljöer i och i anslutning till sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2003). I Naturvårdsverkets rapport finns bland annat beskrivningar av limniska nyckelbiotoper. Exempel på limniska nyckelbiotoper är forsar, kvillområden, källpåverkade miljöer och blockrika vattendragssträckor.

Metod för identifiering och avgränsning av potentiella marina naturvärdesområden

Under länsprojektet i Östergötland (Carlström m.fl. 2010) utvecklades en metod för att identifiera och avgränsa potentiella marina naturvärdesområden. Metoden har utvecklats i samarbete mellan AquaBiota Water Research, Norrköpings kommun samt Länsstyrelsen Östergötland. Metoden utgår från det arbete som pågår med kriterier för marina naturvärden och med nyckelbiotoper i skogs- och sötvattensmiljöer. Med hjälp av metoden identifieras och avgränsas sammanhängande områden där strukturbildande arter skapar förutsättningar för andra arter, rödlistade såväl som mer vanligt förekommande. Arterna som förutsättningar skapas för kan vara av både samma eller av annan organismtyp. Kriterierna för avgränsning av områden bygger på hur vanligt förekommande naturvärdestypen är för att resulterande områden ska vara representativa för det marina landskapet de förekommer i. Ett enskilt områdes värde bestäms av dess storlek i förhållande till andra övriga områden av samma naturvärdestyp. Stora områden anses mer värdefulla än små.

De resulterande områdena ska betraktas som potentiella marina naturvärdesområden. Dessa utgör ett underlag för att ta fram en yttäckande marin naturvärdeskarta. Övriga underlag som behövs är geografiskt förankrad information om andra naturvärden, t.ex. viktiga områden för andra organismgrupper, samt en samlad bedömning av näraliggande och överlagrande områdens struktur, artinnehåll och ekologisk funktion i relation till det marina landskap de förekommer i

(se ”Diskussion – Modelleringsresultatets användbarhet för planering, skydd och förvaltning av havsmiljö”).

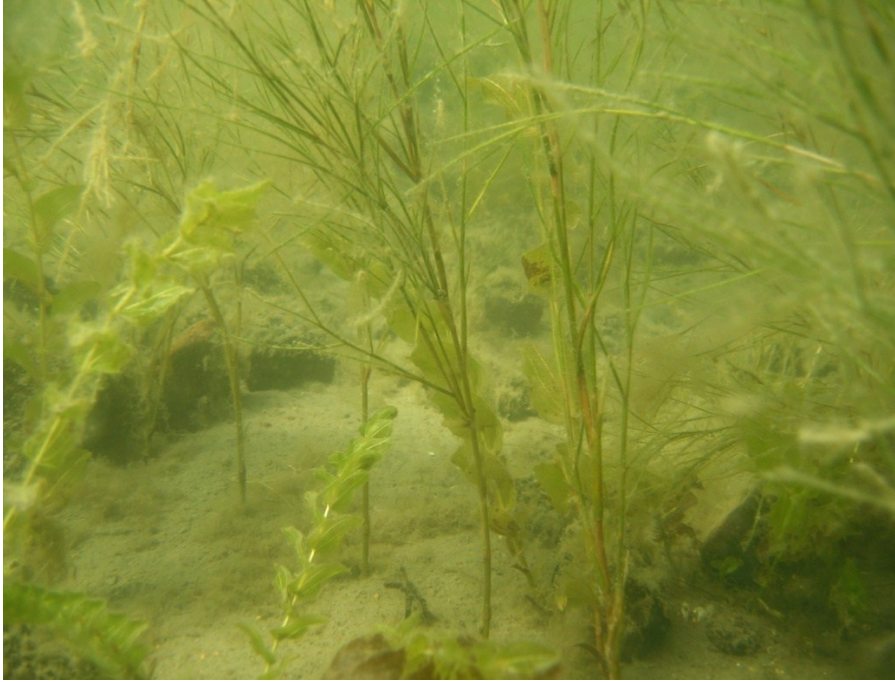
Metoden består av fyra steg. I det första steget identifieras strukturerande arter och/ eller artgrupper i tillgängliga data. Inom detta projekt identifierades följande arter och artgrupper (naturvärdestyper):

- Blåmussla (*Mytilus edulis*)
- Tång (*Fucus vesiculosus* + *Fucus radicans*)
- Höga Kärlväxter: höstlånke (*Callitriche hermaphroditica*), hornsärv (*Ceratophyllum demersum*), vattenpest (*Elodea canadensis*), slingor (minst tre olika arter) (*Myriophyllum* spp.), gul näckros (*Nuphar lutea*), rostnate (*Potamogeton alpinus*), gäddnate (*Potamogeton natans*), borstnate (*Potamogeton pectinatus*), ålnate (*Potamogeton perfoliatus*), långnate (*Potamogeton praelongus*), slidnate (*Potamogeton vaginatus*), möjor (minst 5 olika arter) (*Ranunculus aquatilis* spp.), pilblad (*Sagittaria sagittifolia*), igelknoppar (*Sparganium* spp)

Även om tätheterna av blåmussla är betydligt lägre i norra Bottenhavet än längre söderut i Östersjön, fyller arten viktiga funktioner även här. På rev en bit utanför kusten kan blåmussla förekomma i relativt höga tätheter och utgör då en viktig födoresurs för fisk och fågel. Vidare är blåmusslan en effektiv filterare och bidrar därför till förbättrad vattenkvalitet. Det hårda skalet kan utgöra substrat för andra fastsittande organismer.

På grunda vatten är tång och kärlväxter de viktigaste habitatbildande arterna. Dessa utgör substrat för påväxt och ger skydd till mindre organismer. I Ålands Hav har vegetation visats vara en viktig prediktorvariabel för reproduktionsområden för fisk (Bergström m.fl. 2007). Kärlväxters rotsystem kan dessutom binda finare sediment.

Studier tyder på att lägre vegetation i form av kärlväxter och kranslager inte utgör lika viktiga habitat för fisk som högre vegetation. Potentiella marina naturvärdesområden för dessa naturtyper har därför inte tagits fram inom detta projekt (därmed inte sagt att dessa naturtyper saknar naturvärden). Vid behov finns underlagsdata på plats för att ta fram naturvärdesområden även för dessa artgrupper.



Figur 3. Höga kärlväxter i form av borstnate (*Potamogeton pectinatus*) och ålnate (*Potamogeton perfoliatus*). Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

I det andra steget identifieras lämpliga gränser för naturvärdestypernas minsta sannolikhet för grad av förekomst. Dessa begrepp är sammanlänkade genom att en låg täckningsgrad har en högre sannolikhet för förekomst än en hög täckningsgrad. Målsättningen är att hitta en avvägning mellan sannolikheten och täckningsgraden som genererar en för förvaltningen användbar karta, samtidigt som resultaten bedöms vara så stabila och representativa som möjligt. Å ena sidan är en karta som täcker in i stort sett alla marina miljöer inte användbar ur förvaltningssynpunkt, medan en karta som endast pekar ut ett fåtal små områden å andra sidan riskerar att exkludera värdefulla naturvärdesområden. På motsvarande sätt varierar valet av gränsvärden mellan olika naturvärdestyper. För en vanligt förekommande naturvärdestyp måste gränsen för sannolikhet för förekomst sättas högt för att endast de viktigaste områdena ska inkluderas. För mer ovanliga naturvärdestyper som sällan uppnår höga sannolikheter måste en lägre nivå väljas för att några områden ska identifieras överhuvudtaget. Genom att testa olika kombinationer av sannolikhet och täckningsgrad arbetades följande förslag fram:

- Blåmussla: ≥ 45 % sannolikhet för förekomst
- Tång: ≥ 40 % sannolikhet för ≥ 10 % täckningsgrad
- Höga Kärlväxter: ≥ 50 % sannolikhet för ≥ 10 % täckningsgrad

I det tredje steget identifieras större områden där naturvärdestypen beräknas förekomma genom att enstaka fläckar och smala bårder med gynnsamma förhållanden sorterades bort. Detta

gjordes med hjälp av en statistisk beräkning i GIS där en rasterruta behölls om den samt majoriteten av rasterrutorna inom en cirkel med en given radie uppfyllde de uppställda kriterierna för sannolikhet och täckningsgrad. För blåmusslor och kärlväxter valdes en radie på 100 m, medan en radie på 50 m valdes för blåstång. Skälet till att en mindre radie valdes för blåstång är att arten täcker mindre ytor än övriga naturvärdestyper.

I det fjärde och sista steget tas ett förslag fram till klassindelning av de identifierade naturvärdestyperna efter deras storlek. Den föreslagna storleksindelningen i detta projekt visas i Tabell 1.

Tabell 1. Klassindelning av potentiella marina naturvärdesområden efter deras storlek.

	Blåmussla	Tång	Höga Kärlväxter¹
Klass 1 (ha)	> 70	> 80	> 20
Klass 2 (ha)	20 - 70	8 - 80	8 - 20
Klass 3 (ha)	10 - 20	3 - 8	3 - 8
Klass 4 (ha)	1 - 10	1 - 3	1 - 3

¹ Höstlånke, hornsärv, vattenpest, slingor, gul näckros, rostnate, gäddnate, borstnate, ålnate, långnate, slidnate, möjor, pilblad

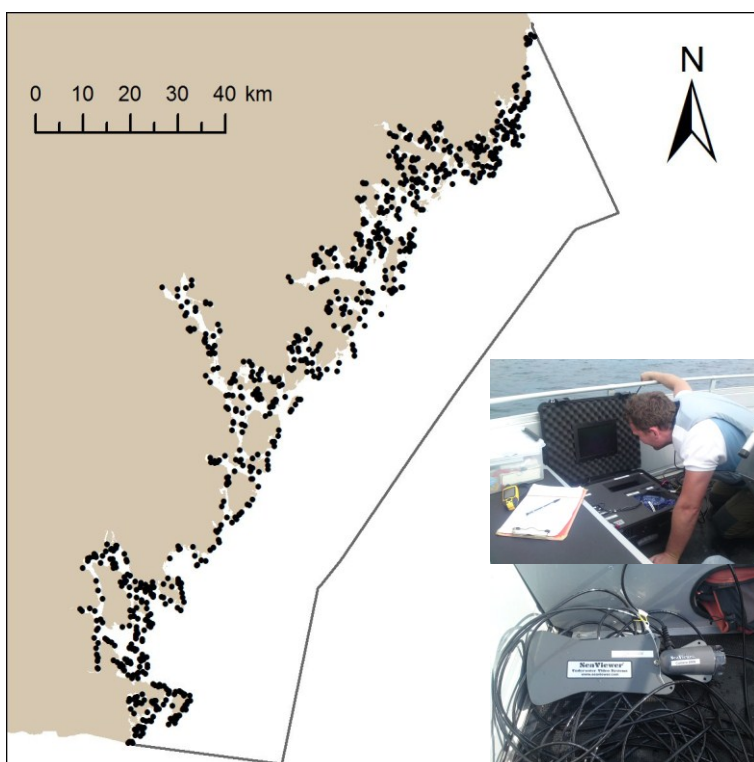
Biologiska variabler

I detta avsnitt beskrivs det dataunderlag för bottenlevande växter och djur som har använts i modelleringarna. De svenska artnamn som används i rapporten följer Tolstoy & Österlund (2003), Mossberg m.fl. (1992) och World Register of Marine Species (2010).

Data från dropvideo

Vid dropvideo-inventering sänks en videokamera ned från en båt och inventeraren identifierar arter, bedömer deras täckningsgrad och vad bottensubstratet är genom att titta på en skärm i båten. Dropvideo-inventering är en kostnadseffektiv metod för att samla in statistiskt oberoende datapunkter som lämpar sig väl för modellering. Förutsatt att inventeringspunkterna placeras slumpmässigt erhålls ett dataset som är representativt för det inventerade området. Nackdelen med metoden är att det inte är möjligt att identifiera lika många arter som vid t.ex. dyktransekter. Anledningarna är att vissa arter, t.ex. fintrådiga alger, är svåra att skilja åt i bild och det är större risk att missa småväxta arter eller arter med låg täckningsgrad. Vidare kan påväxt, dålig sikt eller lösliggande alger försvåra inventeringen.

Under 2009 inventerades bottenlevande växter och djur med hjälp av dropvideo (metodbeskrivning: Isaeus 2009). Den inventerade ytan var ca 5*5 meter. Sammanlagt samlades data in från 908 punkter (Figur 4). Hälften av punkterna var slumpmässigt placerade på djup mellan 0 och 30 m i hela länet. Slumpningen av resterande punkter var stratifierade utifrån vågexponeringsskiktet (se miljövariabler) och djup hämtade från sjökort. Genom att dela in djup och vågexponering i klasser och se till att samtliga kombinationer av dessa klasser blev lika representerade erhöles ett mer balanserat dataset. Anledningen till denna viktade slumpning var att få ett dataset som bättre representerar de skilda miljöerna som förekommer i länet. All dropvideo-data levererades till databasen MarTrans.



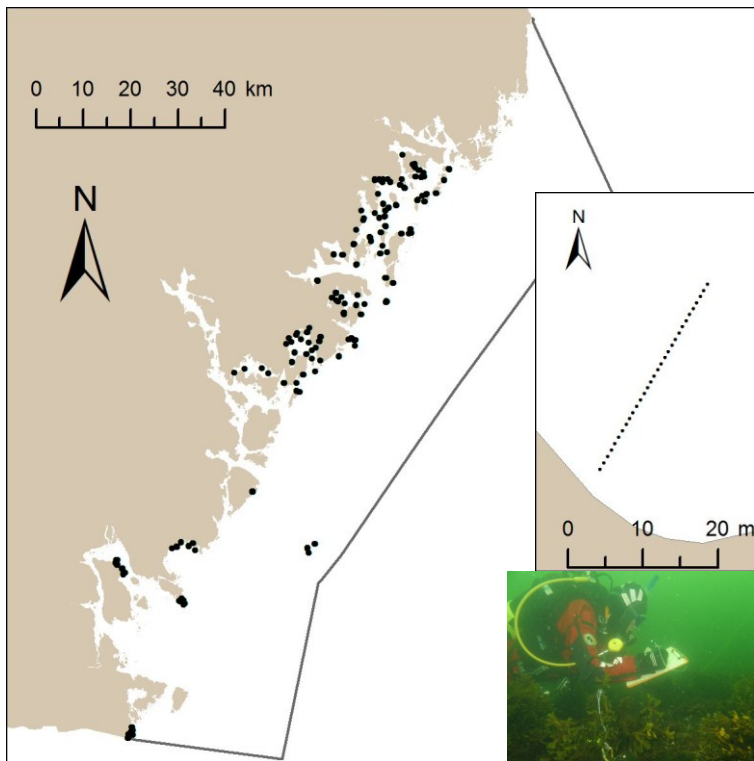
Figur 4. Positioner för de 908 dropvideo-punkter från vilka data användes i projektet. Inventeringen görs från en skärm uppe i båten. Kameran är utrustad med en fena för att bli stadigare i vattnet. Foto: Julia Carlström, AquaBiota Water Research.

Data från dyktransekt

Transektinventering görs främst med hjälp av apparatdykning, men kan även göras med hjälp av snorkling i grunda områden. Vid transektinventering skattas täckningsgraden av olika arter längs avsnitt av transekt, i rutor längs transekt, eller i friliggande rutor. Utöver data om växter och djur samlas även information om djup och ofta även bottensubstrat in. En översiktlig beskrivning av olika fältmetoder med referenser till underliggande metodbeskrivningar finns i

Blomqvist och Olsson (2007). Transektinventering genererar ofta inventeringsdata av hög kvalitet eftersom inventeringen kan göras noggrant och beläggexemplar kan tas upp om artbestämningen är svår i fält. Nackdelarna med dyktransekter är att de är resurskrävande och att tidigare inventerade transekter inte är slumpmässigt lokaliserade. Principen för dyktransekter är att de sträcker sig från vattenytan ned till växtlighetens nedersta gräns. Detta medför att för djuplevande arter genereras mycket få datapunkter nedanför artens nedersta djupgräns. Vid modellering kan detta skapa problem eftersom signalen att arten har upphört vid ett visst djup kan vara för svag för att uppfattas av modellen. Ett annat statistiskt problem är att observationer nära varandra inom en transekt inte kan betraktas som oberoende vilket gör resultat mer svårtolkade. Vidare återfinns de förhållanden som krävs för dykinventeringar oftast på sluttande hårbottenar eftersom lösa sediment lättare ansamlas på flacka bottenar. Detta innebär att mjukbottenlevande arter som kransalger och kärlväxter ofta är underrepresenterade i dataset från dyktransekter. Slutligen var transektdata från Västernorrland koncentrerade till naturreservat och andra ”fina” områden, vilket ger en skev bild av undervattensmiljön i allmänhet.

I Västernorrland har dyktransekter genomförts inom regionala och nationella inventeringar, t.ex. marin basininventering och miljöövervakning. Inom projektet har data från 153 dyktransekter använts (Figur 5). Av dessa är de flesta genomförda under 2007 och 2008. Insamlad transektdata har, i de fall skattning av arter har utförts i avsnitt längs hela transekten, konverterats till punkter med 1 m mellanrum (Figur 5). Ett tio meter långt avsnitt av en transekt har alltså gett upphov till tio punkter med information om bottenlevande växter och djur. Positionen för varje provpunkt räknas fram från transektens startkoordinater, kompassriktning, samt avstånd från startpunkten. Transektdata erhöles från databasen MarTrans (manual: Blomqvist 2008).



Figur 5. Positioner för de 153 dyktransekter från vilka data användes i projektet. Observationerna är positionsbestämda genom att transektens startpunkt och riktning är kända och dykaren har simmat längs ett måttband. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

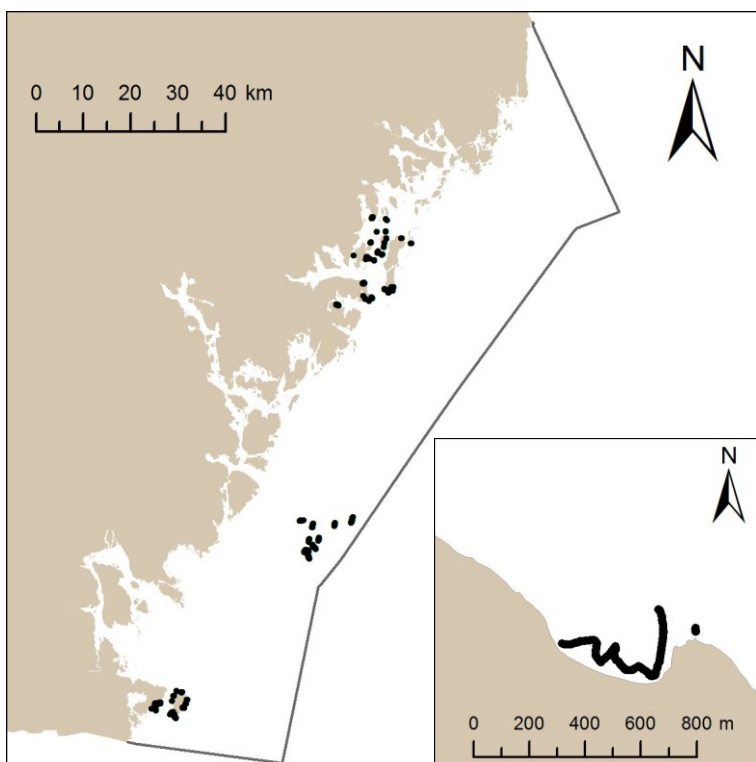
Data från videotransekter

En videokamera med god upplösning hängs ner vertikalt under provtagningsbåten. En djupmätare eller kombination av djupmätare, laser och ekolod ger djup till ytan och kamerans avstånd till botten. En GPS ger positionen. Kameran hålls någon till några m över botten och ger kontinuerligt bilder av botten som spelas in digitalt tillsammans med djupuppgifter och position. En andra kamera med något lägre upplösning ger en mer horisontal bild av botten, vilket underlättar orienteringen samt tolkningen av data senare. Vid intressanta strukturer sänks kameran ner mot botten för att ge en detaljerad bild av växterna och djuren samt bottenytan, vilket underlättar senare tolkning. Videobilderna tolkas i efterhand och protokoll framställs.

Videotransekten startar ofta ute på djupt vatten och går sedan vinkelrätt mot djupkurvan mot grundare områden. Genom att studera ekolodet väljs en startpunkt ut där botten börjar få struktur (tecken på hårbotten) om djupet är sådant att alger kan växa där. Väl inne på grunt vatten vänds ofta båten snett utåt igen och transekten fortsätter mot djupt vatten tills djupet eller substratet gör att algerna upphör att växa (Figur 6). På detta sätt blir säkerheten att hitta de djupaste växande algerna större. Detta tillvägagångssätt gör att videotransekter kan bli flera

kilometer långa. På samma sätt som för dyktransekter skattas täckningsgraden av olika arter av växter och djur samt substrat. När data från videotransekter ska användas för modellering uppstår samma problem som för data från dyktransekter. Kvaliteten på inventeringsdatat blir sämre än för dyktransekter av samma anledning som för dropvideodatat.

I Västernorrland har videotransekter genomförts inom utsjöbanksinventeringar på Vänta litets grund (2005) samt inom ett regionalt projekt med syftet att identifiera potentiella framtida marina naturreservat (2006). Inom projektet har data från 59 videotransekter använts (Figur 6). Eftersom positioner för varje avsnitt bestämts i fält (till skillnad från dyktransekter) var transekterna redan uppdelade i punkter med maximalt 10 m mellanrum. Transektdata erhöles från databasen MarTrans (manual: Blomqvist 2008).



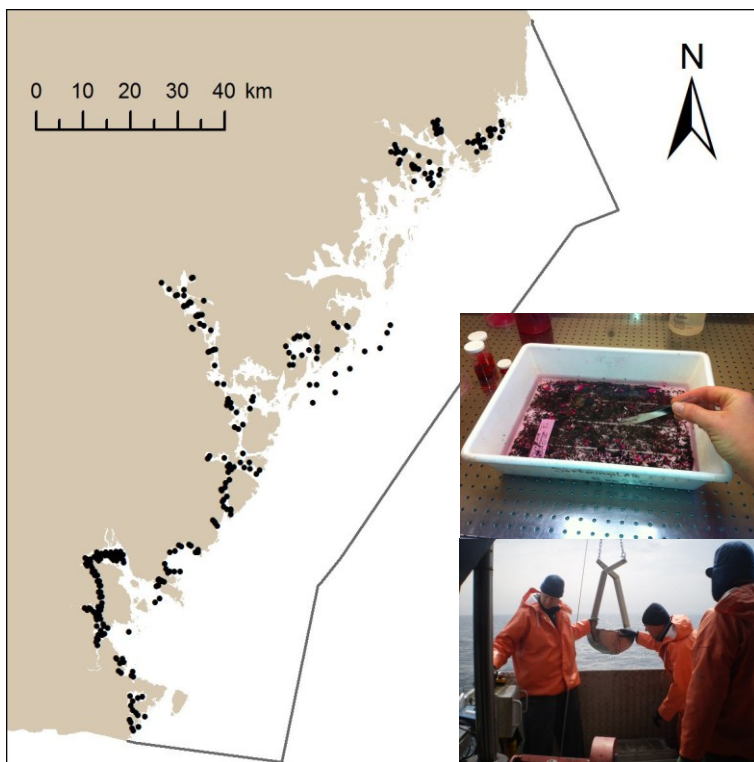
Figur 6. Positioner för de 59 videotransekter från vilka data användes i projektet. Utsnittet visar ett exempel på hur sträckningen för en videotransekt kan se ut.

Data från Bottenhugg

Prover från mjuka botten tas med en huggare med $0,1 (\pm 0,02) \text{ m}^2$ yta, vanligtvis en van Veenhuggare, och sällas genom ett såll med $1 \times 1 \text{ mm}$ maskstorlek. Dessa redskap är standardredskap i det nationella marina miljöövervakningsprogrammet. Sedimentprovet sköljs ned i en stor plastlåda och sällas på plats genom ett 1 mm såll och djuren inklusive alla sållrester

konserveras i 4 % formalin i 1 – 1,5 liters burkar. Mjukbottenfaunan sorteras sedan ut från sållresterna, identifieras till lägsta möjliga taxonomiska nivå (huvudsakligen till artnivå) och räknas. Inom det nationella övervakningsprogrammet bestäms även våtvikt. Detta är dock inte ett krav enligt vattendirektivets ramar, därför bestäms denna variabel inte alltid inom recipientkontrollprogram.

I Västernorrland har inventering av mjukbottenfauna genomförts inom miljöövervaknings- och recipientkontrollprogram. Inom detta projekt har data från 315 hugg (eller stationer) kunnat användas. Mjukbottenfaunadatat är insamlat mellan 2004 och 2009 (det mesta har samlats in under 2007 och 2008) under maj-juni (NVV riktlinjer) (Figur 7). Inventeringarna är koncentrerade till kustnära områden, ofta i anslutning till de stora älvmyningarna. Ungefär hälften av datat har erhållits från databasen BEDA. Resten har erhållits från länsstyrelsen samt från utförarna av inventeringarna. Samtliga abundanser har räknats om till antal/m². Information om vikt har inte varit tillgänglig för alla prover vilket gjorde att denna parameter inte kunde användas i modelleringen.



Figur 7. Positioner för de 315 bottenhugg från vilka data har använts i projektet. Proverna är tagna med Van Veenhuggare och arterna har sedan identifierats på laboratorium. Foto: Caroline Raymond, Stockholms Universitet.

Dataset för modellering av alger, kärlväxter och blåmussla

För att kunna sammanföra data från 3 olika inventeringsmetoder, dropvideo, dyktransekter och videotransekter till modelleringen krävdes en viss bearbetning av datat. Metoden för insamlingen av dropvideodatat är anpassad för att få ett statistiskt oberoende dataset som är anpassat för modellering. Syftet med dyktransekter och videotransekter är främst att bedöma djuputbredning av alger vilket gör att dessa metoder lämpar sig sämre för modellering (se ovan). Vidare var data från dessa metoder nästan uteslutande insamlade från fina, relativt opåverkade miljöer. För att inte dessa miljöer skulle bli överrepresenterade, och därmed ge en skev bild av länets marina miljöer, användes endast en liten del av transektdatat för modelleringen.

Från varje dyktransekt och videotransekt slumpades ett antal punkter, med minst 30 m mellanrum, fram. Antalet punkter från en transekt fick inte överstiga fyra. Om den första utslumpade punkten i en dyktransekt på 50 meter kom efter 25 meter användes endast en punkt från den transekten. Totalt användes 377 punkter från dyktransekterna och 199 punkter från videotransekterna i modelleringsdatasetet. Från dropvideopunkterna användes 592 punkter för modellering och 289 för validering. 27 punkter från dropvideodatat låg i områden som saknade djupinformation i GIS-underlaget (i älvar eller små grunda vikar) och kunde inte användas. Tabell 2 sammanfattar datat som använts för modellering av alger, kärlväxter och blåmussla:

Tabell 2. Översikt av de tre dataseten för modellering av alger, kärlväxter och blåmussla.

Inventeringsmetod	Datamängd	För modellering	För validering
Dyktransekter	153 transekter	377 punkter	-
Videotransekter	59 transekter	199 punkter	-
Dropvideo	908 punkter	592 punkter	289 punkter
Summa punkter		1168 punkter	289 punkter

Dataset för modellering av mjukbottenfauna

När en undersökning med dropvideo designas inkluderas medvetet punkter där varken alger eller växter förekommer (djupa mjukbottnar). Att inga alger och växter kan leva här kan tyckas självklart men för att modellen ska uppfatta detta måste informationen ändå inkluderas i analyserna. Av samma anledning har 100 punkter med 100 % hårbotten, (block eller håll) från datasetet för modellering av bentisk biota, lagts till de 315 punkterna från bottenhuggen. Detta motverkar att modellen felaktigt predikerar mjukbottenarter på hårbotten. Av dessa 415 punkter låg 16 i områden som saknade djupinformation och togs därför bort (14 från

bottenhuggen och 2 från hårbottenpunkterna). Av de återstående 399 punkterna användes 300 slumpvis utvalda punkter för modellering och 99 för validering. Tabell 3 sammanfattar datat som använts för modellering av mjukbottenfauna:

Tabell 3. Översikt av de två dataseten för modellering av mjukbottenfauna.

Inventeringsmetod	Datamängd	För modellering	För validering
Dyktransekter, Videotransekter, Dropvideo (Enbart punkter med 100 % hårbotten)	98 punkter	73 punkter	25 punkter
Bottenhugg	301 punkter	227 punkter	74 punkter
Summa punkter		300 punkter	99 punkter

Miljövariabler

I detta avsnitt beskrivs hur miljövariablerna djup och djupderivat, bottensalinitet och ytsalinitet, vågexponering, substrat samt ett antal antropogena skikt har tagits fram för Västernorrlands marina område.

