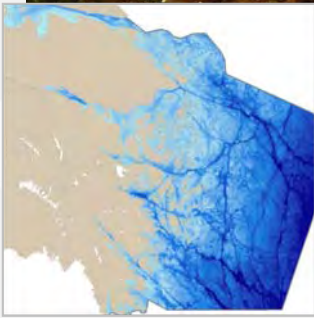
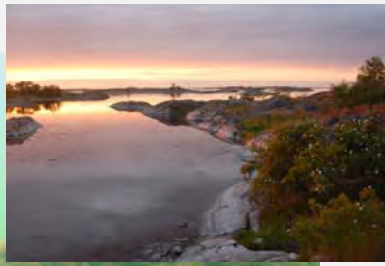




Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden



Titel: Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden.

Författare: Julia Carlström, Karl Florén, Martin Isaeus, Anna Nikolopoulos, Ida Carlén, Ola Hallberg, Lars Gezelius, Eva Siljeholm, Jonas Edlund, Signe Notini, Jorid Hammersland, Cecilia Lindblad, Patrik Wiberg och Erik Årnfelt

Utgiven av: Länsstyrelsen Östergötland.

Sekretess: Modelleringar som bygger på djupinformation med hög upplösning omfattas av sekretess enligt 2 kap. 2§ sekretesslagen (1980:100). Vissa resultat kan därför inte publiceras i full upplösning denna rapport, men kan delges behörig person i enlighet med kraven i 7§ säkerhetsskyddsförordningen (1996:633). Vid förfrågan om sekretessbelagda resultat från projektet, kontakta Länsstyrelsen Östergötland eller AquaBiota Water Research (info@aquabiota.se).

Hemsida: <http://www.lansstyrelsen.se/ostergotland>

Beställningsadress: Länsstyrelsen Östergötland, 581 86 Linköping

Länsstyrelsens rapport: 2010:9

ISBN: 978-91-7488-260-5

Upplaga: 300 ex.

Rapport bör citeras: Julia Carlström, Karl Florén, Martin Isaeus, Anna Nikolopoulos, Ida Carlén, Ola Hallberg, Lars Gezelius, Eva Siljeholm, Jonas Edlund, Signe Notini, Jorid Hammersland, Cecilia Lindblad, Patrik Wiberg och Erik Årnfelt. 2010. Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2010:9.

Omslagsbilder: Kartering av rödalgssamhälle. Foto: Tång & Sânt. S:t Anna i kvällssol. Foto: Lars Gezelius. Interpolerat djupraster för Östergötland. AquaBiota Water Research.



Förord

Östergötlands skärgård är ett riksintressant naturområde. Östersjöns skärgårdar är också en unik naturtyp globalt sett varför det finns ett särskilt ansvar för en god och hållbar förvaltning av området. Havsmiljön är prioriterad i dagens natur- och miljövårdsarbete, men kunskapsuppbyggnaden om naturvärdena i Östergötlands skärgård har släpat efter i jämförelse med fastlandsmiljöerna, i synnerhet vad gäller undervattensmiljön.

Det är sålunda med stor tacksamhet, glädje och viss stolthet vi nu med denna studie kan ta första steget med att kartlägga och värdera den marina miljön i länet. I detta projekt har de marina naturtyperna modellerats fram utifrån ett stort antal stickprov. Det är den första översiktliga modelleringen av detta slag i landet. Med dessa nya kartor över naturtyper på havets botten kan vi tillsammans med värdena på land få en samlad bild av skärgårdens naturvärden för en hållbar kustzonsförvaltning. När detta arbete går vidare längs Sveriges kust kan Östergötlands marina miljö sättas in i ett nationellt och internationellt sammanhang, liksom att vi kan gå vidare och förfina kunskapen på den lokala skalan och få en förbättrad marin regional och kommunal planering.

Kunskapen om skärgårdens naturvärden är nödvändig för att utvärdera behov av skydd och skötsel och för att kunna ta bästa hänsyn vid olika typer av exploatering och nyttjande samt för att informera och sprida kunskap såväl bland myndigheter, organisationer, vattenägare och olika typer av brukare och entreprenörer. Havet ger stora värden genom bland annat fiske och turism. Blåmusslorna filtrerar och renar vattnet, alger tar upp koldioxid och producerar syre. Med denna i många avseenden helt nya kunskap kan vi förhoppningsvis nyttja dessa ekosystemtjänster på ett varsamt sätt samt skydda och vårda undervattensmiljöerna i Östergötlands skärgård.

Följande personer har på olika sätt bidragit till denna rapport; Patrik Wiberg, Sjöfartsverket – sjömätningsmetoder och nationell djupdatabas. Anna Nikolopoulos, AquaBiota – salthalt och strömhastighet. Ola Hallberg, SGU – modellering substratskikt med flera klasser. Lars Gezelius, Lst Östergötland, Eva Siljeholm och Jonas Edlund, Norrköpingskommun – bakgrund, syfte och resultatens användbarhet på läns- och kommunnivå. Jorid Hammersland, Cecilia Lindblad, NV - resultatens användbarhet på nationell och internationell nivå. Erik Årnfelt, Lst Östergötland – tillgänglighet av resultat. Karl Florén, Julia Carlström, Martin Isaeus och Ida Carlén; AquaBiota Water Research – modellering av enskilda substrat och bottenlevande växter och djur, utvärdering av djupmätnings- och substratkarteringsmetoder, övriga texter. Signe Notini – sammanställning av biologiska data. Rapporten har redigerats av Julia Carlström, AquaBiota Water Research. Projektet har genomförts med anslag från Naturvårdsverket.

Linköping, september 2010.

Magnus Holgersson
Länsråd

Lars Gezelius
Byrådirektör

Innehåll

Sammanfattning.....	2
Summary	5
Bakgrund och syfte	8
Marina habitat – kunskapsunderlag för regionalt och lokalt naturvårdsarbete	8
Kartorna	12
Material och metoder	13
Modellering.....	13
Biologiska variabler.....	21
Miljövariabler.....	26
Resultat	45
Tolkning av sannolikhetskartor över förekomst	45
Allmänt om modelleringsresultaten	45
Dataunderlag	46
Modelleringsresultat för blåmussla och alger	46
Modelleringsresultat för kärlväxter	55
Modelleringsresultat för marina naturvärdestyper.....	61
Prickkartor.....	66
Diskussion	68
Kvalitet i djup- och substratunderlag.....	68
Modelleringsresultatens användbarhet för planering, skydd och förvaltning av havsmiljö	77
Tillgänglighet av resultat.....	84
Ordlista.....	86
Referenser.....	88
Bilagor	91

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 och 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 Östergötlands läns marina område. Den totala arean av det marina området är 2335 km².

Inom projektet har heltäckande kartor över bottenlevande växter samt blåmusslor 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 salthalt, strömhastighet, bottensubstrat, djup och olika djupderivat. Kvaliteten hos de framtagna djup- och substratskikten har utvärderats, liksom alternativa metoder för substratinventering i ett mindre område i inre Bråviken.

Valet av modelleringsmetod av biota har gjorts efter en omfattande utvärdering av två modelleringsmetoder. Sammanlagt presenteras sannolikhetskartor för blåmussla, 17 arter eller artgrupper av alger samt åtta arter eller artgrupper av kärlväxter. Av dessa har tolv varit möjliga att externvalideras med hjälp av oberoende data. 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 minst intermediär kvalitet.

Utöver modellering av arter och artgrupper har en metod utarbetats för att identifiera och avgränsa preliminära marina naturvärdesområden. Fem strukturbildande arter eller artgrupper har identifierats som preliminära naturvärdestyper: blåmussla (*Mytilus edulis*), blåstång (*Fucus vesiculosus*), icke fintrådiga rödalger, kärlväxter samt ålgräs (*Zostera marina*). 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 preliminära naturvärdesområdena för blåmussla och icke fintrådiga rödalger predikteras främst på exponerade botten utanför de yttersta öarna söder om Arkö. Detta beror troligtvis på utsötning från Bråviken i nordväst och avsaknad av botten med lämpligt växtdjup i nordost. För blåstång är de preliminära naturvärdesområdena relativt jämt fördelade i länets mellan- och ytterskärgård, men de större områdena

främst återfinns i ytterskärgården. Inga större områden predikteras i höjd med Arkö och norrut. För kärlväxter predikteras de största preliminära naturvärdesområdena i skyddade miljöer i länets mellan- och innerskärgårdar. Områden av den största storleksklassen återfanns endast norr om Ämtö. De absolut största naturvärdesområdena predikterades längs Bråvikens södra kust. Dessa områden är idag starkt påverkande av mänskliga aktiviteter för vilka prediktorvariabler inte fanns tillgängliga för modellering, vilket medför att prediktionen inkluderar potentiellt viktiga lokaler för kärlväxter. Naturvärdestypen ålgräs var generellt mer sparsamt förekommande än övriga. De preliminära naturvärdesområdena för ålgräs är främst koncentrerade till mellan- och ytterskärgården i länets södra delar.

Vid modellering av substratskiktet för Östergötland visade det sig att den maringeologiska informationen i skala 1:500 000 inte resulterade i tillförlitliga prediktioner, varför en modell utan detta underlag valdes för modellering av biota. Detta substratskikt fick dock aldrig någon betydelse för någon art eller något habitat, troligtvis p.g.a. att det inte var tillräckligt detaljerat i de för växterna viktiga grundområdena. Som alternativ modellerades endast fint substrat och denna variabel valdes av vissa modeller för biota.

En utvärdering gjordes av substratkartor framtagna med tre olika inventeringsmetoder i ett mindre område i inre Bråviken: side-scan sonar, backscatter och lokal maringeologisk kartering. Side-scan sonar- och backscatter-kartorna visade på en väsentligt högre samstämmighet och detaljrikedom än maringeologi-kartan. Detta beror främst på den högre täckningsgraden vid inventering med de två första metoderna. Automatisk tolkning är möjligt att göra av backscatter-data, men detta kräver fler substratprover än vad som fanns att tillgå.

De preliminära marina naturvärdesområdena utgör ett viktigt underlag för att ta fram en länstäckande marin naturvärdeskarta. För att nå dit behöver de preliminära naturvärdesområdena kompletteras med andra värden, t.ex. terrestra värden som fågel- och sälskyddsområden. 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 ett uppföljande projekt om identifiering, avgränsning, beskrivning och klassning av marina naturvärdesobjekt i Östergötlands skärgård.

Även för ärendehantering på internationell 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 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.

Sammanfattningsvis är de nya kartunderlagen över Östergötlands 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 presence and distribution of marine species and habitats is requested by many sectors. During the 20th hundreds, the demand has risen with national and international priorities to protect the marine environment. For counties and municipalities, there is a great need for improved knowledge about the marine environment, for regional and local coastal marine spatial planning as well as for regulatory decisions under the Swedish Environmental Code. Maps describing the marine environment are also essential for national and international efforts on planning, conservation and management of the marine environment. The aim of this project was to develop an entirely new kind of basis for spatial planning of the Östergötland County marine area.

The total area of Östergötland County is 14 624 km², whereof 2335 km² constitutes the Baltic Sea. The marine environment of Östergötland very varied; from four great bays that extends far westwards into the country, via an archipelago comprising some 6300 islands and skerries, to open sea to the east. The four great bays are Bråviken, Slätbaken, Valdemarsviken och Gamlebyviken. The marine environment varies among the bays due to e.g. different bathymetry, freshwater outflows and human activities in the catchment areas.

The project has developed maps of benthic macro flora and blue mussels through spatial modelling. The principles for spatial modelling are described in the report. Biological data (calibration data) were collected using drop video and compiled from previous studies. Maps were produced for the predictor variables salinity, current velocity, substrate, depth and different depth derivatives. The quality of the depth and substrate layers was evaluated, as well as alternative methods for substrate surveys in a smaller area in the bay of Bråviken.

The choice of modelling method of biota was made after a comprehensive evaluation of two common modelling approaches. Altogether probability maps for blue mussels, 17 species or species groups of algae as well as eight species or species groups of vascular plants are presented in the report. Of these, twelve predictions were possible to validate by independent data. Great importance was attached to quality review of all predictions. For many of the species and species groups predictions are presented for different coverage rates. All modelling results presented in this report are of intermediate quality or higher.

In addition to predictions of individual species and species groups, a method to identify and delineate preliminary marine areas of biological significance was developed. Five structure-forming species or species groups were identified as preliminary habitat types of biological significance; blue mussels (*Mytilus edulis*), bladder wrack (*Fucus vesiculosus*), non-filamentous red algae (four species included in the predictions; *Coccotylus truncates*, *Furcellaria lumbricalis*, *Phyllophora pseudoceranoides* and *Polyides rotundus*), vascular plants (eight species or families included in the predictions;

Ceratophyllum demersum, *Elodea Canadensis*, *Myriophyllum* spp., *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus aquatilis* spp., *Zannichellia palustris* and *Zostera marina*) and eelgrass (*Zostera marina*). The reasoning is based on that the structure of these species or species groups creates environmental conditions for other species. The method demarcates large continuous areas and classifies them according to their size relative to other areas of the same habitat type. The classification was made on a five-point scale and large areas are considered more valuable than small.

The preliminary areas of biological significance for blue mussels and non-filamentous red algae were predicted mainly on exposed locations outside the outermost islands south of the island Arkö in the Östergötland archipelago. This is probably due the freshwater outflow from Bråviken in the northwest and the absence of locations with depth in the northeast. For bladder wrack, the preliminary areas of biological significance are relatively evenly distributed in the central and outer archipelago, although the larger areas are mainly found in the outer archipelago. As for blue mussels and non-filamentous red algae, no major areas were predicted south of the island of Arkö. For vascular plants the largest preliminary areas of biological significance were at sheltered locations in the central and inner archipelago. Areas of the largest size class were found only north of the island of Ämtö. The absolutely largest areas were predicted along the south coast of Bråviken. These areas are now heavily influenced by human activities for which predictor variables were not available for modelling, resulting in predictions that include potentially important locations for vascular plants. The eelgrass habitat type was generally more scarcely found than the others. The preliminary areas of biological significance for eelgrass are mainly concentrated in the central and outer archipelago in the southern parts of the county.

An assessment was made of the quality of interpolated depth layers based on six different methods for bathymetrical measures, as well as the nautical chart. The bathymetrical measures covered methods from manual lead to multibeam. Overall, all depth layers based on bathymetrical measures were sufficiently reliable for spatial modelling of benthic biota in Östergötland, while the layer based on the chart was not.

When modelling the substrate layer of the Östergötland County marine area, it was showed that the inclusion of the layer of marine geological information at a scale of 1:500 000 did not result in reliable predictions, wherefore a substrate model that was not based on this layer was chosen for the modelling of biota. Nonetheless, the chosen substrate layer was never significant for any species or habitat, probably due that it was not detailed enough in the shallow waters that are most important for the benthic flora. As an alternative a prediction of fine substrate only was produced, and this layer was selected by some models of biota.

A comparison was made among substrate maps produced by three different survey methods in a smaller area in the bay of Bråviken. The three methods were side-scan sonar, backscatter and local marine geological mapping. The maps generated from

side-scan sonar and backscatter surveys showed a significantly higher coherence and higher detail than the marine geology map. This is mainly due to a higher surface coverage in the first two survey methods. Interpretation from side scan sonar data is done manually, while backscatter data can be interpreted automatically. However, automatic interpretation requires more substrate samples for verification than was available.

The preliminary marine areas of biological significance form an important basis for the development of a comprehensive map of biologically valuable areas in the Östergötland County marine area. To achieve this, the preliminary marine areas of biological significance shall be supplemented by other biological values, such as terrestrial values for e.g. birds and seals. A geographical analysis should be carried out to identify adjacent and overlapping areas, and biological/ecological criteria should be applied for an overall assessment of the conservation values. The analyses should be supplemented with spatial data on anthropogenic activities that may affect the biological values of the area. Depending on data availability, the assessment may have to be complemented by data collection in the field. The outcome of the analyses is one or more defined, described and classified biologically valuable core areas. Further analyses including e.g. anthropogenic threats, geographical location in relation to other similar areas and vulnerability can be applied for identification and delineation of suitable areas for protection, including core areas, protection zones and influence zones. The methodology for this will be developed further in a follow-up project on the identification, definition, description and classification of marine areas of biological significance in the Östergötland archipelago.

In general, high-resolution spatial modelling is required for management at international and international levels as well. This is partly because high-resolution modelling usually is necessary for obtaining predictions of sufficient quality, and partly because high-resolution predictions usually are needed for marine protection and management measures at this level. Examples of such measures are planning for offshore wind power and vulnerability analyses of oil spills or various fishing methods. Spatial predictions can also be used as a basis for both integrated and sectoral planning of coastal and archipelago areas. Modelled maps of species or habitats are valuable input for the development of the EUNIS marine classification system and the updating of the HELCOM Red List of marine and coastal habitats. Predictions are also useful in assessing how common or representative a species or habitat is at different scale levels, which is needed for evaluation of networks of marine protected areas such as Natura 2000, HELCOM Baltic Sea Protected Areas and OSPAR Marine Protected Areas, as well as reviewing sites of national interest for nature conservation. Further, high-resolution maps are required for spatial planning and zoning using the software MARXAN or similar.

In summary, the spatial predictions of the Östergötland County marine area developed in this project are an important step towards a sustainable coastal zone management of the county and ultimately at national and international levels.

Bakgrund och syfte

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 och åtaganden under 2000-talet. Kunskapen om de biologiska värdena i vattenmiljöer 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 kommun 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.

Östergötlands läns areal är 14 624 km², varav 2335 km² utgörs av Östersjön. Östergötlands marina landskap är mycket varierat: från fyra stora vikar som sträcker sig långt västerut in i landet, via en skärgård som omfattar ca 6300 öar, till öppet hav i öster. De fyra stora vikarna är Bråviken, Slätbaken, Valdemarsviken och Gamlebyviken. Miljön i vikarna är av mycket olika karaktär, bl.a. p.g.a. olika djup, sötvattensutflöden och mänskliga aktiviteter i avrinningsområdena.

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 Östergötland har som exempel under 2009 hanterat 54 ärenden som rört vattenverksamhet i kust- och skärgård. Elva har berört muddring, tre har avsett nedläggning av sjökabel och fyra har handlat om pålning/byggnation i vatten. Utöver dessa har Länsstyrelsen varit involverad i tillståndsärenden angående muddring i inre Bråviken och sanering av inre Valdemarsviken. Länsstyrelsen har även hanterat ett 30-tal vattenverksamhetsärenden inom prövningen av strandskyddsdispenser under 2009. Utöver detta tillkommer många frågor från allmänhet, företag och myndigheter som rör förhållanden 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 självklart mycket välkommen och efterlängtd i detta arbete.

Östergötlands skärgård är ett riksintresse för naturvården enligt miljöbalken. 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 natur- och kulturvärden. Det är alltså av stort värde att få kunskap om undervattensmiljöerna i ett sådant område. En viktig del i den lokala kustzonsplaneringen är de kommunala översiktsplanerna. Till dessa hör ofta de kommunala naturvårdsprogrammen och för vissa områden görs så kallade fördjupade översiktsplaner. Marina habitatkartor kommer vara ett viktigt underlag i dessa planer för att kunna göra avvägningar och riktlinjer för den fysiska planeringen.

Vattendirektivet

Vattendirektivet ställer krav på att vattenförekomster klassas och statusbedöms och här kan de marina kartorna vara ett hjälpmedel. Statusklassningen på vattenförekomsterna får inte försämrats och gäller som så kallad miljökvalitetsnorm. Tillstånd, godkännande eller dispens får normalt inte meddelas för en ny verksamhet som medverkar till att en miljökvalitetsnorm överträds. Klassningen sker i första hand utifrån biologiska miljöövervakningsdata, miljöövervakningen är dock så gles att merparten av kustområdena helt saknar övervakning. Klassningen här sker genom en expertbedömning med stöd av modeller och 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 kartorna 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 Östergötlands kustområde finns ett 30-tal olika naturreservat och de omfattar stora arealer vatten. Alla dessa reservat har dock tillkommit då ingen eller bara liten kunskap fanns om naturtyperna på havets botten fanns. 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 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.