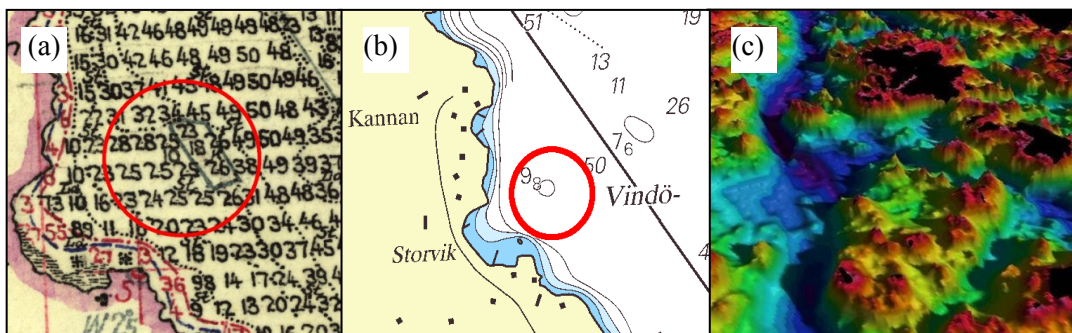


Foto: Joakim Hansen, AquaBiota

Djup och djupderivat

Bakgrund

Djup är en av de viktigaste miljövariablerna vid modellering av arter och habitat. Sjöfartsverket är den myndighet som på nationell nivå ansvarar för kartläggning av kust- och havsområden samt de stora insjöarna Vänern, Vättern och Mälaren. Sedan 2002 bygger Sjöfartsverket upp en digital nationell databas över bottenäckande djupinformation insamlad mestadels med modern teknik med flerstråligt ekolod, med inriktning mot sjöfartens behov. Sedan 2008 pågår komplettering av databasen med äldre analog djupdata som digitaliserats. Den analoga djupinformationen har tidigare endast funnits tillgänglig i form av mät- och djupkartor. Digitaliseringen av analoga kartor har medfört att digitala djupdata blivit tillgängliga för hela Västernorrlands marina område, om än med varierande datatäthet och med varierande mätprecision. Ett exempel på presentation av analog och digital djupinformation ges i Figur 8. För utvärdering av kvaliteten av digitaliserade djupdata i Västernorrland, se ”Diskussion – Kvalitet i djupunderlag”.

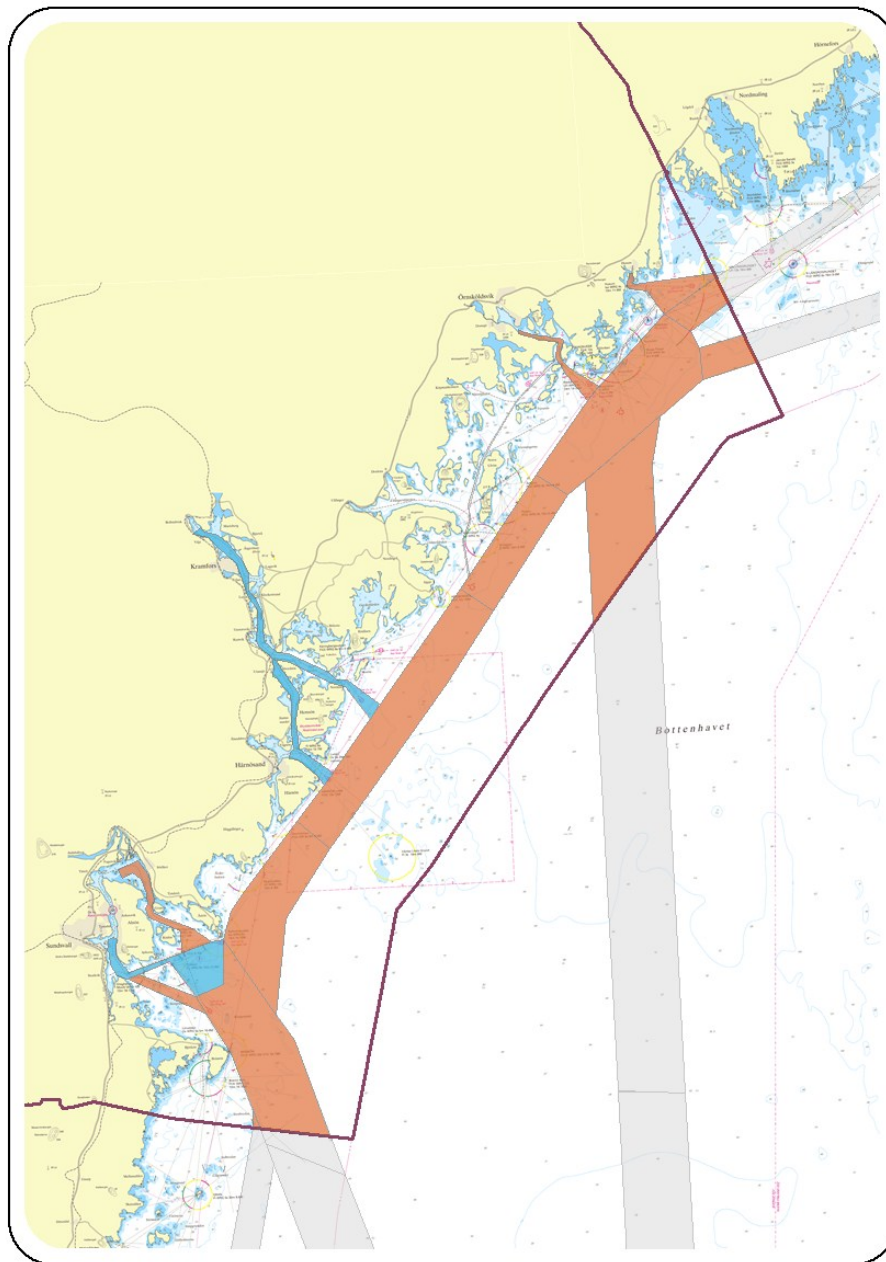


Figur 8. Exempel på presentation av analog och digital djupinformation för ett område: (a) djupangivelser från handlodningar, (b) djupkurvor och vissa djupangivelser i sjökort och (c) tredimensionell batymetri beräknad från digitaliserade djupuppgifter.

Sjömätning

Sjöfartsverket initierar och bedriver kontinuerlig sjömätning i såväl egen regi som externt upphandlad av privata sjömätningssjömätare. Eftersom Sjöfartsverket i huvudsak finansieras via avgifter från handelssjöfarten inriktas sjömätningen på prioriterade farleder som trafikeras av handelstrafik. Av Västernorrlands marina område utgörs 1847 km² (36 %) av prioriterade farleder, och av dessa är endast ca 4 % sjömätta med modern teknik (Figur 9). Den prioriterade sjömätningen utförs med hjälp av multibeam-ekolod (flerstråligt ekolod). Av Figur

9 framgår att de prioriterade områdena endast till mycket liten del sammanfaller med samhällets övriga behov, t.ex. bevarandearbete, lokalt fiske eller friluftsentressen.



Figur 9. Prioriterade sjömättningsområden i Västernorrland: blått = sjömätning klar eller pågående, orange = ej sjömeät. Sjömätningen görs med multibeam-ekolod.

Under århundradenas lopp har sjömätningen utvecklats från ett rent hantverk till en digital högteknologisk process. Nedan följer en kort redogörelse för de sjömätningstekniker som har använts i Västernorrlands marina område.

- Handlod, mätår 1880-1900.
- Handlod, mätår 1900-1930.
- Handlod, mätår 1930-1960.

- Singellod är ett elektroniskt ekolod. De första singelloden kom 1930 och hade manuell avläsning. Dessa utvecklades sedan med registrering på vått papper och därefter på torrt arkiveringsbart papper.
- Parallellodning var en arbetsmetod där flera båtar med singellod kördes i bredd. I Sjöfartsverkets inventeringar användes en ledarbåt flankerad av fyra båtar på vardera sidan, vilket gav nio singellod i bredd.
- Multibeam-ekolod (flerstråligt ekolod) ger full täckning av botten och används främst på djupare vatten. Sjöfartsverket har använt multibeam-ekolod sedan 1992 och inventerar prioriterade farleder med hjälp av denna teknik.

Utvecklingen av ekolod har inte enbart berört ekolodstypen, utan även utvecklingen av svängaren har varit väsentligt för registrering av detaljer på botten. Svängaren är monterad på båtens skrov och är den del som alstrar och formar ljudpulsen. Vidare är av frekvens, öppningsvinkel och effekt direkt avgörande för vilka djup som kan mätas och hur små detaljer som kan registreras.

Digitalisering av analog djupinformation och uppbyggnad av nationell djupdatabas

För att kunna tillgodose samhällets växande behov av djupdata för inventering och förvaltning av marin miljö arbetar Sjöfartsverket med att bygga upp en geografiskt heltäckande nationell djupdatabas (NDDDB) med bästa tillgängliga information. Arbetet görs inom ramen för det av regeringen föreslagna programmet för ”Kartläggning av det marina landskapet” (Prop. 2008/09:170). Naturvårdsverket och Sjöfartsverket har gemensamt tagit fram ett förslag till en plan över hur områden ska prioriteras för digitalisering. Planen tar hänsyn till de områden där aktuella projekt föreligger, t.ex. habitatmodelleringar på länsnivå eller utredningar om eller bildande av skyddade områden. För närvarande är planen under revision.

Utifrån den övergripande planeringen sker en precisering av gränserna för området som ska digitaliseras, varefter beslut tas om vilket underlag som ska skannas. Områdena kan omfatta sjömätningar från tidigt 1800-tal utförda med handlod till moderna sjömätningar utförda med ekolodsteknik. Detta innebär att punkttätheten (avståndet mellan mätpunkterna) kan variera från centimetrar till 100-tals meter. Yngre djupmätningar prioriteras framför äldre. Efter skanning georefereras kartorna (d.v.s. ges koordinater) med stöd av bl.a. Lantmäteriets kustlinje och inmätta triangelpunkter. Därefter sker igenkänning av djupsiffror och kurvor, vilket är det tyngsta och mest tidskrävande arbetet i hela processen. Djupangivelser i fot och famnar räknas om till meter och alla djup justeras till medelvattenytan motsvarande år 2000. Resultatet

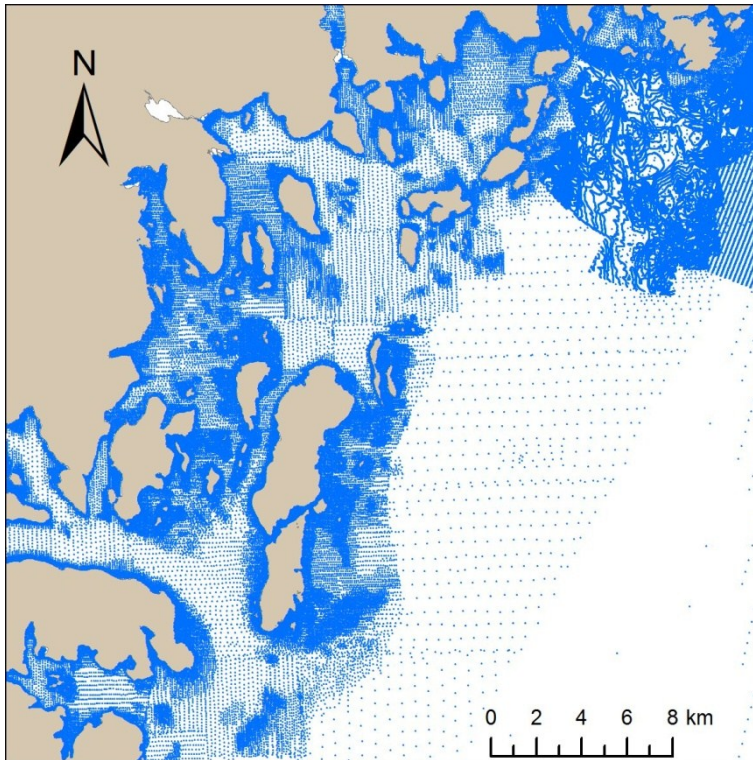
importeras till djupdatabasen och kontroll sker mot befintliga djup i djupdatabasen samt mot sjökort.

Framtagande av raster av djup och djupderivat för modelleringar

För att ta fram ett heltäckande djupraster för Västernorrlands marina område användes digitaliserade djupdata från Sjöfartsverket i punktform. Värden för ytorna mellan punkterna interpolerades med en metod kallad kriging och resultatet är ett GIS-skikt i rasterformat. Till skillnad från många andra interpoleringsmetoder tar kriging inte bara hänsyn till närliggande punkters värde utan även till rumsliga statistiska samband för hela datasetet. Eftersom kriging av ett stort antal djupmätningpunkter är processkrävande har Västernorrlands marina område interpolerats i 24 delområden som sedan har fogats samman.

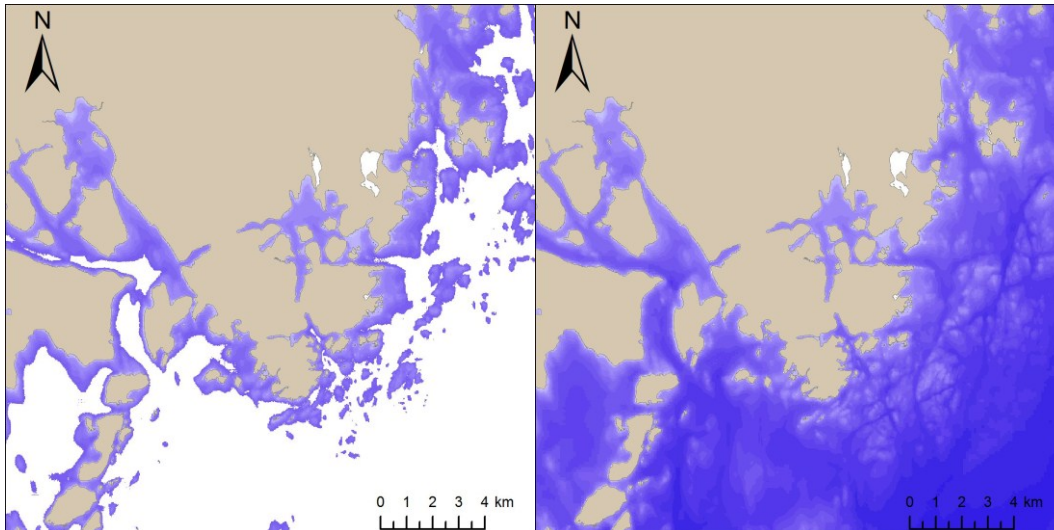
Vid interpoleringen kan bl.a. graden av lokal variation justeras. Detta görs genom att avståndet mellan punkter samt antalet punkter som får inverka vid beräkning av djupet bestäms manuellt, med stöd av beräknad statistik. Om djupmätningar inom stora avstånd får inverka blir resultatet en relativt jämn yta, medan om främst närliggande mätningar får inverka blir resultatet en yta med stor lokal variation. På samma sätt ger ett stort antal inverkande punkter en jämn yta medan ett fåtal punkter ger en högre lokal variation. Hur justeringarna ställs in beror framförallt på kvaliteten och tätheten av djupmätningarna. Om djupmätningarnas kvalitet och täthet varierar lokalt inom det område som ska interpoleras, såsom är fallet i Västernorrland, går det inte att justera inställningarna optimalt för hela det interpolerade området, därför delades datasetet upp i två delmängder.

Djupraster i två olika kvaliteter

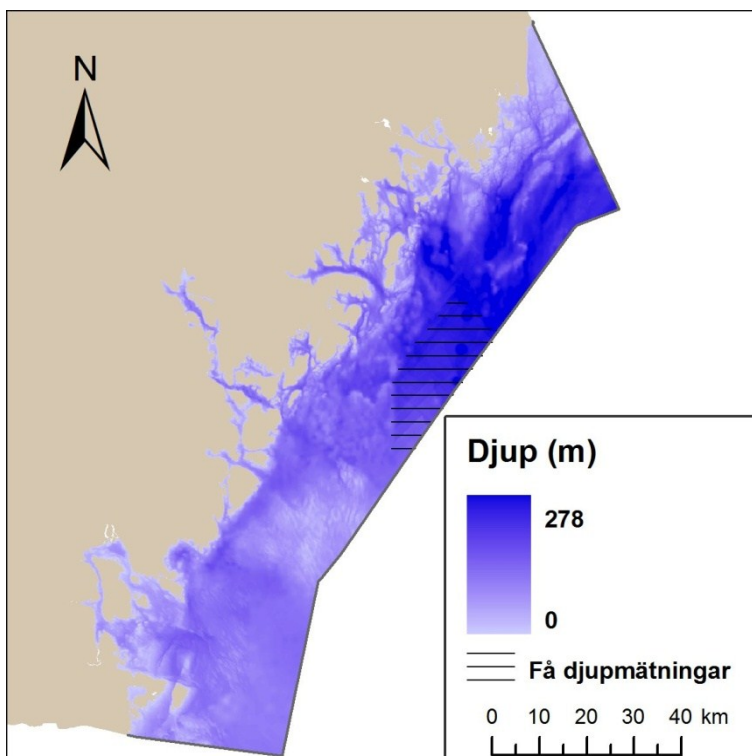


Figur 10. Sjöfartsverkets digitaliserade djupmätningar i punktform. Tätheten av djupdata varierar kraftigt mellan olika områden. I grunda områden är tätheten av djupmätningar generellt högre än i djupa områden.

Datasetet för alger, kärlväxter och blåmussla sträckte sig aldrig djupare än 30 m och därför gjordes heller inga prediktioner djupare än så. I grunda områden fanns oftast en god täthet av djupdata (Figur 10). Ett djupraster interpolerades därför fram med inställningar anpassade för dessa områden i 25 m upplösning (Figur 11, vänster kartbild). I områden med glesare djupdata blev resultatet av interpoleringen mindre bra. Vid modelleringen av mjukbottenfauna behövdes ett djupraster med god kvalitet på större djup eftersom detta dataset sträckte sig ner till 120 m. Ett nytt djupraster interpolerades fram, med andra inställningar anpassade till glesare djupdata, i 100 m upplösning (Figur 11, höger kartbild). För att få ett heltäckande djupraster för hela länet fogades de båda djupskikten samman till ett (Figur 12).



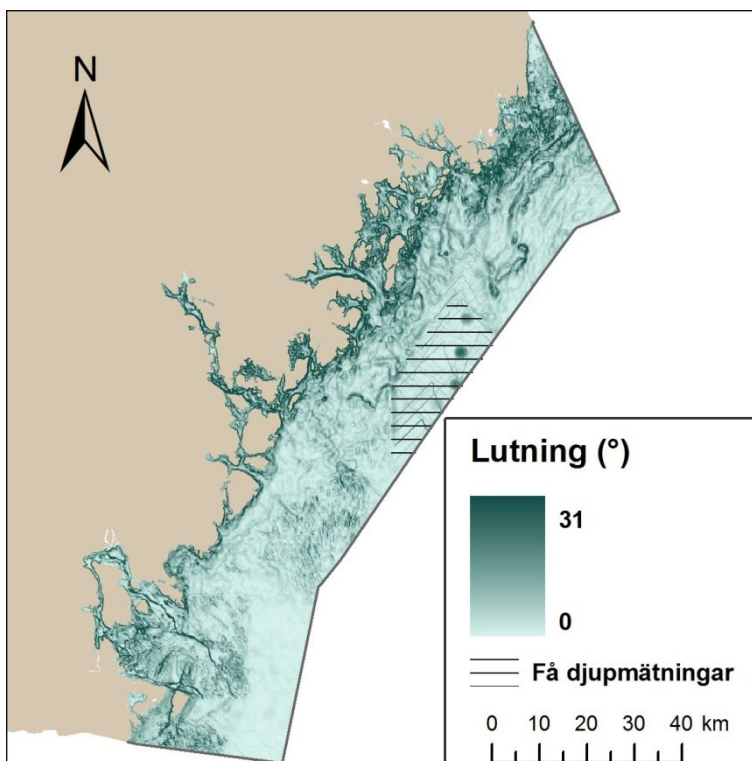
Figur 11. Vänster kartbild: i grunda områden med goda tätheter av djupdata kunde ett raster tas fram i 25 m upplösning. Höger kartbild: I djupa områden med glesa djupdata togs ett raster fram i 100 m upplösning. De två rasterskikten fogades sedan samman till ett skikt.



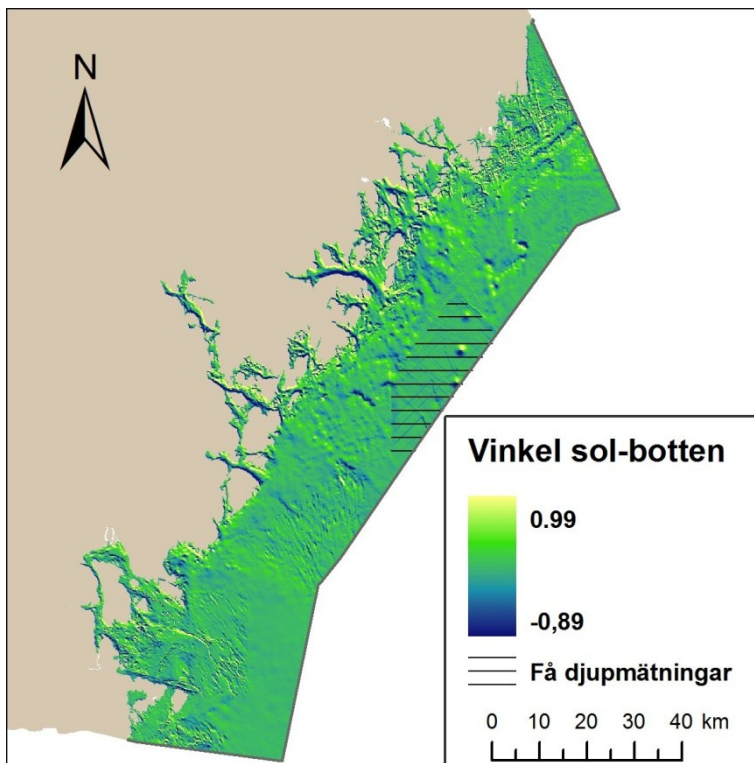
Figur 12. Heltäckande djupraster för hela Västernorrlands marina område, upplösning 150 m. Kartan är interpolerad med hjälp av kriging baserat på digitaliserade djupdata. I ett yttre område fanns endast få djupmätningar tillgängliga, varför djuprastret där är av översiktlig kvalitet. I en sekretessbelagd Bilaga 3 finns kartan i högsta upplösning (25 m i grunda områden med täta djupdata och 100 m i djupa områden med glesa djupdata).

Djupderivat

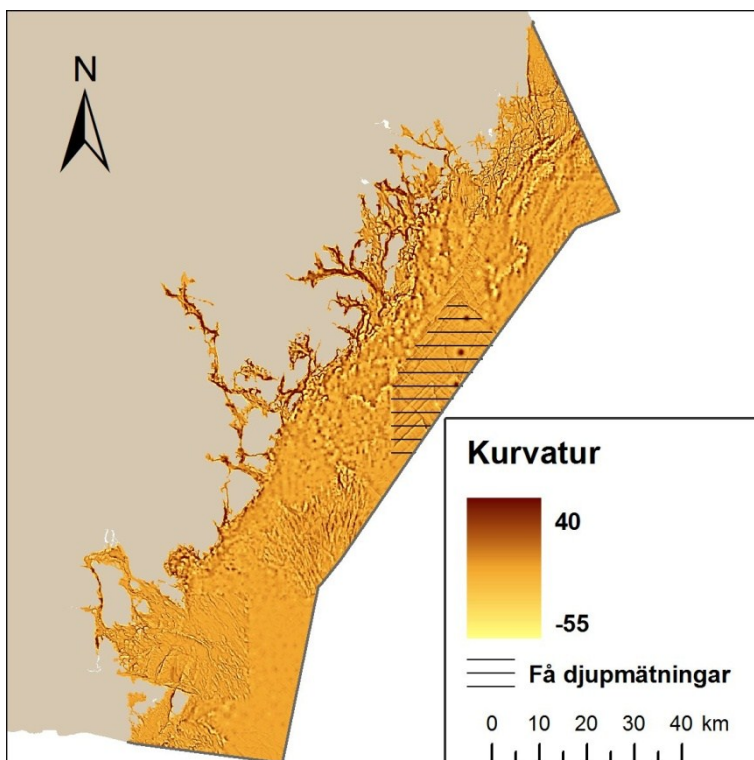
Baserat på det interpolerade djuprastret beräknades raster för botten lutning, solvinkel och kurvatur. Ett detaljerat och bra djupraster är en förutsättning för att dessa derivat ska bli användbara, eftersom de är väldigt känsliga för både upplösning och felaktigheter i djupkartan. Samtliga djupderivat togs fram i två upplösningar (beräknade utifrån de olika djupskikten). Lutning beräknas genom att använda skillnaden i djup från en ruta i rastret till nästa, och anges i grader där noll grader betecknar en helt vågrät yta och 90 grader en lodrät yta. Solvinkel anger botten lutning och lutningsvinkel i förhållande till solens vinkel vid aktuell breddgrad. Plana ytor får ett värde omkring noll, ytor som lutar åt norr får negativa värden och ytor mot söder får positiva värden. Modellen inkluderar inget avtagande med djupet utan kombineras med djupvariabeln i modelleringen. Kurvatur är en beskrivning av hur djupet för varje punkt i kartan förhåller sig till medeldjupet inom en radie på 300 m för 25 m upplösningen och 500 m för 100 m upplösningen, och ger en bild av relativa höjder och sänkor. Positiva värden visar på sänkor och negativa på höjder. Kartor över botten lutning, solvinkel och kurvatur i Västernorrlands marina område visas i Figur 13-15



Figur 13. Bottens lutning i Västernorrlands marina område, upplösning 150 m. I sekretessbelagd Bilaga 3 visas kartan i högsta upplösning (25 m i grunda områden med täta djupdata och 100 m i djupa områden med glesa djupdata).



Figur 14. Medelvinkel mellan sol och botten i Västernorrlands marina område, upplösning 25 m i grunda områden med täta djupdata och 100 m i djupa områden med glesa djupdata



Figur 15. Bottens kurvatur i Västernorrlands marina område, upplösning 150 m. I sekretessbelagd Bilaga 3 visas kartan i högsta upplösning (25 m i grunda områden med täta djupdata och 100 m i djupa områden med glesa djupdata).

Modellering av ytnära och bottennära salthalt

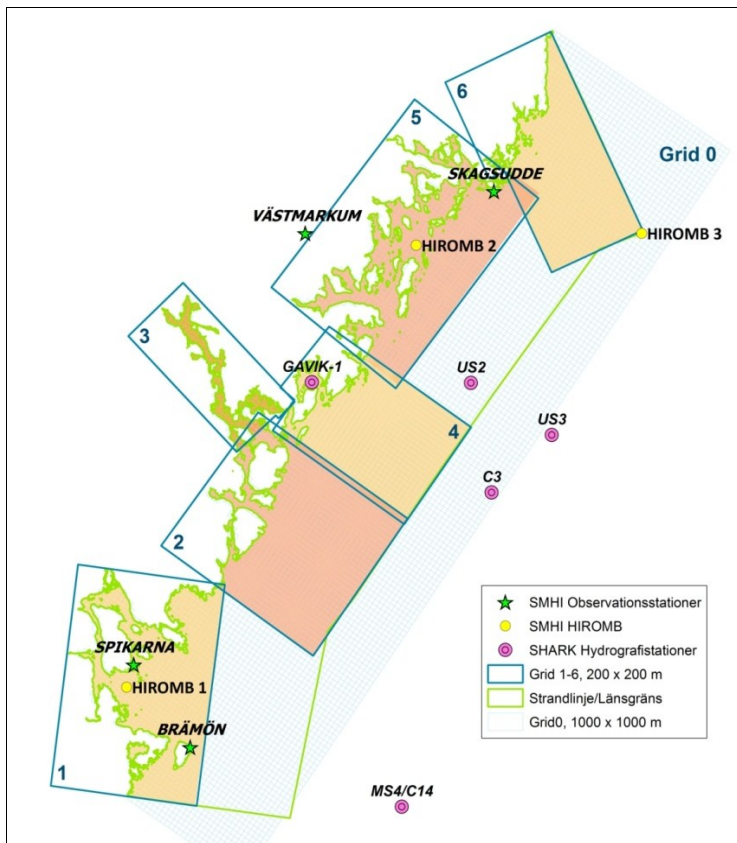
Bakgrund

I Östersjön sätter salthalten de yttersta gränserna för var marina arter och sötvattensarter kan leva och därmed påverkar den bottennära salthalten förekomsten av arter på en viss lokal. Salthalten är även kopplad till grumlighet från sötvattensutflöden, vilket gör att den bör kunna fungera som en indikator på siktdjup.

Den lägst förekommande salthalten bedömdes ha störst inflytande på arternas rumsliga fördelning. För att generera lämpliga underlag till den rumsliga modelleringen av artutbredning modellerades därmed en typ av minimiscenario för salthalt för vattenmassorna i Västernorrlands län.

Modelluppsättning

Till skillnad från modelleringarna av arter och artgrupper som är rumsliga i två dimensioner modellerades salthalt i tre rumsliga dimensioner samt tid. Modellsimuleringarna utfördes i den hydrodynamiska numeriska modellen GEMSS (Generalized Environmental Modeling System for Surface waters; Edinger och Buchak 1980) under påverkan av vind- och vattenståndsändringar samt färskvattentillförsel från de fem största vattendragen i länet. För att skapa salthaltsunderlaget delades området upp i sammanlagt sju beräkningsnät (s.k. modellgrid), se Figur 16. I ett första steg utfördes beräkningarna för ett länstäckande grovskaligt modellgrid (grid 0) med 1000 m horisontell upplösning. Resultaten från dessa beräkningar användes sedan som ingångsvärden till de finmaskigare modellgriddarna i 200 m horisontell upplösning (grid 1-6). Modellgriddarna konstruerades med hjälp av ett GIS-lager för strandlinjen (fastighetskartans strandlinje) samt djuprastret för Västernorrlands marina område som tagits fram inom projektet. Den vertikala upplösningen på modellgriddarna varierade mellan 1-10 m; tjockleken på varje lager i vertikal led var 1 m ner till 30 m djup, 2 m på 30-60 m djup, 5 m på 60-ca 100 m djup (den nedre gränsen varierade beroende på maxdjupet i området) och 10 m på djup större än ca 100 m.