De flesta naturreservat i Östergötlands skärgård 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.

Många skyddade områden ingår också 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. I detta arbete kommer de marina habitatkartorna att vara ett värdefullt underlag.

Kommunala översiktplaner

En viktig del i den fysiska planeringen sker genom de kommunala översiktplanerna och på vissa platser genom fördjupade översiktsplaner och detaljplaner. 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 för. Att i detta sammanhang få kunskap om de marina miljöerna. Självklart biotiska förhållanden, men även en del abiotiska, såsom t.ex. djup och bottenbeskaffenhet, är av stort värde. En del av översiktplanen utgörs av de kommunala naturvårdsprogrammen. Här beskrivs naturvärdena översiktligt men också detaljerat genom att naturvärdesobjekt (värdekärnor) avgränsas, klassas och hotbild och bevarandefrågan belyses. Genom denna är det lättare att göra avvägningar mellan olika intressen i planeringsunderlaget. De flesta kommuner har sådana naturvärdeskartor. I dagsläget finns en ganska stor kännedom om värdekärnorna för terrester miljö genom t.ex. rikstäckande inventeringar genom Skogsstyrelsen, Jordbruksverket, länsstyrelser och kommuner. I vattenmiljöerna är kunskapen mer fragmentarisk och det gäller speciellt i våra hav. Det är därför mycket angeläget att metoder för att identifiera och beskriva marina naturvärden utvecklas.

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.

Länsstyrelsen Östergötland arbetar nu med att ta fram en uppdaterad digital miljöatlas för Östergötlands kustområde. Miljöatlasen täcker information som skyddsvärda områden av intresse för bl.a. naturvård, fiske, kulturvård eller för det rörliga friluftslivet. Här är de marina habitatkartorna ett viktigt underlag om naturmiljön tillsammans med kunskap om vattenkvalitet, bottenbeskaffenhet, djupdata, exponeringsgrad, värdefulla reproduktionsområden för fisk och naturvärdesbedömning av grunda vikar m.m.

Friluftsliv och turism

Östergötlands skärgård är riksintresse för naturvården och för friluftslivet. Många människor är mycket intresserade av vattenmiljöer men de är generellt svårtillgängliga och frågorna många. Det som döljs under ytan är spännande och fantasieggande. Många blir förvånade av att vår del av Östersjön kan innehålla ostörda, rena och vackra miljöer. Med en bättre kännedom om var de olika naturtyperna 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 skärgårdsområdet 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 ofta starkt påverkade av mänsklig aktivitet och kräver ibland någon typ av restaurering eller åtgärd för att återställa eller förbättra miljötillståndet. De modellerade kartorna kan här 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 med inte gör det i verkligheten kan en restaureringsåtgärd eller ett avvärijande av en negativ påverkan övervägas.

Fiskeförvaltning

I Östergötlands är fiskefrågorna centrala i alla skärgårdsförvaltning. Kunskapen om de marina habitatens utbredning är ett mycket viktigt underlag för att kunna bedöma om en viss förvaltning kan ha effekter på de lokala bestånden. Det kan röra sig om att bedöma områdets potential som lek- och uppväxtområden. Dessa kartor kan också vara en viktig pusselbit för att utvärdera och tolka resultaten av fiskeribiologiska undersökningar och förstå olika fisksamhällens ekologiska krav. Var för 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. Kartorna tillsammans med provfisken och andra fältkontroller kan vara ett ytterligare komplement som underlag då regleringar av nyttjandet av fiskeresursen övervägs.

Underlag för fortsatta inventeringar och miljöövervakningsprogram

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 mycket stort värde. De kan påverka den rumsliga fördelningen av och antalet provlokaler. Kartmaterialet ger även möjlighet att bedöma miljöövervakningslokalernas representativitet för kustområdet som helhet. I Östergötland ingår nu makroalger och bottenfauna i den marina miljöövervakningen.

Kartorna

Syftet är att ta fram en helt ny typ av underlag för planering av kustvattenmiljön på läns- och kommunal nivå inom Östergötlands läns marina miljö. Kartorna ska hålla en upplösning och kvalitetsnivå som är anpassade till planerarnas behov, och avvägningen mellan generalisering och tillförlitlighet behöver bestämmas i diskussion mellan planerare och modellerare. En modellerad art- eller habitatutbredningskarta, en s.k. prediktion, visar den sannolika utbredningen av en art eller ett habitat. Precisionen i prediktionen, alltså kartans kvalitet, styrs främst av underlagens upplösning och kvalitet, modelleringens utförande (bl.a. i vilken upplösning den görs) och inneboende egenskaper hos arten eller habitatet. En grövre upplösning genererar normalt en prediktion av högre kvalitet, men en alltför grov upplösning är inte användbar för förvaltning på läns- och kommunal nivå. Å andra sidan minskar normalt kvaliteten med en finare upplösning, vilket inte heller är önskvärt ur förvaltningssynpunkt. Här ligger alltså avvägningen.

Det europeiska klassificeringssystemet EUNIS (European Nature Information System) är för närvarande under omarbetning för att passa Östersjöns bräckta miljö. Naturvårdsverket, AquaBiota, Stockholms universitet, Alleco Oy med flera har deltagit i denna process och presenterat resultaten för HELCOM under 2008. Arbetet togs väl emot och gruppen uppmuntrades att fortsätta på den inslagen vägen. Arbetet kommer delvis att fortsätta inom angränsande EU-projekt, men det finns inget samlat grepp eller tidplan för att föra detta i helt i mål. Framför allt råder osäkerhet kring olika sedimentklasser och hur biologiska nivåer ska organiseras. Förhoppningen är att de kartor som tas fram i detta projekt ska kunna tjäna som underlag för EUNIS-kartor så snart kriterierna för detta är bestämda.

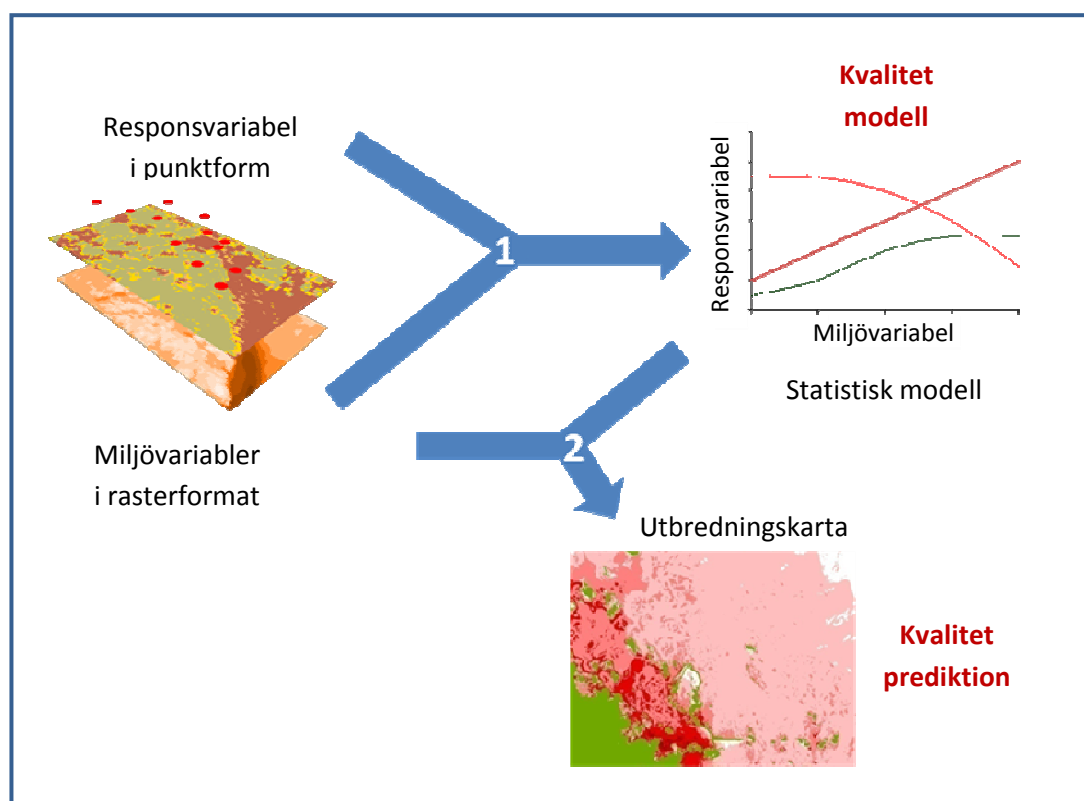
Material och metoder

Modellering

I detta avsnitt beskrivs de grundläggande principerna för modelleringsprocessen, tillvägagångssättet vid val av modelleringsmetod för modellering av biota, 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 statistiskmodellering, 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) 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 signifikant 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 kallas GAM (General 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 (Generalized Regression Analysis and Spatial Prediction; Lehmann m.fl. 2002) i statistikprogrammet R. GAM-modellering med verktyget GRASP valdes efter en jämförelse med modelleringsmetoden Maxent (Maximum entropy; se ”Modellering – Val av metod för modellering av biota”). Både GAM- och Maxent-modellering genererar prediktioner över en responsvariabel i taget.

Metoden som har använts för modellering av ett substratskikt bestående av flera klasser kallas CART (Classification and Regression Tree). En CART-analys resulterar i ett beslutsträd där varje löv i trädet är en resulterande klass, och noderna är brytvärden för ingående miljövariabler (Garrard 2003). CART-modelleringen har gjorts i tillägget StatMod Zone till statistikprogrammet S-Plus. Med CART-modellering är det möjligt att generera prediktioner som innehåller flera responsvariabler. Denna metod är därmed lämplig för t.ex. substratmodellering med avsikten att prediktera den mest troliga substratklassen i varje rasterruta.

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 att korrelationskoefficienten (vanligen betecknad COR eller r , alternativt r^2) beräknas. 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. En modell med lågt AUC- eller COR-värde bör inte användas för att skapa en prediktion.

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.

I dagsläget saknas konsensus för hur AUC-värden ska tolkas när det gäller habitatmodellering. Enligt en rekommendation av Hosmer & Lemeshow (2000) används vidstående termer i denna rapport.

AUC-värde	Kvalitet
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 där det har varit möjligt. Resultaten från externvalidering av kvantitativ GAM-modellering anges som extCOR och från GAM-modellering av sannolikhet för förekomst som extAUC. Resultaten från externvalidering av CART-modellering anges som andel rätt klassade valideringspunkter.

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.

Val av metod för modellering av biota

Inför modelleringen testades och utvärderades två olika modelleringsmetoder, GAM-modellering med hjälp av verktyget GRASP och Maxent-modellering. Metoderna finns beskrivna i Lehmann m.fl. (2002) respektive Phillips m.fl. (2006). I GAM-modelleringen används data om responsvariabelns förekomst och icke förekomst för att skapa sannolikhetsmodeller, eller data om responsvariabelns täckningsgrad för att skapa kvantitativa modeller. Med Maxent-modellering är det bara möjligt att skapa sannolikhetsmodeller, men till skillnad från GAM-modelleringen krävs det endast data om responsvariabelns förekomst. Data om icke förekomst slumpas fram i Maxent-modelleringen.

Utvärderingen gjordes på sex arter eller artgrupper i dataset 1 (se ”Biologiska variabler – Dataset för modellering av bentisk biota”). På grund av att ett raster för en miljövariabel ännu inte var komplett var det totala antalet användbara modelleringspunkter ca 17 000 och antalet valideringspunkter 460. Detta ansågs vara fullt tillräckligt för att ge tillförlitliga resultat.

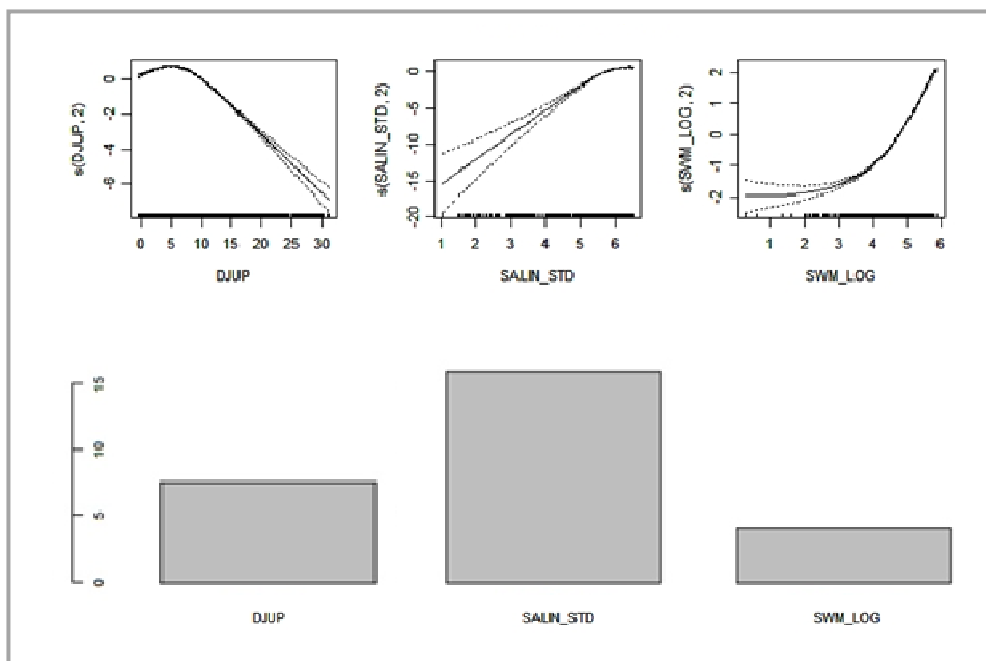
Endast arter eller artgrupper som kunde externvalideras valdes ut. De sex arterna eller artgrupperna var följande:

- Blåstång (*Fucus vesiculosus*)
- Borstnate (*Potamogeton pectinatus*)
- Kilrödblåd (*Coccytulus truncatus*), blåtonat rödblåd (*Phyllophora pseudoceranoides*) och kräkel (*Furcellaria lumbricalis*)
- Sudare (*Chorda filum*)
- Älgräs (*Zostera marina*)
- Älnate (*Potamogeton perfoliatus*)

Rödalger, kilrödblåd, blåtonat rödblåd och kräkel är alla icke fintrådiga rödalger med liknande utbredningsmönster och ekologisk funktion. Genom att gruppera dessa arter utan att inkludera fintrådiga rödalger kunde prediktionen externvalideras.

GAM-modellering med verktyget GRASP

Det omfattande antalet datapunkter satte GRASP:s funktion för att sortera bort mindre viktiga miljövariabler från modellen ur spel. Verktöget genererar dock information om variablernas 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 rödalgen kräkel i förhållande till miljövariablerna djup, salthalt och vågexponering. Övre raden visar förekomst av kräkel i förhållande till var och en av miljövariablerna. Undre raden visar hur mycket de olika miljövariablerna bidrar till att förklara förekomsten av kräkel i modellen.

Maxent-modellering

I Maxent modelleras responsvariabeln först med samtliga tillgängliga miljövariabler. Resultatet granskas och miljövariabler som bidrar lite till modellen sorteras bort manuellt. I regel identifierades samma miljövariabler i Maxent som hade gjorts i GRASP. I de fall där olika miljövariabler valdes ut blev den externvalideringen dock alltid bättre för de modeller som använde sig av miljövariablerna valda i GRASP.

Resultat och slutsats

Resultatet från externvalidering av modellerna visas i Tabell 1. För Maxent visas resultatet från modelleringar med variabler valda i Maxent eftersom detta vore fallet om endast denna metod hade tillämpats. Modelleringen av blåstång genererade liknande resultat för båda metoderna, medan resultatet var bättre för GRASP än för Maxent för övriga arter och artgrupper. Det genomsnittliga extAUC-värdet för GRASP var 0,82 och för Maxent 0,76. Därmed drogs slutsatsen att GRASP var mer

lämpligt än Maxent som modelleringsmetod för bottenlevande växter och djur i detta projekt.

Tabell 1. Resultat från externvalidering av modellering i GRASP och Maxent.

Art eller släkte	Taxonomi	Prediktionens kvalitet (extAUC-värde)	Miljövariabler GRASP ¹	Miljövariabler Maxent ¹
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Brunalg	GRASP: 0,77 Maxent: 0,78	Djup, salthalt, vågexponering, lutning, substrat	Djup, salthalt, vågexponering, lutning, substrat
Borstnate (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	Kärlväxt	GRASP: 0,84 Maxent: 0,76	Djup, salthalt, vågexponering, substrat	Djup, lutningsriktning, vågexponering, substrat
Kilrödblåd, blåtonat rödblåd, kräkel (<i>Coccotylus truncatus</i> , <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> , <i>Furcellaria lumbricalis</i>) >25% täckning	Rödlag	GRASP: 0,83 Maxent: 0,74	Djup, salthalt, vågexponering, lutning, substrat	Djup, salthalt, vågexponering, lutning, substrat
Sudare (<i>Chorda filum</i>)	Brunalg	GRASP: 0,81 Maxent: 0,76	Djup, salthalt, vågexponering, lutning, substrat	Djup, salthalt, vågexponering, lutning
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	Kärlväxt	GRASP: 0,82 Maxent: 0,78	Djup, salthalt, vågexponering, lutning, substrat	Djup, salthalt, vågexponering, lutning, strömhastighet, lutningsriktning
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	Kärlväxt	GRASP: 0,87 Maxent: 0,75	Djup, salthalt, vågexponering, lutning	Djup, salthalt, vågexponering, lutning

¹ Med "substrat" avses det substratskiktet med flera klasser framtaget med hjälp av CART-modellering.

Identifiering och avgränsning av 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 2010). Vid valet av indikatorer för utsjöbankarna har fisk, alger och bottenlevande evertetrater behandlats separat, i vissa fall även per hav, 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 preliminära marina naturvärdesområden

I detta projekt har en ny metod utvecklats för att identifiera och avgränsa preliminära 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 landskap 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 preliminära 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 områdets struktur, artinnehåll och ekologisk funktion i relation till det marina landskap de förekommer i (se ”Diskussion – Modelleringsresultatens 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:

- Blåmussla (*Mytilus edulis*)

- Blåstång (*Fucus vesiculosus*)
- Icke fintrådiga rödalger: kilrödblåd (*Coccolytus truncatus*), blåtonat rödblåd (*Phyllophora pseudoceranoides*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och klyving (*Polyides rotundus*)
- Kärleväxter: borstnate (*Potamogeton pectinatus*), hornsärv (*Ceratophyllum demersum*), hårsärv (*Zannichellia palustris*), möjor (*Ranunculus aquatilis* spp.), slingor (*Myriophyllum* spp.), vattenpest (*Elodea canadensis*), ålgräs (*Zostera marina*) och ålnate (*Potamogeton perfoliatus*)
- Ålgräs (*Zostera marina*)

Blåmusselbankar utgör den viktigaste typen av biogena rev i Östersjön. Biogena rev är inkluderat i Natura 2000-områdestypen Rev (1170). Biogena rev fungerar som substrat för många fastsittande organismer och den tredimensionella strukturen som revet bildar erbjuder skydd genom håligheter och sprickor för många olika organismgrupper. Musslorna i sig utgör även viktig föda t.ex. skrubbskädda och dykänder. I Östersjön utgör Midsjöbankarna och Hoburgs bank särskilt viktiga övervintringsområden för alfågel där de dyker efter musslor och andra bottenlevande djur på 10-40 m djup (Durink m.fl. 1994).