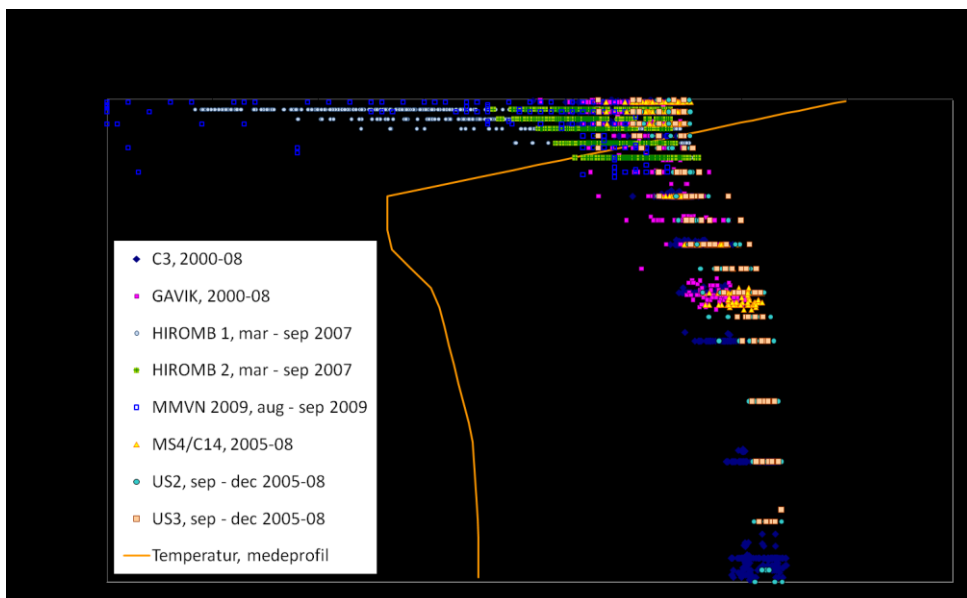
Figur16. Karta med modellgriddarna som användes för beräkningarna av salthalt i Västernorrlands län. Den horisontella upplösningen för det länstäckande griddet (grid 0) är 1000 m och för övriga griddar 200 m. På bilden visas även lokalerna från vilka data användes till modelleringen (se även Tabell X).

Data

För modelleringen användes ingångsdata från en rad olika källor, se Tabell 4. SMHI tillhandahöll vinddata och lufttrycksdata från stationerna Brämön, Skagsudde och Västmarkum, vattenståndsdata från Skagsudde och Spikarna samt modellerade data för vattenstånd, temperatur och salthalt från modellen HIROMB, se Figur 16 för läget på de respektive stationerna/punkterna. Värderna för temperatur och salthalt hämtades även från en rad mätstationer ur SMHI:s databas SHARK (Svenskt HavsARKiv). Dessa data har tagits fram inom den svenska samordnade miljöövervakningen av Naturvårdsverket respektive Gaviks kustkontrollprogram för Länsstyrelsen i Västernorrland. Som referensdata användes även temperatur och salthaltsmätningarna som gjordes under dropvideoinventeringen inom projektet. Vattenföringsdata hämtades från litteratur.

Tabell 4. Källförteckning för de data som användes i modelleringen. Lokalernas geografiska lägen visas i Figur 16.

Data	Station/lokal	Källa
Vindhastighet, vindriktning och lufttryck	Brämön	SMHI
	Skagsudde	SMHI
	Västmarkum	SMHI
Havsvattenstånd	Spikarna	SMHI
	Skagsudde	SMHI
	HIROMB 3 (63,1°N 19,6°E)	SMHI
	HIROMB 1 (62,3°N 17,5°E)	SMHI
Temperatur och Salthalt	HIROMB 2 (63,1°N 18,7°E)	SMHI
	C3	Nationellt Mätprogram/SHARK
	MS4/C14	Nationellt Mätprogram/SHARK
	US2	Nationellt Mätprogram/SHARK
	US3	Nationellt Mätprogram/SHARK
	GAVIK-1	Gaviksfjärdens kustkontrollprogram/SHARK
	Gideälven	LST Västernorrland (2009)
	Moälven (Nedre) Ångermanälven	Brandt och Ehlert (1996), ALcontrol (2007, 2008)
Vattenföring	Indalsälven	Brandt och Ehlert (1996), Pelagia Miljökonsult (2007)
	Ljungan	Brandt och Ehlert (1996), Pelagia Miljökonsult (2007)



Figur 17. Den vertikala fördelningen av samtliga salthaltsdata som ingår i analysen (lokalernas geografiska lägen visas i Figur 16). Som ingångsvärden för salthalt i modelleringen användes den 10:e percentilen vid varje respektive djup och mätstation, i syfte att beskriva ett minimiscenario för salthalt. Som ingångsvärden för temperatur användes genomgående den beräknade medelprofilen för perioden mars till september 2009, här visad med heldragen linje.

Minimiscenario för salthalt

Syftet med den hydrografiska modelleringen var att ta fram ett underlag till den rumsliga modelleringen av hög relevans för arternas förekomst. Utbredningen av bottenlevande växter och djur i brackvatten styrs, i stor skala, av salthalten och marina arter förväntas främst begränsas av de lägsta förekommande värdena i ett område. Förutom detta är minimisalhalten i regel även kopplad till grumlighet från sötvattensutflöden, vilket gör att den bör vara relevant för all typ av växtlighet, dvs. marina arter såväl som sötvattensarter. Ytterligare en orsak till att den minimala salhalten valdes att modelleras, framför t.ex. maximal eller medelsalhalt, var att minimiprofilen uppvisade större variation i djupled, vilket gör det enklare att fånga upp eventuella samband mellan salthalt och växtlighet.

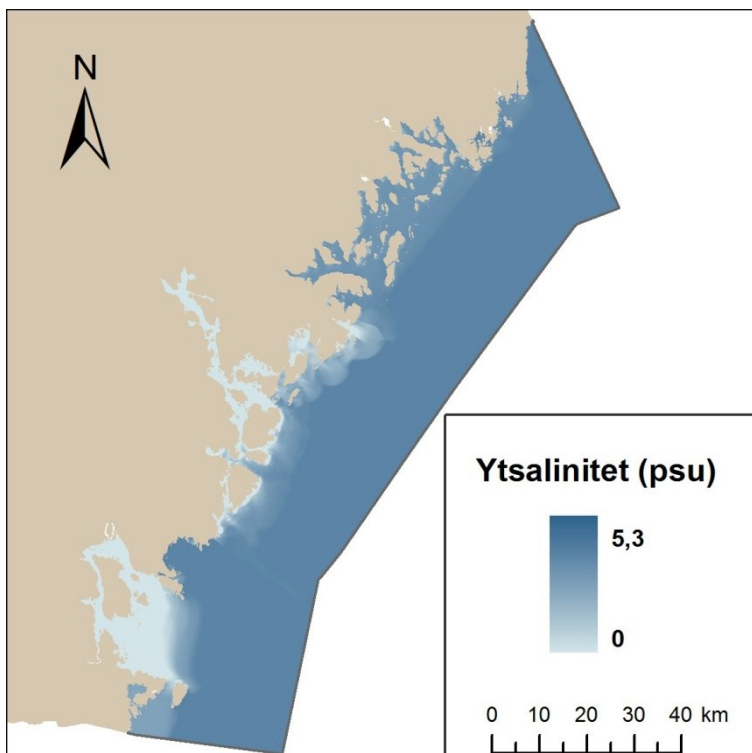
Med minimiscenario avses här en sammanfattande bild på fördelningen av salthalt under typiska förhållanden då denna är som lägst. I Västernorrlands län, med sina stora älvar, inträffar detta under perioden för islossning då avrinningen från land är som störst. Valet av alla ingående modellparametrar (såväl oceanografiska som meteorologiska) har därmed gjorts i strävan efter att likna sådana rådande förhållanden.

Salhaltsdata som användes för analysen var uppmätta vid olika tillfällen under åren 2000-2009 (Figur 17). Istället för att använda de absoluta minimivärdena för salthalten beräknades den 10:e percentilen av alla observerade salthaltsvärden från varje djup och mätstation. På så sätt undveks tillfälliga extremvärden och ett mer robust och representativt scenario skapades för de lägsta salthalterna i varje område.

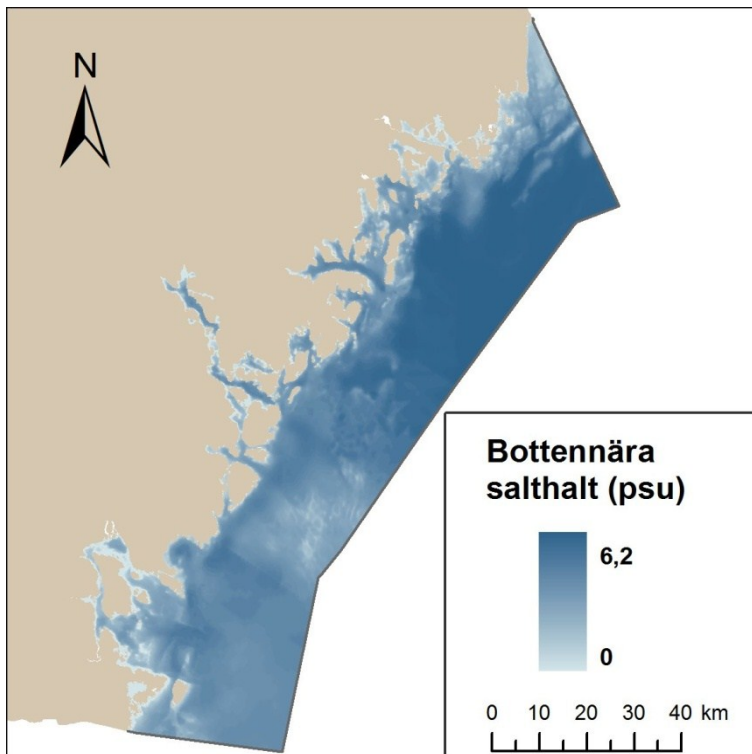
Inför varje modellsimulering initierades vattenmassorna med ingångsvärden för temperatur och salthalt för alla representerade djup. Temperaturen sattes genomgående, oavsett område/modellgrid, till värdena enligt medelprofilen för perioden mars till september 2000-2009 (se Figur 17). Till den grundläggande simuleringen med det länstäckande grövre modellgriddet (grid 0) användes ingångsvärden för salthalt från de olika mätstationerna. Som ingångsvärden till övriga modellsimuleringar (grid 1-6) användes resultaten från det grova griddet.

Resultat

De slutgiltiga salthaltsvärdena lästes ut från det grundaste lagret (alltid 0.5 m djup) respektive det djupaste lagret i varje gridcell. Eftersom modellens vertikala upplösning (och därmed tjockleken på varje lager) varierar med djup avser ”bottennära salinitet” värdet på olika avstånd från botten i olika djupa områden. För djupintervall med 1 m vertikal upplösning (0-30 m djup) är bottensaliniteten således värdet 0.5 m från botten, och för djupintervall med 2 m vertikal upplösning (30-60 m djup) är bottensaliniteten värdet 1 m från botten, jämför med avsnittet om modelluppsättningen ovan. Modellresultaten sammanställdes vidare i GIS till punktfiler i ordinarie gridupplösning (200 – 1000 m) och sammanfogades till länstäckande raster i 25 m upplösning genom interpolation. Metoden som användes vid interpolationen var IDW (Inversed Distance Weighted) med vilken värden beräknades från de närmsta fyra datapunkterna. De länstäckande kartorna för ytsalthalt och bottennära salthalt visas i Figur 18 och 19.



Figur 18. Resultande raster (25 m upplösning) för minimisalthalt (10:e percentilen) vid ytan (0.5 m djup). Beräkningarna har gjorts i modellgridar med upplösning 200 – 1000 m och resultaten har sammanfogats till ett heltäckande länsskikt genom interpolation.



Figur 19. Resultande raster (25 m upplösning) för bottennära minimisalthalt (10:e percentilen). Med bottennära avses 0.5-5 m från botten beroende på modellgriddets vertikala upplösning och gridcellens totaldjup. Beräkningarna har gjorts i modellgriddar med upplösning 200 – 1000 m och resultaten har sammanfogats till ett heltäckande läns-skikt genom interpolation.

Vågexponering



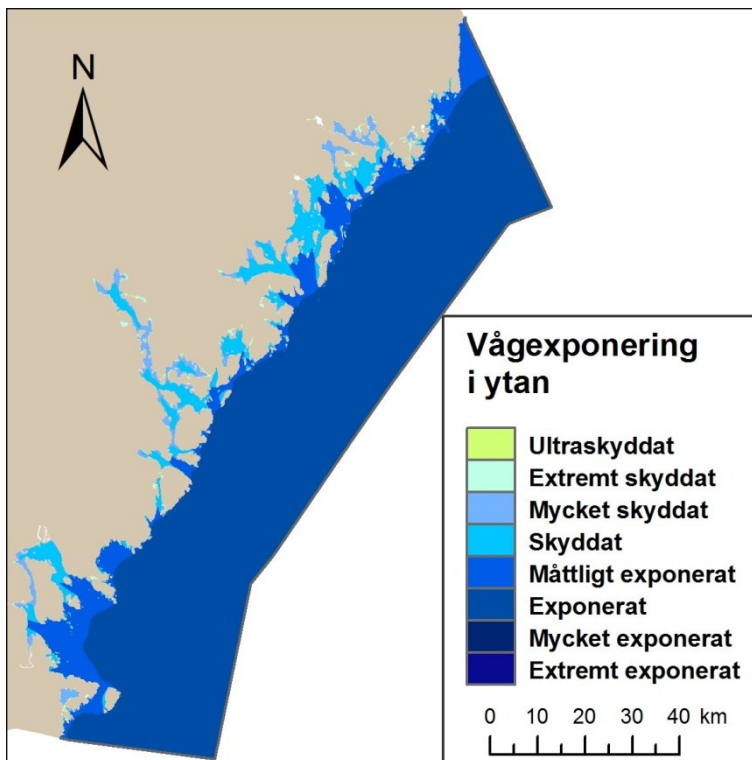
Figur 20. Miljö påverkad av vågexponering. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

Bakgrund

Med vågexponering avses det rumsliga mönster av graden av vågverkan som strukturerar strandzonens artsammansättning (Lewis 1964). Även om vågornas riktning och energi ständigt varierar är vågexponeringsmönstret i stort sett oföränderligt över tid. Tydligast blir detta i skärgårdsmiljöer där bottensamhället ser helt olika ut i skyddade respektive exponerade miljöer. Vågrörelserna är kraftigast vid ytan och avtar med djupet, vilket innebär att de grunda, ofta växtdominerade, miljöerna påverkas mest. Vågrörelserna påverkar arternas utbredning både direkt och indirekt. Direkt påverkan sker t.ex. genom att plantor slits bort eller genom att det skapas god vattenomsättning för filtrerande djur. Indirekt påverkan sker genom att löst sediment transporteras bort eller sorteras i kornstorlekar. På så sätt friläggs hårbottenmiljöer för alger och djur att fästa sig på i vissa områden. I andra områden ansamlas sand och annat löst sediment, vilket skapar livsrum för t.ex. rotade växter och grävande djur. Arter kan vara specialiserade och bara förekomma vid en viss grad av vågpåverkan, eller ha olika form eller storlek som ett resultat av graden av vågpåverkan.

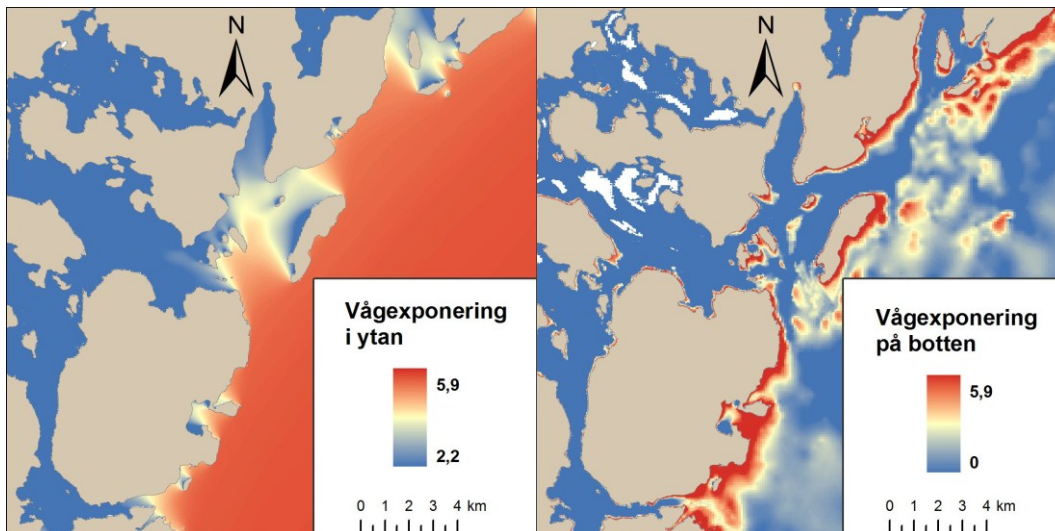
Beräkning av vågexponering

Eftersom vågaktiviteten hela tiden varierar är graden av vågexponering svår att mäta i fält, och uppskattas därför normalt med en beräkningsmetod. Det finns ett flertal kartografiska metoder att välja på, var och en har sina för- och nackdelar. I detta arbete har metoden Simplified Wave Model (SWM, Isæus 2004) använts. Den kallas simplified (förenklad) eftersom den inte tar hänsyn till hur vattendjupet påverkar vågornas egenskaper. Den beräknade vågexponeringen vid ytan kan räknas om till vågexponering vid botten med hjälp av ett heltäckande djupraster, dock fortfarande utan att hänsyn har tagits till batymetrins inverkan på vågornas egenskaper. Till SWM-metodens fördelar hör att den kan användas i hög upplösning och att den ger en ekologiskt relevant bild av vågexponeringsmönster i skärgårdsområden, vilket visats i en rad vetenskapliga studier (t.ex. Eriksson m.fl. 2004, Bekkby m.fl. 2008, Sandman m.fl. 2008). Den har också använts till att ta fram generella vågexponeringskartor för hela Sveriges kust inom projektet ”Sammanställning och analys av kustnära undervattenmiljö, SAKU” (Naturvårdsverket 2006) och dess värden har delats in i preliminära exponeringsklasser i enlighet med det europeiska systemet EUNIS. Vågexponeringen för Västernorrlands marina område visas i Figur 21.

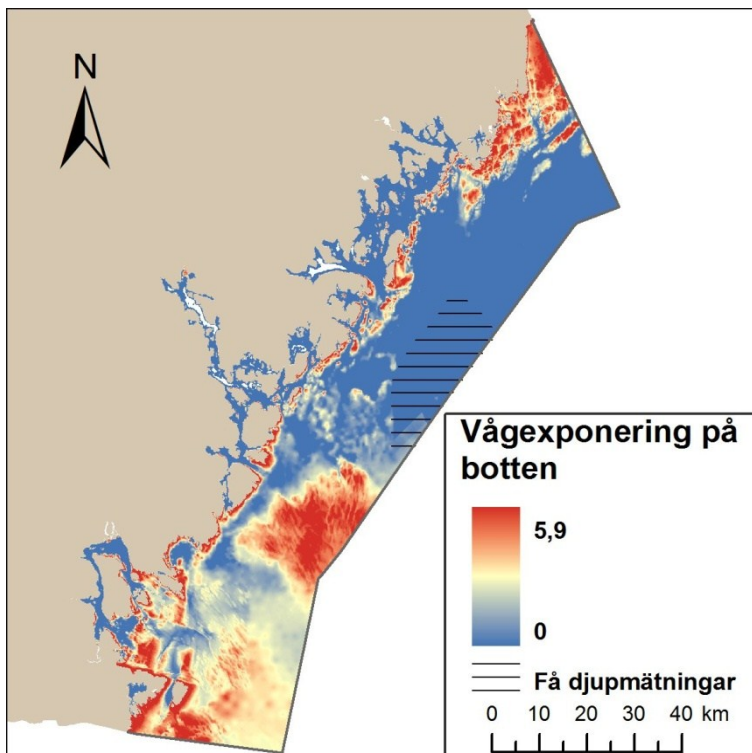


Figur 21. Vågexponering vid ytan i Västernorrland beräknad med SWM-metoden (Simplified Wave Model). De preliminära vågexponeringsklasserna följer det europeiska systemet EUNIS.

Som nämnts ovan minskar effekten av vågor med djupet. Som underlag för modellering är det därför ofta önskvärt att kunna använda ett underlag som beskriver exponeringsnivån vid botten. En formel för att korrigera SWM för djup har därför tagits fram (Bekkby m.fl. 2008). I Figur 22 visas hur SWM och djupkorrigerad SWM skiljer sig i samma område. Som synes påverkar djupet exponeringsnivån starkt och denna djupkorrigering kan därför bara användas om det finns en god beskrivning av djupförhållandena. Djupkorrigerad vågexponering för hela Västernorrlands marina område visas i Figur 23.



Figur 22. Skillnaden mellan SWM (till vänster) och djupkorrigerad SWM (till höger) i ett och samma område.



Figur 23. Vågexponering vid botten i Västernorrland beräknad från SWM-metoden (Simplified Wave Model) och djupkorrigerad enligt Bekkby et al. (2008).

Substrat

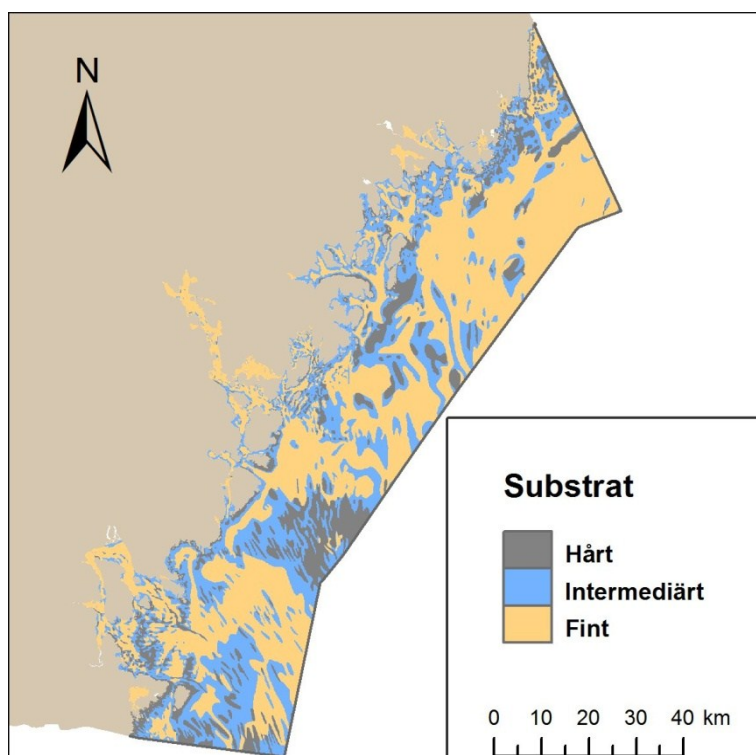
Även bottenens geologi, exempelvis förekomsten av hårbotten eller sand, styr vilka arter som kan förväntas finnas. Information om bottenstrukturer kommer från SGU:s (Sveriges geologiska

undersökning) ytsubstratklassning av maringeologisk information. Underlag till substratkartorna är uppgifter från maringeologiska kartdatabaser samt bottenyteobservationer klassade enligt EUNIS-systemet. Heltäckande substratkartor har skapats genom modellering med metoderna GRASP och CART. De sex substratklasserna som förekom i Västernorrland generaliserades till tre klasser inför modelleringen enligt Tabell 5. I Figur 24 visas den generaliserade substratkartan över hela länet.

En detaljerad beskrivning av SGU:s bottensubstratkartor finns i Hallberg m.fl. 2010.

Tabell 5. Gruppering och klassificering av SGU:s ytsubstratskartor för användning i habitatmodelleringen.

Klasser SGU	Klassat substrat
K1 = kullersten, stenblock och berggrund	Hårt
K2 = småsten, kullersten och stenblock	
K3 = sand, grovkorning sand, grovt grus, snäckskal och musselskal och småsten	Intermediärt
K4 = sand	Fint
K5 = fin sand	
K6 = fast lera	



Figur 24. Ytsubstratkarta över Västernorrland. Kartan har tagits fram genom omklassning av SGU:s sex frammodellerade substratklasser enligt tabell 5.

Antropogena faktorer

Mänskliga aktiviteter har en stor påverkan på utbredningen av marina organismer. Denna påverkan är dock svår att mäta och ännu svårare att kartlägga. I detta projekt har ett försök gjorts att beräkna mänsklig påverkan i rummet och att genom modellering försöka hitta mönster för hur olika organismers utbredning kan bero av denna.

För att kunna ta fram heltäckande raster över antropogena faktorer behövs, liksom för de naturliga faktorerna, bakgrundsinformation av tillräcklig mängd och kvalitet. I Västernorrland fanns information från två tidigare projekt att tillgå.



Figur 25. Område som troligen är påverkat av mänskliga aktiviteter i Västernorrland. Foto: Joakim Hansen, AquaBiota.

Kartläggning av Västernorrlands potentiellt förorenade områden

Som en del av arbetet att uppnå det fjärde miljömålet ”en giftfri miljö”, påbörjades 2005 arbetet att identifiera samtliga områden med potentiella markföroreningar i Sveriges alla län. I Västernorrland identifierades nära 2600 objekt där föroreningar kunde förekomma i mark, sediment, deponier eller anläggningar (länsstyrelsen Västernorrland miljöavdelningen 2006). Identifieringen innebar fastställning av verksamhetsbransch, koordinater och fastighet. Objekten delades även in i branschklasser (1-4 där 1 har störst miljöpåverkan) efter Naturvårdsverkets branschlista vilket ger en fingervisning om verksamhetens miljöpåverkan. Dock samlades ingen information angående verksamhetens aktivitet och föroreningsnivå in i

detta skede. Av alla de identifierade objekten var endast 260 inventerade vid starten för detta projekt. Inventeringen, som skedde enligt MIFO (Metodik för Inventering av Förorenade Områden) syftar till att ta fram så mycket information om objekten som möjligt. Metoden beskrivs i Naturvårdsverkets rapport 4918 (1999). De inventerade objekten delades bl.a. in i riskklasser (1-4 där 1 har störst miljöpåverkan) genom att väga samman föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt områdets känslighet och skyddsvärde.

HELCOM hot spots

1992 samlade HELCOM information om de största utsläppskällorna i Östersjöns avrinningsområden (HELCOM 2010a) Totalt identifierades 163 s.k. hot spots och 7 av dessa återfanns i Västernorrland. Genom åren har nya bedömningar gjorts och allteftersom verksamheterna har minskat sin miljöpåverkan har de också plockats bort från listan. Idag har över hälften av de 163 objekten plockats bort och i Västernorrland återstår nu inga. Trots att dessa verksamheter inte längre aktivt släpper ut miljöfarliga ämnen har objektens historia sannolikt fortfarande en stor påverkan på organismers utbredning. Giftiga ämnen har genom åren ackumulerats, både i mark och bottensediment, och kommer att fortsätta påverka livet i Östersjön under många år framöver. För närvarande pågår stora program i Västernorrland inriktade på att kartera och åtgärda de viktigaste av dessa miljöproblem.

Framtagande av GIS skikt

2 olika metoder användes för att göra om ovanstående punktvisa information om miljöfarlig verksamhet till rasterdata.

- Analys av punkttäthet: Tätheten av punkter beräknas inom en given cirkelradie vilket resulterar i ett raster där varje cell får ett täthetsvärde. Täthetsvärdet kan även påverkas av värdet i punkterna (viktad analys). För samtliga analyser användes en cirkelradie på 10 km.
- Kostnad/distans analys: Förutom punkterna används även ett raster över kostnader i denna analys. I det här fallet är kostnadsskiktet ett land/hav raster där kostnaden för land är satt betydligt högre än för vatten. Genom att sätta höga kostnader för land blir dessa områden barriärer för utsläppen vilket också är fallet i verkligheten. Resultatet blir ett raster där cellerna får höga värden (kostnader) om det vattenväga avståndet till

närmaste punkt är stort. Ingen viktning av punkternas värde kunde göras i denna analys.

Tabell 6. Underlag och metod för framtagande av antropogena heltäckande rasterskikt.

Dataset	Objekt	Analys	Rasterskikt
Potentiellt förorenade områden	Alla (2705 st.)	Punkttäthet utan viktning, sökradie: 10 km	FO1
Potentiellt förorenade områden	Samtliga industrier inom branschklass 1 och 2 som bedömts i riskklass 1 eller 2 (76 st.)	Punkttäthet utan viktning, sökradie: 10 km	FO2
Potentiellt förorenade områden	Samtliga industrier inom branschklass 1 och 2 som bedömts i riskklass 1 eller 2 (76 st.)	Punkttäthet med viktning av riskklass, sökradie: 10 km	FO3
Potentiellt förorenade områden	Samtliga industrier inom branschklass 1 och 2 som bedömts i riskklass 1 eller 2 (76 st.)	Kostnad/distans analys.	FO4
Potentiellt förorenade områden	Samtliga massaindustrier (27 st.)	Punkttäthet utan viktning, sökradie: 10 km	FO5
Potentiellt förorenade områden	Samtliga massaindustrier (27 st.)	Kostnad/distans analys.	FO6
Potentiellt förorenade områden	Samtliga avloppsreningsverk (61 st.)	Punkttäthet utan viktning, sökradie: 10 km	FO7
Potentiellt förorenade områden	Samtliga avloppsreningsverk (61 st.)	Kostnad/distans analys.	FO8
HELCOM hot spots	Samtliga 7 objekt	Punkttäthet med viktning mot genomsnittsutsläpp mellan 1994 och 2006	HEL1
HELCOM hot spots	Samtliga 7 objekt	Kostnad/distans analys.	HEL2

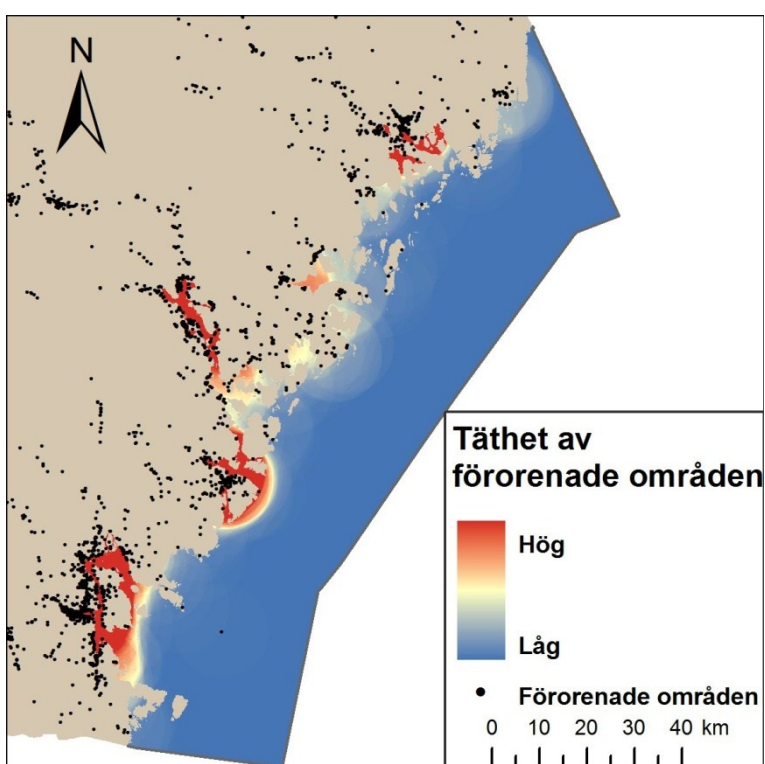
Eftersom några av rasterskikten hade en viss korrelation med varandra kunde inte alla användas i modelleringen. Vidare skulle användningen av för många faktorer leda till överanpassade och felaktiga modeller. Genom att visuellt granska kartorna i GIS valdes de 5 mest trovärdiga ut för utvärdering, FO1, FO4, FO6, FO8 och HEL2.

Ett antal arter/artgrupper från de två olika dataseten (alger, kärlväxter och blåmussla och mjukbottenfauna) med skilda ekologiska nischer modellerades med de utvalda antropogena rasterskikten tillsammans med de naturliga för att ytterligare kunna identifiera de mest betydelsefulla antropogena rasterskikten. Genom att studera responskurvor och jämföra

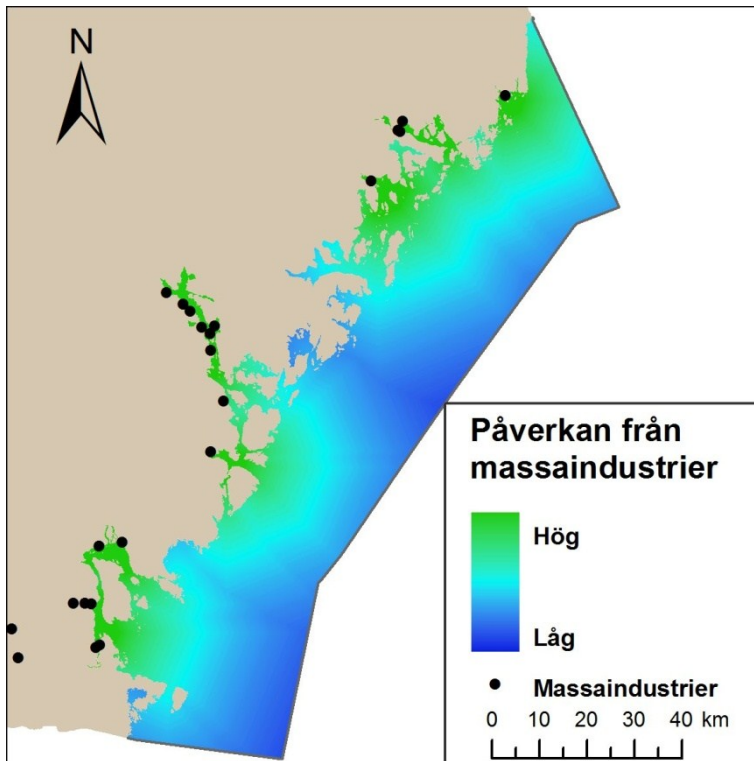
externvalideringsresultat för de olika modellerna kunde de rasterskikt som bidrog minst uteslutas. Resultatet visas i Tabell 7. De kvarvarande rasterskikten användes för modellering och visas i Figur 26 – 29.

Tabell 7. Antropogena skikt som användes för modellering av olika typer av organismer. Betydelsen av de olika skikten förklaras i Tabell 6.

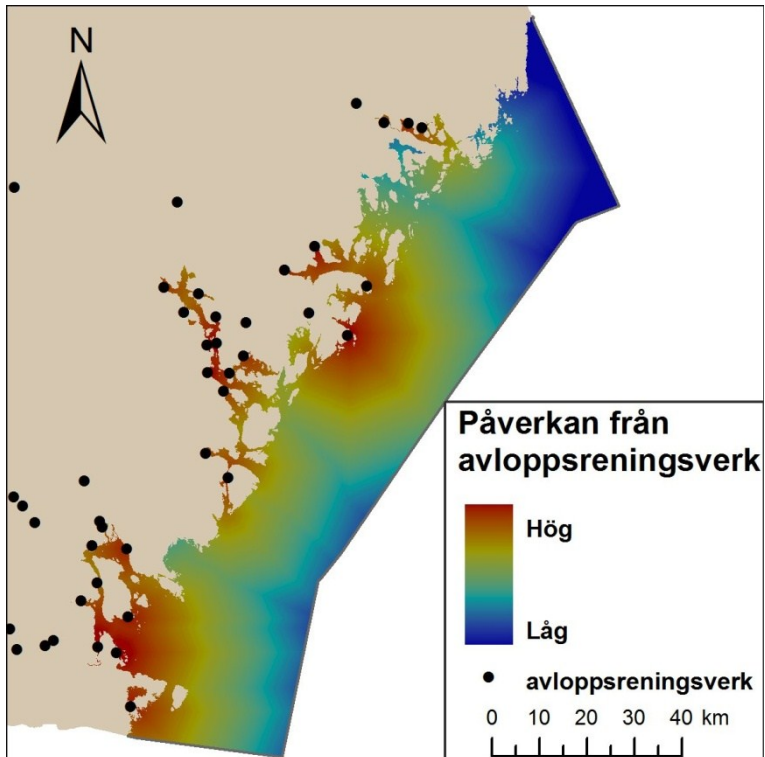
Dataset	Antropogena skikt för modellering
Alger, kärlväxter och blåmussla	FO1, HEL2
Mjukbottenfauna	FO1, FO6, FO8, HEL2,



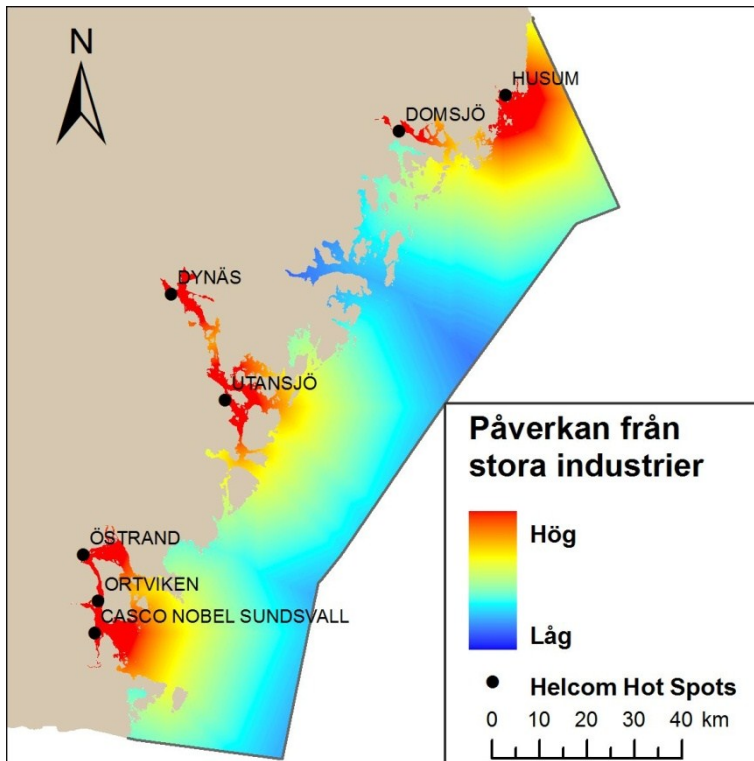
Figur 26. Punkttäthetsanalys av samtliga identifierade, potentiellt förorenade områden i Västernorrland (FO1).



Figur 27. Kostnad/distans analys av samtliga identifierade massindustrier i Västernorrland (FO6).



Figur 28. Kostnad/distans analys av samtliga identifierade avloppsreningsverk i Västernorrland (FO8).



Figur 29. Kostnad/distans analys av de största utsläppskällorna (enligt HELCOM:s undersökning från 1992) i Västernorrland (HEL2).

Resultat

I det här avsnittet beskrivs resultaten från de rumsliga modelleringarna av blåmussla, bottenlevande alger, kärlväxter samt mjukbottenfauna i Västernorrlands marina område. För ett urval av arterna visas detaljer ur länskartorna. I Bilaga 1 visas samtliga kartor för hela länet i den finaste upplösning som allmänt spridningstillstånd har erhållits för. De kartor för vilka allmänt spridningstillstånd ej har erhållits i den finaste upplösning som de har tagits fram i, visas i sekretessbelagd Bilaga 3.

Tolkning av sannolikhetskartor över förekomst

När en sannolikhetskarta över en arts täckningsgrad ska tolkas är det viktigt att förstå de två begreppen. Sannolikheten anger hur troligt det är att arten påträffas inom en area som motsvarar inventeringsytan under perioden för inventering (juli – september för alger, växter och blåmussla och maj – juni för mjukbottenfauna). I projektet har data från olika inventeringsmetodik använts med inventeringsytor på ca 10-40 m² för alger, kärlväxter och blåmussla och 0,1m² för mjukbottenfauna. För mjukbottenfauna är dock samtliga inventeringsytor omräknade till 1 m². Upplösningen i prediktionerna är 25*25 m, vilket är en anpassning till underlagens upplösning, samt en storlek som bedömts vara lämplig för visualisering av resultaten. Sannolikheten anger dock inte något om mängden av arten inom rasterrutan utan detta anges av täckningsgraden. Till exempel för alg-, kärlväxt- och blåmussla-prediktioner innebär att för celler inom klassen 50 % sannolikhet för förekomst (mer än 0 % täckningsgrad) kan förväntas att av ett mycket stort antal inventeringsytor påträffas minst 1 exemplar av arten på i genomsnitt hälften av inventeringsytorna. På motsvarande sätt innebär 25 % sannolikhet för 50 % täckningsgrad att av ett mycket stort antal inventeringsytor är i genomsnitt minst hälften av ytan i en fjärdedel av rutorna täckta av arten. För mjukbottenfauna innebär 50 % sannolikhet för förekomst att chansen att hitta minst 1 exemplar av arten i ett bottenhugg inom rasterrutan är 50 %. Både sannolikheten och täckningsgraden är beräknade medelvärden och kan inte användas för att tala om exakt hur mycket av en art som förekommer i en enskild rasterruta. I verkligheten förekommer arter dessutom ofta fläckvis och denna information förloras vid modelleringen.

Dataunderlag

Som responsvariabler användes datasetet för modellering av alger, kärlväxter och musslor samt datasetet för modellering av mjukbottenfauna (se ”biologiska variabler”). Som potentiella miljövariabler vid modellering av alger, kärlväxter och blåmussla användes djup, lutning, kurvatur, ljusexponering, bottensalinitet, ytsalinitet, vågexponering vid ytan, vågexponering vid botten, substrat samt två antropogena skikt enligt Tabell 7. För modellering av mjukbottenfauna användes samma potentiella miljövariabler som för alger, kärlväxter och blåmussla, plus ytterligare två antropogena skikt (se Tabell 7).

Mellan några av miljövariablerna kunde en viss korrelation identifieras. Vid en given grad av korrelation kan de korrelerande skikten inte användas tillsammans i en och samma modell. Antropogen påverkan på marina organismer kommer i många fall från verksamheter som ligger i anslutning till större sötvattensutflöden. Av den anledningen korrelerade de antropogena skikten med salinitetsskikten. Korrelationen var dock såpass svag att miljöfaktorerna ändå kunde användas tillsammans i modelleringen. För många arter valde modellen att utesluta salinitet till fördel för något antropogent skikt. I dessa fall testades även modeller där salinitet användes istället för det antropogena skiktet. De alternativa modellerna utvärderades externt (se ”modelleringsprocessen”) och prediktionerna jämfördes i GIS. I samtliga fall gav modellens val av miljövariabel den bästa modellen och den mest trovärdiga prediktionen.

Samtliga modellerade arter av mjukbottenfauna har hittats i Bottenhavet på stora djup (>100 m), men en förutsättning för att dessa organismer kan överleva är att tillgången på syre är tillräckligt god. Då syrehalt inte ingått som prediktorvariabel kan områden där förekomst predikterats sakna förekomst på grund av dåliga syreförhållanden.

Modelleringsresultat för blåmussla, alger och kärlväxter

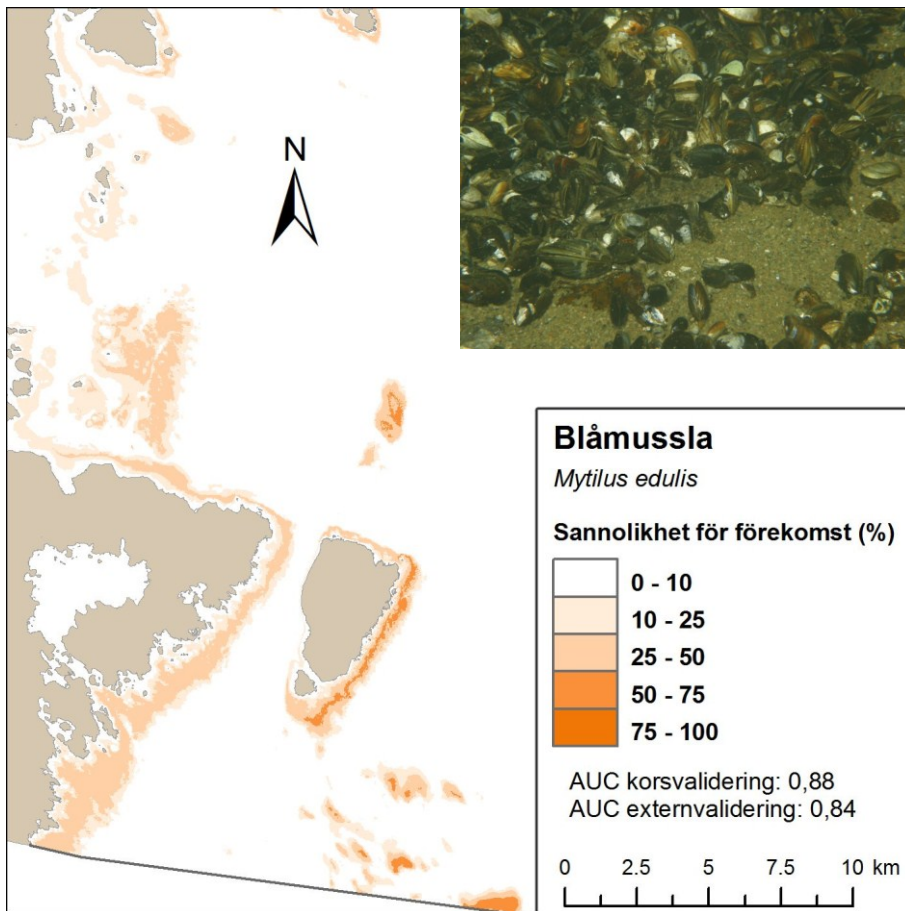
Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten från denna grupp är av *god* eller *utmärkt* kvalitet (AUC>0,8; se ”Material och metoder – Modelleringsprocessen”). Sammanlagt presenteras sannolikhetskartor för blåmussla, 10 arter eller artgrupper av alger samt 6 arter eller artgrupper av kärlväxter (Tabell 8). I samtliga fall där oberoende data fanns tillgängliga externvaliderades prediktionerna med dessa. Detta har gjorts för alla prediktioner med undantag av den fintrådiga rödalgen ullsläke (*Ceramium tenuicorne*). För denna art anges cvAUC som är ett mått på modellens kvalitet. Oavsett valideringsresultat har stor vikt lagts på

kvalitetsgranskning av prediktionerna. Bedömningen har gjorts av personer med god ekologisk kunskap och god lokalkännedom.

För många av arterna och artgrupperna har modeller och prediktioner tagits fram för olika täckningsgrader. Förutom >0% (d.v.s. förekomst/icke förekomst) har prediktioner tagits fram för täckningsgrader $\geq 5\%$, $\geq 10\%$, $\geq 25\%$ samt $\geq 50\%$. Vilka täckningsgrader som har modellerats för de olika arterna och artgrupperna har styrts av antalet observationer av de olika täckningsgraderna.

Prediktionerna ligger till grund för förslag eller underlag till potentiella marina naturvärdesområden av tre olika naturtyper. Principen för hur dessa har tagits fram redovisas i ”Modellering – Identifiering och avgränsning av potentiella marina naturvärdesområden” och deras användbarhet diskuteras i ”Diskussion – Modelleringsresultatets användbarhet för planering, skydd och förvaltning av havsmiljö”.

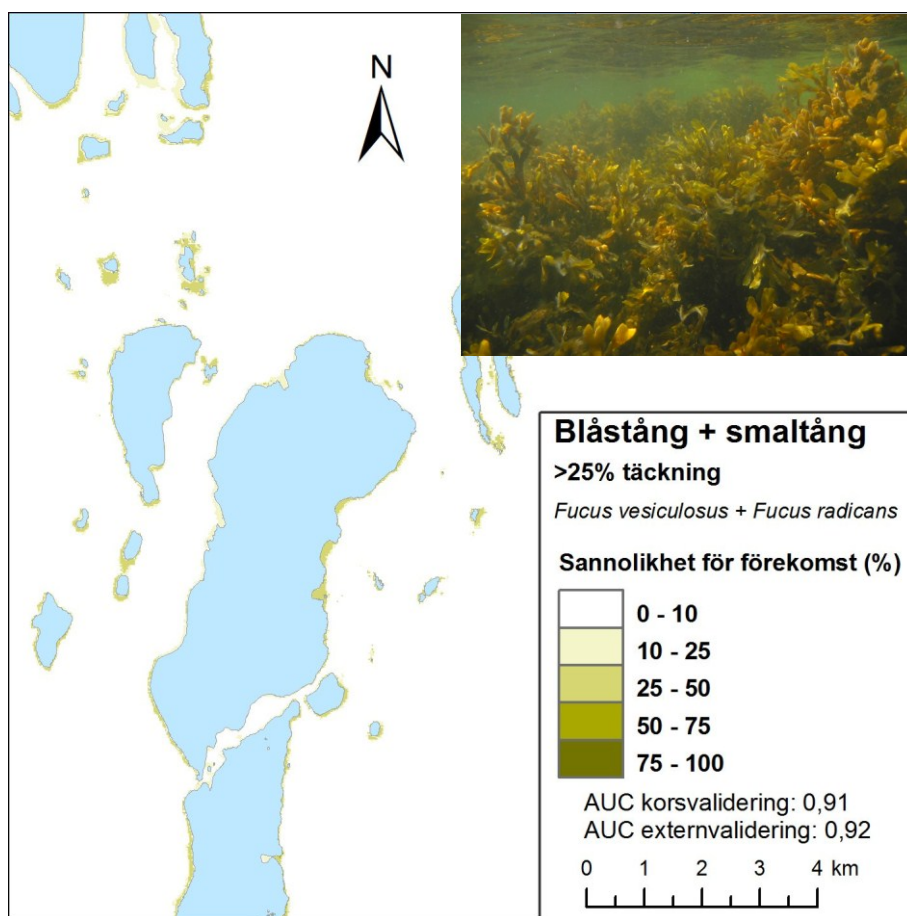
Blåmussla (*Mytilus edulis*) blir sällan mer än tre centimeter lång i Östersjön. Den fäster sig på hårt underlag som klippor, block och sten, men även på t.ex. döda skal på mjukbottnar. Arten förekommer talrikt upp till norra Kvarken. Enligt prediktionerna förekommer blåmussla främst i mer exponerade miljöer, t.ex. på små höjder och i sluttningar med god vattenomsättning. Förekomsten är som störst på djup kring 15-20 m. Det antropogena skiktet HEL2 hade en betydande påverkan och arten predikterades mest i de yttre delarna av havsområdet. Detta mönster beror givetvis även av saliniteten. Arten är relativt allmän i längs hela Västernorrlands kust men förekommer sällan i några högre täckningsgrader. Höga sannolikheter för förekomst predikterades ute på Vänta litets grund. Gynnsamma förhållanden råder även i södra delen av länet utanför Björköen och Brämön (Figur 30). Endast förekomst predikterades. För blåmussla utarbetades även en karta över potentiella naturvärdesområden.



Figur 30. Modellerad sannolikhet för förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*) utanför Björkö och Brämön i södra Västernorrland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.

Blåstång (*Fucus vesiculosus*) växer på hårt substrat som häll, block och sten. I Östersjön begränsas dess utbredning i djupled främst av solinstrålningen vid botten och tillgång till hårt substrat. Vid bra förhållanden kan den förekomma ned till tolv meter, vilket i kombination med dess tredimensionella struktur gör den till den dominerande habitatbildande algen i den svenska delen av Östersjön. Blåstångens utbredning styrs även av vågexponering och arten förekommer rikligast i medelxponerade områden. I alltför exponerade områden är ofta slitaget från vågor och is för stort. Blåstången förekommer upp till norra kvarken. Blåstång modellerades i detta projekt tillsammans med smaltång (*Fucus radicans*). Smaltången är en relativt nyupptäckt art och är allmänt förekommande från Ålands hav upp till norra kvarken. Den är betydligt mindre än blåstången och kan föröka sig könlöst. I fält kan arterna vara svåra att skilja (särskilt i videoinventeringar) vilket var anledningen till att de modellerades tillsammans. I inventeringsdata som sammanställts för projektet förekom tång på över 11 m djup. Prediktionerna visar att arterna främst trivs på grunda (1 – 3 m djup), relativt exponerade bottenar i opåverkade miljöer enligt FO1 och HEL2. De saknas helt i utsötade miljöer. Gynnsamma förhållanden verkar råda i områdena kring Norra Ulvön (Figur 31). Prediktioner

gjordes för förekomst, $\geq 10\%$ täckningsgrad samt $\geq 25\%$ täckningsgrad. För tång utarbetades även en karta över potentiella naturvärdesområden.



Figur 31. Modellerad sannolikhet för $\geq 25\%$ täckningsgrad av tång i skärgårdsområdet kring norra Ulvön i Västernorrland. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

Borstnate (*Potamogeton pectinatus*) är en högväxande nateart med smala blad. Med sitt växtsätt bildar arten en tredimensionell struktur där fisk och andra djur kan söka skydd och föda. Arten växer i näringsrikt bräckt och salt vatten, särskilt på mjukbottnar i relativt skyddade havsvikar. Under dropvideoinventeringen gjordes fynd på drygt nio meters djup. Enligt prediktionerna trivs arten bäst på grunda (1 – 3 m djup) relativt skyddade bottenar i relativt opåverkade miljöer enligt HEL1. Prediktioner gjordes för förekomst och $\geq 10\%$ täckningsgrad.

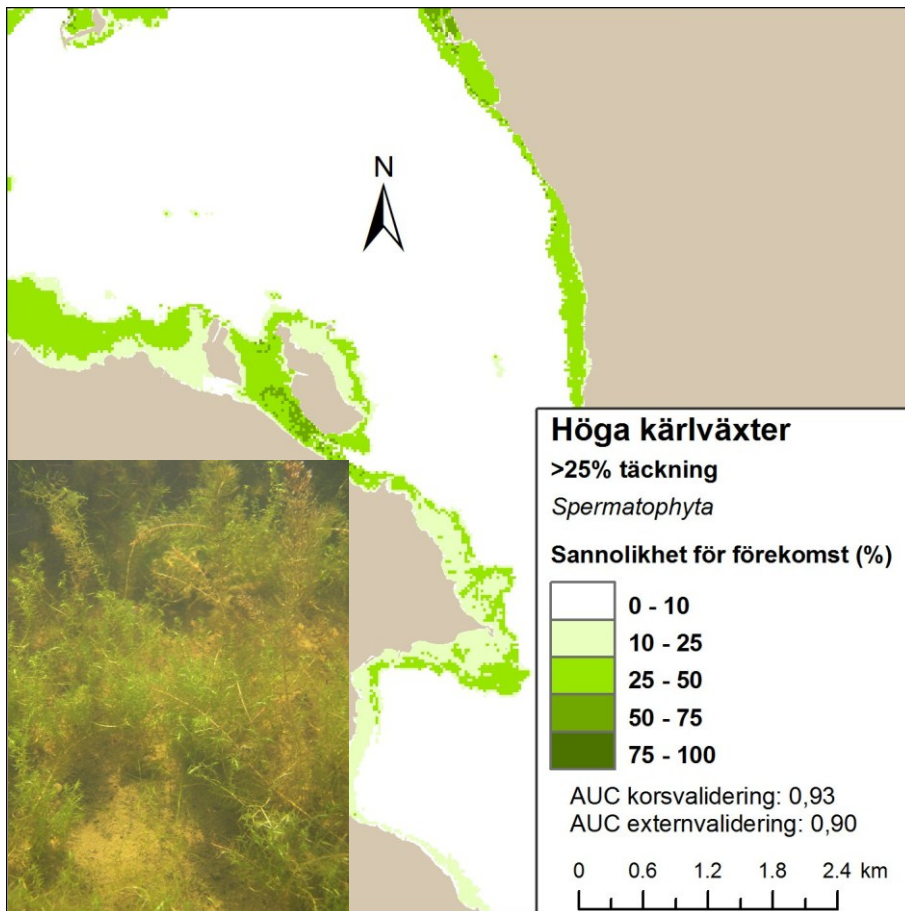
Gyllenskägg (*Dictyosiphon chordarius*), smalskägg (*D. foeniculaceus*) och krulltrassel (*Stictyosiphon tortilis*) är trådliga, slemmiga brunalger som förekommer på stenar och klippor på grunt vatten. Arterna är ettåriga och förekommer ofta som påväxt på blåstång och sudare från Falsterbo till södra Bottenviken. Arterna är svåra att skilja i fält och modellerades därför tillsammans. I Västernorrland fanns fynd från dykinventeringar ända ner till 15 m djup. Prediktionen visar att arterna främst förekommer på hårda bottenar i grunda (0 – 3 m djup),

relativt skyddade och opåverkade miljöer enligt HEL1. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 10\%$ täckningsgrad.

Följande höga kärlväxter modellerades som grupp:

Höstlånke (*Callitriche hermaphroditica*)
Hornsärv (*Ceratophyllum demersum*)
Vattenpest (*Elodea canadensis*)
Slingor (minst tre olika arter) (*Myriophyllum* spp.)
Gul näckros (*Nuphar lutea*)
Rostnate (*Potamogeton alpinus*)
Gäddnate (*Potamogeton natans*)
Borstnate (*Potamogeton pectinatus*)
Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*)
Långnate (*Potamogeton praelongus*)
Slidnate (*Potamogeton vaginatus*)
Möjor (minst 5 olika arter) (*Ranunculus aquatilis* spp.)
Pilblad (*Sagittaria sagittifolia*)
Igelknoppar (*Sparganium* spp)

Till antalet fynd dominerade höstlånke, slingor, borstnate och ålante denna grupp. Dessa arter/artgrupper modellerades även enskilt (se nedan). På grunda bottnar med fint sediment utgör de höga kärlväxterna ett viktigt habitat för många organismer. Prediktionerna visar att de höga kärlväxterna trivs på grunda bottnar (1 – 3 m djup) med låg exponering. Även utsläpp från större industrier (enligt HEL1) verkade inverka om än till en väldigt låg grad. Arterna verkade trivas bäst där det fanns en viss påverkan men inte i områden med hög påverkan eller i opåverkade områden. De opåverkade miljöerna sammanföll ofta med de exponerade miljöerna i modelleringsdatasetet vilket förklarar det mönstret. I området runt Långholmen och Hörningsholmen, norr om Alnön, predikteras höga sannolikheter för förekomst av minst 25 % täckningsgrad för denna grupp (Figur 32). Prediktioner gjordes för förekomst, $\geq 10\%$ täckningsgrad och $\geq 25\%$ täckningsgrad. För gruppen utarbetades även en karta över potentiella naturvärdesområden.