På grunda vatten är blåstång och kärleväxter 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). Kärleväxters rotsystem kan dessutom binda finare sediment. I detta projekt har ålgräs dels inkluderats i gruppen kärleväxter, dels analyserats separat eftersom mycket forskning och uppföljning har fokuserats på denna art.

På djupare vatten utgörs växtsamhället främst av fleråriga rödalger. I gruppen rödalger inkluderades endast icke fintrådiga rödalger då de trådformiga kan vara svåra att skilja från fintrådiga brun- och grönalger vid inventering med dropvideo. Relativt få observationer gjordes av klyving, vilket innebär att naturvärdestypen främst består av rödblåd och kräkel.

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: ≥ 65 % sannolikhet för ≥ 25 % täckningsgrad
- Blåstång: ≥ 40 % sannolikhet för förekomst
- Icke fintrådiga rödalger: ≥ 50 % sannolikhet för ≥ 25 % täckningsgrad
- Kärleväxter: ≥ 25 % sannolikhet för ≥ 25 % täckningsgrad
- Ålgräs: ≥ 25 % 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, rödalger och kärleväxter valdes en radie på 100 m, medan en radie på 50 m valdes för blåstång och ålgräs. Skälet till att en mindre radie valdes för blåstång och ålgräs är att dessa arter 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 2.

Tabell 2. Förslag till klassindelning av preliminära marina naturvärdesområden efter deras storlek.

	Blåmussla	Blåstång	Icke fintrådiga rödalger ¹	Kärleväxter ²	Ålgräs
Klass 1 (ha)	> 100	> 15	> 300	> 50	> 8
Klass 2 (ha)	50 - 100	8 - 15	75 - 300	10 - 50	4 - 8
Klass 3 (ha)	10 - 50	4 - 8	20 - 75	5 - 10	1 - 4
Klass 4 (ha)	2 - 10	1,5 - 4	2 - 20	1 - 5	0,5 - 1

¹ Kilröblad, blåtonat röblad, kräkel och klyving.

² Borstnate, hornsärv, hårsärv, möjor, slingor, vattenpest, ålgräs och ålnate.

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).

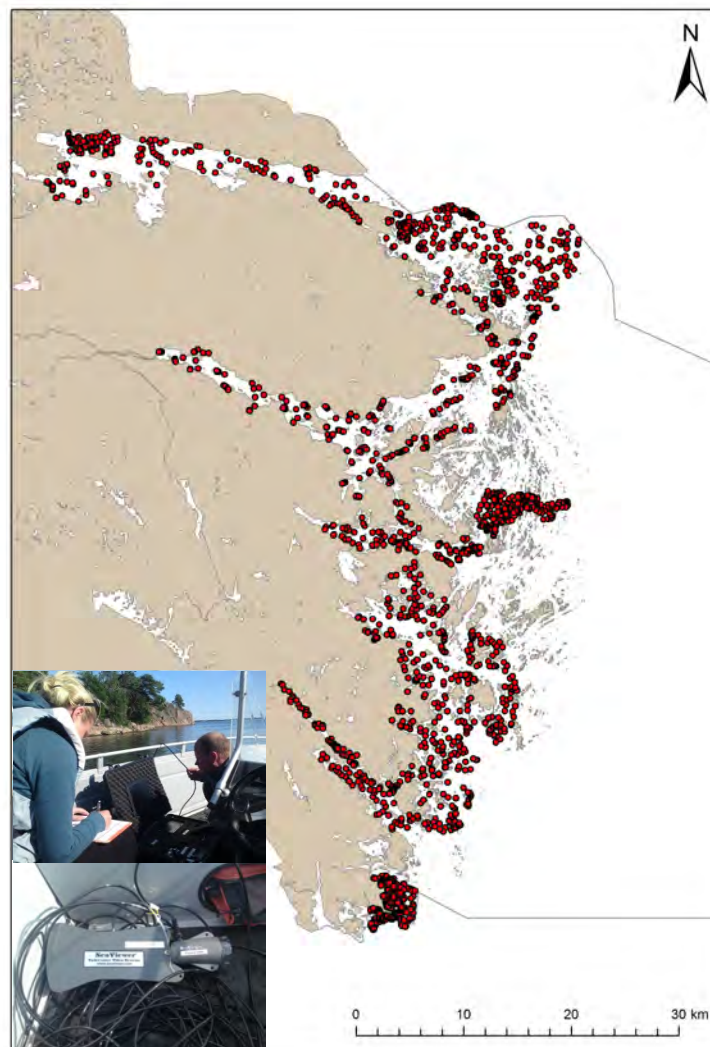
Data från dropvideo-inventering

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 kan försvåra inventeringen.

Under 2008 och 2009 inventerades bottenlevande växter och djur med hjälp av dropvideo (Figur 3). Den inventerade ytan var ca 5*5 meter. År 2008 samlades data in från ca 900 punkter i tre områden i Östergötland: Yttre Bråviken, Missjö och Torrö. År 2009 inventerades ca 1450 punkter fördelade från norr till söder i Östergötlands marina område, med tonvikt på de sparsamt inventerade inomskärsmiljöerna. All dropvideo-data levererades till databasen MarTrans.



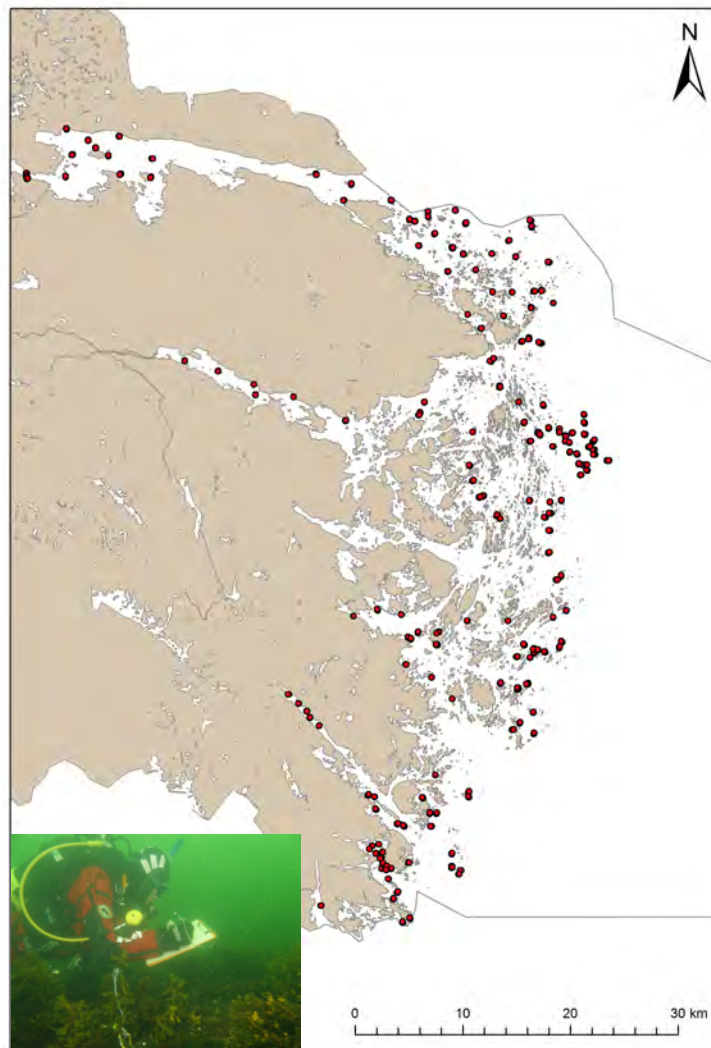
Figur 3. Positioner för de ca 2350 dropvideo-punkter från vilka data användes i projektet. Inventeringen görs från en skärm uppe i båten. Kameran är utrustad med en fena för att bli stadigare i vattnet. Foto: Julia Carlström, AquaBiota Water Research.

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 transekter, i rutor längs transekter, 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 beläggningsexemplar 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. Vidare återfinns de förhållanden som krävs för dykinventeringar oftast på sluttande hårbotten eftersom lösa sediment lättare ansamlas på flacka bottenar. Detta innebär att mjukbottenlevande arter som kransalger och kärleväxter ofta är underrepresenterade i dataset från dyktransekter. Slutligen var transektdata från Östergötland koncentrerade till naturreservat och andra ”fina” områden, vilket ger en skev bild av undervattensmiljön i allmänhet.

I Östergötland har dyktransekter genomförts inom regionala och kommunala inventeringar samt nationella inventeringar, t.ex. basinventeringen av skyddade områden. Inom projektet har data från 205 dyktransekter använts (Figur 4). Av dessa ca 85 % är genomförda under 2000-talet och ca 60 % efter 2007. Insamlad transektdata har, i de fall skattning av arter har utförts i avsnitt längs hela transekten, konverterats till punkter med 1 m mellanrum. 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 4. Positioner för de 205 transekter 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 övriga inventeringsmetoder

Utöver data från transekter och dropvideo fanns även en stor mängd data från andra inventeringar att tillgå för Östergötland, främst i form av rapporter. Rapporterna samlades in, data sammanställdes eller digitaliserades och om formatet var lämpligt rapporterades de in till MarTrans. Huvuddelen av informationen visade sig dock inte vara användbar för modellering.

Omfattande inventeringar hade utförts med lutherräfsa i grunda vikar. Dessa data kunde inte användas för modellering då endast en position hade angivits för hela viken och det var därmed inte möjligt att veta täckningsgrad av arter eller beräknade miljöförhållanden (t.ex. salthalt och djupderivat) vid exakta koordinater. Felaktiga antaganden skulle tillföra fel till modellerna, vilket i sin tur skulle försämma prediktionerna för hela länet. För att komplettera modelleringarna med den omfattande informationen från grunda vikar användes denna för att producera

prickkartor över tre arter som var alltför sparsamt förekommande i modelleringsunderlaget för att ta fram prediktioner för.

Data fanns också tillgängliga från laguner. Inte heller dessa kunde användas i modelleringen eftersom denna typ av miljöer inte är sjömätta. Detta innebär att det inte är möjligt att ta fram djupraster och därmed inte heller raster över miljövariabler som beräknas med hjälp av djuprastret för dessa miljöer. Detta innebär i sin tur att det inte är möjligt att ta fram modeller eller prediktioner för denna typ av miljöer.

Data från inventeringar i Ållonöfjärden, Kvädöfjärden och i S:t Annas skärgård var dock av tillräckligt god kvalitet för att kunna ingå i modelleringsdatasetet. Trots att det endast rörde sig om ca 120 datapunkter tillförde dessa undersökningar, som var från relativt grunda miljöer, viktig information. Observationer av kransalger och andra arter som var fåtaliga i dyktransekterna, var här relativt talrika. En mängd olika inventeringsmetoder hade använts i dessa undersökningar och de vanligaste var snorkling, vadning och lutherräfsa.

Dataset för modellering av bentisk biota

Baserat på data från dropvideo, dyktransekter och övriga inventeringsmetoder sammanställdes två dataset för modellering av bottenlevande arter och artgrupper. Anledningen till att två dataset behövde sammanställas beror på för- och nackdelarna med de olika inventeringsmetoderna. En översikt av de två dataseten samt vilka responsvariabler de användes för visas i Tabell 3.

Dataset 1 sammanställdes med tonvikt på data från dyktransekter kompletterat med vissa datapunkter från dropvideo samt alla datapunkter från övriga inventeringsmetoder. Vid uppdelning av de 205 dyktransekterna i 1 m-intervaller erhöles 16 339 datapunkter. Dessa behövde kompletteras med dropvideo-datapunkter utan vegetation för att kunna modellera de djuplevande arternas nedre utbredningsgräns (se ”Biologiska variabler - Data från dyktransekter”). För att välja ut ett dropvideo-dataset utan vegetation som var representativt för hela Östergötland slumpades 350 av dropvideo-datapunkterna från 2008 fram och dessa kombinerades med 950 datapunkter från 2009. Ur det kombinerade dropvideo-datasetet identifierades samtliga datapunkter utan vegetation (524 st) och dessa lades till dyktransekt-datasetet. Slutligen adderades även samtliga 120 datapunkter från övriga inventeringsmetoder för att komplettera med data från mjukbottenmiljöer. Sammanlagt användes 16 983 datapunkter för kalibrering av modeller. För validering av resultaten användes 497 dropvideo-datapunkter som inte använts vid modellering. Ursprungligen användes dataset 1 för att modellera alla arter. Detta resulterade i godkända resultat för blåmussla och samtliga alger (inklusive kransalger) förutom blåstång. Resultaten för blåstång och kärlväxter blev sämre, varför dataset 2 sammanställdes.

Dataset 2 hade sin tonvikt på dropvideo-data kompletterat med en datapunkt från varje dyktransekt (205 st). Eftersom 2008 års dropvideo-dataset var insamlat i tre områden av olika storlek inkluderades olika andelar av de tillgängliga datapunkterna

från dessa områden. Från Yttre Bråviken som var det största området inkluderades samtliga 367 punkter. Från Missjö som var relativt litet men omfattade ett utsnitt av mellan- och ytterskärgård inkluderades 50 % av de 310 tillgängliga punkterna. Från Torró som var minst och hade mest homogen miljö inkluderades 25 % av de 378 tillgängliga punkterna. Sammanlagt användes 604 datapunkter från 2008 års dropvideo-inventering. Från 2009 års dropvideo-dataset avsattes 300 punkter för validering och övriga 991 kombinerades med 2008 års data. 13 punkter rensades bort p.g.a. felaktigheter. Dataset 2 kom därmed att bestå av totalt 1800 punkter för kalibrering av modeller och 300 för validering av resultaten. Detta dataset användes för modellering av blåstång och kärlväxter.

Tabell 3. Översikt av de två dataseten för modellering av bottenlevande arter och artgrupper.

Dataset	Responsvariabler	Responsdata	Valideringsdata
1	Blåmussla Alger inkl. kransalger men exkl. blåstång	16 339 punkter från 205 dyktransekter, 524 dropvideo-punkter utan vegetation, 120 punkter från övriga inventeringsmetoder	497 dropvideo- punkter
2	Blåstång Kärlväxter	1595 dropvideo-punkter, 205 punkter från 205 dyktransekter	300 dropvideo- punkter

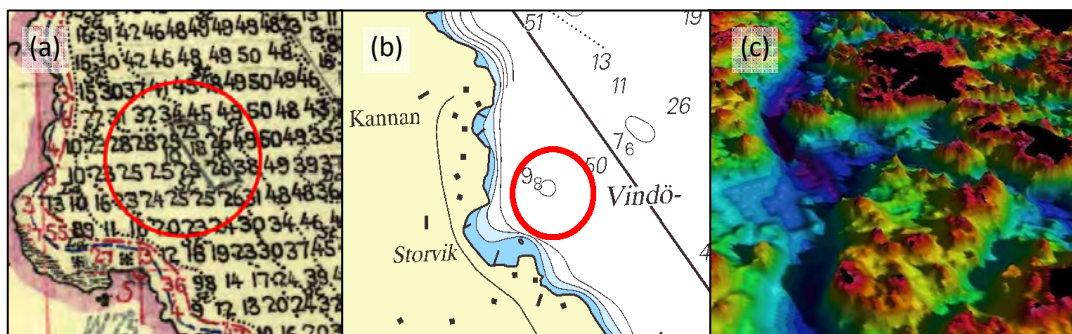
Miljövariabler

I detta avsnitt beskrivs hur miljövariablerna djup och djupderivat, salthalt och strömmar, vågexponering samt substrat har tagit fram för Östergötlands marina område.

Djup och djupderivat

Bakgrund

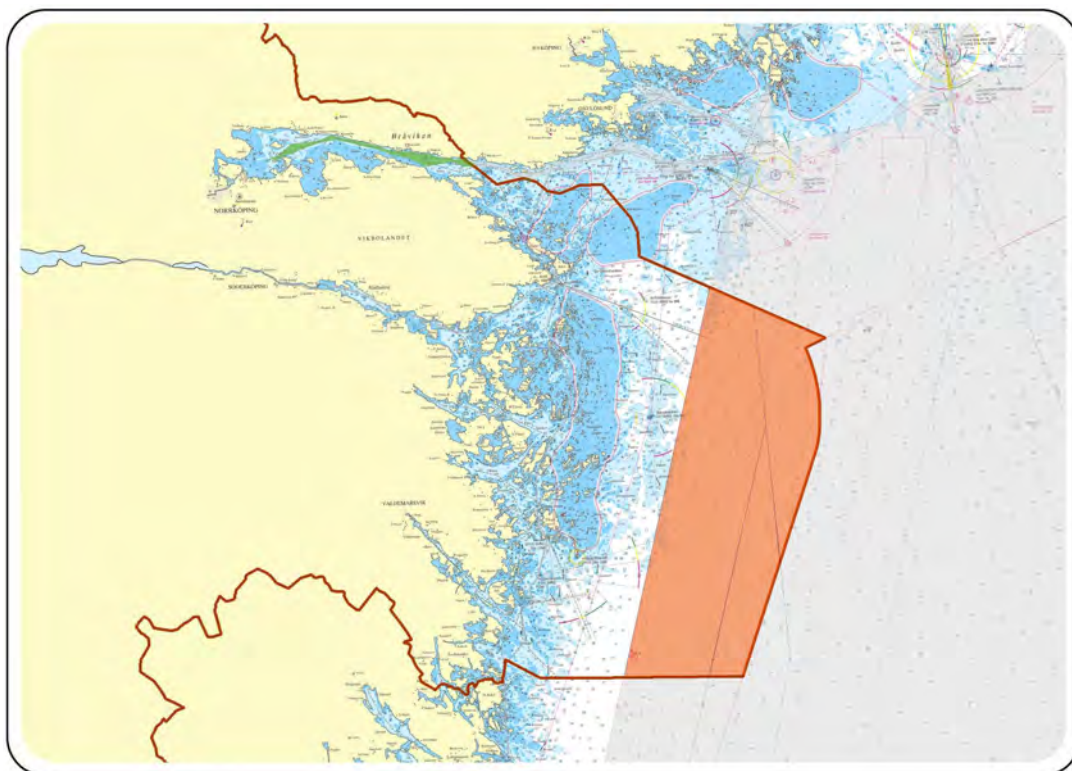
Djup är en av de viktigaste miljövariablerna vid modellering av arter och habitat. Sjöfartsverket är den myndighet som på nationell nivå ansvarar för kartläggning av kust- och havsområden samt de stora insjöarna Vänern, Vättern och Mälaren. Sedan 2002 bygger Sjöfartsverket upp en digital nationell databas över bottenäckande djupinformation insamlad mestadels med modern teknik med flerstråligt ekolod, med inriktning mot sjöfartens behov. På senare tid har även databasen kompletterats 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 Östergötlands marina område, om än med varierande datatäthet och med varierande mätprecision. Ett exempel på presentation av analog och digital djupinformation ges i Figur 5. För utvärdering av kvaliteten av digitaliserade djupdata i Östergötland, se ”Diskussion – Kvalitet i djup- och substratunderlag - Utvärdering av djupmätningsmetoder i Östergötland”.



Figur 5. 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 sjömätningssentreprenörer. Eftersom Sjöfartsverket i huvudsak finansieras via avgifter från handelssjöfarten inriktas sjömätningen på prioriterade farleder som trafikeras av handelstrafik. Av Östergötlands marina område utgörs 864 km² (37 %) av prioriterade farleder, och av dessa är endast ca 2 % sjömåttade med modern teknik (Figur 6). Den prioriterade sjömätningen utförs med hjälp av multibeam-ekolod (flerstråligt ekolod). Av Figur 6 framgår att de prioriterade områdena endast till mycket liten del sammanfaller med samhällets övriga behov, t.ex. bevarandearbete, lokalt fiske eller friluftssintressen.