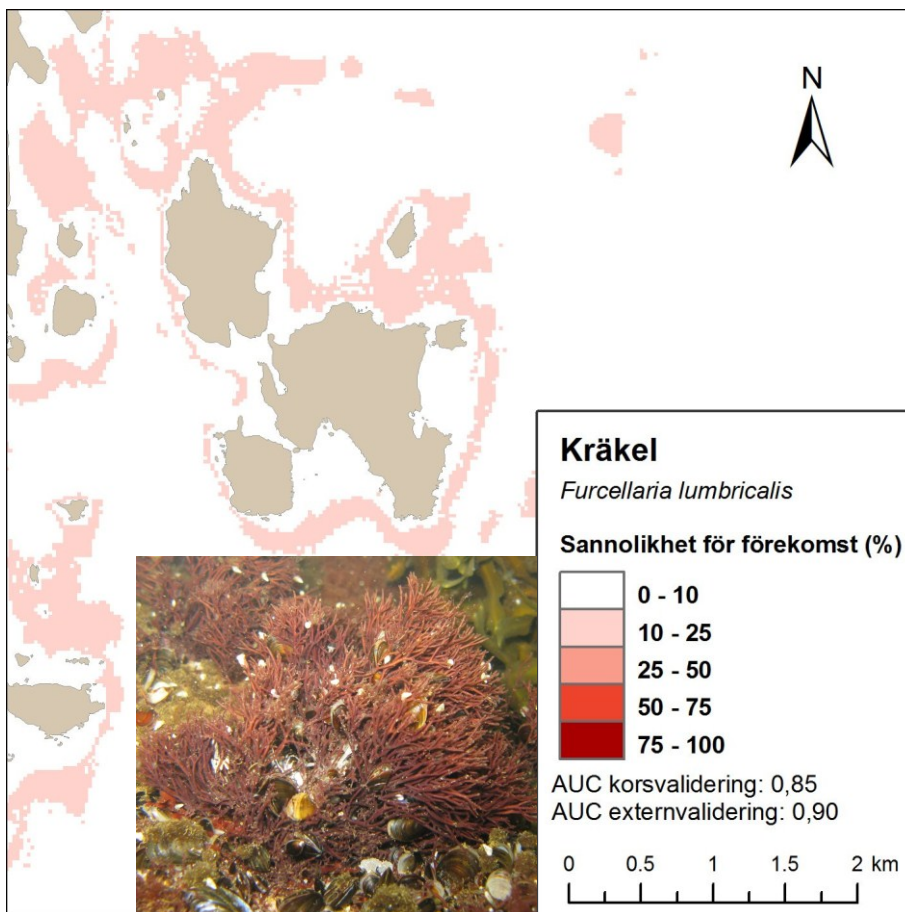
Figur 32. Modellerad sannolikhet för $\geq 25\%$ täckning av höga kärlväxter (höstlånge, hornsärv, vattenpest, slingor, gul näckros, rostnate, gäddnate, borstnate, ålnate, långnate, slidnate, möjor, pilblad och igelknoppar) i området runt Långholmen och Hörningsholmen, norr om Alnön i Västerbotten. Foto: Sofia Wikström, AquaBiota Water Research.

Höstlånke (*Callitriche hermaphroditica*) är mer eller mindre allmän från Skåne till Torne Lappmark. Den är vanligast på mjukbottnar på grunt vatten i havsvikar i Östersjön och Mälaren, men förekommer mer sällan även i dammar, åar och andra sötvatten. Arten kan bli upp till 40 cm hög. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ned till 6 m djup. Prediktionen visar att arten trivs på grunda (1 – 3 m djup) skyddade bottenar med låg salthalt. Prediktion gjordes endast för förekomst.

Ishavstofs (*Sphacelaria arctica*) är en trådlik brunalg som växer på djupa hårbottenar från Öresund till södra Bottenviken. Den kan bli helt dominerande på större djup där övrig algvegetation har upphört. Stentofs (*S. radicans*) förekommer ofta tillsammans med ishavstofs på 1 – 8 m djup. Arten påträffas sällan men kan vara förbisedd eftersom den är lik ishavstofs. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom ishavstofs ned till 23 m djup. Modeller gjordes för ishavstofs men inkluderar troligen även stentofs. Enligt prediktionerna förekommer arten mest på hårda bottenar på 10 – 15 m djup i exponerade miljöer med hög

salthalt. De högre täckningsgraderna ($\geq 25\%$) var även förknippade med opåverkade områden enligt FO1. Arten är vanlig längs hela Västernorrlands kust. Prediktioner gjordes för förekomst och $\geq 25\%$ täckningsgrad.

Kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) är en upp till 10 cm hög, buskig, gaffelgrenad rödalg som är allmänt förekommande från Falsterbo till södra Bottenviken. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ned till 16 m djup. Prediktionen visar att arten har sin huvudutbredning på 5 – 10 m djup. Den är förknippad med hårda substrat, hög salthalt och opåverkade områden enligt FO1. Arten är relativt allmän längs hela kusten men förekommer sällan i några högre täckningsgrader. I området kring Långholmen och Granön är sannolikheten relativt hög att hitta arten (Figur 33). Prediktion gjordes endast för förekomst.



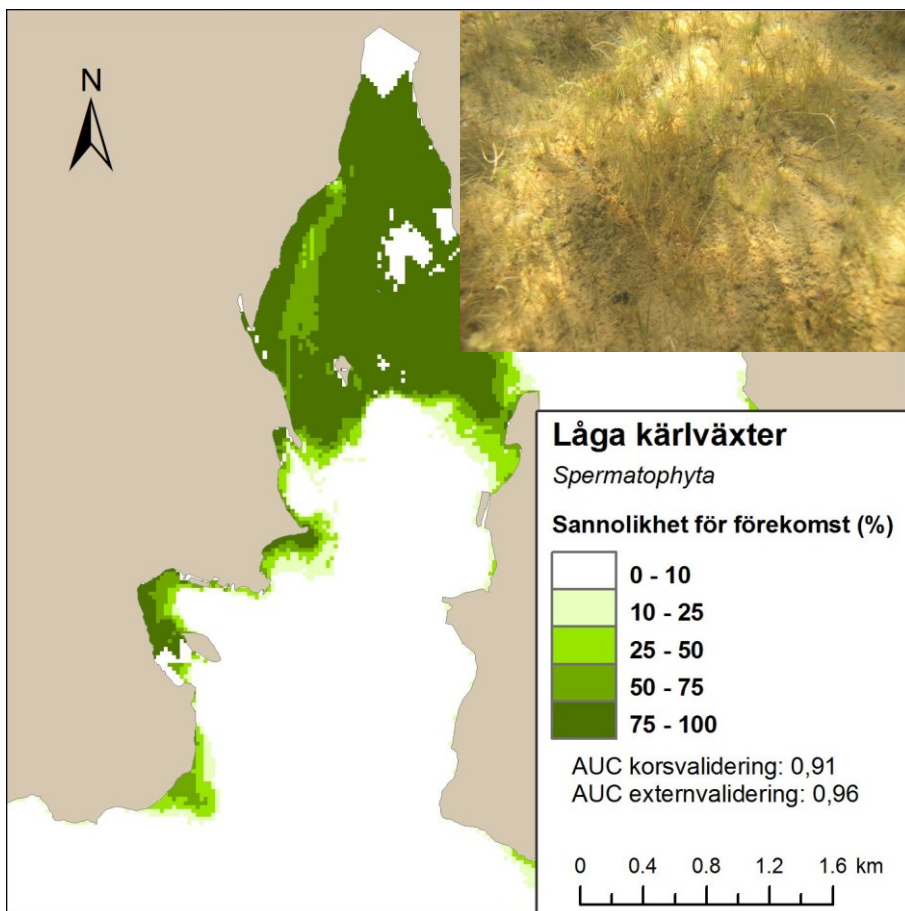
Figur 33. Modellerad sannolikhet för förekomst av kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) i området kring Långholmen och Granön i Västernorrland. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

Följande låga kärnväxter modellerades som grupp:

Slamkrypare (*Elatine* spp.)

Nålsäv (*Elocharis acicularis*)
Braxengräs (*Isoetes* spp.)
Ävjebrodd (*Limosella aquatica*)
Trådnate (*Potamogeton filiformis*)
Spädnate (*Potamogeton pusillus*)
Hårnating (*Ruppia maritima*)
Sylört (*Subularia aquatica*)
Hårsäv (*Zanichellia palustris*)

Ingen av dessa arter/artgrupper kunde modelleras enskilt på grund av sina låga förekomster i inventeringsdatat. Prediktionen visar att arterna trivs på grunda bottnar med låg salthalt. Trådnate var den art som påträffades djupast (6 m) i denna grupp. De högsta täckningsgraderna återfanns oftast vid ca 1 m djup. Många av arterna är sötvattensarter vilket förklarar de höga sannolikheterna för förekomst vid älvmyningarna. Figur 34 visar höga sannolikheter för förekomst utanför Nyland i Ångermanälvens mynning. Prediktion gjordes endast för förekomst.



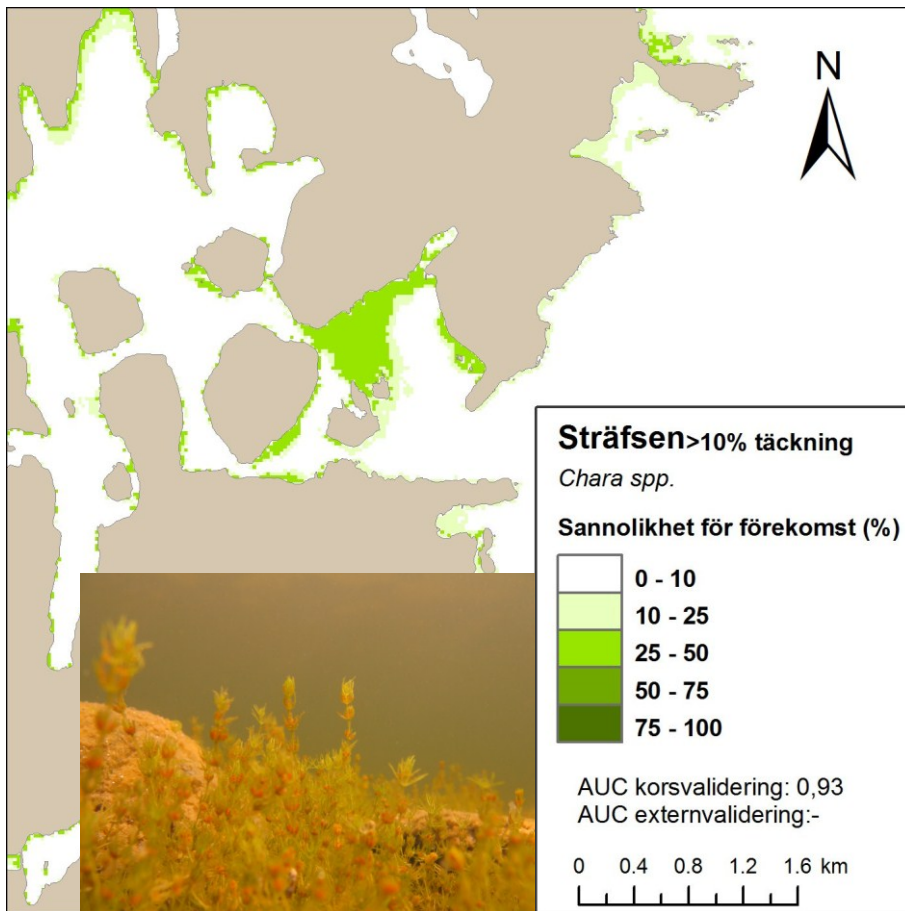
Figur 34. Modellerad sannolikhet för förekomst av låga kärlväxter utanför Nyland i Ångermanälvens mynning. Foto: Sofia Wikström, AquaBiota Water Research.

Fjäderslick (*Polysiphonia fucooides*) och violettslick (*P. fibrillosa*) är trådformiga tuvlika rödalger som växer på andra rödalger, blåstång eller direkt på hårbotten. Liksom de flesta rödalger förekommer de på relativt stora djup. Arterna är tämligen allmänna längs hela Sveriges Östersjökust upp till södra bottenviken. Arterna kan vara svåra att skilja i fält och har därför modellerats tillsammans. Norr om Uppland är fjäderslick den vanligast förekommande arten. De flesta fynd i Västernorrland kan därför antas vara fjäderslick. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ned till 17 m djup. Prediktionen visar att arterna trivs bäst på mellan 5 och 15 m djup i exponerade relativt opåverkade miljöer enligt HEL1. Prediktion gjordes endast för förekomst.

Rödris (*Rhodomela confervoides*) är en relativt kraftig tofsig rödalga som kan vara svår att skilja från fjäderslick och violettslick. Arten växer på stenar och bland musslor och förekommer allmänt från Falsterbo till södra Bottenhavet. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ned till 18 m djup. Arten var inte tillräckligt vanlig i inventeringsdata för att kunna modelleras och slogs därför ihop med fjäderslick och violettslick som har liknande utbredningsmönster. Prediktionerna visade på liknande mönster som för fjäderslick och violettslick. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 5\%$ täckningsgrad.

I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom tre arter av slingor (*Myriophyllum* spp.): axslinga (*M. spicatum*), knoppslinga (*M. sibiricum*) och hårslinga (*M. alterniflorum*). Axslinga var betydligt vanligare än de andra två. Slingor kan bli upp till 1 m långa och växer oftast i grunda (1 – 3 m djup) relativt skyddade miljöer. Enligt prediktionen förekom slingor främst i grunda skyddade miljöer. Prediktion gjordes endast för förekomst.

Sträfsen (*Chara* spp.) är en grupp kransalger som växer på grunda, skyddade till medelxponerade mjuka och sandiga bottenar längs hela Sveriges Östersjökust. Förekomst av sträfsen förknippas ofta med höga naturvärden. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom fyra arter av sträfsen: borststräfsen (*Chara aspera*), grönsträfsen (*Chara baltica*), skörsträfsen (*Chara globularis*) samt rödsträfsen (*Chara tomentosa*). Ingen av arterna kunde modelleras enskilt (p.g.a. för få förekomster) och slogs därför ihop till en grupp. Prediktionerna visar att sträfsen främst återfinns i grunda (0 – 2 m djup) måttligt exponerade miljöer. I Bergöfjärden mellan Örnsköldsvik och Husum råder gynnsamma förhållanden för dessa kransalger (Figur 35). Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 10\%$ täckningsgrad.



Figur 35. Modellerad sannolikhet för $\geq 10\%$ täckningsgrad av sträfsen (*Chara spp.*) i Bergöfjärden mellan Örnsköldsvik och Husum. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.

Sudare (*Chorda filum*) är en något broskartad trådformig brunalg som på svenska östkusten kan bli upp till tre millimeter tjock och 1,5 m lång. Unga exemplar är täckta av tunna hår som gör att den kan kännas slemmig. Sudare växer på klippor och stenar, men även på grus, levande musslor och snäckor samt som påväxt på andra alger. Arten är allmänt förekommande från Falsterbo till södra Bottenviken. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ned till 13 m djup. Enligt prediktionen förknippas arten med grunda (1 – 4 m djup) bottnar med hårda och mixade ytsubstrat i opåverkade områden enligt HEL1. Prediktion gjordes endast för förekomst.

Trådslick (*Pylaiella littoralis*) och molnslick (*Ectocarpus siliculosus*) är brunalger som växer på hårda ytor och på andra alger i strandzonen. Eftersom dessa två arter är svåra att skilja åt i fält har de modellerats tillsammans. Trådslick är allmänt förekommande från Falsterbo till södra Bottenviken medan molnslick förekommer allmänt från Öresund till Södra Kvarken. Molnslick finns dock även i Bottenviken. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ned till 15 m djup. Enligt prediktionerna är arterna förknippade med grunda (0 –

4 m djup) exponerade och opåverkade miljöer (enligt FO1 och HEL1) med hårda och mixade ytsubstrat. Prediktioner gjordes för förekomst, ≥ 25 % täckningsgrad och ≥ 50 % täckningsgrad.

Ullsläke (*Ceramium tenuicorne*) är en trådlik rödalg som kan vara bältesbildande i strandzonen på sten, musselskal och annan vegetation. Ullsläke förekommer från Falsterbo till Umeå och enstaka fynd har gjorts ända upp i norra Bottenviken. Arten kan vara svår att skilja från grovsläke (*Ceramium virgatum*) som dock aldrig har hittats norr om Ålands hav i den svenska delen av Östersjön. I Västernorrland påträffades ullsläke ned till 18 m djup. Prediktionerna visar att arten främst trivs i grunda (0 – 5 m djup), relativt exponerade och opåverkade miljöer enligt FO1 och HEL2. Prediktioner gjordes för ≥ 10 % täckningsgrad samt ≥ 25 % täckningsgrad.

Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) är allmänt utbredd i bräckt och sött vatten. Dess stjälgar kan bli flera meter långa, är grenade och bär korta, breda stjälgomslutande blad. I dykinventeringar påträffades exemplar ned till 7 m djup. Enligt prediktionerna förknippas arten med grunda, (1 – 4 m djup) och skyddade bottenar. Prediktioner gjordes för förekomst och ≥ 10 % täckningsgrad.

Trots att grönslickar (*Cladophora* spp.) är vanligt förekommande i Västernorrland har denna familj ej gått att modellera. *Cladophora glomerata* en av de vanligaste arterna i familjen och bildar ofta ett grönt bälte precis i strandkanten på hårda substrat. Dessa områden är svåra att inventera med dropvideo vilket gör att arten blir underrepresenterad med denna inventeringsmetod. I dyktransekter blir arten väl representerad eftersom inventeringen sker på hårda substrat och dykaren inventerar hela vägen till strandkanten. Eftersom data från dyktransekter i princip saknades från ”påverkade” miljöer predikterade modellen följaktligen att arten saknades i dessa. I verkligheten gynnas arten av höga närsaltshalter och den kan bilda täta bestånd i påverkade miljöer. Detta resultat understryker vikten av datats representativitet, både i rummet och i de olika miljövariablerna, för att kunna ta fram trovärdiga artutbredningskartor.

Tabell 8. Översikt över modelleringar av och modelleringsresultat för alger, kärlväxter och blåmussla.

Art eller artgrupp	Täckningsgrad	Taxonomi	Modellens eller Predikationens kvalitet (AUC-värde) ¹	Miljövariabler ²
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	>0 %	Djur	God (extAUC: 0,84)	Vågexponering vid ytan, HEL2, djup
Blåstång + smaltång (<i>Fucus Vesiculosus</i> + <i>F. radicans</i>)	>0 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,942)	Djup, FO1, HEL2, vågexponering på botten
	>10 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,911)	Djup, HEL2, FO1, vågexponering på botten
	>25 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,922)	Djup, FO1, HEL2, vågexponering vid ytan
Borstnate (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	>0 %	Kärlväxt	Utmärkt (extAUC: 0,943)	Djup, HEL2, vågexponering på botten
	>10 %	Kärlväxt	Utmärkt (cvAUC: 0,923)	Djup, HEL2, vågexponering på botten
Gyllenskägg + smalskägg + krulltrassel (<i>Dictyosiphon cordarius</i> + <i>D. foeniculaceus</i> + <i>Stictyosiphon tortilis</i>)	>0 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,91)	Djup, HEL2, vågexponering vid ytan, substrat
	>10 %	Brunalg	Intermediär (cvAUC: 0,799)	Djup, HEL2, substrat, vågexponering vid ytan
Höga kärlväxter ³	>0 %	Kärlväxt	Utmärkt (extAUC: 0,937)	Djup, vågexponering vid ytan
	>10 %	Kärlväxt	Utmärkt (extAUC: 0,904)	Djup, vågexponering vid ytan, HEL2
	>25 %	Kärlväxt	God (extAUC: 0,896)	Djup, vågexponering på botten, HEL2
Höstlänke (<i>Callitriche hermaphroditica</i>)	>0 %	Kärlväxt	Utmärkt (extAUC: 0,93)	Djup, salinitet, vågexponering på botten
Ishavstofs + stentofs (<i>Sphacelaria arctica</i> + <i>S. radicans</i>)	>0 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,943)	Djup, substrat, vågexponering vid ytan, salinitet
	>25 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,95)	Djup, FO1, vågexponering vid ytan, ytsalinitet
Kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)	>0 %	Rödalg	Utmärkt (extAUC: 0,901)	Substrat, FO1, salinitet, djup
Låga kärlväxter ⁴	>0 %	Kärlväxt	Utmärkt (extAUC: 0,958)	Djup, salinitet

Art eller artgrupp	Täckningsgrad	Taxonomi	Modellens eller Predikationens kvalitet (AUC-värde) ¹	Miljövariabler ²
Rödslick (<i>Polysiphonia</i> spp.)	>0 %	Rödalg	God (extAUC: 0,857)	Substrat, djup, vågexponering vid ytan, HEL2
Rödslick + rödris (<i>Polysiphonia</i> spp. + <i>Rhodomela confervoides</i>)	>0 %	Rödalg	God (extAUC: 0,868)	Substrat, djup, vågexponering vid ytan, HEL2
	>5 %	Rödalg	God (cvAUC: 0,885)	Substrat, djup, vågexponering vid ytan, HEL2
Slingor (<i>Myriophyllum</i> spp.)	>0 %	Kärlväxt	Utmärkt (extAUC: 0,925)	Djup, vågexponering vid ytan
Sträfsen (<i>Chara</i> spp.)	>0 %	Grönalg	Utmärkt (extAUC: 0,94)	Djup, vågexponering vid ytan
	>10 %	Grönalg	Utmärkt (cvAUC: 0,924)	Djup, vågexponering på botten
Sudare (<i>Chorda filum</i>)	>0 %	Brunalg	God (extAUC: 0,855)	Djup, substrat, HEL2
Trådslick + molnslick (<i>Pylaiella littoralis</i> + <i>Ectocarpus siliculosus</i>)	>0 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,925)	Djup, FO1, vågexponering vid ytan, HEL2, substrat
	>25 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,935)	Djup, FO1, vågexponering vid ytan, HEL2, substrat
	>50 %	Brunalg	Utmärkt (extAUC: 0,932)	Djup, vågexponering vid ytan, HEL2
Ullsläkte (<i>Ceramium tenuicorne</i>)	>10 %	Rödalg	God (cvAUC: 0,89)	FO1, djup, HEL2, vågexponering vid ytan
	>25 %	Rödalg	God (cvAUC: 0,892)	FO1, djup, HEL2, vågexponering vid ytan
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	>0 %	Kärlväxt	Utmärkt (extAUC: 0,907)	Djup, vågexponering på botten
	>10 %	Kärlväxt	God (extAUC: 0,867)	Djup, ljusexponering, vågexponering på botten, ytsalinitet

¹ För modeller anges cvAUC och för predikationer extAUC. cvAUC anges endast då ext AUC inte har kunnat beräknas.

² I ordning efter inverkan i modellen.

³ Länkar (*Callitriche* spp.), hornsärv (*Ceratophyllum demersum*), vattenpest (*Elodea canadensis*), slingväxter (*Myriophyllum* spp.), gul näckros (*Nuphar lutea*), rostnate (*Potamogeton alpinus*), gäddnate (*Potamogeton natans*), borstnate (*Potamogeton pectinatus*), ålante (*Potamogeton perfoliatus*), långnate (*Potamogeton praelongus*), slidnate (*Potamogeton vaginatus*), möjor (*Ranunculus* spp.), pilblad (*Sagittaria sagittifolia*), igelknoppar (*Sparganium* spp.).

⁴ Slamkrypare (*Elatine* spp.), nålsäv (*Elocharis acicularis*), braxengräs (*Isoetes* spp.), ävjebrodd (*Limosella aquatica*), trådnate (*Potamogeton filiformis*), spädnate (*Potamogeton pusillus*), hårnating (*Ruppia maritima*), sylört (*Subularia aquatica*), härsäv (*Zanichellia palustris*).

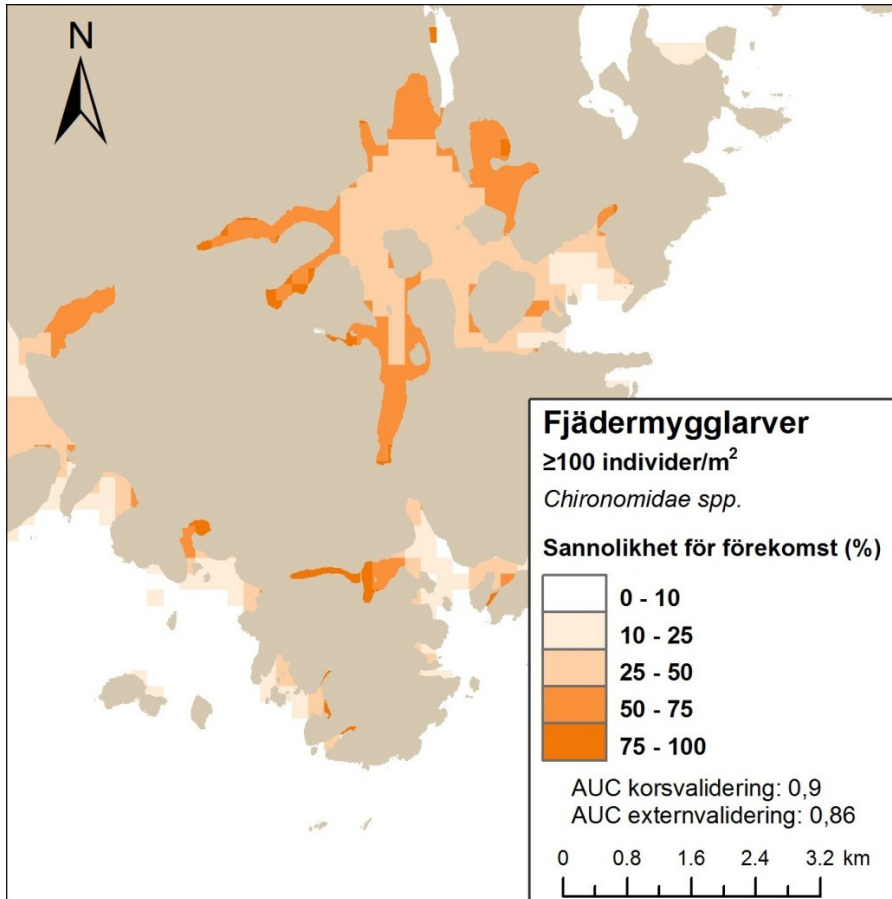
Modelleringsresultat för mjukbottenfauna

Med hänsyn till att mängden tillgänglig data för mjukbottenfauna var lägre än för blåmussla, alger och kärlväxter, är modelleringsresultaten bra, med relativt höga valideringsvärden. Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten från denna grupp är av minst god kvalitet ($AUC \geq 0,8$; se ”Material och metoder – Modelleringsprocessen”). Sammanlagt presenteras sannolikhetskartor för 5 arter eller artgrupper av djur (Tabell 9). Samtliga prediktioner har externvaliderats förutom fåborstmaskar (*Oligochaeta*) som var för få. Oavsett valideringsresultat har stor vikt lagts på kvalitetsgranskning av prediktionerna. Bedömningen har gjorts av personer med god ekologisk kunskap och god lokalkännedom. I mjukbottensamhällena förekommer variationer mellan år på grund av olika faktorer, som t ex möjlighet att skydda sig från rovdjur (skorv, fisk) och konkurrens inom och mellan arter i samhället. Eftersom modelleringarna bygger på data ifrån flera år och arterna har en fläckvis dynamik kan detta ha påverkat resultatet i modelleringen.

För många av arterna och artgrupperna har modeller och prediktioner tagits fram för olika abundanser. Förutom >0 (d.v.s. förekomst/icke förekomst) har prediktioner tagits fram för abundanser ≥ 100 individer samt ≥ 300 individer per m^2 . Vilka abundanser som har modellerats för de olika arterna och artgrupperna har styrts av antalet observationer av olika abundanser.

Fjädermyggor (*Chironomidae*) är en artrik insektsfamilj som förekommer på mjuka botten i larvform i akvatiska miljöer. Fjädermyggor lägger sina ägg på vattenytan, varpå äggen kläcks. Larverna kan hos vissa arter leva pelagiskt en tid, men den huvudsakliga delen av larvstadierna är bentiska. Fjädermygglarver har olika födosätt beroende på art- och larvstadium, samt tillgången på föda, vilket innebär att de kan växla mellan att leva av löst organiskt material, som rovdjur eller genom att filtrera vatten. Fjädermygglarver kan vara väldigt talrika i vissa miljöer och därmed utgöra en viktig födoresurs för fisk. Vuxna fjädermyggor lever oftast bara någon eller några veckor innan de dör. Prediktioner gjordes för förekomst samt förekomst av >100 individer per m^2 . Prediktionerna visar att fjädermygglarver är förknippad med grunda botten ned till 20 m djup samt sänkor, dvs framförallt i kustnära vikar. Förekomst av fjädermygglarver är även förknippad med opåverkade lokaler enligt det antropogena skiktet Massa, samt en låg vågexponering. En intermediär störningsnivå enligt det antropogena skiktet FO1 har även en viss förknippning med förekomst. Prediktionerna av förekomst av ≥ 100 individer per m^2 visar att större förekomster av fjädermygglarver är förknippade med samma faktorer men betydelsen av dessa är annorlunda från enbart förekomst. Förekomst av ≥ 100 fjädermygglarver per m^2 är starkast förknippad med sänkor i rena områden enligt de

antropogena skikten FO1 samt HEL2 i grunda områden. Modellen visar även att en låg vågexponering är av en viss betydelse för stora förekomster. I vikarna innanför Ällön och Klubben mellan Örnsköldsvik och Husum råder gynnsamma förhållanden för denna grupp (Figur 36).

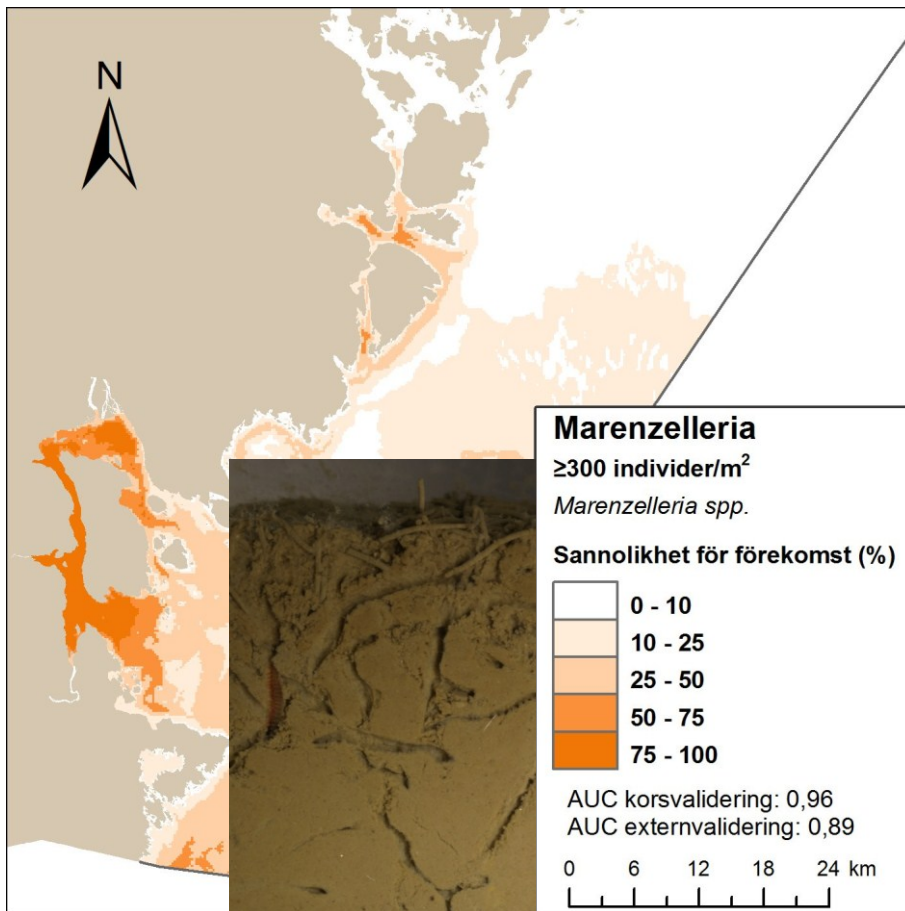


Figur 36. Modellerad sannolikhet för för ≥ 100 individer/m² av fjädermygglarver (*Chironomidae*) i vikarna innanför Ällön och Klubben mellan Örnsköldsvik och Husum, upplösning 200 m. I sekretessbelagd bilaga visas kartan i 100 m upplösning.

Gruppen fåborstmaskar (*Oligochaeta*) är en stor grupp (subklass) som innefattar många olika arter där de flesta arter lever av löst organiskt material. Storleken varierar och flera arter är väldigt små, endast någon mm i längd vilket innebär att dessa inte kommer med i prover som sällats med 1x1 mm såll. Akvatiska havsborstmaskar lever, beroende på art, framförallt på grunda sand- eller lerbottnar och kan på vissa platser vara väldigt abundanta. Akvatiska fåborstmaskar är generellt depositionsätare och äter löst organiskt material, bakterier eller bentiska alger. Fåborstmaskar äts ofta av bentiskt levande fiskar. Prediktioner gjordes för förekomst vilka visar att gruppen är förknippad med sänkor samt grunda bottenar ned till ca 20 m djup. Arten är även förknippad med opåverkade lokaler enligt de antropogena skikten FO1

samt HEL2. Enligt prediktionerna förekommer fåborstmaskar spritt längs hela Västernorrlands kustområde.

I Östersjön förekommer minst tre arter av havsborstmasken *Marenzelleria* (ibland något missvisande kallad för Nordamerikansk havsborstmask): *M. arctia*, *M. neglecta* och *M. viridis* (Blanck mfl. 2008, Helgoland Mar R). Alla tre arter av *Marenzelleria* har nyligen kommit till Östersjön (troligen under 80-talet) och har antagligen förts hit genom transport av barlastvatten. Hela släktet *Marenzelleria* har modellerats tillsammans, både på grund av att få upp förekomsten i datat samt att bestämningen ned till artnivå i det befintliga datat sannolikt är osäker på grund av en tidigare oklar taxonomi. En nackdel med detta är att arterna troligtvis har något olika ekologi och på grund av detta kan svara olika på miljövariabler som salinitet, temperatur och substrat. Släktet har långlivade pelagiska larver som kan sprida sig stora avstånd med strömmar och kan snabbt kolonisera nya områden med sandiga eller leriga mjuka bottenar. *Marenzelleria* kan gräva ned sig mycket djupare i sediment (upp till 30-40 cm) än de tidigare förekommande arterna i Östersjön (normalt ca 3-5 cm) vilket bland annat kan innebära en ökad frisättning av miljögifter (Granberg mfl 2008, Env Sci Tech). Den nordligaste rapporterade förekomsten i den nationella miljöövervakningsdatabasen är i Rånefjärden i norra Bottenviken. Fyndet gjordes 2001. Prediktioner gjordes för förekomst, förekomst av ≥ 100 individer per m^2 samt för förekomst av ≥ 300 individer per m^2 . Prediktionerna visar att *Marenzelleria* är starkt förknippad med sänkor samt påverkade miljöer enligt det antropogena skiktet FO1. *Marenzelleria* har sin huvudsakliga utbredning ned till ca 50-60 m djup. Prediktionen av förekomst av ≥ 100 samt ≥ 300 individer per m^2 visar även en signifikant koppling med nord-sydliga koordinater, där stora förekomster av *Marenzelleria* inte finns norr om Härnösand. Detta kan ha med dess spridningsbiologi att göra då arten introducerades i Södra Östersjön. Att den är förknippad med förorenade områden kan ha en koppling till att den är duktig på att kolonisera nya områden samt tål att exponeras för låga syrehalter samt miljögifter. Runt Alnön predikteras höga sannolikheter för höga abundanser av *Marenzelleria* (Figur 37).

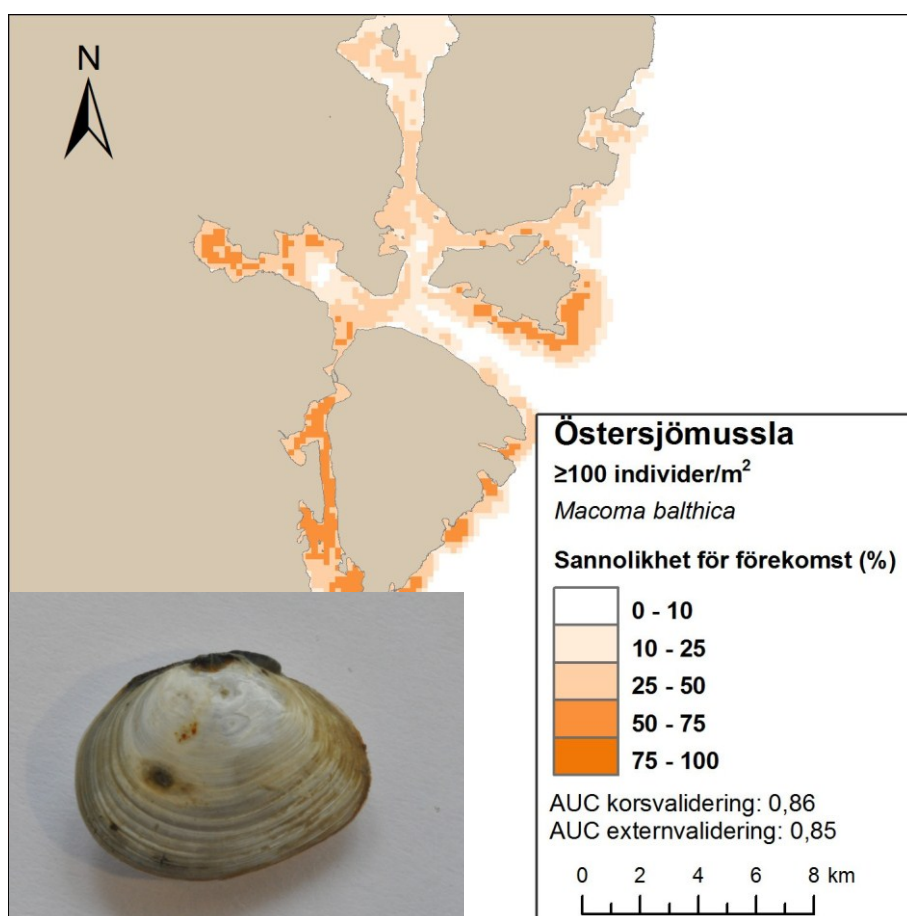


Figur 37. Modellerad sannolikhet för ≥ 300 individer/ m^2 av *Marenzelleria* i södra delen av Västernorrland, upplösning 200 m. I sekretessbelagd bilaga visas kartan i 100 m upplösning. Foto: Johan Näslund, AquaBiota Water Research.

Vitmärlan (*Monoporeia affinis*) är ett kräftdjur som fullvuxen blir ca en centimeter lång. Arten är ekologiskt mycket viktig i Östersjön (en så kallad nyckelart) och utgör föda för många rovdjur, inklusive skorv (*Saduria Entomon*) samt många viktiga fiskarter som till exempel sik och torsk. Vitmärlan lever framförallt på mjuka, leriga bottenar och är mycket känslig för dåliga syreförhållanden och exponering för miljögifter. Vitmärlans känslighet gör att den är en viktig indikatorart för bedömningen av miljöstatusen i kustområden (Naturvårdsverket 2007).

Vitmärlans larver utvecklas direkt i en pung hos honan och 20-30 fullt utvecklade juveniler släpps ut på våren. Juvenilerna är ca 1,5-2 mm stora och växer snabbt till sig genom att äta nysedimenterad vårblomning av planktoniska alger. Vitmärla har även en stark s.k. intraspecifik konkurrens (inomartskonkurrens) där en stark årskull påverkar följande årskull negativt genom födokonkurrens. Prediktioner av vitmärla gjordes endast för förekomst av ≥ 100 individer per m^2 . Enligt prediktionerna förekommer vitmärla längs hela Västernorrlands kust, framförallt på bottenar djupare än 20 m. Arten är även förknippad med opåverkade lokaler enligt de antropogena skikten FO6 samt till viss del FO1 och FO8.

Östersjömussla (*Macoma balthica*) är en liten, upp till ca 2 cm stor mussla som lever nedgrävd på sandiga eller leriga bottenar. Östersjömussla kan växla födosätt mellan att suspensions- (filtrera vatten) och depositionsäta (äta löst organiskt material) beroende på födotillgång. Östersjömusslan är relativt tålig för kortare exponering av låga syrehalter (Modig & Olofsson, 1998) och kan leva nedgrävd i syrefria sediment, då den får ett svartfärgat skal från ansamling av utfälld järnsulfid. Östersjömusslan förökar sig under senvår-försommar, då pelagiskt levande larver sprider sig med strömmar varpå de bosätter sig under sommaren på sandiga eller leriga bottenar ca 1-2 månader senare. Östersjömussla förekommer från rent marina miljöer till brackvatten med en salinitet kring ca 3 psu. Prediktioner gjordes för förekomst samt förekomst av >100 individer per m^2 . Prediktionerna visar att Östersjömussla är en vanligt förekommande art längs hela Västernorrlands kust ned till ca 20-30 m djup. Modellen visar även att Östersjömusslor är förknippade med sänkor, opåverkade områden enligt det antropogena skiktet FO1 samt bottenar som inte lutar alltför mycket. Förekomst av fler än 100 individer per m^2 är predikterat att finnas framförallt kring Härnön (Figur 38), i kustområdet utanför Örnsköldsvik samt i fjärdarna innanför Ulvön (Ullångersfjärden mfl.).



Figur 38. Modellerad sannolikhet för ≥ 100 individer/ m^2 av östersjömussla (*Macoma balthica*) kring Härnön i Västernorrland, upplösning 200 m. I sekretessbelagd bilaga visas kartan i 100 m upplösning. Foto: Johan Näslund, AquaBiota Water Research.

Stora förekomster av vitmärlor (*monoporeia affinis*) exkluderar ofta östersjömusslor genom predation på dess larver (den så kallade östersjömussla-vitmärsla teorin, Segerstråle 1965). Detta kan vara en anledning till att modellen inte förutsäger att Östersjömussla finns djupare än ca 20-30 m, även om den fysiska miljön är lämplig, då samhällena där ofta domineras kraftigt av vitmärsla.

Provtagningsmetodikerna har sannolikt orsakat att modeller ej kunnat göras för skorv (*Saduria entomon*), trots att förekomstdata fanns i stor utsträckning. Skorv är större än de andra mjukbottenfaunaarterna och rör sig på större skala. Ett 0,1 m² bottenhugg provtar inte en tillräckligt stor yta, vilket leder till att inventeringen blir slumpartad.

Tabell 9. Översikt över modelleringar av och modelleringsresultat för mjukbottenfauna.

Art eller artgrupp	Antal individer/m ²	Taxonomi	Predikationens kvalitet (AUC-värde) ¹	Miljövariabler ²
Fjädermygglarver (Chironomidae)	>0	Insekt	Utmärkt (extAUC: 0,94)	Djup, kurvatur, FO6, vågexponering på botten, FO1
	≥100	Insekt	God (extAUC: 0,86)	Kurvatur, FO1, djup, HEL2, vågexponering vid ytan
Fåborstmaskar (oligochaeta)	>0	Ringmask	God (cvAUC: 0,89)	Kurvatur, djup, FO1, HEL2
Marenzelleria (<i>Marenzelleria</i> spp.)	>0	Havsborstmask	God (cvAUC: 0,85)	Kurvatur, FO1, djup, vågexponering vid ytan
	≥100	Havsborstmask	Utmärkt (cvAUC: 0,92)	Kurvatur, FO1, lätitud, vågexponering vid ytan
	≥300	Havsborstmask	God (extAUC: 0,89)	Lattitud, FO1, djup
Vitmärsla (<i>Monoporeia affinis</i>)	≥100	Kräftdjur	God (cvAUC: 0,82)	Djup, FO6, FO1, FO8
Östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	>0	Blötdjur	Utmärkt (extAUC: 0,92)	Kurvatur, djup, FO1, lutning, FO6, ytsalinitet, FO8
	≥100	Blötdjur	Utmärkt (extAUC: 0,904)	Djup, FO1, kurvatur, lutning, HEL2

¹ För modeller anges cvAUC och för prediktioner extAUC. cvAUC anges endast då extAUC inte har kunnat beräknas.

² I ordning efter inverkan i modellen.

Modelleringsresultat för potentiella marina naturvärdesområden

De tre typerna av marina naturvärdesområden som analyserades var blåmussla, blåstång och höga kärlväxter. Deras fördelning i antal respektive areal av olika storleksklasser visas i Tabell 10 respektive 11. I tabellerna anges även det totala antalet preliminära områden respektive den totala arean av respektive naturvärdestyp. Klassgränserna varierar mellan de olika naturvärdestyperna och redovisas i ”Material och metoder – Modellering – Identifiering och avgränsning av potentiella marina naturvärdesområden”.

Tabell 10. Fördelning av antalet av potentiella marina naturvärdestyper i olika storleksklasser.

	Blåmussla	Tång	Höga kärlväxter¹
Klass 1	7 %	3 %	5 %
Klass 2	16 %	7 %	15 %
Klass 3	24 %	27 %	27 %
Klass 4	53 %	62 %	53 %
Totalt antal	74	164	203

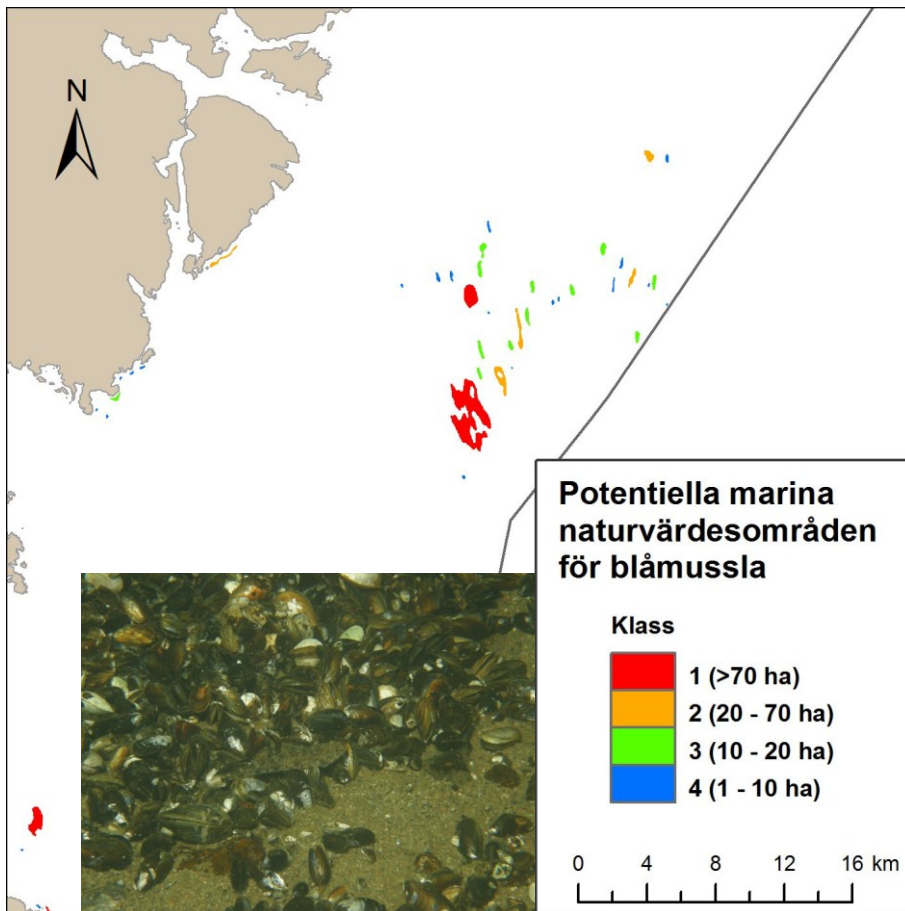
¹ Höstlånke, hornsärv, vattenpest, slingor, gul näckros, rostnate, gäddnate, borstnate, ålnate, långnate, slidnate, möjor, pilblad, igelknoppar

Tabell 11. Areell fördelning av potentiella marina naturvärdestyper i olika storleksklasser.

	Blåmussla	Tång	Höga kärlväxter¹
Klass 1	54 %	17 %	40 %
Klass 2	22 %	21 %	32 %
Klass 3	16 %	21 %	12 %
Klass 4	9 %	17 %	16 %
Total area (ha)	1747	1046	1163

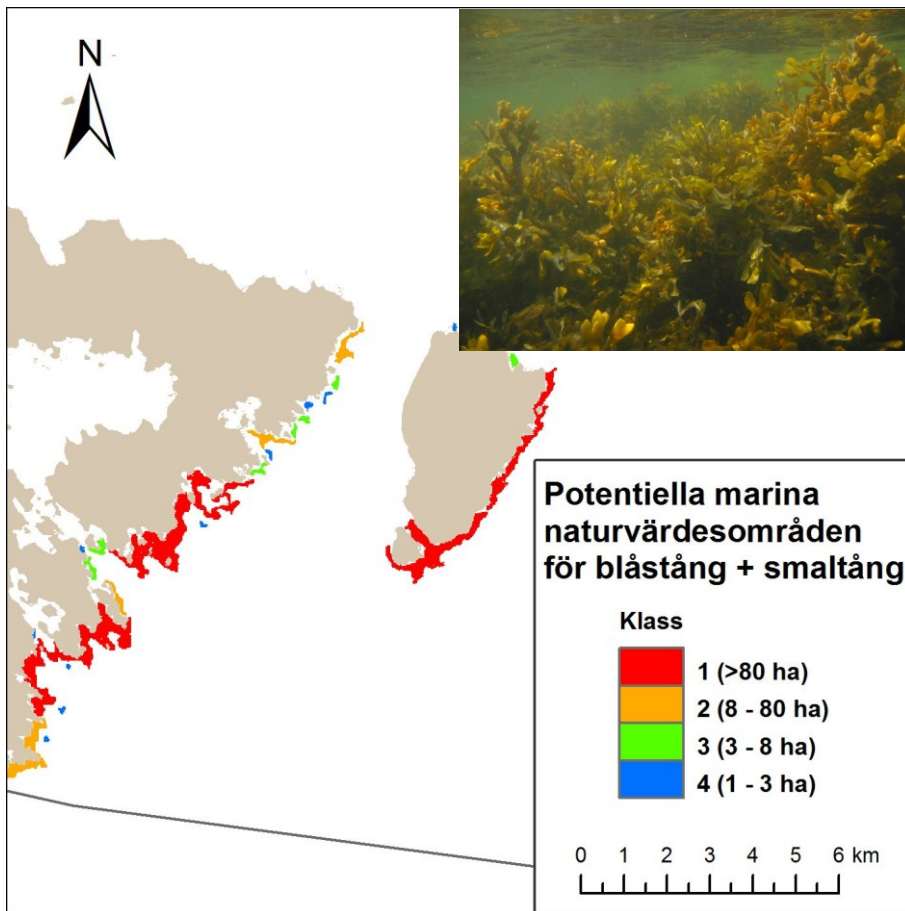
¹ Höstlånke, hornsärv, vattenpest, slingor, gul näckros, rostnate, gäddnate, borstnate, ålnate, långnate, slidnate, möjor, pilblad, igelknoppar

Naturvärdestypen blåmussla (definition: ≥ 45 % sannolikhet för förekomst) förekommer främst i länets södra och mellersta delar. De största områdena (klass 1, >70 ha) är beräknade att finnas ute på Vänta litets grund (Figur 39), öster om Brämön samt på kattgrundet och hundgrundet. Andra viktiga områden återfinns enligt beräkningarna sydost om Galten, mellan Brämön och Hundgrundet samt sydost om Ulvöarna.



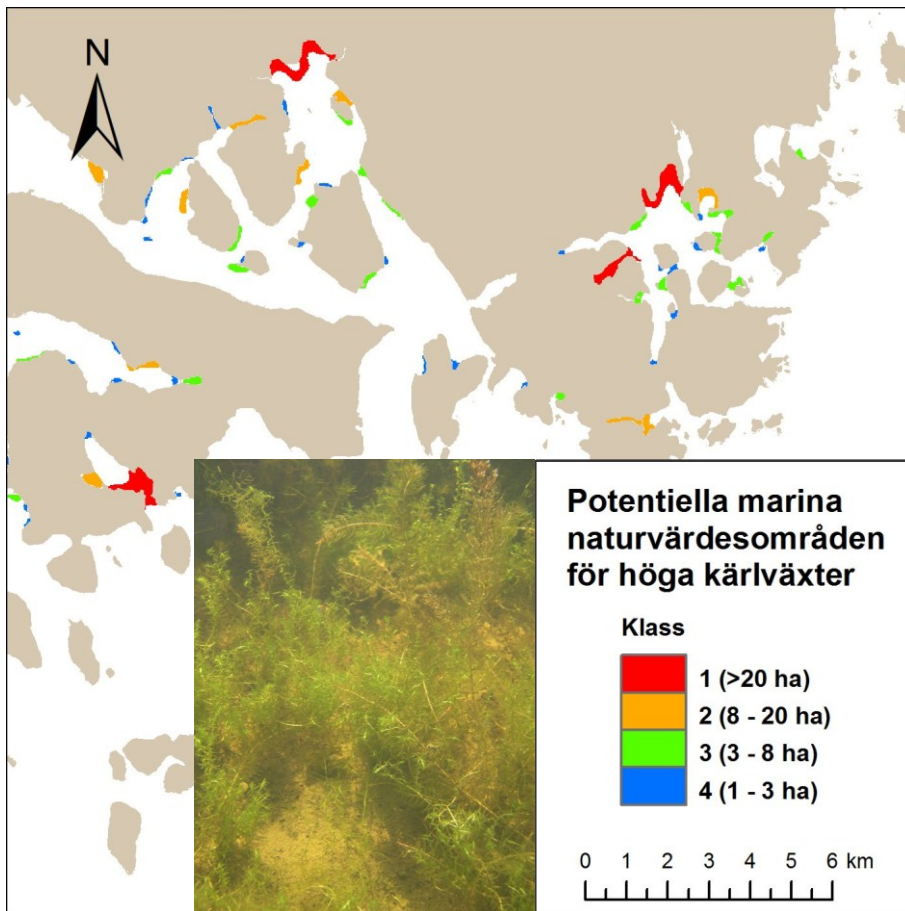
Figur 39. Potentiella marina naturvärdesområden för blåmussla (*Mytilus edulis*) indelade i storleksklasser på Vänta litets grund. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.

Naturvärdestypen tång (definition: ≥ 40 % sannolikhet för ≥ 10 % täckningsgrad av blåstång och/eller smaltång) förekommer främst i länets södra delar. De största områdena (klass 1, >80 ha) beräknas att finnas utanför Gångbådan och Galten samt på utsidan av Brämön (Figur 40). Andra viktiga områden återfinns enligt beräkningarna i Åvikebukten samt i skärgårdsområdet kring Ulvöarna.



Figur 40. Potentiella marina naturvärdesområden för tång (*fucus* spp.) indelade i storleksklasser utanför Gångbådan och Galten samt på utsidan av Brämön. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

Potentiella naturvärdesområden för höga kärlväxter (definition: $\geq 50\%$ sannolikhet för $\geq 10\%$ täckningsgrad av arterna/artgrupperna höstlånke, hornsärv, vattenpest, slingor, gul näckros, rostnate, gäddnate, borstnate, ålnate, långnate, slidnate, möjor och pilblad) beräknas främst i länets skyddade miljöer. De största områdena (klass 1, >20 ha) beräknas att finnas innanför Järn i Furuskärssundet, i Björköfjärden samt i länets norra delar utanför Idbyn, i inloppet till Åvikfjärden samt i vikarna innanför Ällön och Klubben (Figur 41).



Figur 41. Potentiella marina naturvärdesområden för höga kärlväxter (Spermatophyta) indelade i storleksklasser i länets norra delar utanför Idbyn, i inloppet till Åvikfjärden samt i vikarna innanför Ällön och Klubben. Foto: Sofia Wikström, AquaBiota Water Research.

Utsökning av potentiella rev (Natura 2000 naturtyp 1170)

Bakgrund

Natura 2000

Natura 2000 är ett nätverk av skyddsvärda områden med syftet att bevara den biologiska mångfalden inom EU. Alla medlemsstater ska bidra till att skapa dessa enligt EU:s två naturvårdsdirektiv, Art- och Habitatdirektivet samt Fågeldirektivet. De ska även vidta bevarandeåtgärder för att säkerställa att naturtyperna och arterna har gynnsam bevarandestatus och därmed finns kvar i ett långsiktigt hållbart perspektiv. Inom Art- och Habitatdirektivet ingår ett flertal olika skyddsvärda naturtyper beskrivna. Ett av dessa är rev.

Naturtyp rev (1170)

Biogena och/eller geologiska bildningar av hårt substrat förekommande på hård- eller mjukbottnar. Reven är topografiskt avskilda genom att de höjer sig över havsbotten i littoral och sublittoral zon. Revmiljön karaktäriseras ofta av en zonerings av bentiska samhällen av alg- och djurarter samt konkretioner och korallbildningar. Musselbankar ingår i detta habitat om dessa har en täckningsgrad överstigande 10 %.

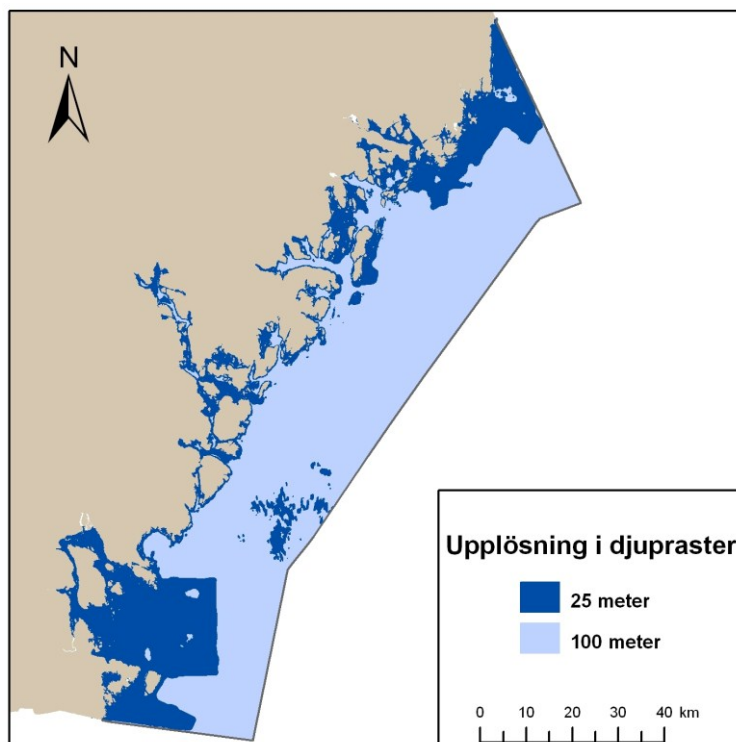
Vänta Litets Grund

I Västernorrland finns i dagsläget ett skyddat marint område, Vänta Litets Grund. Detta är länets enda utsjöbank och består till 98,6 % av naturtypen sublittoral sandbankar (1110) och till 1,4 % av naturtypen rev (1170). Området bedöms skyddsvärt p.g.a. dess rika förekomst av blåmusslor samt stora värde som lekplats för strömming.