Figur 6. Prioriterade sjömätningsområden i Östergötland: grönt = sjömått, orange = ej sjömått. 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 Östergötlands 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.
- Ekoramning var en arbetsmetod där flera singellod var monterade på en balk, som i sin tur var monterad på en båt. Metoden användes på grunda vatten och gav mer än full täckning under mätenheten.
- 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.
- Laserbatymetri är flygburen djupmätning med hjälp av laser. Metoden är beroende av siktdjupet och används därför endast på grundare vatten. Sjöfartsverket använde metoden 1996 – 2001, bl.a. i Missjö skärgård i Östergötland.

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 (NDDB) 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.

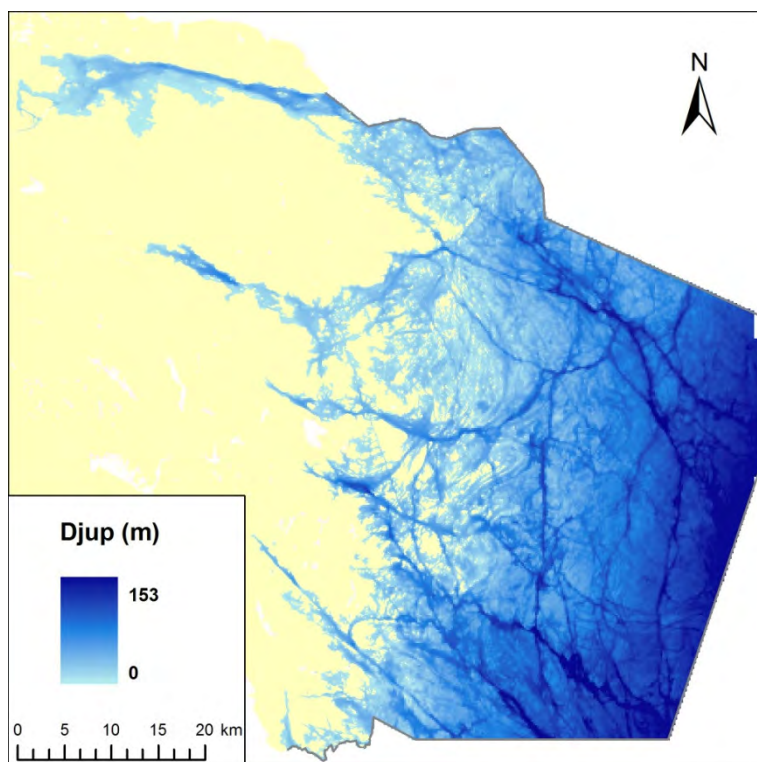
Områdena kan omfatta sjömätningar från tidigt 1800-tal utförda med handlod till moderna sjömätningar utförda med ekolodsteknik. Detta innebär att punkttätheten (avståndet mellan mätpunkterna) kan variera från centimetrar till 100-tals meter.

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 Östergötlands 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 Östergötlands marina område interpolerats i tolv delområden som sedan har fogats samman.

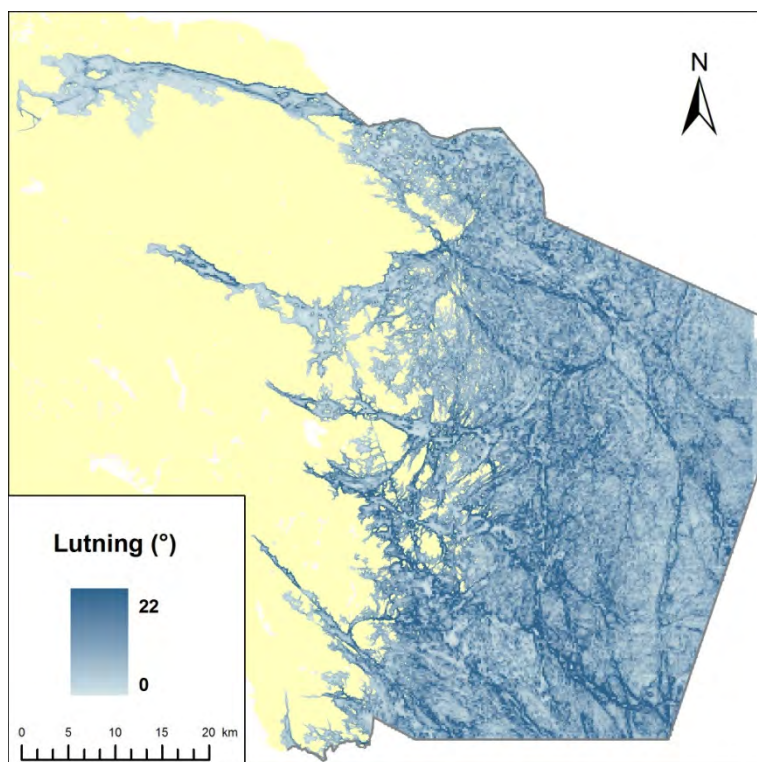
Vid interpoleringen kan bl.a. graden av lokal variation justeras. Detta görs genom att avståndet för punkter som får inverka vid beräkning av djupet bestäms manuellt, med stöd av beräknad statistik. Om djupmätningar inom stora avstånd får inverka blir resultatet en relativt jämn yta, medan om främst närliggande mätningar får inverka blir resultatet en yta med stor lokal variation. 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 Östergötland, är det svårt att justera inställningarna optimalt för hela det interpolerade området. Det resulterande djuprastret för Östergötlands marina område visas i Figur 7.



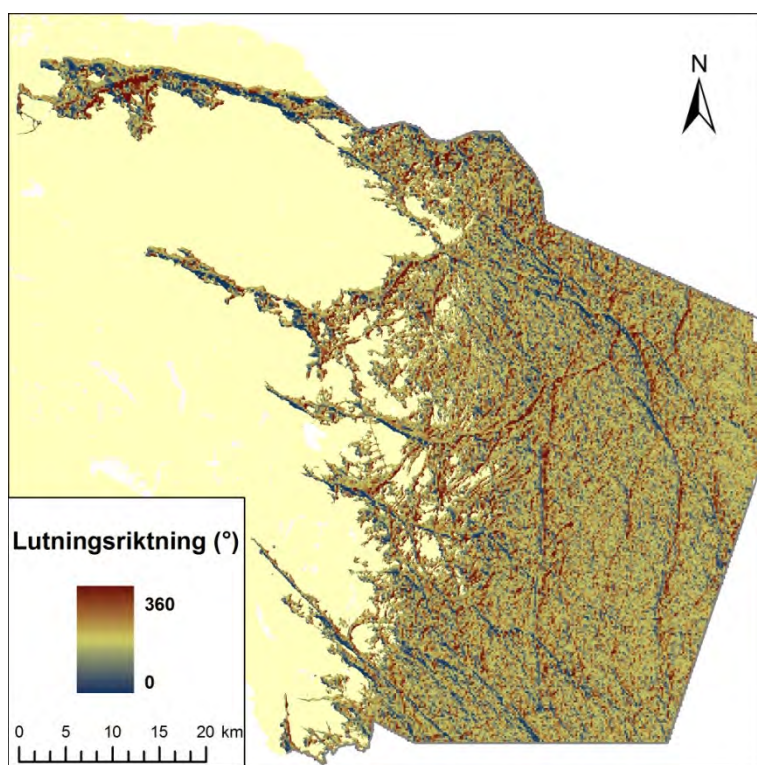
Figur 7. Djup i Östergötlands marina område, upplösning 200 m. Kartan är interpolerad med hjälp av kriging baserat på digitaliserade djupdata. I sekretessbelagd Bilaga 3 visas kartan i 25 m upplösning.

Djupderivat

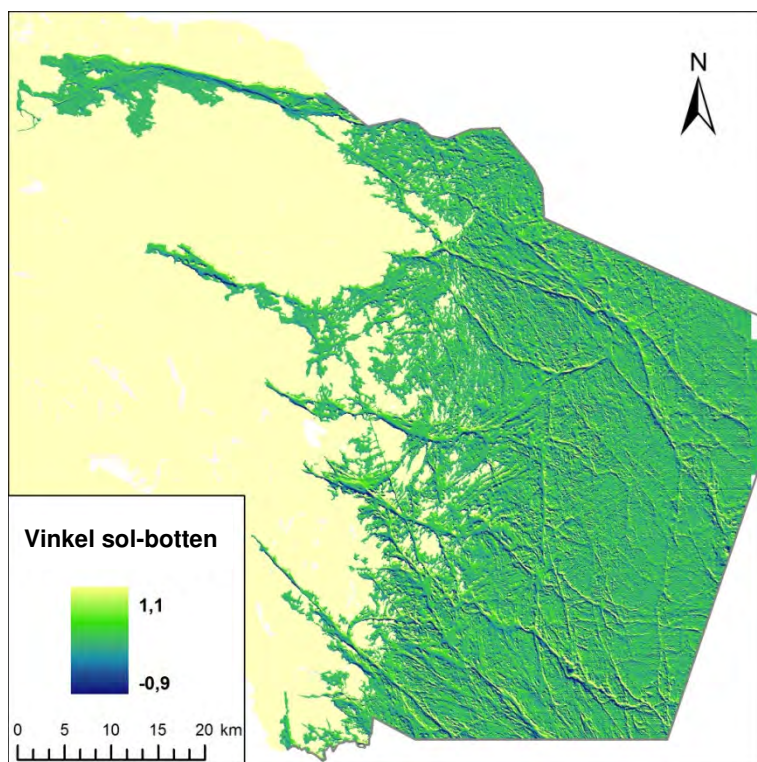
Baserat på det interpolerade djuprastret beräknades raster för botten lutning, lutningsriktning, solvinkel och kurvatur. Ett detaljerat och bra djuprast är en förutsättning för att dessa derivat ska bli användbara, eftersom de är väldigt känsliga för både upplösning och felaktigheter i djupkartan. Lutning 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. Lutningsriktning bygger på lutning och visar åt vilket väderstreck det lutar. Lutningsriktning anges i grader där 0/360 grader betecknar lutning mot norr och 180 mot söder. 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, och ger en bild av relativa höjder och sänkor. Negativa värden visar på sänkor och positiva på höjder. Kartor över botten lutning, lutningsriktning, solvinkel och kurvatur i Östergötlands marina område visas i Figur 8 – 11.



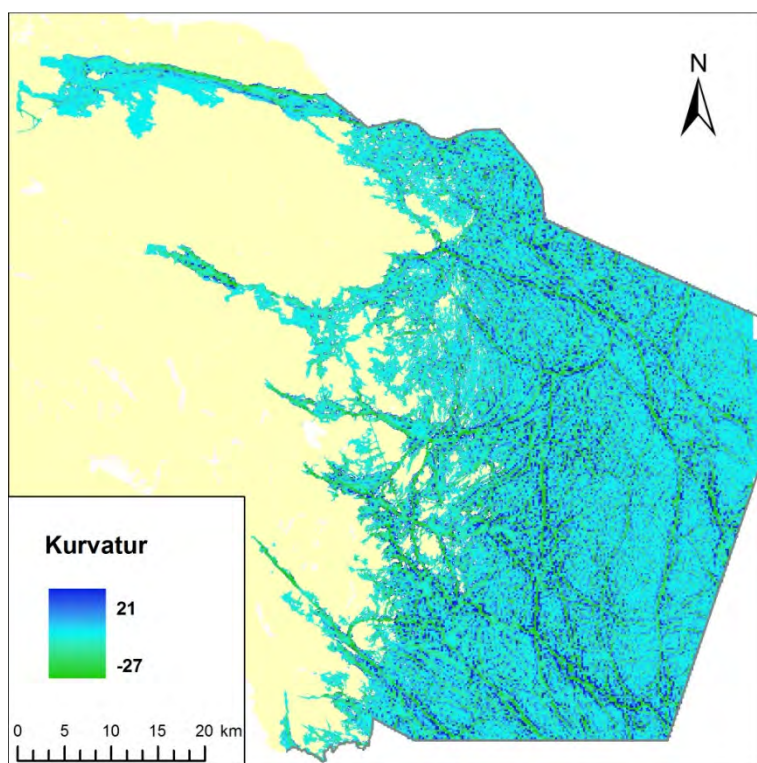
Figur 8. Bottens lutning i Östergötlands marina område, upplösning 200 m. I sekretessbelagd Bilaga 3 visas kartan i 25 m upplösning.



Figur 9. Bottens lutningsriktning i Östergötlands marina område, upplösning 200 m. I sekretessbelagd Bilaga 3 visas kartan i 25 m upplösning.



Figur 10. Medelvinkel mellan sol och botten i Östergötlands marina område, upplösning 25 m.



Figur 11. Bottens kurvatur i Östergötlands marina område, upplösning 200 m. I sekretessbelagd Bilaga 3 visas kartan i 25 m upplösning.

Bottennära salthalt och strömhastighet

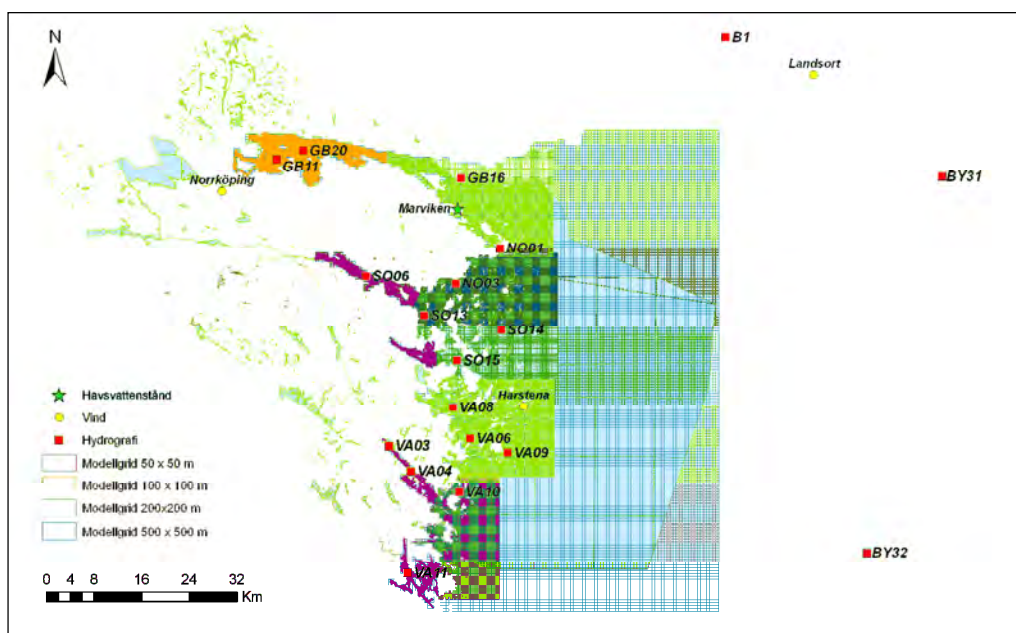
Bakgrund

Bottennära salthalt och strömhastighet påverkar vilka arter som kan leva på en viss lokal samt hur bottenens ysubstrat är. I Östersjön sätter salthalten de yttersta gränserna för var marina arter och sötvattensarter kan leva och strömhastigheten påverkar botten substratet genom att transportera och avsätta mobilt sediment. För att generera lämpliga underlag till de rumsliga modelleringarna av arter och ysubstrat modellerades en typ av minimiscenario för bottennära salthalt och en typ av maximiscenario för bottennära strömhastighet eftersom dessa bedömdes ha störst inflytande på arternas respektive substratets rumsliga fördelning.

Modelluppsättning

Till skillnad från modelleringarna av substrat, arter och artgrupper som är rumsliga i två dimensioner modellerades bottennära salthalt och strömhastighet i tre rumsliga dimensioner samt tid. Modellsimuleringarna utfördes under påverkan av vind- och vattenståndsförändringar samt färskvattentillförsel från de större vattendragen. De utfördes i den hydrodynamiska modellen GEMSS (Generalized Environmental Modeling System for Surface waters; Edinger och Buchak 1980).

För att klara de processtunga beräkningarna i finast möjliga upplösning användes sammanlagt tio beräkningsnät (s.k. modellgriddar) med den horisontella upplösningen 50, 100, 200 och 500 m (Figur 12). Modellgriddarna konstruerades med hjälp av det inom projektet framtagna djuprastret för Östergötlands marina område. Den vertikala upplösningen varierade för de olika gridderna och var 1 m för de finmaskiga griddarna (upplösning 50–100 m). För de grövre gridderna (upplösning 200–500 m) var den vertikala upplösningen 1 m ned till 30 m djup, 2 m mellan 30 och 60 m djup respektive 5 m på djup större än 60 m. I ett första steg beräknades variablerna för det grövsta länstäckande modellgriddet (upplösning 500 m). Resultaten för detta fungerade sedan som ingångsvärden till de finmaskigare modellgridderna i skärgården (upplösning 200 m) och närmast land (upplösning 50–100 m).



Figur 12. Länskarta med modellgriddar för simuleringar av salthalt och strömhastigheter. Griddarna är färgade efter sina olika upplösningar; 500 m för det länstäckande nätet (blått), 200 m för näten i skärgårdsområdet (grönt), 100 m för Bråviken (orange), resp. 50 m för näten i Slätbaken, Korsfjärden/Gropviken, Valdemarsviken samt Gryt- och Kaggebofjärden (lila). För maxströmsscenario delades Bråviken upp i ytterligare fyra modellgriddar för att öka upplösningen till 50 m, dessa visas dock ej här. På bilden visas även positionerna av de olika observations- och mätpunkterna som användes i modelleringen.

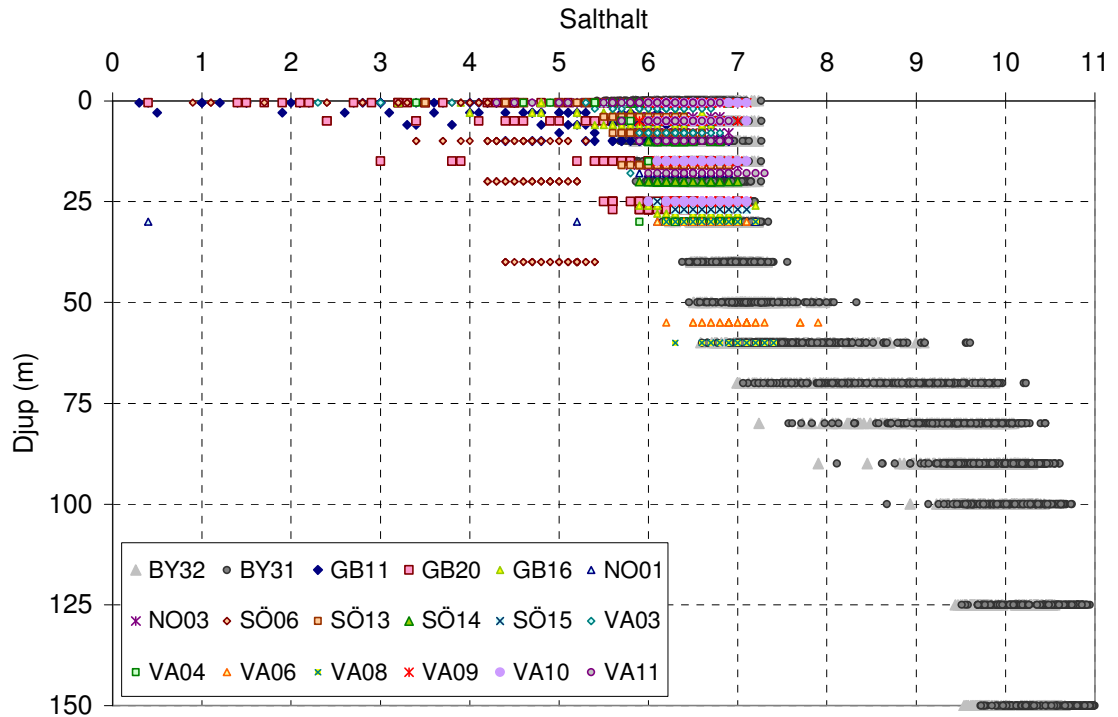
Datakällor

För modelleringen användes data från en rad olika källor. Vinddata från de meteorologiska stationerna Landsort, Harstena, och Norrköping samt havsvattenståndsdata från kuststationerna Marviken och Oskarshamn tillhandahölls av SMHI (Figur 12). Som ingångsvärden för temperatur och salthalt användes hydrografiska data från Sveriges Oceanografiska Data Center (SwedODC) insamlade inom det regionala mätprogrammet för Motala Ströms Vattenvårdsförbund (MSV), de nationella mätprogrammen samt SMHIs utsjöprogram. Data för vattenföring i Motala Ström, Storån och Vindån hämtades även de från MSV.