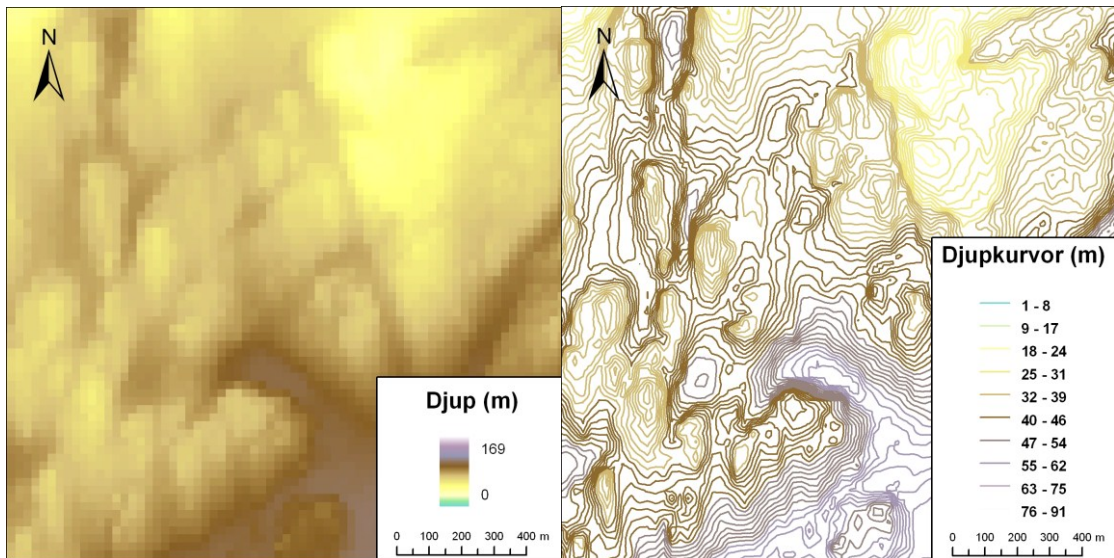
Revutsökning

Som underlag för revutsökningen användes det framinterpolerade djuprastret tillsammans med det generaliserade ytsubstratskiktet (se ”material och metoder- miljövariabler”) samt ett antal utvalda sannolikhetskartor från modelleringen av blåmussla, alger och kärleväxter (se ”resultat”).

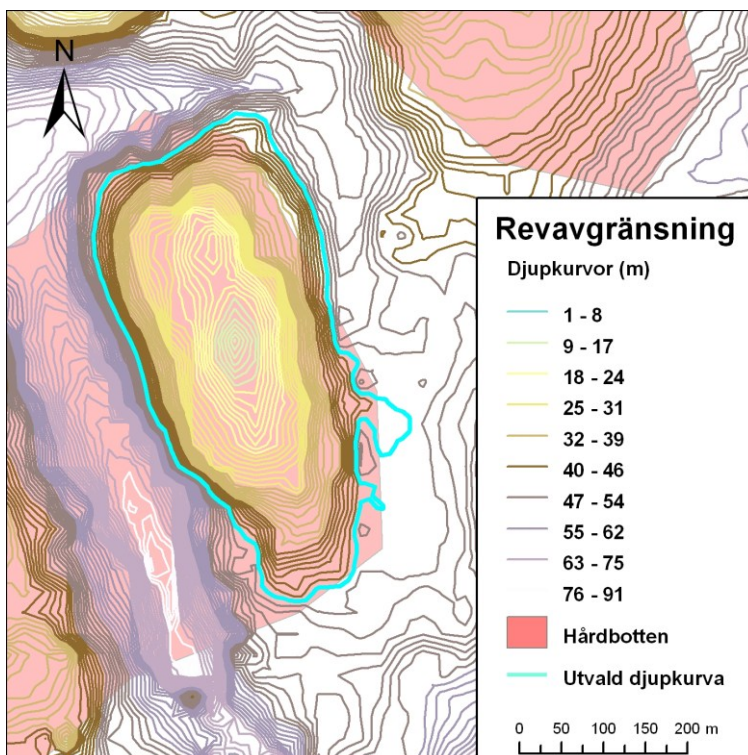
Kvaliteten i djuprastret varierade beroende av tätheten av djupmätningarna (se ”material och metoder – miljövariabler”). Figur R1 visar fördelningen av de olika kvaliteterna i länet. För att kunna identifiera upphöjningar från botten och avgränsa potentiella rev omvandlades djuprastret till djupkurvor (se Figur R2). Den djupast liggande kurvan som omringade en upphöjning, inom vilken hårdsubstrat fanns predikerat, fick representera revets yttersta linje (se Figur R3).



Figur R1: Fördelning av de två olika kvaliteterna i djuprastret som användes i utsökningen av rev (naturtyp 1170).



Figur R2: Vänster kartbild: Djupraster med 25 meters upplösning. Höger kartbild: Djupkurvor skapade med djuprastret i vänster kartbild som underlag.



Figur R3: Exempel på revavgränsning. Den yttersta djupkurvan som omringar en upphöjning med hårdsubstrat valdes ut och markerades. Denna representerar sedan revets yttre och djupaste linje.

Sannolikhetskartor för arterna blåmussla (*Mytilus edulis*), tång (*Fucus vesiculosus*, *F. radicans*), ullsläke (*Ceramium tenuicorne*), ishavstofs (*Sphacelaria arctica*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*) (se ”resultat – modelleringsresultat för blåmussla alger och kärlväxter”) användes för att söka ut potentiellt

skyddsvärda rev. Av de modellerade arterna är ovanstående de som kan förväntas förekomma i revmiljöer (se ”resultat – modelleringsresultat för blåmussla, alger och kärleväxter”).

Upphöjningar där sannolikheten för förekomst av dessa arter var $\geq 50\%$ söktes ut.

Sannolikheterna för förekomst av rödalger, ullsläke, kräkel och fjäderslick var generellt låga. Följaktligen valdes inga upphöjningar ut baserat på dessa arter. I nästa steg valdes upphöjningar ut baserat på den procentuella ytan av $\geq 50\%$ sannolikhet för förekomst inom varje upphöjning. Kriterierna sattes olika beroende av art enligt Tabell 12 och baserades på arternas predikterade utbredning och önskat resultat vad gäller antalet rev.

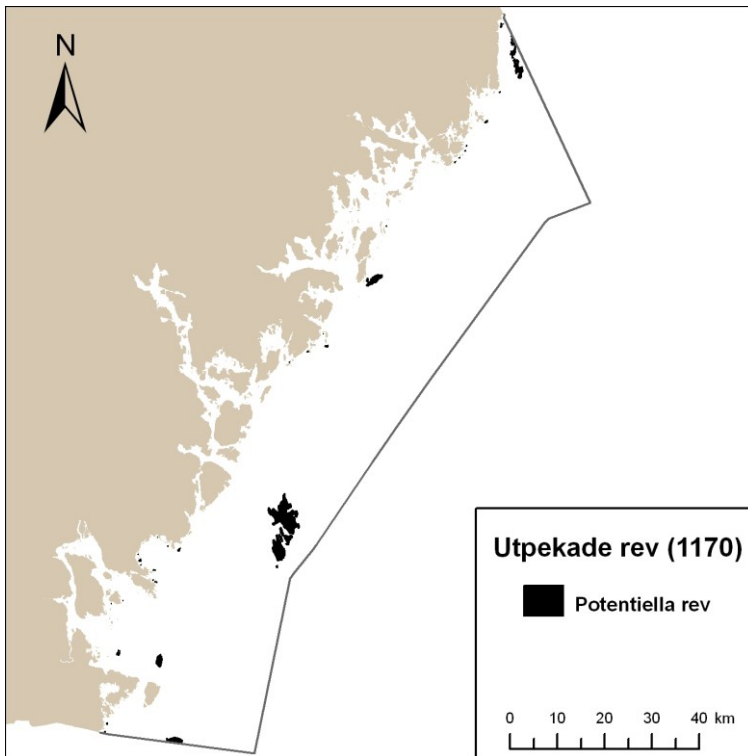
Tabell 12. Kriterier för utsökning av upphöjningar baserade på sannolikhetskartor för förekomst av arterna blåmussla, blåstång/smaltång samt ishavstofs.

Art/artgrupp	Sannolikhet för förekomst	% av yta med $\geq 50\%$ sannolikhet för förekomst
Blåmussla	$\geq 50\%$	≥ 5
Tång	$\geq 50\%$	≥ 10
Ishavstofs	$\geq 50\%$	≥ 70

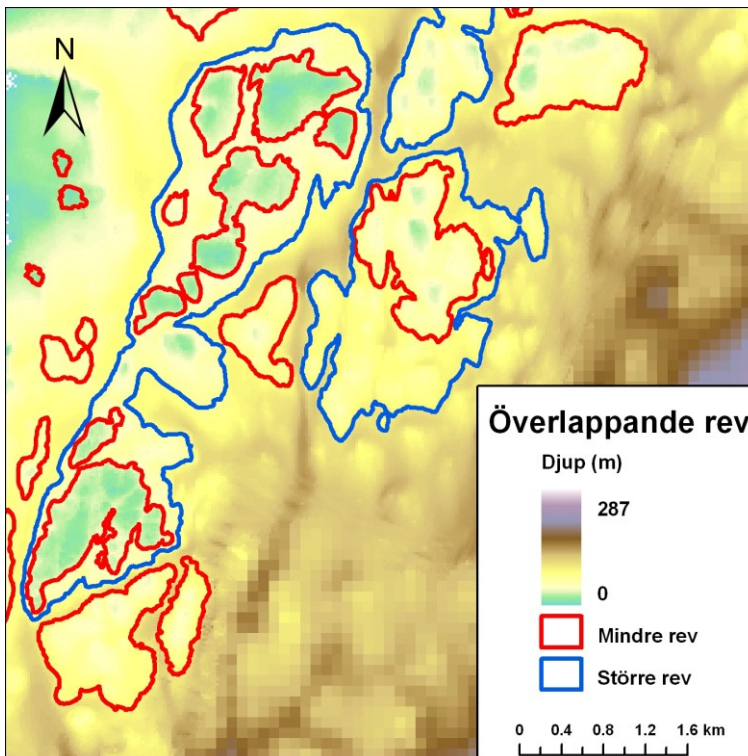
Dessa nivåer valdes så att ett ungefärligt önskat antal rev skulle kvarstå. Slutligen jämfördes de utvalda reven med resultat från dropvideo-, videotransekt- och dykinventeringar där sådana fanns tillgängliga.

Resultat

Totalt hittades 516 upphöjningar med hårbotten enligt det generaliserade substratskiktet. Ett visst överlapp förekom eftersom mindre upphöjningar kunde förekomma ovanpå större upphöjningar (se figur R4). Av dessa 516 upphöjningar hade 362 stycken sin grundaste punkt inom djupintervallet 0-30 m (prediktioner gjordes endast ner till 30 m djup). På 50 av upphöjningarna förekom någon av arterna med tillräckligt hög sannolikhet på en tillräckligt stor yta enligt kriterierna beskrivna ovan. Dessa redovisas nedan i Tabell 13. Rev nr. 22 var ensamt om att uppfylla kriterierna för två olika arter.



Figur R4: Överblick över alla utpekade potentiella naturtyper rev (1170).



Figur R5: Exempel på överlappande av rev.

Tabell 12. Tabell över de upphöjningar som valts ut som potentiella rev (naturtyp 1170). Valet har baserats på topografi, substrat samt sannolikheter för förekomst av blåstång, blåmussla och ishavstofs. Revens topografi och substrat är beräknade utifrån framtagna rasterskikt över djup och substrat beskrivna i ”material och metoder – miljövariabler”. Andelen av de olika arterna är beräknade utifrån sannolikhetskartor enligt kriterierna i Tabell 11.

Nr.	Urvalsgrund	Djupast (m)	Grundast (m)	Höjd (m)	Rev area (ha)	Andel hårbotten	Andel blåstång	Andel blåmusslor	Andel ishavstofs
1	Blåstång	8	2	6	0.65	100,0%	96,8%	0,0%	0,2%
2	Blåstång	14	1	13	0.15	92,6%	12,4%	0,0%	16,2%
3	Blåstång	17	1	16	0.79	83,0%	29,0%	0,0%	37,2%
4	Blåstång	11	1	10	14.20	100,0%	61,8%	0,0%	29,6%
5	Blåstång	12	2	10	18.91	100,0%	19,8%	0,0%	56,9%
6	Blåstång	7	1	6	7.41	100,0%	89,8%	0,0%	0,0%
7	Blåstång	6	1	5	18.91	100,0%	97,5%	0,0%	0,0%
8	Blåstång	7	3	4	105.07	2,8%	91,9%	0,0%	0,0%
9	Blåstång	11	5	6	9.81	96,9%	29,6%	0,0%	29,6%
10	Blåstång	9	2	7	11.11	100,0%	23,9%	0,0%	4,4%
11	Blåstång	9	3	6	25.38	100,0%	19,1%	0,0%	17,5%
12	Blåstång	10	4	6	258.44	100,0%	32,4%	0,0%	0,0%
13	Blåstång	12	4	8	2.37	100,0%	12,1%	0,0%	11,0%

Nr.	Urvalsgrund	Djupast (m)	Grundast (m)	Höjd (m)	Rev area (ha)	Andel hårbotten	Andel blästång	Andel blåmusslor	Andel ishavstofs
14	Blästång	10	5	5	16.52	100,0%	25,8%	0,0%	0,2%
15	Blåmusslor	29	3	26	2.26	85,1%	0,4%	44,7%	19,1%
16	Blåmusslor	33	14	19	1.82	76,6%	0,0%	6,7%	1,0%
17	Blåmusslor	44	9	35	2.10	86,8%	0,0%	21,0%	11,4%
18	Blåmusslor	37	10	27	2.92	100,0%	0,0%	17,5%	9,7%
19	Blåmusslor	29	4	25	1.69	90,0%	0,3%	22,0%	12,5%
20	Blåmusslor	37	13	24	19.04	99,0%	0,0%	14,8%	19,3%
21	Blåmusslor	29	16	13	0.53	82,3%	0,0%	19,6%	5,3%
22	Blåmusslor och ishavstofs	18	2	16	17.34	100,0%	5,5%	40,7%	83,4%
23	Blåmusslor	32	11	21	1.76	100,0%	0,0%	15,1%	8,5%
24	Blåmusslor	29	1	28	0.91	100,0%	3,2%	8,1%	11,6%
25	Blåmusslor	29	20	9	1.09	100,0%	0,0%	11,4%	0,0%
26	Ishavstofs	17	10	7	0.80	88,8%	0,0%	0,0%	89,4%
27	Ishavstofs	15	9	6	16.87	97,8%	0,0%	0,0%	94,6%
28	Ishavstofs	18	10	8	0.88	86,0%	0,0%	0,0%	74,1%
29	Ishavstofs	15	10	5	5.93	87,1%	0,0%	0,0%	91,0%
30	Ishavstofs	16	9	7	2.46	92,2%	0,0%	0,0%	81,2%
31	Ishavstofs	18	5	13	1.72	100,0%	0,0%	0,0%	86,5%
32	Ishavstofs	15	12	3	2.74	100,0%	0,0%	0,0%	99,8%
33	Ishavstofs	15	10	5	0.33	100,0%	0,0%	0,0%	99,7%
34	Ishavstofs	16	8	8	1.19	80,4%	0,0%	0,0%	73,1%
35	Ishavstofs	15	9	6	1.98	100,0%	0,0%	0,0%	96,0%
36	Ishavstofs	18	14	4	1.96	100,0%	0,0%	0,0%	74,5%
37	Ishavstofs	16	5	11	13.42	100,0%	0,0%	0,0%	89,6%
38	Ishavstofs	16	8	8	11.52	96,4%	0,0%	0,0%	93,2%
39	Ishavstofs	18	10	8	230.66	100,0%	0,0%	0,0%	83,1%
40	Ishavstofs	15	12	3	5.24	100,0%	0,0%	0,0%	99,8%
41	Ishavstofs	12	8	4	4.27	100,0%	0,0%	0,0%	80,9%
42	Ishavstofs	17	9	8	342.20	100,0%	0,0%	0,0%	96,7%
43	Ishavstofs	16	12	4	7.21	3,9%	0,0%	0,0%	88,4%
44	Ishavstofs	14	4	10	2292.43	100,0%	0,0%	0,0%	70,5%
45	Ishavstofs	16	10	6	48.38	90,9%	0,0%	0,0%	97,0%
46	Ishavstofs	13	8	5	262.53	100,0%	0,0%	0,0%	89,6%
47	Ishavstofs	16	14	2	20.18	100,0%	0,0%	0,0%	82,7%
48	Ishavstofs	15	11	4	846.19	80,2%	0,0%	0,0%	75,4%
49	Ishavstofs	15	9	6	13.13	100,0%	0,0%	0,0%	75,4%
50	Ishavstofs	15	12	3	301.36	100,0%	0,0%	0,0%	95,4%

På fyra av de 50 utpekade reven fanns information från dropvideo-inventeringar att tillgå.

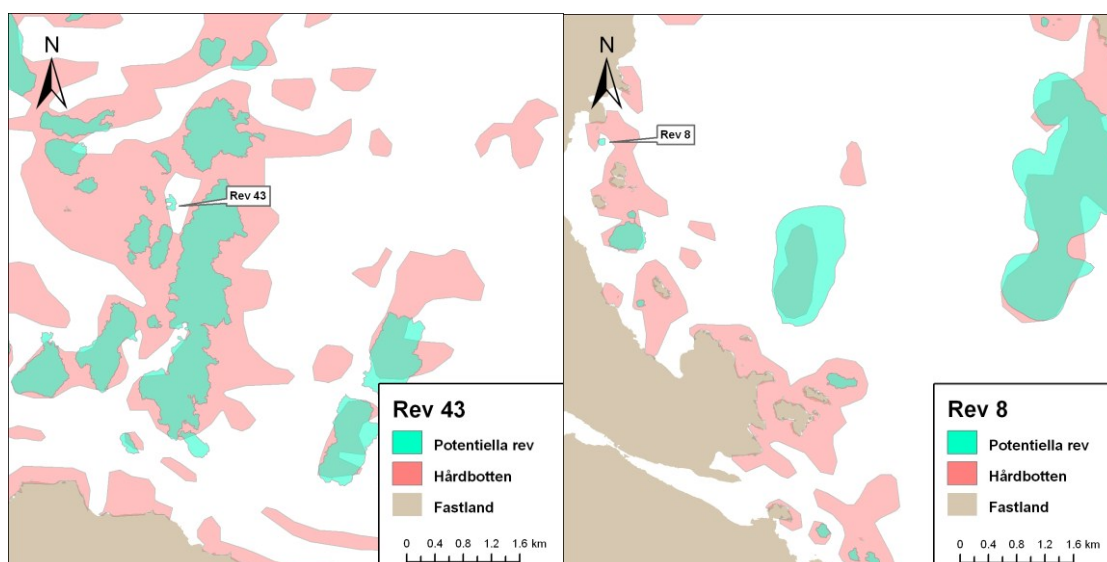
Resultaten från dessa redovisas i Tabell 13. Inventeringsdatat bekräftar närvaron av de arter som användes som urvalsgrund för de olika reven.

Tabell 13: Resultat från dropvideo-inventeringar som fanns att tillgå på utpekade rev. Alla arter och substrat anges i % täckningsgrad. Dropvideodatat bekräftade förekomst av hårt substrat samt förekomster av de arter som förväntades leva på respektive rev.

Rev ID	Urvalsgrund	Substrat					Arter	
		Häll	Block	Stor sten	Sten	Grus	Ishavstofs	Blåmussla
18	Blåmussla	50	25		25			1
18	Blåmussla				50	50		
23	Blåmussla			50	50			1
24	Blåmussla	50	50				50	2
44	Ishavstofs	100					100	

Totalt valdes 11 rev ut baserat på sannolikhetskartan för blåmussla varav fem var lokaliserade på Vänta Litets Grund. Revområdet är sedan tidigare känt för dess relativt rika musselförekomster och resultatet bekräftar områdets höga naturvärden.

Två av de utvalda reven (rev 8 och 43) hade enligt substratskiktet en mycket liten andel hårda substrat (se Tabell 12). Närliggande rev med liknande topografi och vågexponering hade däremot hårda substrat enligt samma skikt. Skillnaderna beror förmodligen av den grova upplösningen i substratrastret och både rev 8 och 43 förväntas ha hårda substrat (se Figur R6).



Figur R6: Utpekade rev och hårdbottensubstrat. På vänster kartbild är rev 42 utmärkt och på höger kartbild rev 8. Båda dessa är utpekade rev med en låg andel hårdbotten. Detta tros i båda fallen bero på felkällor i substratrastret.

Diskussion

Kvalitet i djupunderlag

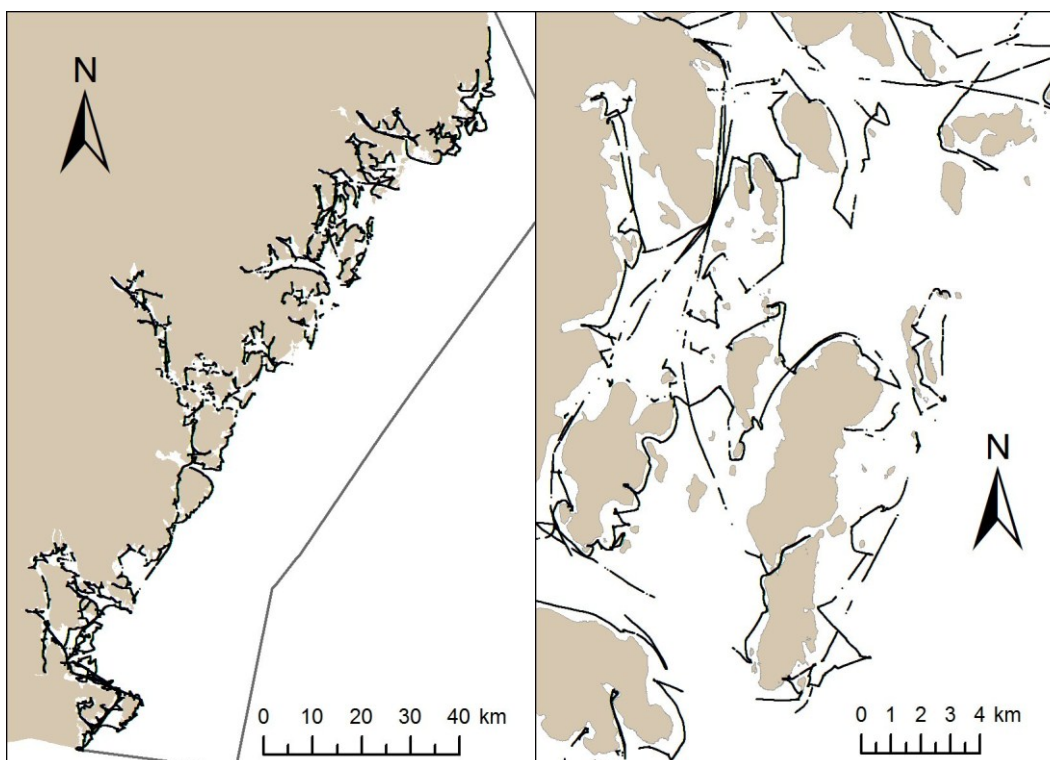
I detta avsnitt analyseras kvaliteten av djupunderlaget som användes vid modelleringen.

Bakgrund

De djupuppgifter som det interpolerade djupskiktet bygger på har mätts upp med varierande teknik under en period på ca 130 år. En utvärdering av de olika sjömätningsteknikerna gjordes inom länsprojektet i Östergötland (Carlström m.fl. 2010). Slutsatsen drogs att Sjöfartsverkets digitaliserade djupdata är ett betydligt bättre underlag för modelleringar av arter och habitat än vad informationen från sjökort är. I Västernorrland gjordes en utvärdering av den interpolerade djupgriddens i olika djupintervall för att reda ut i vilka typer av områden de största felen förekommer.

Metoder

I samband med dropvideo-inventeringen 2009 utfördes även sjömätningar. Avsikten med dessa mätningar var att ta fram data för utvärdering av den interpolerade djupgriddens. Sjömätningen genomfördes med hjälp av ekolod kopplat till en GPS. Ekolodet kalibrerades med hjälp av handlodning och ställdes in på att spara en djupmätning varje sekund. Vid höga hastigheter i hög sjö kunde inte ekolodet registrera djupet vilket framgår av Figur 42 (höger kartbild). Sammanlagt sparades över 600 000 djupuppgifter under dropvideo-inventeringen (Figur 42 – vänster kartbild). Samtliga djupuppgifter korrigerades med vattenståndsdata från Spikarna levererade av SMHI. Varje djupuppgift korrigerades för beräknat medelvärde för aktuell dag (kl. 09.00-20.00) och observationerna importerades därefter till GIS.



Figur 42. Valideringsdata för utvärdering av djupskiktet insamlad i samband med dropvideo-inventering 2009. Vänster kartbild: Rumslig fördelning av valideringsdata i Västernorrland. Höger kartbild: Detalj där effekten av hög hastighet i hög sjö framgår.

För att utvärdera kvaliteten i djuprastret beräknades ett mått på hur väl djupet i valideringspunkten stämde överens med djupet i den rasterruta som valideringspunkten befann sig i. För varje djupintervall slumpades 30000 punkter ut för beräkningen. Måttet är en skattning av det jämförda djuprastrets standardavvikelse från det uppmätta djupet och anges i meter. Resultaten visas i Tabell 14.

Tabell 14. Resultat av utvärderingen av djupskiktet som användes vid modellering. Utvärderingen gjordes i olika djupintervall med hjälp av valideringspunkter uppmätta med ekolod under dropvideoinventeringen.

Djupintervall (m) ¹	Antal valideringspunkter	Standardavvikelse (m)
0 – 5	30 000	1,8
5 - 10	30 000	2,3
10 - 30	30 000	3,2
30 – 100	30 000	4,9

¹ I områden med djup mellan 0 och 30 m var upplösningen i djupskiktet oftast 25 m. I djupare områden var upplösningen oftast 100 m.

Resultat och slutsatser

Utvärderingen visar att i absoluta tal (standardavvikelse) ökar osäkerheten i djupgriddan med ökat djup, vilket överensstämmer med förväntningarna eftersom mätpunkterna är glesare där. Det största procentuella felet är dock störst i djupintervallet 0 – 5 m. Arter som grönslick (*Cladophora glomerata*) och tarmalg (*Ulva intestinalis*) förekommer nästan uteslutande i strandzonen (0 – 1 m). Detta innebär att även mindre avvikelser i djuprastret i dessa områden kan innebära felaktigheter i prediktioner för dessa arter. Avvikelserna i detta djupintervall beror troligen av två saker:

1. De flesta djup mellan 0 och 5 m återfinns nära stranden. Upplösningen i djupskiktet är 25 m vilket innebär att ett område på 25x25 m får ett och samma djupvärde. Eftersom botten lutning ofta är störst nära strandlinjen kommer också djupets variation vara störst i strandnära rasterceller.
2. Normalt sjömäts inte områden grundare än 3 meter. Tätheten av data i dessa områden var därför låg, vilket försämrade djuprastrets kvalitet där.

Förutom upplösningen i rastret bidrar även mätfel i valideringsdata till resultaten. Mätfel kan uppstå p.g.a. t.ex. sjögång eller tät bottenvegetation. Djuprastret bygger delvis på gamla djupmätningar med handlod. Dessa var naturligtvis inte lika exakta som dagens mätningar med ekolod och bidrar säkerligen till viss mån till resultatet. Sammanfattningsvis kan ändå sägas att sjöfartsverkets digitaliserade djupdata är ett nödvändigt underlag till att ta fram bra modeller för marina organismers utbredning. I områden med höga tätheter av djupmätningar finns möjligheter att arbeta i högre upplösning och på så sätt utnyttja potentialen i djupinformationen på ett ännu bättre sätt än vad som gjorts i detta projekt.

Preliminär utvärdering av potentiella marina naturvärdesområden

För en korrekt validering krävs nya oberoende inventeringsdata insamlade på ett antal slumpvis utvalda potentiella marina naturvärdesområden. Genom att jämföra inventeringsdata med de framtagna kartorna för potentiella marina naturvärdesområden kunde en preliminär utvärdering av kartorna göras. För utvärderingen användes datasetet för modellering av alger, kärlväxter

och blåmussla innehållande sammanlagt 1168 punkter (se ”material och metoder”). I ett första steg plockades samtliga inventeringspunkter som låg inom ett potentiellt marint naturvärdesområde ut. För blåmussla beräknades sedan andelen punkter med förekomst och för tång och höga kärlväxter andelen punkter med >10 % täckningsgrad (se ”Metod för identifiering och avgränsning av potentiella marina naturvärdesområden”). Enklare analyser utfördes sedan för respektive områdestyp.

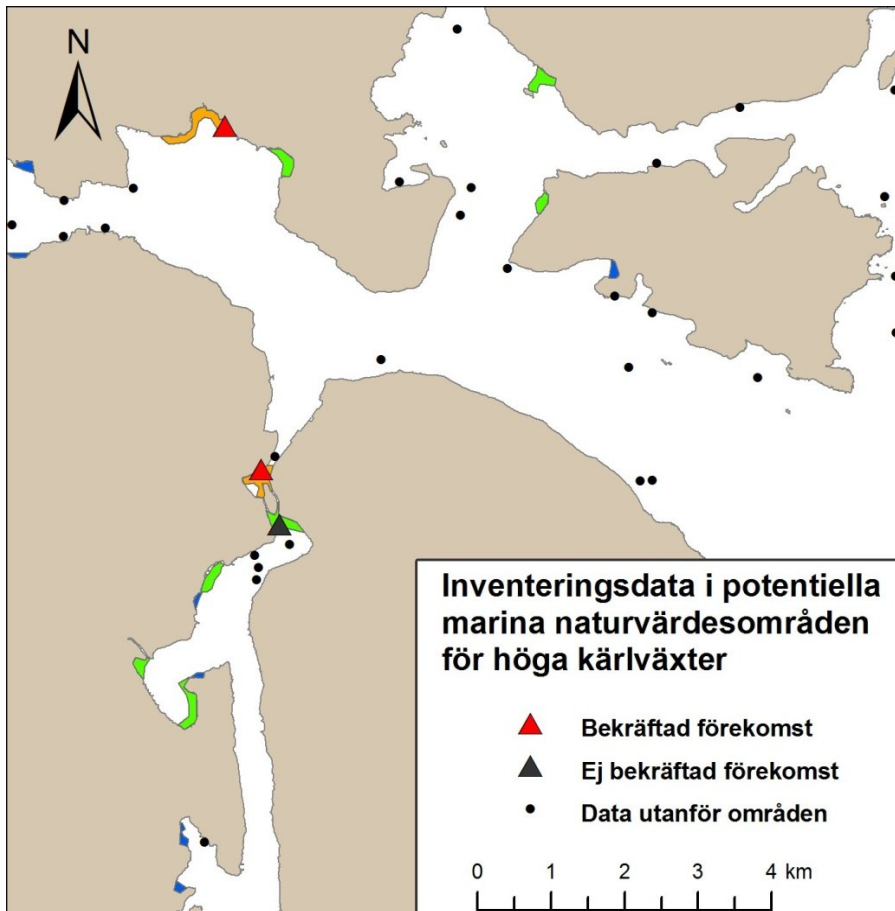
Tabell 15. Preliminär utvärdering av potentiella marina naturvärdesområden. Utvärderingen gjordes med redan befintliga inventeringsdata där relativt få punkter råkade finnas i de utpekade områdena. Resultatet förväntas därför påverkas av slumpen. För en korrekt utvärdering bör därför nya inventeringar utföras inom de potentiella marina naturvärdesområdena i tillräcklig mängd för ett statistiskt pålitligt resultat.