Minimiscenario för salthalt

Eftersom utbredningen av bottenlevande växter och djur i brackvatten i stor skala styrs av salthalten är denna variabel viktig vid den rumsliga modelleringen av arternas förekomst. Den minimala salthalten valdes att modelleras framför den maximala p.g.a. att minimivärdena uppvisade större variation i djupprofilen, vilket gör det enklare att fånga upp eventuella samband som förekommer. Förutom att minimisalthalten styr utbreddningsgränsen för marina arter är den även kopplad till grumlighet från sötvattensutflöden, vilket gör att den bör vara relevant för all typ av växtlighet. Istället för att använda det absoluta minimivärdet för salthalten på varje djup valdes den 10:e percentilen av alla observerade salthaltsvärden från aktuellt djup och mätstation (Figur 13). På så sätt undveks tillfälliga extremvärden och ett mer robust och representativt scenario skapades för de lägsta salthalterna i varje område. Varje

modellsimulering initierades med ingångsvärden för salthalt och temperatur för alla representerade djup. Temperaturen hölls konstant och lika med 5 °C genom alla simuleringar. Salthaltsdata analyserades främst för åren 2000-2005, vilket var tidsspannet för tillgängliga data inom MSV. För utsjöstationerna fanns det dock observationer fram till 2008 att tillgå och därmed inkluderades i analyserna.



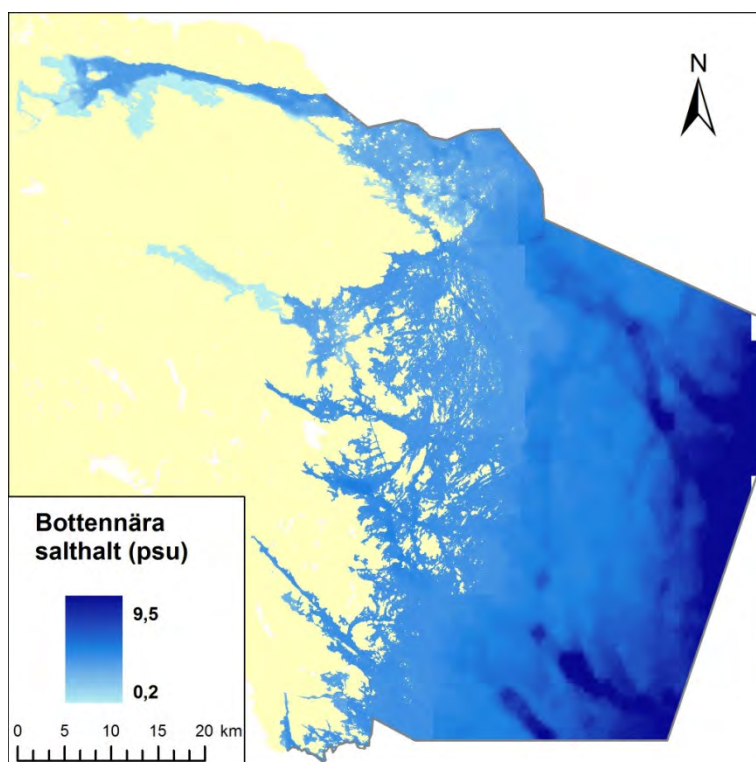
Figur 13. Den vertikala fördelningen av salthalt (‰) för samtliga observationer som ingår i analyserna (mätstationernas geografiska läge visas i Figur 12). Som ingångsvärden i modelleringen användes den 10:e percentilen vid respektive mätstation i syfte att beskriva återkommande minimiscenario för salthalt.

Maximiscenario för strömhastighet

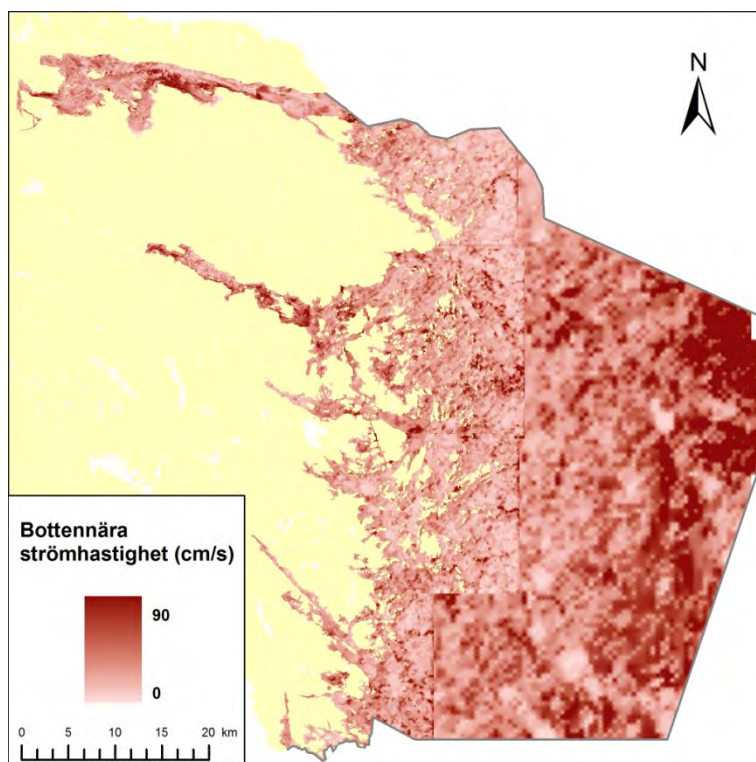
Störst inverkan på mobiliteten av botten ysubstrat har troligen strömmar som orsakas av stormar. Inför framställningen av underlaget till den rumsliga substratmodelleringen analyserades därför vinddata från Landsort, Harstena och Norrköping för att identifiera särskilt stormiga vindförhållanden under åren 2000-2008. Förutom maximala vindhastigheter söktes även stormar för vilka utvecklingen var densamma både över land och till havs och för vilka vindriktningen ändrades genom så många vädersträck som möjligt under stormpassagen. På så sätt togs ett scenario fram som var likartat för hela länet och för vilket inverkan på botten substraten fångades upp från en rad olika vindriktningar. Simuleringarna av maximala bottenströmhastigheter gjordes efter dessa urval för perioden 19-25 november 2004. Under perioden 22-24 november uppgick den maximala vindhastigheten till 22 m/s vid Landsort och till 18 m/s vid Harstena. I modellberäkningarna utnyttjades ett vägt medelvärde av alla tre stationer baserat på avstånd till det aktuella simuleringsområdet.

Resultat

Modellen sattes upp för att simulera den bottennära strömhastighetens utveckling för den utvalda stormperioden under hydrografiska förhållanden som beskrev återkommande minimiförhållanden för salthalt. Båda scenarierna kördes därmed under en och samma simulering. Utläsningen av modellresultaten gjordes dock över olika tidsspann för respektive scenario. Salthaltsvärdena från bottenlagret i varje gridcell lästes ut som medelvärden under simuleringens första och relativ lugna del (12-36 timmar efter start) för att undvika en alltför kraftig omblandning av vattenmassorna (och därmed behålla en normal skiktning). De bottennära strömhastigheterna lästes istället ut som maxvärdet under den stormigaste perioden (22-24 november). Modellresultaten sammanställdes vidare i GIS till punktfiler i ordinarie gridupplösning (50 – 500 m) och sammanfogades till länstäckande raster i 25 m upplösning genom interpolation. Den interpolationsmetod som användes var IDW (Inversed Distance Weighted) med vilken värden beräknades från de närmsta fyra datapunkterna. Slutresultaten visas i Figur 14 och 15.



Figur 14. Resultande raster för bottennära minimisalthalt (10:e percentilen) i 25 meters upplösning. Beräkningarna har gjorts i modellgriddar med upplösning 50 – 500 m och resultaten har sammanfogats till ett heltäckande länsskikt genom interpolation.

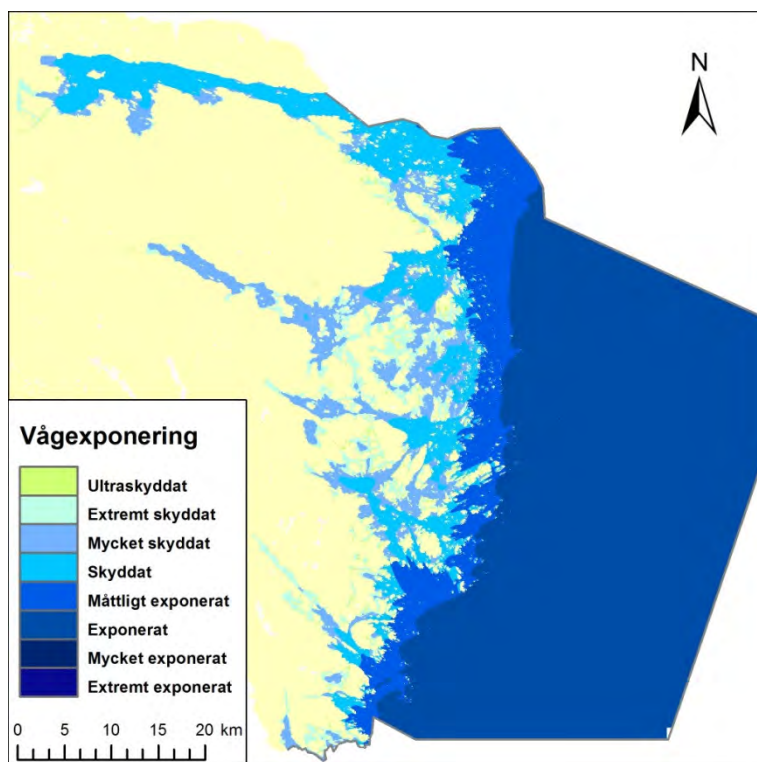


Figur 15. Resultande raster för maximiströmhastighet (90:e percentilen) i 25 meters upplösning. Beräkningarna har gjorts i modellgriddar med upplösning 50 – 500 m och resultaten har sammanfogats till ett heltäckande länsskikt genom interpolation.

Vågexponering

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 hårdbottenmiljöer 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. Ett exempel på det senare är blåstång som blir högväxt och har många blåsor i skyddade miljöer, medan den blir kortväxt och kan helt sakna blåsor i vågexponerade miljöer.



Figur 16. Vågexponering i Östergötland beräknad med SWM-metoden (Simplified Wave Model). Vågexponeringsklasserna följer det europeiska systemet EUNIS.

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 exponeringsklasser i enlighet med det europeiska systemet EUNIS. Vågexponeringen för Östergötlands marina område visas i Figur 16.

Modellering av substratskikt med flera klasser

Bakgrund

Bottens ytsubstrat är viktig information vid t.ex. biologisk inventering, modellering av arter och habitat samt samhällsplanering. Med ytsubstrat menas de material som ligger på den absoluta bottenytan. Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) har under åren

2001 och 2005 genomfört maringeologisk kartering i områden inom Östergötlands län. 2001 utfördes maringeologisk kartering i skala 1:100 000 över Bråviken och 2005 utfördes kartering i skala 1:500 000 över ett större område som inkluderar resterande delar av Östergötlands län. De maringeologiska kartorna ger värdefull information av bottenbeskaffenheten men kan i vissa fall vara svåra att tolka till ytsubstrat p.g.a. att detta även är påverkat av strömmar och vågor. Inverkan av strömmar och vågor är i sin tur i starkt förknippad med vattendjupet. De maringeologiska kartorna kan tillsammans med information som t.ex. vattendjup, vågexponering och bottenströmmar användas för att modellera bottenens ytsubstrat. Den modelleringsmetod som används här kallas CART (se ”Modelleringsprocessen”).

Dataunderlag

Följande miljövariabler var tillgängliga för modelleringen:

- Maringeologi i skala 1:100 000 (lokal modell). Kartan är framtagen bl.a. genom tolkning av heltäckande side-scan sonar och sedimentekolod.
- Maringeologi i skala 1:500 000 (regional modell). Kartan är framtagen från mätlinjer med side-scan, med upp till 13 km mellanrum mellan mätlinjerna. I mellanrummen mellan mätlinjerna interpoleras botten typer med sjöfartsverkets öppna sjökort som stöd.
- Bottenströmmar i upplösning 25 m framtagen av AquaBiota inom projektet (se ”Bottennära salthalt och strömhastighet”)
- Djupraster i upplösning 25 m framtagen av AquaBiota inom projektet (se ”Djup och djupderivat”).
- Bottens lutning i upplösning 25 m framtagen av AquaBiota inom projektet (se ”Djup och djupderivat”).
- Kurvatur i upplösning 25 m framtagen av AquaBiota inom projektet (se ”Djup och djupderivat”).

Som responsvariabel användes substratobservationer från dropvideo-inventeringen 2009 (se ”Biologiska variabler – Data från dropvideo-inventering”). Modellerna för inre Bråviken baserades på 267 observationer och externvaliderades med 57 observationer. Modellerna för Östergötland baserades på 1061 observationer externvaliderades med 217 observationer.

I 2009 års dropvideo-inventering fick maximalt tre av följande substratklasser anges för varje observationspunkt: häll, block, sten, grus, sand och mjukbotten. CART-modelleringen kräver dock att endast en botten typ anges per observationspunkt. SGU har i tidigare projekt kunnat konstatera nio signifikanta botten typer med hjälp av multivariat analys (Elhammer et al. 2010):

- K1 och K2 visar på förekomst av hårda, ej mobila substrat
- K3 och K4 innehåller i huvudsak sandiga och grusiga substrat
- K8 innehåller mjuka substrat
- K5 (finsand), K6 (fast lera), K7 (mjuk lera med järn-mangan noder) samt K9 (artificiella substrat) fanns inte representerade i dropvideo-observationerna

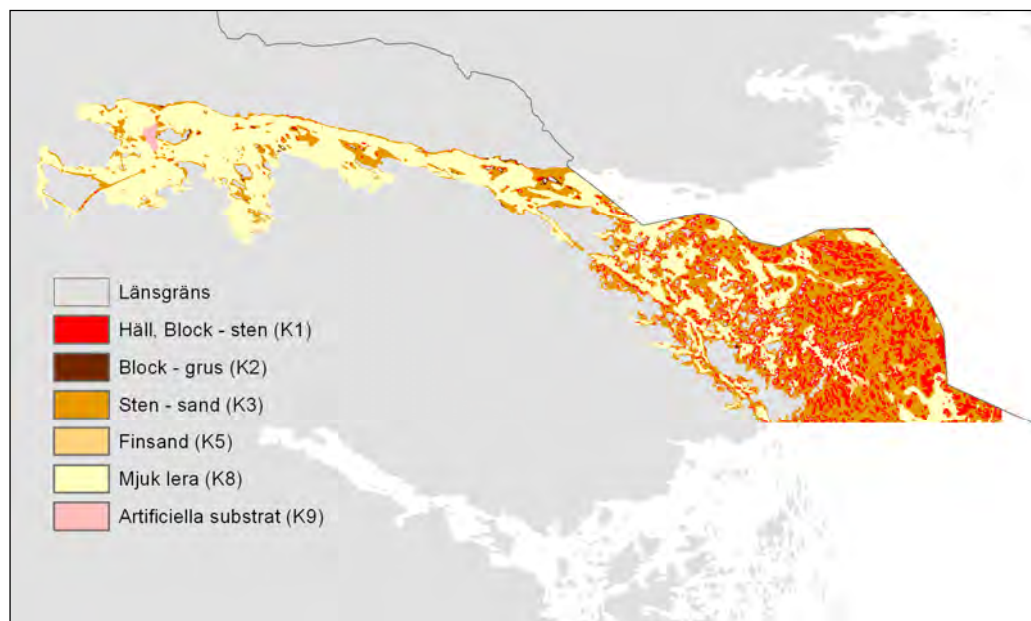
Denna indelning visade sig dock vara alltför fin för den regionala maringeologiska kartan i skala 1:500 000. På denna skala tillämpades därför en grövre klassindelning enligt följande:

- H (hard substrata, hårt substrat) = K1, K2
- M (mixed substrata, intermediärt substrat) = K3, K4
- S (soft substrata, mjukt/fint substrat) = K8

Utöver dropvideo-data insamlade 2009 fanns även 1055 dropvideo-observationer från 2008 samt 77 observationer från SGU:s provdatabas. Preliminära resultat som inkluderade 2008 års data var dock av låg kvalitet, vilket antas bero på att de främst var insamlade på djup mindre än 10 m, samt att antalet substratklasser som fick anges inte var begränsat. Med en begränsning på tre substratklasser var beskrivningarna från 2009 tydligare och mer lättarbetade. Eftersom SGU:s provdatapunkter hade insamlats med andra metoder och beskrivits på annat sätt exkluderas även dessa från analyserna.

Resultat

Bråviken



Figur 17. Ytsubstratkarta över Bråviken framtagen med hjälp av direktöversättning av den lokala maringeologiska kartan i skala 1:100 000.

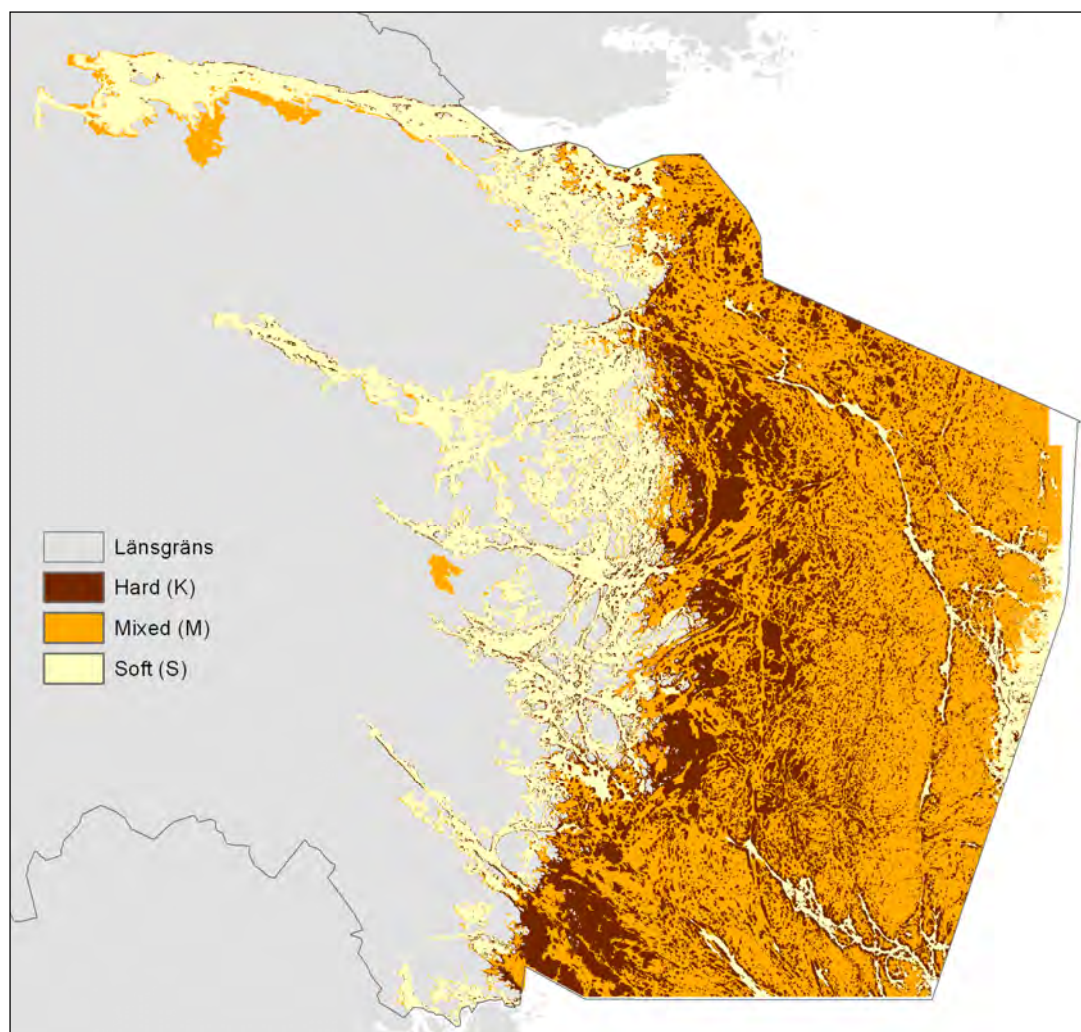
För Bråviken gjordes dels tre modelleringar av ytsubstrat med olika kombinationer av miljövariabler, dels en direktöversättning av den maringeologiska kartan i skala 1:100 000 till en ytsubstratkarta. Direktöversättning har den maringeologiska kartan i skala 1:100 000 till ytsubstrat har tidigare gjorts av Elhammer (2010) med goda resultat. Valideringen visade att direktöversättningen gav något högre andel korrekt klassade observationer än modelleringarna (Tabell 4), varför detta skikt rekommenderades för modellering av biota (Figur 17).

Tabell 4. Resultat från framtagande av ytsubstratkartor framtagna med hjälp av CART-modellering i Bråviken: ingående miljövariabler, resulterande substratklasser och andel rätt klassade substrat i 57 valideringspunkter.

Modell	Miljövariabler	Resulterande klasser (rätt/tot klassade obs)	Validering (% tot rätt klassade)
CART 1	Bottenström, vågexponering vid botten, kurvatur, maringeologi 1:100 000	K1 (0/2), K2 (0/0), K3 (2/4), K4 (2/4), K8 (39/47)	77,2
CART 2	Bottenström, vågexponering vid botten, lutning, kurvatur	K1 (0/0), K3 (2/2), K4 (4/9), K8 (37/46)	75,4
CART 3	Bottenström, lutning, vågexponering vid botten, kurvatur, maringeologi 1:100 000	K1 (0/0), K2 (0/0), K3 (3/6), K4 (3/5), K8 (37/46)	75,4
Direktöversatt lokal maringeologi*	Maringeologi 1:100 000	K1 (1/3), K2 (1/1), K3 (9/15), K5 (0/0), K8 (35/38), K9 (0/0)	80,7

* Denna modell valdes som underlag för modellering av biota.

Östergötland



Figur 18. Ytsubstratkarta över Östergötlands marina område framtagen med hjälp av CART-modellering. Valideringsvärde 63,6 % baserat på 217 valideringspunkter.

För Östergötlands marina område i sin helhet gjordes dels två modelleringar av ytsubstrat, dels en direktöversättning av den maringeologiska kartan i skala 1:500 000. Modellerna fick högre valideringsvärde än direktöversättningen av den maringeologiska kartan (Tabell 5). Som underlag för modellering av biota rekommenderades modellen CART 5 (Figur 18), trots att den inte hade det högsta valideringsvärdet. I modellen CART 4 inverkade den maringeologiska kartan i skala 1:500 000 på ett sätt som inte motsvarar de förhållanden som råder i verkligheten. Av detta kan slutsatsen dras att den maringeologiska kartan i skala 1:500 000 inte är lämplig att använda i denna typ av modelleringar.

Eftersom modelleringarna och tolkningarna av ytsubstrat resulterade i rekommenderat skikt för modellering av biota i Bråviken (Figur 17) och i ett annat för modellering av biota i övriga Östergötlands marina område (Figur 18) sammanfogades dessa till ett gemensamt skikt. Vid sammanfogningen fick data från Bråviken tolkningsföreträde framför data från övriga Östergötlands marina område.

Tabell 5. Resultat från framtagande av ytsubstratkartor framtagna med hjälp av CART-modellering i Östergötlands marina område: ingående miljövariabler, resulterande substratklasser och andel rätt klassade substrat i 217 valideringspunkter. Miljövariablerna anges i fallande ordning efter deras inverkan på modellen.

Modell	Miljövariabler	Resulterande klasser (rätt/tot klassade obs)	Validering (% rätt klassade)
CART 4	Vågexponering vid botten, lutning, maringeologi 1:500 000, kurvatur, bottenström	H (28/39), M (18/41), S (98/137)	66,4
CART 5*	Vågexponering vid botten, lutning, kurvatur	H (26/38), M (18/43), S (94/136)	63,6
Direktöversatt regional maringeologi	Maringeologi 1:500 000	H (29/50), M (27/90), S (67/77)	56,7

* Denna modell valdes som underlag för modellering av biota.

Modellering av enskilda substrat

Bakgrund

I de första försöken att modellera blåstång och kärlväxter med dataset 2 (se ”Biologiska variabler – Dataset för modellering av bentisk biota”) användes skiktet för flera substratklasser framtaget med hjälp av CART-modellering. Detta fick dock ingen betydelse in någon av modellerna. Skiktet bedömdes vara korrekt i stora drag, men en noggrann granskning visade att det eventuellt inte var tillräckligt detaljerat i de för växterna viktiga grundområdena. Med avsikt att förbättra resultaten togs alternativa skikt för en substratklass i taget fram med hjälp av GAM-modellering. Vid modellering av en substratklass i taget kan det vara lättare att ta fram prediktioner med högre kvalitet än vid modellering av flera klasser i samma skikt.

Dataunderlag

Prediktioner för enskilda substrat togs fram med hjälp av GAM-modellering i verktyget GRASP på samma sätt som prediktionerna för arter och artgrupper. Liksom i CART-modelleringen av substrat användes dropvideo-observationer från inventeringen 2009 (se ”Biologiska variabler – Data från dropvideo-inventering”). Totalt användes 1830 observationer för att bygga modellerna och 300 för att externvalidera prediktionerna. Liksom i CART-modelleringen för Östergötland klassades observationerna om så för varje observation beskrevs med en av tre möjliga substrattyper (Tabell 6). Som potentiella miljövariabler i modellerna användes djup, lutning, lutningsriktning, kurvatur, bottennära strömhastighet (max), vågexponering vid ytan samt CART-modellerat substrat med flera klasser.

Tabell 6. Gruppering och klassificering av observerade substrat i dropvideo-inventeringen 2009 för modellering av enskilda substrat.

Inventerat substrat	Klassat substrat
Häll + block	Hårt
Sten + grus	Intermediärt
Sand + mjuk	Fint

För varje substratklass togs dels en kvantitativ modell och en sannolikhetsmodell fram. I de kvantitativa modellerna användes täckningsgraderna av de olika substrattyperna som responsdata. I sannolikhetsmodellerna klassades en täckningsgrad av 20 % eller mer som förekomst och mindre än 20 % som frånvaro av en substratklass. Avsikten med detta var att fånga upp de mest typiska områdena i modelleringarna.

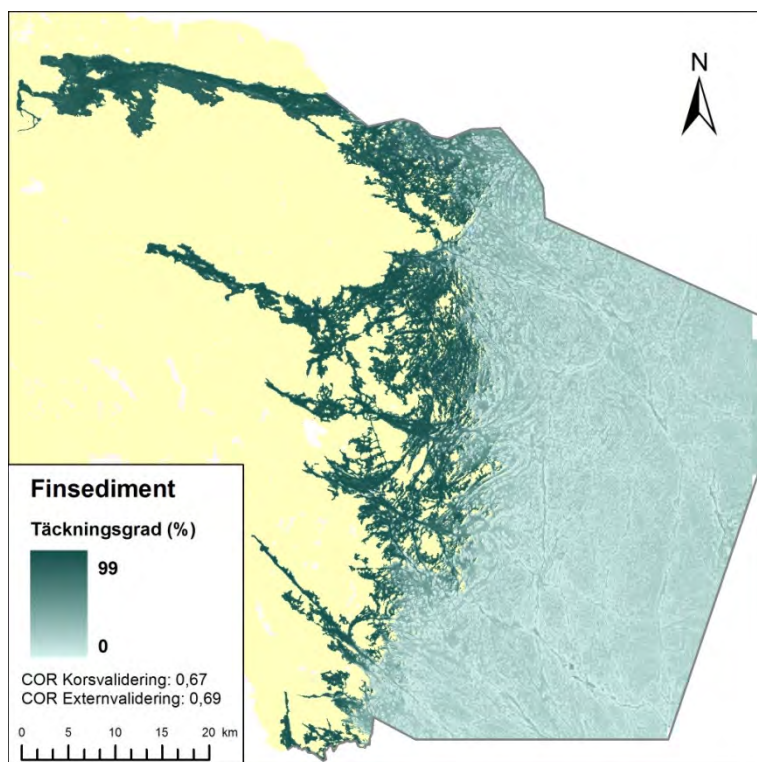
Resultat och slutsats

Vid externvalidering av prediktionerna för de tre substratklasserna erhöles intermediär kvalitet eller högre endast för fint substrat. Resultaten för detta visas i Tabell 7 och den kvantitativa prediktionen visas Figur 19. Enligt prediktionerna är fint substrat vanligare i djupa och skyddade miljöer, vilket främst beror den låga vågexponeringen i dessa områden.

Tabell 7. Resultat från GAM-modellering av fint substrat.

Typ av modellering	Prediktionens kvalitet	Miljövariabler ¹
Kvantitativ	extCOR=0,69	Vågexponering vid ytan, lutning, kurvatur, djup
Förekomst/ icke förekomst	God (extAUC=0,89)	Vågexponering vid ytan, lutning, kurvatur, djup

¹ I ordning efter inverkan i modellen.



Figur 19. Kvantitativ förekomst av fint substrat i Östergötlands marina område framtaget med hjälp av GAM-modellering.

Vid modelleringen av blåstång och kärlväxter testades de två skikten för fint substrat. För blåstång och fyra av kärlväxterna hade det kvantitativa skiktet störst betydelse och för en av kärlväxterna hade sannolikhetsskiktet störst betydelse. För tre av kärlväxterna hade båda skikten för liten inverkan för att tas med i modellen (se ”Resultat – Modelleringsresultat för blåmussla och alger” och ”Modelleringsresultat för kärlväxter”). Tiden för projektet tillät inte att modellera om blåmussla och de 16 övriga arterna eller artgrupperna av alger med de nya substratskikten. Dessa 17 modeller var dock av intermediär kvalitet eller högre och substratskiktet med flera klasser ingick i fem av dessa. Sammanfattningsvis hade skiktet för endast fint substrat större inverkan vid modellering av blåstång och kärlväxter än substratskiktet med flera klasser.

Resultat

I det här avsnittet beskrivs resultaten från de rumsliga modelleringarna av blåmussla, bottenlevande alger, kärlväxter samt preliminära marina naturvärdesområden i Östergötlands 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 för i den finaste upplösning som de har tagits fram i visas i sekretessbelagd Bilaga 3.

Tolkning av sannolikhetskarter 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. I detta projekt projektet har data från olika inventeringsmetodik använts med inventeringsytor på ca 10-25 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. T.ex. innebär 50 % sannolikhet för förekomst (mer än 0 % täckningsgrad) att av ett mycket stort antal inventeringsytor innehåller hälften enstaka exemplar av en viss art. På motsvarande sätt innebär 25 % sannolikhet för 50 % täckningsgrad att av ett mycket stort antal inventeringsytor är i genomsnitt hälften av ytan i en fjärdedel av rutorna täckta av arten. 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.

Allmänt om modelleringsresultaten

Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten är av minst intermediär kvalitet (AUC>0.7; se ”Material och metoder – Modelleringsprocessen”). Sammanlagt presenteras sannolikhetskarter för blåmussla, 17 arter eller artgrupper av alger (Tabell 8) samt åtta arter eller artgrupper av kärlväxter (Tabell 9). I samtliga fall där oberoende data fanns tillgängliga externvaliderades prediktionerna med dessa. Detta har gjorts för blåmussla, fyra arter eller artgrupper av alger samt sju arter eller artgrupper av kärlväxter. För prediktioner som har kunnat externvalideras anges extAUC, för modeller som inte har kunnat externvalideras anges cvAUC. Oavsett om prediktionerna har kunnat externvalideras eller ej har stor vikt lagts på kvalitetsgranskning av dem. Bedömningen har gjorts av personer med god ekologisk kunskap och mycket god lokalkännedom.

För många av arterna och artgrupperna har modeller och prediktioner tagits fram för olika täckningsgrader. Vanligt modellerade täckningsgrader är >0 % (d.v.s.

förekomst/icke förekomst), >10 %, >25 % och >50 %. Vilka täckningsgrader som har modellerats för de olika arterna och artgrupperna har styrts av antalet observationer av de olika täckningsgraderna. För t.ex. blåmussla är en prediktion av förekomst/icke förekomst inte av intresse eftersom arten förekommer i stort sett i alla marina miljöer i Östergötland. Detta kan jämföras med t.ex. ålnate för vilket det inte är möjligt att modellera höga täckningsgrader eftersom arten endast förekommer sparsamt.

Prediktionerna av arter och artgrupper ligger till grund för förslag eller underlag till marina naturvärdesområden av fem olika naturtyper. Principen för hur dessa har tagits fram redovisas i ”Modellering – Marina naturvärdesområden” och deras användbarhet diskuteras i ”Diskussion – Modelleringsresultatens användbarhet för planering, skydd och förvaltning av havsmiljö”.

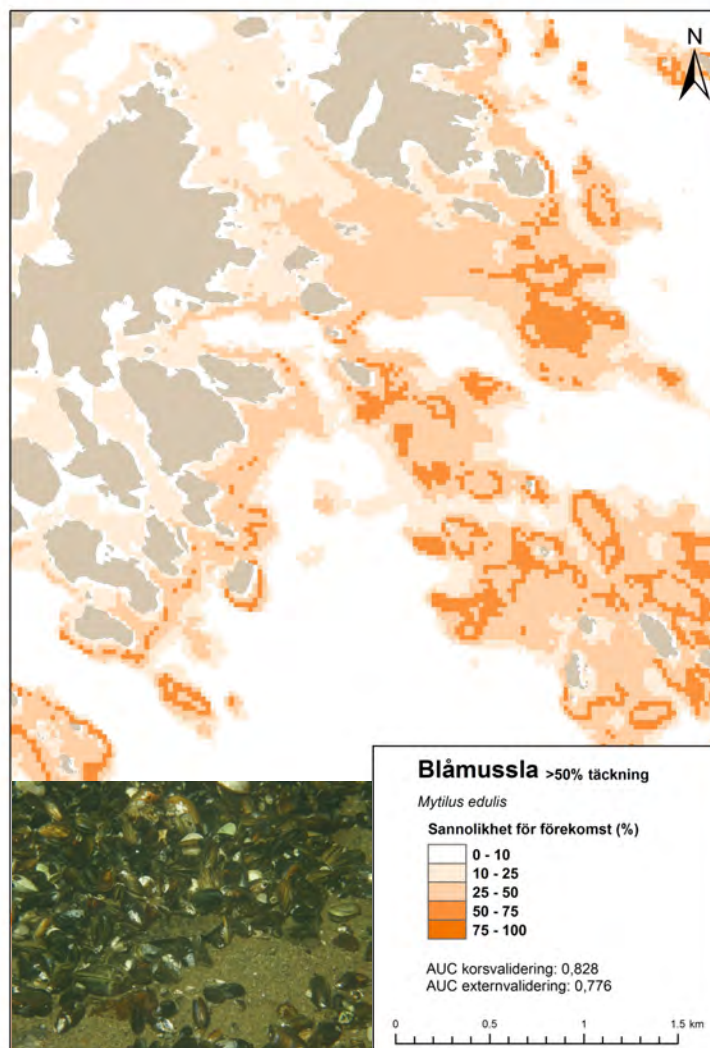
Dataunderlag

Som responsvariabel användes dataset 1 vid modellering av blåmussla och alger förutom blåstång. Vid modellering av blåstång och kärlväxter användes dataset 2 (se ”Biologiska variabler – Dataset för modellering av bentisk biota”).

Som potentiella miljövariabler användes djup, lutning, lutningsriktning, kurvatur, bottennära salthalt (min), bottennära strömhastighet (max) samt vågexponering vid ytan. Vid modellering med dataset 1 användes substratskiktet med flera klasser och vid modellering med dataset 2 användes antingen kvantitativt modellerat eller sannolikhetsmodellerat fint substrat (se ”Material och metoder – Miljövariabler”). Djupkompenserad vågexponering användes inte eftersom datapunkterna var ojämnt fördelade över variabelns räckvidd, vilket ger otillförlitliga modeller.

Modelleringsresultat för blåmussla och alger

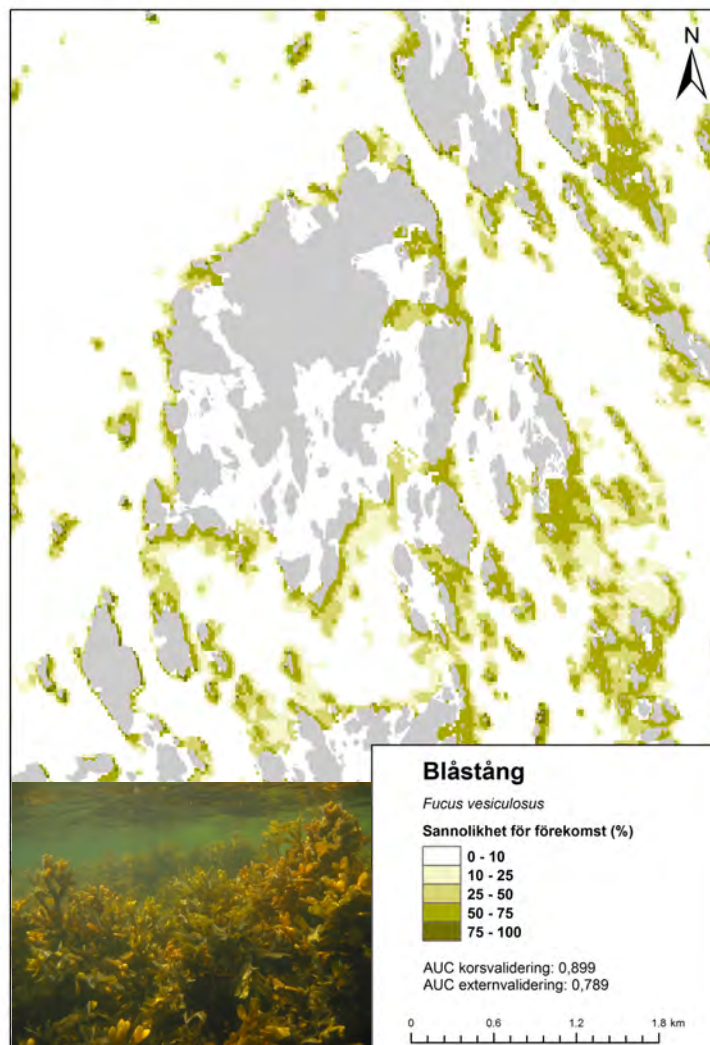
Blåmussla (*Mytilus edulis*) blir sällan mer än tre centimeter lång i Östersjön. Den fäster sig på hårt underlag som klippor, block och sten, men även på t.ex. döda skal på mjukbottnar. Arten förekommer talrikt upp till norra Kvarken. Enligt prediktionerna förekommer blåmussla främst i mer exponerade miljöer, t.ex. på små höjder och i sluttningar med god vattenomsättning. Förekomsten är som störst på djup kring 15-20 m. I området utanför Bokö naturreservat råder gynnsamma förhållanden för blåmussla och här är sannolikheten stor att hitta täta bestånd (Figur 20). Prediktioner gjordes för ≥ 25 % respektive ≥ 50 % täckningsgrad. För blåmussla utarbetades även en preliminär karta över naturvärdesområden.