Art/artgrupp	Antal områden med inventeringsdata (totalt antal)	Antal inventeringspunkter	Antal punkter/områden (medelvärde) ¹	Andel områden med förekomst	Andel punkter med förekomst
Blåmussla	7 (74)	19	2,7	68 %	68 %
Tång	28 (164)	80 ²	2,9	64 %	46 %
Höga kärlväxter	20 (203)	31	1,6 ³	30 %	32 %

¹ För en korrekt utvärdering behövs betydligt fler punkter/område än vad som fanns tillgång till i detta skede.

² Det relativt höga antalet inventeringspunkter för tång beror av metoderna för dyk- respektive videotranssektorer som riktar in sig på grunda hårbottenar (se ”material och metoder – biologiska variabler”).

³ Antalet punkter är så få att slumpen spelar en avgörande roll för resultatet.



Figur 43. Tre av inventeringspunkterna inom potentiella marina naturvärdesområden för höga kärlväxter. Två av dessa bekräftar förekomst av $\geq 10\%$ täckningsgrad medan en inte gör det. Områdena är framtagna utifrån en sannolikhet på $\geq 50\%$ för förekomst vilket innebär att många inventeringspunkter inom områdena statistiskt sätt inte kommer innehålla naturvärden.

Områdena är beräknade på sannolikheter (se ”Metod för identifiering och avgränsning av potentiella marina naturvärdesområden”) vilket måste beaktas vid tolkningen av utvärderingen. Exempelvis är områdena för tång framtagna utifrån en sannolikhet på $\geq 40\%$, vilket innebär att många inventeringspunkter inom ett område inte kommer att innehålla tång ($\geq 10\%$ täckningsgrad i detta fall). För att inte slumpen ska ha en för stor inverkan på utvärderingsresultatet skulle betydligt fler inventeringspunkter/område än vad som fanns tillgång till krävas. Vid framtagandet av områdena görs en generalisering där celler med låga sannolikheter som angränsar celler med höga sannolikheter inkluderas. Detta medför att precisionen i kartorna för potentiella marina naturvärdesområden blir något lägre än för sannolikhetskartorna för motsvarande art/artgrupp.

Utvärderingen för sannolikhetskartorna var i det flesta fall av utmärkt kvalitet vilket innebär att det generella mönstret för kartorna stämmer bra med verkligheten. Kartorna är dock inte

utvärderade på liten skala. Lokala mönster som inte fångats upp miljövariablerna kan förekomma och kartorna bör därför verifieras i fält i samband med småskaliga förvaltningsärenden. Fältinventeringar saknades helt i länets nordligaste delar vilket medför en ökad osäkerhet där. Kartorna visar dock potentiellt värdefulla områden och är därför ett viktigt underlag för planeringen av framtida fältinventeringar.

Modelleringsresultatets användbarhet för planering, skydd och förvaltning av havsmiljö.

Användbarhet på nationell och internationell nivå

I det nationella och internationella arbetet med planering, skyddsåtgärder och förvaltning av havsmiljö är behovet av yttäckande kartor som beskriver den marina miljön stort. Kostnaderna för inventeringar i havsmiljö medför att det under lång tid framöver kommer finnas platsbunden kunskapsbrist varför modellering av arter och habitat kan vara ett framgångsrikt och kostnadseffektivt sätt att få yttäckande skikt för nationella och internationella behov. Eftersom resultatet från en modellering är en prediktion och inte en exakt bild av verkligheten är det i många fall nödvändigt att kombinera resultatet med inventeringar. Detta är vanligtvis fallet vid platsbunden ärendehantering som t.ex. dumpning och exploatering.

Behov av kvalitativa underlag på olika skalor

Naturvårdsverket lämnade i maj 2009 in ett regeringsuppdrag som visade på möjligheter och brister med modellering av arter och livsmiljöer (Naturvårdsverket 2009a). En analys genomfördes på vilken skalnivå kartunderlag bör ha i relation till olika förvaltningsaktiviteter i marin miljö. Det blir tydligt att även i det nationella arbete behövs som regel en god upplösning för att kunna bedöma skyddsfrågor och ärenden (Tabell 16). I arbete med marina skydds- och förvaltningsåtgärder är skalan 1:50 000-1:25 000 lämplig, vilket motsvarar den upplösning som modelleringen av bentisk biota har genomförts i inom detta projekt (25*25 m rasterrutor).

Storskalig planering kan utföras med hjälp av mindre detaljerade kartor, men det förutsätter likväl att kartunderlagets kvalitet är hög för att slutsatserna ska vara tillförlitliga. En av konklusionerna i regeringsuppdraget var att underlagen på nationell skala generellt är alltför grova för att kunna generera tillförlitliga modelleringsresultat. Detta innebär att det är viktigt att

genomföra modelleringar på regional nivå med bättre upplösning och som på sikt kan kombineras till nationella lager.

Tabell 16. Exempel på aktiviteter inom havsförvaltning relaterat till behovet av underlagskartor i olika skalområden (efter ICES 2009).

Skala	1:2 000 000 - 1:500 000	1:300 000 - 1:100 000	1:50 000 - 1:25 000	1:10 000 - 1:5 000
Karta	Sverigekartan	Översiktskartan	Terrängkartan	Fastighetskartan
Aktiviteter				
Friluftsliv och turism			Översiktsplanering	Detaljplanering
Detaljplanering t.ex. hamn, kabel			Översiktsplanering	Detaljplanering
Akvakultur		Planering regionalt perspektiv	Planering	Konstruktion
Förnybar energi, t.ex. vindkraftsparker		Planering regionalt perspektiv	MKB	Konstruktion
Muddring och dumpning		Planering regionalt perspektiv	Tillståndsärenden, koncession	
Marina skyddade områden (kust)	Nätverk i havsregioner	Nationell/ regional planering	Förvaltningskartor	Detaljerade åtgärder
Marina skyddade områden (öppet hav)	Planering havsregioner		Förvaltningskartor	
Fiske	Planering havsregioner		Förvaltningskartor	Detaljerade åtgärder

Hur modellerade resultat kan användas i det nationella och internationella arbetet

Underlag för kust- och havsplanering

En förutsättning för att kunna ta fram planeringsunderlag för både integrerad (sektorövergripande) och sektorsspecifik planering är att det finns information om batymetri, geologi, hydrografi och biologi i den marina miljön. Planering syftar till god hushållning med vattenområdena, varför det behövs underlag för att kunna bedöma var den bästa placeringen är av olika verksamheter, hur dessa påverkar varandra och vilka konsekvenser de har för den marina miljön. Platsbundna inventeringsresultat kan säga något om lämpligheten av att använda området för en verksamhet eller dess behov av skydd, men inventeringen ger ingen information om hur detta område bör användas i förhållande till andra områden. För fysisk planering på nationell och storregional nivå, t.ex. hela eller delar av Östersjön, behövs därför yttäckande kartor. Riktlinjer för genomförande av havsplanering tas fram av bl.a. EU och HELCOM (Helsingforskommissionen), vilka båda understryker att planeringen måste baseras på kunskap om den marina miljön.

Detta projekt har visat att mänskliga aktiviteter i form av både pågående och nedlagda miljöfarliga verksamheter också bör utgöra ett viktigt underlag för planeringsarbetet. Att föroreningar och utsläpp av olika slag påverkar marina arters levnadsvillkor är känt sedan lång tid tillbaka. Att rumsligt försöka beräkna och beskriva graden av mänsklig påverkan i den marina miljön är därför viktig komponent för att öka kunskapen om marina organismers utbredning. Nu finns rapporten; Kartering och analys av fysiska påverkans faktorer i marin miljö (Naturvårdsverket 2010b) där kartlagda påverkansfaktorer beskrivs och exempel ges på hur geografiska analyser kan användas för att beräkna effekter av påverkan på biota. Det finns i dag tillgång till stora mängder data innehållande informations om påverkansfaktorer av olika slag. Några exempel på nationella databaser med användbar information är; Metria, VattenInformationSystem Sverige (VISS), Svenska Miljöinstitutet (IVL), och SMED (Svenska MiljöEmissionsData). Här finns information om allt från exploateringsgrad till vattenkvalitet vilken kan användas under flera faser i förvaltningsprocessen. Den kan dels stärka modeller som beräknar utbredningen av olika marina organismer men även användas tillsammans med modellerade utbredningskartor för en effektivare förvaltning.

För att underlätta planering och förvaltning av Östersjön och Nordsjön utvecklar EU i samarbete med bl.a. HELCOM marina klassifikationssystem. Bl.a. anpassas EUNIS för Östersjön inom projektet EU SeaMap och HELCOM:s rödlista över marina och kustnära biotoper (HELCOM 1998) är under omarbetning. För att kunna ”fylla” dessa klassifikationssystem med innehåll och producera GIS-kartor behövs yttäckande underlagsinformation, varav prediktioner är värdefulla underlag.

Bedömning av naturvärden och genomförande av skyddsåtgärder

I arbetet med att etablera ett representativt nätverk av marint skyddade områden är det nödvändigt att ha en grundläggande uppfattning om olika livsmiljöer och arters utbredning och förekomst. Prediktioner över arter och habitat kan användas för att identifiera hur vanlig eller representativ en art eller ett habitat är på olika skalnivåer. Även bottenförhållandenas variabilitet går att analysera utifrån kartinformation. Modelleringsresultat i form av prediktioner är användbart för att analysera reproduktions- och uppväxtområden för fisk (Bergström m.fl. 2007).

Nationella analyser med utgångspunkt från yttäckande information behöver genomföras för att utvärdera nätverket av marint skyddade områden, inklusive Natura 2000, och analysera vilka

områden skyddet behöver stärkas för. Motsvarande förhållningssätt gäller vid t.ex. översyn av riksintressen för naturvård (4 kap. och 3 kap. § 6 miljöbalken).

På internationell nivå har Sverige åtagit sig att bidra till HELCOM:s och OSPAR:s internationella representativa nätverk av skyddade marina områden i Östersjön respektive Nordsjön. I detta sammanhang utgör kartunderlaget en viktig del i den internationella utvärderingen av nätverken och av vidare behov av skydd.

Tillförlitligt kartunderlag över marina arter och livsmiljöer är även viktigt för planering av riktad återhämtning, återställning eller restaurering av marina habitat, så att dessa åtgärder genomförs i områden där ger störst effekt för den marina biologiska mångfalden.

Ärendehantering samt risk- och sårbarhetsbedömningar

Vid hantering av ärenden i vattenmiljön, som t.ex. etablering av havsbaserad vindkraft, dumpning, rör- och ledningsdragnings, behövs lokalspecifik information om den marina miljön. Ärendehantering underlättas ofta om lokalisering av verksamheter har sitt ursprung i en översiktlig planering, antingen för den enskilda sektorn, eller ännu bättre utifrån en integrerad fysisk planering.

Naturvårdsverket konstaterade bl.a. i redovisningen av ett regeringsuppdrag om utökad marin inventering och möjlighet att samlokalisera vindkraft med marint skyddade områden, att beslutsunderlaget för etablering av marina vindkraftsparker är otillräckligt (Naturvårdsverket 2009b). I Tabell 16 framgår att planering av vindkraftsetablering till havs kräver underlag i samma skalnivå som övriga förvaltningsärenden (1:25 000-1:50 000), d.v.s. motsvarande upplösningen i de regionala modelleringarna i detta projekt. Den storskaliga planeringen kan dock baseras på mer generella underlag (Boverkets planeringsportal www.boverket.se). Samma förhållningssätt gäller för övrig ärendehantering vid kusten och till havs.

På nationell nivå pågår arbete med att göra sårbarhetsanalyser för kust- och havsområden. Sårbarhetsanalyserna fokuserar framförallt på oljeutsläpp från fartygsolyckor, men också för olika arters och habitats känslighet för olika fiskmetoder. Brister i kartunderlagen kan leda till suboptimal placering av fartyg eller felaktig prioritering av områden för sanering. Om hänsyn enbart kan tas till inventerade områden riskerar betydelsefulla marina miljöer att inte uppmärksammas.

Även inom fiskeriförvaltningen behövs information om storlek och lokalisering av olika livsmiljöer för att kunna bedöma den totala effekten av olika fiskemetoder på livsmiljöer och arter. Vid platsbundna inventeringar kan effekten av fiske på det aktuella området utvärderas, men inte i relation till påverkan på livsmiljön eller arternas status inom det marinogeografiska området i övrigt.

Förvaltningsverktyg

Det har utvecklats en rad metoder och mjukvaror för att underlätta den rumsliga planeringen av marin miljö. Ett system med zonindelningar med olika grad av förvaltning i samband med marint skydd beskrivs i en rapport från Naturvårdsverket (2007). Utbredningskartor som visar habitatbildande arter och modellerade rekryteringsområden för fisk är exempel på kartunderlag som är lämpligt för att beskriva värdekärnor som ingår i ett zoneringsystem. Ett annat exempel på ett planeringsverktyg är programvaran MARXAN (Ball & Possingham 2000). MARXAN har utvecklats för att optimera förvaltningen av naturvärden och för att ge stöd vid hantering av motsatta intressen mellan naturvård och olika näringar, som t.ex. turism och fiske.

MARXAN har bl.a. använts i det EU-finansierade projektet BALANCE med ett exempel på hur Östersjön kan förvaltas med hjälp av planeringsverktyget (Andersson 2008). Även HELCOM har i arbetet med att analysera statusen för nätverket av marint skyddade områden (BSPA, Baltic Sea Protected Areas) gjort ett exempel på hur MARXAN kan användas för att utvärdera hur skyddet behöver kompletteras och stärkas (HELCOM 2010b).

Kartunderlaget som användes i båda MARXAN-exemplen var dock av alltför låg kvalitet för att resultatet ska vara användbart för planering, men metoden kan vidareutvecklas när bättre kartunderlag tagits fram. För att MARXAN och liknande mjukvaror ska vara användbara krävs bra underlag i kartform som beskriver både naturmiljön och de samhällsaktiviteter som kräver planering och förvaltningsinsatser. Arbetet med regional modellering som beskrivits i denna rapport visar att det på sikt är fullt möjligt att åstadkomma kartor över den marina naturmiljön med en kvalitet som tillfredställer förvaltningens behov.

Tillgänglighet av resultat

Den primära produkten från detta projekt är ett utbredningskartor och GIS-skikt för arter, artgrupper och preliminära marina naturvärdesområden. Andra produkter som kan vara av

intresse för förvaltningen är t.ex. kartor och GIS-skikt för djup och salinitet, samt sammanställningar av de biologiska och hydrografiska data som har använts i modelleringarna. Gemensamt för merparten av resultaten är att de kommer att tillgängliggöras som geografisk information genom en standardiserad karttjänst. En standardiserad karttjänst innebär att kartmaterialet ligger lagrat på en GIS-server, men att det är möjligt att visa upp på andra fristående applikationer. Det finns också möjligheter att tillåta nedladdning av kartmaterialet.

Naturvårdsverket driver idag Miljödataportalen som är en samlingsportal för miljörelaterade geografiska data i Sverige. Miljödataportalen är en kartvisare som kan visa data från Naturvårdsverket såväl som andra aktörer som följer de gemensamt uppsatta standarderna. Systemet är i ett uppbyggnadsskede och tyngdpunkten ligger på nationella dataset. De kartdata som producerats inom projektet finns tillgängliga på Miljödataportalen och datalagringen administreras av Naturvårdsverket. I framtiden finns även möjligheter att lagra motsvarande informationen inom Länsstyrelsernas gemensamma system för geodata. Det länsgemensamma lagringssystemet stöder alla de standarder som behövs för att kommunicera med miljödataportalen och andra liknande applikationer.

Modelleringar som bygger på djupinformation med hög upplösning omfattas av sekretess enligt 2 kap. 2§ sekretesslagen (1980:100). I denna rapport och på allmänt tillgängliga karttjänster visas därför resultaten i den finaste upplösning som allmänt spridningstillstånd har erhållits för. Resultat i upplösning som allmänt spridningstillstånd ej har erhållits för kan delges behörig person i enlighet med kraven i 7§ säkerhetsskyddsförordningen (1996:633). Vid förfrågan om sekretessbelagda resultat från projektet, kontakta Länsstyrelsen Västernorrland eller AquaBiota Water Research (info@aquabiota.se).

Ordlista

AUC – Ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. AUC = Area Under Curve, kurvan som avses är ROC = Receiver Operating Characteristic. Måttet anger andelen korrekt klassificerade förekomster i relation till andelen felaktigt placerade förekomster. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade för de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att resultatet är helt slumpmässigt.

Batymetri – Beskrivning av terrängens fysiska form under vatten, dvs. motsvarigheten till topografi på land.

Bentisk – Bottenlevande.

Biota – Växter och djur.

cvAUC – Cross validation AUC, dvs. AUC-värde beräknat genom korsvalidering.

EUNIS – Ett europeiskt referensverktyg för klassificering av habitat. EUNIS står för European Nature Information System (Europeiska naturinformationssystemet) och omfattar förutom referensverktyget även en databas om arter, habitat och lokaler (<http://eunis.eea.europa.eu>).

extAUC – AUC-värde beräknat genom externvalidering.

Externvalidering – Prediktionens kvalitet mäts genom att den jämförs med helt nya data (oberoende valideringsdata) som inte använts för att bygga modellen. Detta är den bästa formen av validering.

Fauna – djur

Habitat – I denna rapport används samma definition av habitat som inom EUNIS: ”Växt- och djursamhällen som karakteriserar den biologiska miljön, tillsammans med de abiotiska (icke-biologiska) faktorer som inverkar på en given skalnivå”.

Habitatbildande art – En art som med sin tredimensionella struktur skapar ett habitat som är viktigt för många andra arter, t.ex. blåstång eller ålgräs. Den tredimensionella strukturen bromsar upp vattenströmmar och skapar ett gynnsamt habitat för små arter som söker skydd och större arter som söker föda. Den habitatbildande arten fungerar som även som substrat, dvs. underlag, för fastsittande arter.

GIS – Geografiskt informationssystem, d.v.s. ett datorbaserat system för att samla in, lagra, analysera och presentera geografiska data.

Internvalidering – Modellens kvalitet mäts med hjälp av de datapunkter som modellen är byggd på.

Korsvalidering – En form av internvalidering, där kvaliteten på modellen mäts genom att en testmodell byggs på en andel (ofta 4/5) av de tillgängliga datapunkterna. Resultatet av testmodellen jämförs sedan med de resterande datapunkterna.

Litoral – Den del av havet (eller sjön) som ligger närmast land. Delar av denna zon kan torrläggas under lågvatten.

Prediktion – Förutsägelse (i form av en yttäckande karta) om utbredningen av en art eller ett substrat baserad på en statistisk modell. I denna rapport visar prediktioner i pilotområden sannolikheten för förekomst i procent, medan prediktionen av blåstång i bottenhavet anges som lämpligt/ej lämpligt habitat.

Prediktorvariabel – Den miljövariabel (t.ex. djup eller vågexponering) som används som underlag i habitatmodellering. Måste finnas som en yttäckande karta i GIS-format för att en prediktion ska vara möjlig att göra.

Raster – Ett raster är en karta som är uppbyggd av många rutor (även kallade celler eller pixlar). Inom varje ruta finns ett värde för varje variabel, t.ex. djup eller sannolikhet för förekomst av blåstång. I sannolikhetskartorna för blåmussla, alger och kärlväxter är rutornas storlek 25*25 m (upplösning 25 m) och i sannolikhetskartorna för mjukbottenfauna 100*100 m (upplösning 100 m).

Responsvariabel – Den variabel som modelleras, t.ex. en art, en substratklass eller ett habitat.

Sublitoral – Zon som börjar efter litoralen och sträcker sig växtlighetens nedersta gräns

Valideringsdata – Data som kan användas för utvärdering av en modell eller en prediktion. Valideringsdata bör vara oberoende från de kalibreringsdata (responsvariabeldata) som modellen är byggd på och bör vara representativa för miljön i området som prediktionen görs för.

Överanpassad modell – Innebär att modellen inte bara anpassats till variationen i utbredningsmönster orsakade av de miljöfaktorer som ingår i modellen, utan även till variation orsakad av andra faktorer eller slumpen. Detta medför att modellen stämmer bättre för de datapunkter som den bygger på än för andra punkter. En överanpassad modell bör därför inte användas för att göra prediktioner.

Referenser

ALcontrol Laboratories 2007. Nedre Ångermanälven 2007. Gruppen för samordnad recipientkontroll i nedre Ångermanälven, 136 sid.

ALcontrol Laboratories 2008. Nedre Ångermanälven 2008. Gruppen för samordnad recipientkontroll

Andersson, Å., Korpinen, S., Liman, A.-S. Nilsson, P., Piekäinen, H. & Huggins, A. 2008. Ecological coherence and principles for MPA assessment, selection and design. BALANCE Technical Summary Report 3/4. 43 sid. i nedre Ångermanälven, 84 sid.

Andersson, Å., Korpinen, S., Liman, A.-S. Nilsson, P., Piekäinen, H. & Huggins, A. 2008. Ecological coherence and principles for MPA assessment, selection and design. BALANCE Technical Summary Report 3/4. 43 sid.

Ball, I.R., H.P. Possingham, and M. Watts. 2009. Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. Chapter 14: Pages 185-195.

Bekkby, T., E. Rinde, Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., Isæus, M. & Isachsen, P., E. 2008. Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway. ICES Journal of Marine Science Advanced Access 65: 1-9.

Bergström, U., Sandström, A. & Sundblad, G. 2007. Fish Habitat Modelling in the Archipelago Sea. BALANCE Interim Report No. 11. <http://balance-eu.org/publications/index.html>. 31 sid.

Blank, M., A. O. Laine, et al. 2008. "Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species' current distribution in the Baltic Sea." *Helgoland Marine Research* 62(2): 129-141.

Blomqvist, M. & Olsson, P. 2007. Översyn av det nationella marina övervakningsprogrammet för vegetationsklädda bottnar. Rapport Naturvårdsverket. 34 sid.

http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/rapporter/hav/2007.oversyn_vegetationskladde_bottnar.pdf.

- Blomqvist, M. 2008. Transektinventering av marina bottnar. Manual för applikationen MarTrans.
http://swenviro.naturvardsverket.se/dokument/epi/basinventering/basdok/pdf/Transektinventering_av_marina_bottnar_manual_20080922.pdf.
- Brandt, M., och Ehlert, K. 1996. Avrinningen från Sverige till omgivande hav. SMHI Hydrologi, Rapport Nr 65, ISSN 0283-7722, 23 sid.
- Carlström J., Florén K., Isaeus M., Nikolopoulos A., Carlén I., Hallberg O., Gezelius L., Siljeholm E., Edlund J., Notini S., Hammersland J., Lindblad C., Wiberg P., Årnfelt E. 2010. Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen i Östergötland, rapport 2010:9.
- CBD (Convention on Biological Diversity) 2008. Decision adopted by the conference of parties to the convention on biological diversity at its ninth meeting. IX/20 Marine and coastal biodiversity. UNEP/CBD/COP/DEC/IX/20.
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F. P. & Pihl, S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. – EU DG XI Research Contract no. 2242/90-09-01 Ornithology Consult Report 1994, 110 sid.
- Edinger, J.E., och Buchak, E.M. 1980. Numerical Hydrodynamics of Estuaries in Estuarine and Wetland Processes with Emphasis on Modeling, (P. Hamilton & K. B. Macdonald, eds.). Plenum Press, New York, New York, sid. 115-146.
- Eriksson, B. K., A. Sandström, Isæus, M., Schreiber, C.H. & Karås, P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 61: 339-349.
- Granberg, M. E., J. S. Gunnarsson, et al. 2008. "Bioturbation-driven release of organic contaminants from Baltic sea sediments mediated by the invading polychaete *Marenzelleria neglecta*." Environmental Science & Technology 42(4): 1058-1065.
- Hallberg, O., Nyberg N., Elhammer, A. och Erlandsson, C. 2010. Ytsubstratklassning av maringeologisk information. SGU-rapport: Dnr 08-1565/2009, Rapport Maringeologi nr 2010:1

HELCOM 2010a. http://www.helcom.fi/projects/jcp/hotspots/en_GB/hotspots/

HELCOM 2010b. Towards an ecologically coherent network of well-managed Marina Protected Areas – Implementing report on the status and ecological coherence of the HELCOM BSPA network: Executive Summary. Balt Sea Environ. Poc. No. 124A.

Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. 2000. Applied Logistic Regression, 2nd Edition. A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons Inc., New York, NY, 2000, 373 sid.

ICES (International Council for Exploration of the Seas) 2009. Report of the Working Group on Marine Habitat Mapping (WGMHM), 21–24 April 2009, The National Institute of Aquatic Resources, Charlottenlund Castle, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2009/MHC:07. 78 sid.

Isæus, M. 2004. Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. PhD thesis, Dept. of Botany, Stockholm University, Sweden. 40 sid.

Isæus M. 2009. Metodbeskrivning Drop-video version 1:1.

Lehmann, A., Overton, J. McC. & Leathwick, J.R. 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. Ecological Modelling 157: 189-207.

Lewis, J. R. 1964. The ecology of rocky shores (1st ed.). The English Universities Press, London. 323 sid.

Liliegren Y., Lagerkvist G., Halldén A & Broberg O. 1996. Nyckelbiotoper i rinnande vatten - ett system för identifiering av särskilt värdefulla biotoper i och i anslutning till rinnande vatten. Länsstyrelsen i Jönköpings län Meddelande 96:34. 93 sid.

LST Västernorrland 2009. Förslag till åtgärdsprogram för Bottenhavets vattendistrikt, Bilaga 1: Åtgärder per huvudavrinningsområde, Vattenmyndigheten Bottenhavet, 143 sid.

Länsstyrelsen Västernorrland Miljöavdelningen 2006. Potentiellt förorenade områden i Västernorrlands län. Rapport 2006:4. 32 sid.

Modig, H. and E. Olafsson 1998. "Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events." Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology 229(1): 133-148.

Mossberg, B., Stenberg, L., Ericsson, S. 1992. Den nordiska floran. Wahlström & Widstrand: 6996 sid.

Naturvårdsverket 1999. Metodik för inventering av förorenade områden. Rapport 4918. 152 sid.

Naturvårdsverket 2003. Bevarande av värdefulla naturmiljöer i och i anslutning till sjöar och vattendrag – en vägledning. Rapport 5330. 63 sid.

Naturvårdsverket 2006. Sammanställning och Analys av Kustnära Undervattenmiljö (SAKU). Rapport 5591. 100 sid.

Naturvårdsverket 2007. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till handbok 2007:4.

Naturvårdsverket 2009a. Naturtyper på havets botten baserat på art- och habitat modellering. Rapport 5987. 175 sid.

Naturvårdsverket 2009b. Utökad marin inventering och placering av vindkraft i marint skyddade områden. Regeringsuppdrag 27/07. Dnr 312-5452-07 Nh.

Naturvårdsverket 2010a. Undersökning av utsjöbankar – Inventering, modellering och naturvärdesbedömning Rapport 6385 dec. 2010

Naturvårdsverket 2010b. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö Rapport 6376 dec. 2010

Pelagia Miljökonsult 2007. Årsrapport för recipientkontrollprogrammet för fiskodlingar i Ullångersfjärden och Omnefjärden 2007. Rapport till Ålands fiskförädling, 39 sid.

Sandman, A., Isaeus, M., Bergström, U. & Kautsky, H. 2008. Spatial predictions of Baltic phytobenthic communities: Measuring robustness of Generalized Additive Models based on transect data. *Journal of Marine Systems* 74: 86-96.

Segestråle, S. 1965. "Biotic factors affecting the vertical distribution and abundance of the bivalve *Macoma balthica* (L.) in the Baltic Sea." *Botanica Gothoburgensia* 3: 195-204.

Tolstoy, A. & Österlund, K. 2003. Alger vid Sveriges Östersjökust: en fotoflora. ArtDatabanken, SLU: 282 sid.

Tolstoy, A. & Österlund, K. 2003. Alger vid Sveriges Östersjökust: en fotoflora. ArtDatabanken, SLU: 282 sid.

World Register of Marine Species, 2010. <http://www.marinespecies.org/>.

Bilagor

Observera att Bilaga 3 är sekretessbelagd. På förfrågan kan den delges behörig person i enlighet med kraven i 7 § säkerhetsskyddsförordningen (1996:633). Vid förfrågan om sekretessbelagda resultat från projektet, kontakta Länsstyrelsen Västernorrland eller AquaBiota Water Research (info@aquabiota.se).

1. Samtliga kartor över arter, artgrupper och preliminära marina naturvärdesområden i den finaste upplösning som allmänt spridningstillstånd har erhållits för.
2. CD/DVD med samtliga kartor och GIS-skikt i den finaste upplösning som allmänt spridningstillstånd har erhållits för.
3. Sekretessbelagd CD/DVD med samtliga kartor och GIS-skikt i den finaste upplösning som de har tagits fram i och för vilka allmänt spridningstillstånd ej har erhållits.