Figur 20. Modellerad sannolikhet för 50 % täckningsgrad av blåmussla (*Mytilus edulis*) i området utanför Bokö naturreservat i Östergötland. Foto: Mattias Andersson.

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. I Östergötland påträffades blåstång ner till cirka åtta meters djup, men den var vanligare på grundare vatten. Avsaknaden av högupplöst substratinformation gjorde att förekomst av arten predikterades i lågexponerade vikar och flader, d.v.s. områden som normalt domineras av mjukbotten. Genom att sätta förekomsten till noll under en viss vågexponeringsgrad kringgicks detta problem i prediktionerna. Prediktionerna visar att arten främst trivs i grunda miljöer i ytter- och mellanskärgården och saknas helt i utsötade miljöer. Figur 21 visar prediktionen för förekomst av blåstång i området

kring Aspöja. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 25\%$ täckningsgrad. För blåstång utarbetades även en preliminär karta över naturvärdesområden.



Figur 21. Modellerad sannolikhet för förekomst av blåstång (*Fucus vesiculosus*) i området kring Aspöja i Östergötland. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

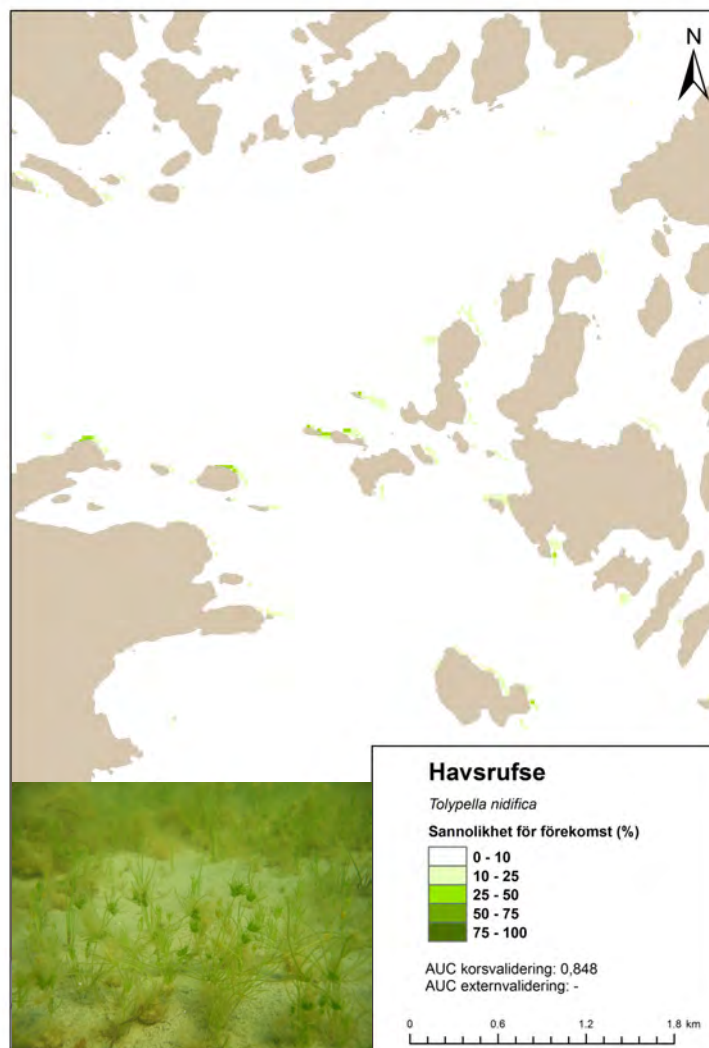
Grovsälke (*Ceramium virgatum*) och ullsälke (*C. tenuicorne*) är små trådlika rödalger som är svåra att skilja i fält och därför modellerats tillsammans. De kan vara bältesbildande i strandzonen på sten, musselskal och annan vegetation. Grovsälke förekommer från Falsterbo upp till norra Östersjön medan fynd av ullsälke har gjorts upp till norra Bottenviken. I Östergötland påträffades de ned till 19 m djup. Prediktionerna visar att dessa arter trivs i grunda, exponerade miljöer med hög salthalt. Arterna förekommer en bit in i mellanskärgården med de högre täckningsgraderna finns endast i de yttre skärgårdarna. Prediktioner gjordes för förekomst, $\geq 25\%$ täckningsgrad samt $\geq 50\%$ täckningsgrad.

Grönslickar (*Cladophora* spp.) är trådlika grönalger som förekommer allmänt på grunda hårbottenar i hela Östersjön. I dessa miljöer skapar grönslickarna viktiga habitat för små djur som snäckor och kräftdjur som söker skydd och föda. Vissa arter av

grönslickar kan dock förekomma djupare. I Östergötland påträffades exemplar ned till 15 m djup. Prediktionerna visar att arterna trivs i grunda exponerade miljöer. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 25\%$ täckningsgrad.

Gyllenskägg (*Dictyosiphon chordarius*) och smalskägg (*D. foeniculaceus*) är trådlika, slemmiga brunalgler 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. I Östergötland förekom arterna ned till sju meters djup. Prediktionen visar att arterna främst förekommer i grunda skyddade miljöer med högre salthalt. Endast förekomst predikterades.

Havsrufo (*Tolypella nidifica*) är en kransalg som normalt växer något mer exponerat än sträfsen. Den växer på sand- och mjukbottnar från Skåne till norra Bottenviken. Arten förekom mycket sparsamt i modelleringsdatasetet, vilket också återspeglas i prediktionen. Endast förekomst predikterades (Figur 22).



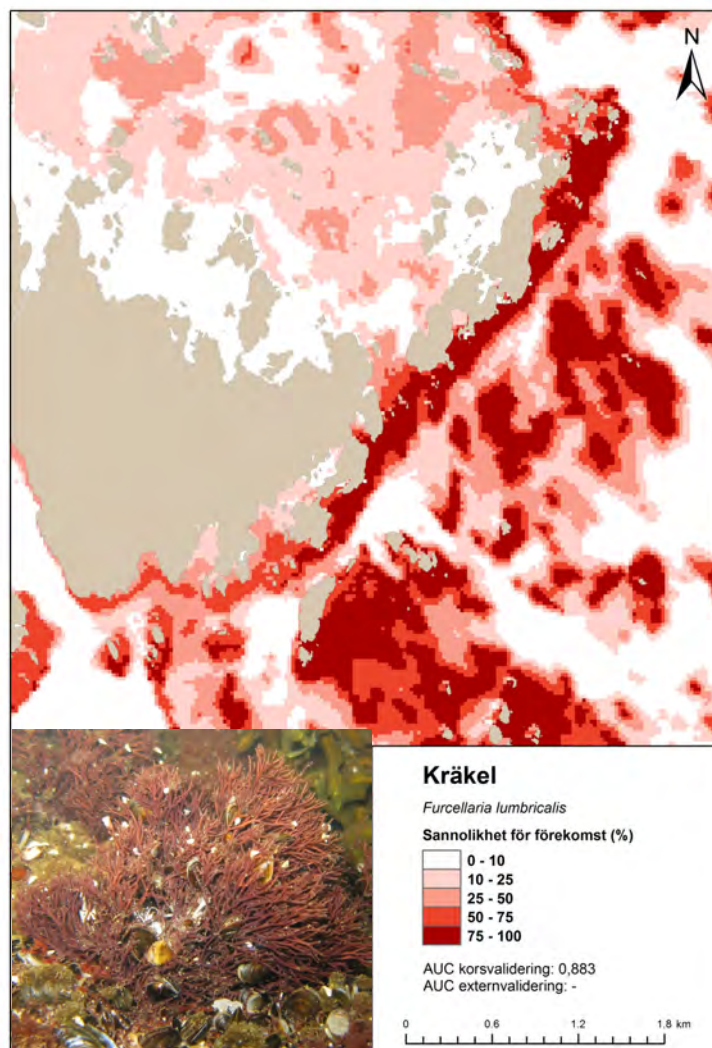
Figur 22. Modellerad sannolikhet för förekomst av havsrufo (*Tolypella nidifica*) i Ångelholms naturreservat i Östergötland. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

Ishavstofs (*Sphacelaria arctica*) är en trådlik brunalg som växer på djupa hårdbottnar från Öresund till södra Bottenviken. Den kan bli helt dominerande på större djup där övrig algvegetation har upphört. I Östergötland var den djupaste observationen på 21 m djup. Prediktionen visar att den förekommer i princip i alla miljöer på djup mellan fem och 20 m, men dess huvudutbredning är kring 15 m. Endast förekomst predikterades.

Arterna kilrödblåd (*Coccytylus truncatus*), blåtonat rödblåd (*Phyllophora pseudoceranoides*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och klyving (*Polyides rotundus*) är alla icke fintrådiga rödalger med liknande utbredningsmönster och ekologisk funktion. Genom att gruppera dessa arter utan att inkludera fintrådiga rödalger kunde prediktionen externvalideras. Relativt få observationer gjordes av klyving, vilket innebär att gruppen främst består av rödblåd och kräkel. Med en observation på 22 m djup var kilrödblåd var den art som påträffades djupast i hela datasetet för Östergötland. Prediktioner gjordes för förekomst samt ≥ 25 % täckningsgrad. För artgruppen utarbetades även en preliminär karta över naturvärdesområden.

Klyving (*Polyides rotundus*) är en upp till 10 cm hög, buskig, gaffelgrenad rödalga som är sällsynt förekommande längs Sveriges Östersjökust. Arten kan förväxlas med kräkel. I Östergötland gjordes fynd av klyving ned till tolv meters djup och enligt prediktionen är arten koncentrerad till djupintervallet från fem till sju meter i de yttre skärgårdsmiljöerna. Endast förekomst predikterades.

Kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) liknar klyvingen men är mer allmänt förekommande från Falsterbo till södra Bottenviken. I Östergötland påträffades arten ned till 20 m djup. Enligt prediktionen förekom arterna i hela länet förutom i de mest utsötade miljöerna. Högre sannolikhet för förekomst predikterades dock enbart i ytterskärgården och huvudsakligen kring cirka fem meters djup. Prediktionen i Figur 23 visar typiska kräkelhabitat med hög salthalt och vågexponering i området utanför Arkö. Endast förekomst predikterades.



Figur 23. Modellerad sannolikhet för förekomst av kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) i området utanför Arkö i Östergötland. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

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 Östergötland hittades arten ned till 18 m djup. Prediktionen visar att arten har sin huvudsakliga utbredning i exponerade miljöer med hög salthalt på djup mellan fem och tio meter. Den predikterades nästan uteslutande i de yttre skärgårdarna. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 25\%$ täckningsgrad.

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 Östergötland påträffades sträfsen ned till sex meters djup och prediktionen visar att de främst återfinns i relativt skyddade miljöer i mellanskärgården. Endast förekomst predikterades.

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 Östergötland påträffades arten ned till 12 m djup. Enligt prediktionerna trivs arten bäst i relativt grunda och skyddade miljöer i mellanskärgården. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 10 \%$ täckningsgrad.

Gruppen tarmalger (*Uva* spp.) inkluderar förmodligen här nästan enbart *U. intestinalis*. Tarmalger förekommer främst i litoralen utefter större delen av svenska Östersjökusten. I Östergötland observerades tarmalger ned till elva meters djup. Enligt prediktionen föredrar gruppen grunda relativt skyddade miljöer. Endast förekomst predikterades.

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. Arterna är tämligen allmänna längs hela Sveriges Östersjökust. I Östergötland påträffades de ned till 14 m djup. Prediktionen visar att arterna finns i grunda, inte alltför utsötade miljöer. Endast $\geq 25 \%$ täckningsgrad predikterades.

Tångludd (*Elachista fucicola*) är en brunalg som i princip bara växer på blåstång och prediktionen stämmer väl överens med prediktionen för blåstång. I Östergötland påträffades arten ned till sex meters djup. Endast förekomst predikterades.

Violettslick (*Polysiphonia fibrillosa*) och fjäderslick (*P. fucoides*) 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. I Östergötland påträffades arterna ned till 19 m djup. Enligt prediktionerna återfinns de högre täckningsgraderna främst i de yttre skärgårdsmiljöerna på djup mellan fem och tio meter. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 25 \%$ täckningsgrad.

Violettslick, fjäderslick, rödris och ishavstofs modellerades även tillsammans eftersom de har liknande utbredningsmönster och ekologisk funktion. Prediktioner gjordes för $\geq 25 \%$ samt $\geq 50 \%$ täckningsgrad.

Tabell 8. Översikt över modelleringar av och modelleringsresultat för blåmussla och alger. Dataseten beskrivs i "Biologiska variabler – Dataset för modellering av bentisk biota".

Art eller artgrupp	Täcknings-grad	Taxonomi	Modellens eller Prediktionens kvalitet (AUC-värde) ¹	Miljövariabler ²	Dataset
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	>25 %	Djur	Intermediär (extAUC=0,80)	Salthalt, djup, vågexponering, lutning, strömhastighet, substrat	1
	>50 %	Djur	Intermediär (extAUC=0,78)	Salthalt, djup, vågexponering, strömhastighet, lutning, substrat	1
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)	>0 %	Brunalg	Intermediär (extAUC=0,79)	Djup, salthalt, vågexponering, kvantitativt fint substrat	2
	>25 %	Brunalg	Intermediär (extAUC=0,75)	Djup, salthalt, strömhastighet	2
Grovsläke, ullsläke (<i>Ceramium virgatum</i> , <i>C. tenuicorne</i>)	>0 %	Rödalg	God (cvAUC=0,89)	Salthalt, djup, vågexponering, kurvatur	1
	>25 %	Rödalg	Utmärkt (cvAUC=0,90)	Djup, salthalt, vågexponering, strömhastighet	1
	>50 %	Rödalg	Utmärkt (cvAUC=0,93)	Salthalt, djup, vågexponering, strömhastighet	1
Grönslickar (<i>Cladophora</i> spp.)	>0 %	Grönalg	Utmärkt (cvAUC=0,92)	Salthalt, vågexponering, strömhastighet	1
	>25 %	Grönalg	Utmärkt (cvAUC=0,97)	Salthalt, vågexponering, strömhastighet	1
Gyllenskägg, smalskägg (<i>Dictyosiphon chordarius</i> , <i>D. foeniculaceus</i>)	>0 %	Brunalg	Utmärkt (cvAUC=0,94)	Djup, salthalt, vågexponering lutning	1
Havsrufse (<i>Tolypella nidifica</i>)	>0 %	Grönalg	God (cvAUC=0,89)	Djup, salthalt, ljusexponering, vågexponering	1
Ishavstofs (<i>Sphacelaria arctica</i>)	>0 %	Brunalg	Intermediär (cvAUC=0,77)	Lutning, djup, salthalt, strömhastighet, vinkel sol-botten, vågexponering	1
Icke fintrådiga rödalger ³	>0 %	Rödalg	God (extAUC=0,80)	Salinitet, djup, vågexponering, ljusexponering, substrat	1
	>25 %	Rödalg	God (extAUC=0,88)	Salinitet, djup, vågexponering, kurvatur	1
Klyving (<i>Polyides rotundus</i>)	>0 %	Rödalg	Utmärkt (cvAUC=0,92)	Salinitet, djup, vågexponering, vinkel sol-botten	1

Kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)	>0 %	Rödalga	God (cvAUC=0,88)	Salinitet, djup, vågexponering	1
Rödris (<i>Rhodomela confervoides</i>)	>0 %	Rödalga	Utmärkt (cvAUC=0,90)	Salinitet, vågexponering, djup, substrat	1
	>25 %	Rödalga	Utmärkt (cvAUC=0,92)	Salinitet, vågexponering, ljusexponering, lutning, djup, substrat	1
Sträfsen (<i>Chara spp.</i>)	>0 %	Grödalga	Utmärkt (cvAUC=0,96)	Djup, vågexponering, salinitet, strömhastighet	1
Sudare (<i>Chorda filum</i>)	>0 %	Brunalga	God (extAUC=0,82)	Djup, salinitet, vågexponering, lutning	1
	>10 %	Brunalga	God (extAUC=0,85)	Djup, salinitet, vågexponering, lutning	1
Tarmalger (<i>Ulva spp.</i>)	>0 %	Grödalga	Utmärkt (cvAUC=0,94)	Djup, salinitet, lutning, kurvatur, vågexponering	1
Trådslick, molnslick (<i>Pylaiella littoralis</i> , <i>Ectocarpus siliculosus</i>)	>25 %	Brunalga	God (cvAUC=0,84)	Djup, lutning, vinkel sol-botten, salinitet, kurvatur, substrat	1
Tångludd (<i>Elachista fucicola</i>)	>0 %	Brunalga	Utmärkt (cvAUC=0,93)	Djup, salinitet, vågexponering	1
Violettslick, fjäderslick (<i>Polysiphonia fibrillosa</i> , <i>P. fucooides</i>)	>0 %	Rödalga	God (cvAUC=0,84)	Salinitet, djup, vågexponering, lutning substrat.	1
	>25 %	Rödalga	God (cvAUC=0,88)	Salinitet, djup, vågexponering, substrat.	1
Violettslick, fjäderslick, rödris, ishavstofs (<i>Polysiphonia fibrillosa</i> , <i>P. fucooides</i> , <i>Rhodomela confervoides</i> , <i>Sphacelaria arctica</i>)	>25 %	Rödalga	God (cvAUC=0,86)	Salinitet, djup, vågexponering, substrat, kurvatur	1
	>50 %	Rödalga	God (cvAUC=0,90)	Djup, vågexponering, salinitet, ljusexponering, strömhastighet, substrat	1

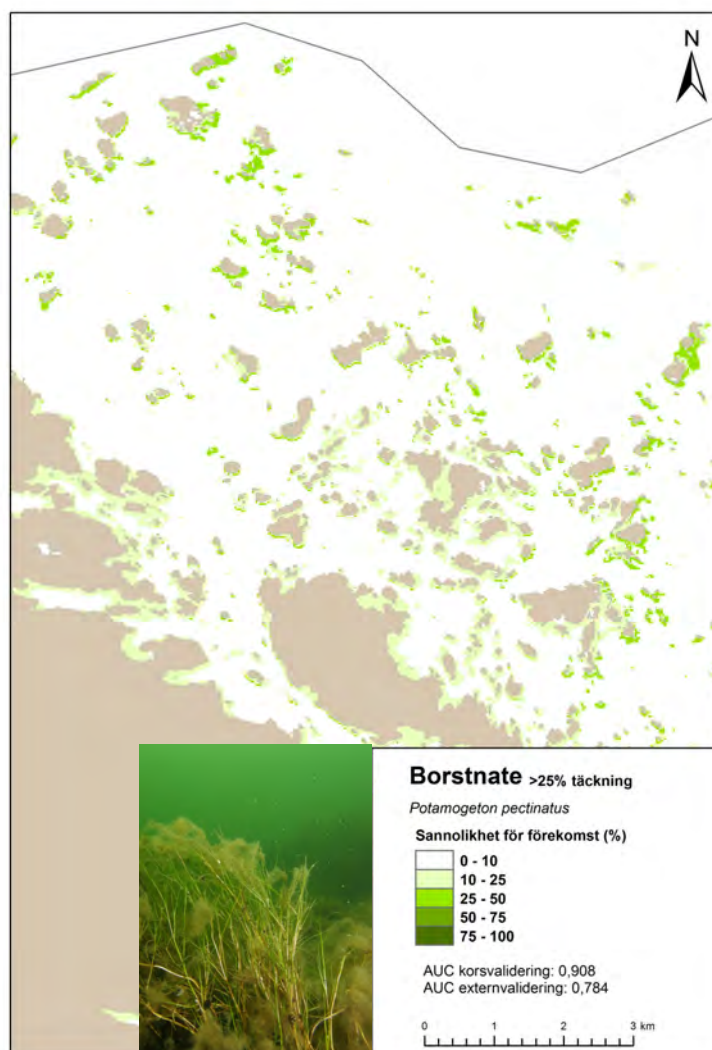
¹ För modeller anges cvAUC och för prediktioner extAUC. cvAUC anges endast då extAUC inte har kunnat beräknas.

² I ordning efter inverkan i modellen. Med "vågexponering" avses vågexponering vid ytan. Med "substrat" avses substratskiktet med flera klasser framtaget med hjälp av CART-modellering.

³ Kilrödblåd (*Coccolytus truncatus*), blåtonat rödblåd (*Phyllophora pseudoceranoides*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och klyving (*Polyides rotundus*).

Modelleringsresultat för kärlväxter

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. Enligt prediktionerna förekommer arten i grunda skyddade miljöer i både inner- och ytterskärgården, med de tätaste bestånden främst i mellan- och ytterskärgården. Stora områden predikterades längs Bråvikens södra kust. Dessa områden är idag starkt påverkade av mänskliga aktiviteter, vilket medför att prediktionerna inte överensstämmer med dagens situation. Resultatet visar dock att dessa områden är potentiellt viktiga för borstnate. Samma mönster återfanns för hornsärv, slingor och ålnate. I Östergötland påträffades borstnate ned till tolv meters djup, men den har sin huvudsakliga utbredning från två till sex meters djup. Figur 24 visar utbredningen av borstnate i området kring Gränsö. Prediktioner gjordes för förekomst, ≥ 10 % täckningsgrad samt ≥ 25 % täckningsgrad.

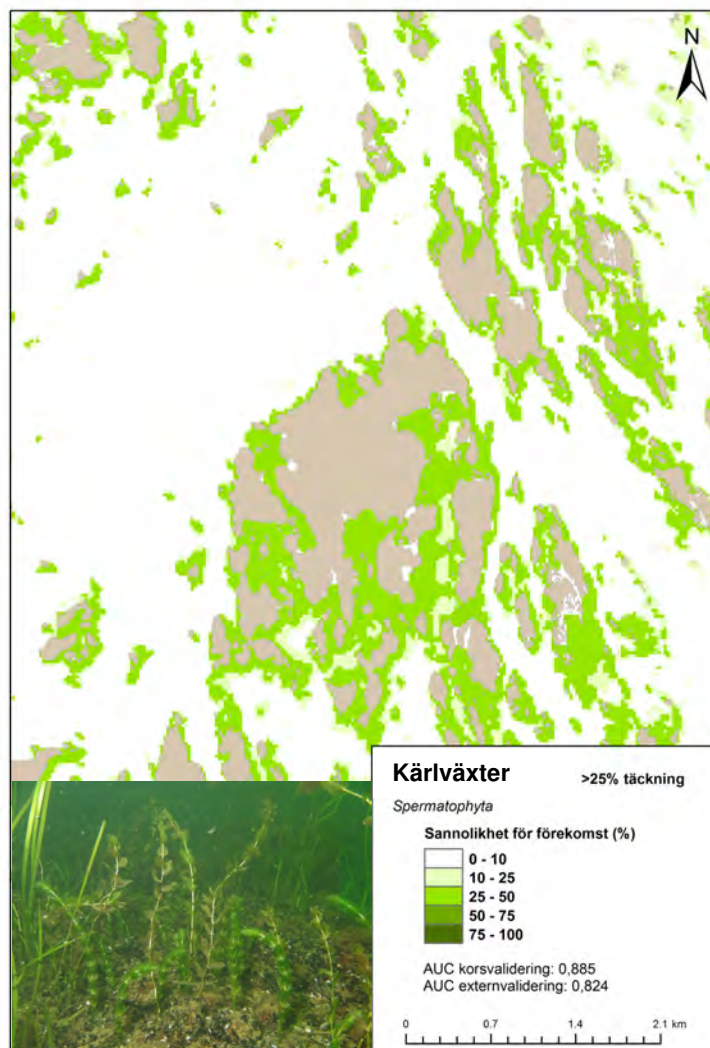


Figur 24. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av borstnate (*Potamogeton pectinatus*) i området kring Gränsö i Östergötland. Foto: Mattias Andersson.

Hornsärv (*Ceratophyllum demersum*) har styva, smala blad men saknar rötter. Arten förekommer på mjuka botten där den även kan växa lösliggande. Prediktionen visar att arten främst förekommer i skyddade miljöer i de inre delarna av skärgårdarna. Stora områden predikterades längs Bråvikens södra kust. Dessa områden är idag starkt påverkande av mänskliga aktiviteter, vilket medför att prediktionen inte överensstämmer med dagens situation. Resultatet visar dock att dessa områden är potentiellt viktiga för hornsärv. Samma mönster återfanns för borstnate, slingor och ålnate. I Östergötland påträffades hornsärv ned till elva meters djup, men den har sin huvudsakliga utbredning från en till sex meters djup. Endast förekomst predikterades.

Hårsärv (*Zannichellia palustris*) är en späd växt med tunna, krypande jordstammar som fläckvis kan bilda täta buskliknande habitat. Arten är vanlig på grunda mjukbotten i salt eller bräckt vatten, vilket också återspeglas av prediktionen. I Östergötland påträffades arten ned till tio meters djup men den har sin huvudsakliga utbredning från en till sex meters djup. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 10\%$ täckningsgrad.

Följande kärlväxtarter modellerades som grupp: borstnate (*Potamogeton pectinatus*), hornsärv (*Ceratophyllum demersum*), hårsärv (*Zannichellia palustris*), möjor (*Ranunculus aquatilis* spp.), slingor (*Myriophyllum* spp.), vattenpest (*Elodea canadensis*), ålgräs (*Zostera marina*) och ålnate (*Potamogeton perfoliatus*). På grunda botten med fint sediment utgör kärlväxter ett viktigt habitat för många organismer. Figur 25 visar områden med gynnsamma förhållanden för kärlväxter i området kring Aspöja. Prediktioner gjordes för förekomst, $\geq 10\%$ täckningsgrad, $\geq 25\%$ täckningsgrad samt $\geq 50\%$ täckningsgrad. För gruppen kärlväxter utarbetades även en preliminär karta över naturvärdesområden.

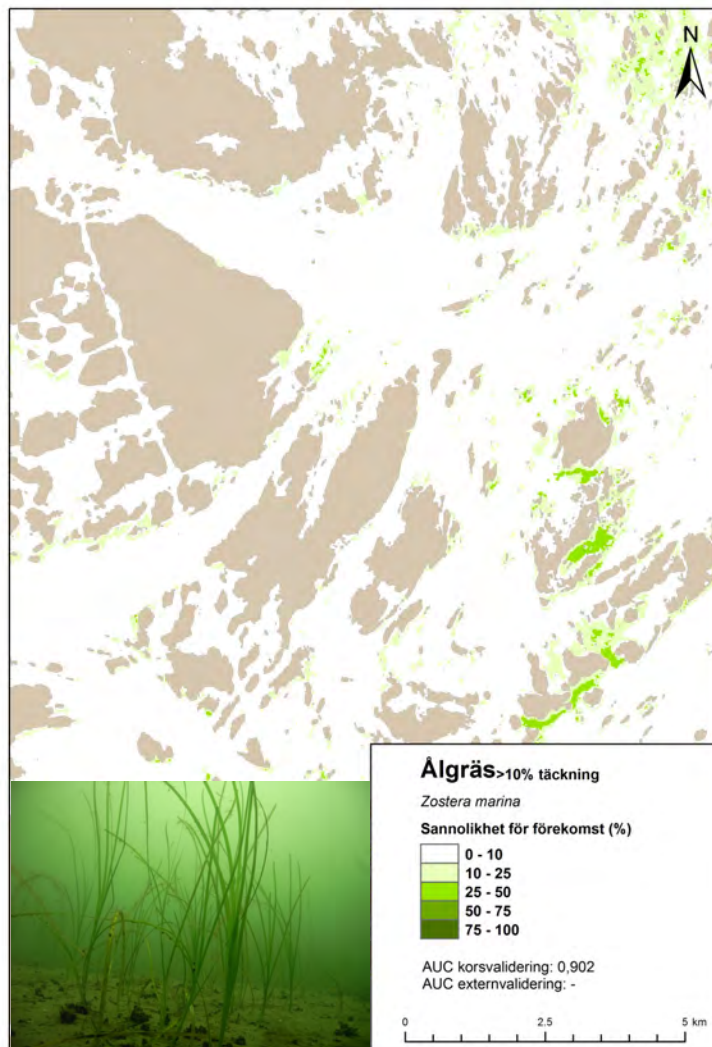


Figur 25. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av kärlväxter (borstnate, *Potamogeton pectinatus*; hornsärv, *Ceratophyllum demersum*; hårsärv, *Zannichellia palustris*; möjor, *Ranunculus aquatilis* spp.; slingor, *Myriophyllum* spp.; vattenpest, *Elodea canadensis*; ålgräs, *Zostera marina* och ålnate, *Potamogeton perfoliatus*) i området kring Aspöja i Östergötland. Foto: Mattias Andersson.

I Östergötland påträffades de två arter av slingor (*Myriophyllum* spp.): axslinga (*M. spicatum*) och knoppslinga (*M. sibiricum*). Slingor kan bli upp till 1 m långa och växer oftast i grunda relativt skyddade miljöer. Enligt prediktionerna återfinns arterna också i dessa miljöer i både de inre och yttre delarna av skärgården. Stora områden predikterades längs Bråvikens södra kust. Dessa områden är idag starkt påverkade av mänskliga aktiviteter, vilket medför att prediktionerna inte överensstämmer med dagens situation. Resultatet visar dock att dessa områden är potentiellt viktiga för slingor. Samma mönster återfanns för hornsärv, borstnate och ålnate. Enstaka fynd gjordes ända ned till tio meters djup. Prediktioner gjordes för förekomst samt $\geq 10\%$ täckningsgrad.

Vattenpest (*Elodea canadensis*) är en invasionsart som ursprungligen kommer från Nordamerika. Arten kan bli upp till två meter lång och förekommer endast i utsötade

miljöer. I Östergötland påträffades vattenpest endast på en lokal med låg salthalt och prediktionen identifierar ytterligare ett område med liknande förhållanden. Trots att prediktionen har utmärkt kvalitet (AUC=1,00) ska den tolkas med stor försiktighet. Eftersom arten är invasiv är det inte möjligt att veta om dess frånvaro på en viss lokal beror på att den inte tolererar lokalens miljö, eller om den ännu inte har haft möjlighet att sprida sig dit. Endast förekomst predikterades.



Figur 26. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av Ålgräs (*Zostera marina*) i området kring Torrön väster om Harstena i Östergötland. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.

Ålgräs (*Zostera marina*) är ett marint sjögräs. Till skillnad från övriga kärlväxter som modellerats i Östergötland trivs arten i mer exponerade miljöer med högre salthalt. Detta illustreras i Figur 26 som visar på gynnsamma förhållanden i området kring Harstena. I Östergötland påträffades ålgräs ned till sju meters djup och prediktionen visar att dess huvudsakliga utbredning är på tre till sex m djup. Arten återfinns främst i mellanskärgården och i de inre delarna av ytterskärgården i länets södra och mellersta delar. Norr om Arkö är sannolikheten för förekomst mycket låg, vilket troligtvis beror på utsötning från Bråviken. Prediktioner gjordes för förekomst, $\geq 10\%$ täckningsgrad

samt ≥ 25 % täckningsgrad. För ålgräs utarbetades även en preliminär karta över naturvärdesområden.

Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) är allmänt utbredd i bräckt och sött vatten. Dess stälkar kan bli flera meter långa, är grenade och bär korta, breda blad. Prediktionerna visar att ålnate (Figur 27) trivs i mer skyddade miljöer än borstnate (Figur 24). Stora områden av ålnate predikterades längs Bråvikens södra kust. Dessa områden är idag starkt påverkande av mänskliga aktiviteter, vilket medför att prediktionerna inte överensstämmer med dagens situation. Resultaten visar dock att dessa områden är potentiellt viktiga för ålnate. Samma mönster återfanns för borstnate, hornsärv och slingor. Arten förekommer från strandlinjen ned till några meters djup. I Östergötland påträffades ålnate ned till sju meters djup. Prediktioner gjordes för förekomst, ≥ 10 % täckningsgrad samt ≥ 25 % täckningsgrad.



Figur 27. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) i området kring Gränsö i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.

Tabell 9. Översikt över modelleringar av och modelleringsresultat för kärlväxter. Dataseten beskrivs i "Biologiska variabler – Dataset för modellering av bentisk biota".

Art eller artgrupp	Täcknings- grad	Modellens eller prediktionens kvalitet (AUC-värde) ¹	Miljövariabler ²	Dataset
Borstnate (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	>0 %	God (extAUC=0,85)	Djup, vågexponering, kvantitativt fint substrat, kurvatur	2
	>10 %	God (extAUC=0,83)	Djup, kvantitativt fint substrat, kurvatur	2
	>25 %	Intermediär (extAUC=0,78)	Djup, kvantitativt fint substrat, ljusexponering	2
Hornsärv (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	>0 %	Intermediär (extAUC=0,79)	Djup, salinitet, mjukbotten kvant, ljusexponering	2
Hårsärv (<i>Zannichellia palustris</i>)	>0 %	God (extAUC=0,83)	Djup, sannolikhet fint substrat, kurvatur	2
	>10 %	God (cvAUC=0,89)	Djup, salinitet, kvantitativt fint substrat	2
Kärlväxter ³ (<i>Spermatophyta</i>)	>0 %	God (extAUC=0,87)	Djup, kvantitativt fint substrat, kurvatur	2
	>10 %	God (extAUC=0,85)	Djup, kvantitativt fint substrat, kurvatur	2
	>25 %	God (extAUC=0,82)	Djup, kvantitativt fint substrat, kurvatur	2
	>50 %	God (extAUC=0,83)	Djup, kvantitativt fint substrat	2
Slingor (<i>Myriophyllum</i> spp.)	>0 %	God (extAUC=0,83)	Djup, vågexponering, kurvatur	2
	>10 %	God (extAUC=0,90)	Djup, vågexponering, salinitet, kurvatur	1
Vattenpest (<i>Elodea canadensis</i>)	>0 %	Utmärkt (cvAUC=1,00) ⁴	Djup, vågexponering, ljusexponering	1
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	>0 %	God (extAUC=0,81)	Djup, salinitet, vågexponering, kvantitativt fint substrat	2
	>10 %	Utmärkt (cvAUC=0,90)	Djup, salinitet, vågexponering, kvantitativt fint substrat	2
	>25 %	God (cvAUC=0,88)	Djup, salinitet, vågexponering, kvantitativt fint substrat	2
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	>0 %	God (extAUC=0,87)	Djup vågexponering, lutning	2
	>10 %	God (extAUC=0,85)	Djup vågexponering, lutning	2
	>25 %	Utmärkt (cvAUC=0,90)	Djup, kvantitativt fint substrat	2

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. Med "vågexponering" avses vågexponering vid ytan.

³ Borstnate (*Potamogeton pectinatus*), hornsärv (*Ceratophyllum demersum*), hårsärv (*Zannichellia palustris*), möjor (*Ranunculus aquatilis* spp.), slingor (*Myriophyllum* spp.), vattenpest (*Elodea canadensis*), ålgräs (*Zostera marina*) och ålnate (*Potamogeton perfoliatus*).

⁴ Detta AUC-värde ska tolkas med försiktighet eftersom det är en invasiv art som endast har påträffats på en lokal.

Modelleringsresultat för marina naturvärdestyper

De fem marina naturvärdestyperna som analyserades var blåmussla, blåstång, icke fintrådiga rödalger, kärlväxter samt ålgräs. 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 marina naturvärdesområden”.

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

	Blåmussla	Blåstång	Icke fintrådiga rödalger ¹	Kärlväxter ²	Ålgräs
Klass 1	2 %	3 %	4 %	2 %	5 %
Klass 2	3 %	6 %	11 %	16 %	13 %
Klass 3	22 %	18 %	22 %	17 %	41 %
Klass 4	73 %	74 %	63 %	65 %	42 %
Totalt antal	306	554	359	962	106

¹ Kilrödblad, blåtonat rödblad, kräkel och klyving.

² Borstnate, hornsärv, hårsärv, möjor, slingor, vattenpest, ålgräs och ålnate.

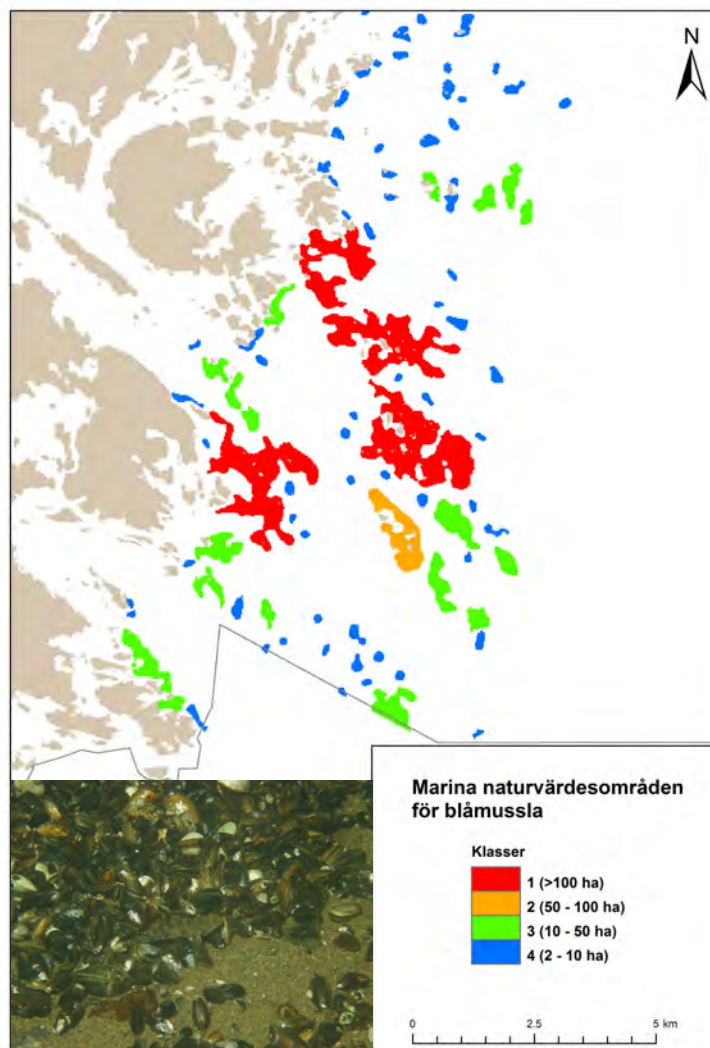
Tabell 11. Areell fördelning av preliminära marina naturvärdestyper i olika storleksklasser.

	Blåmussla	Blåstång	Icke fintrådiga rödalger ¹	Kärlväxter ²	Ålgräs
Klass 1	27 %	14 %	47 %	40 %	25 %
Klass 2	16 %	16 %	30 %	32 %	33 %
Klass 3	35 %	25 %	14 %	12 %	29 %
Klass 4	22 %	45 %	9 %	16 %	13 %
Total area (ha)	4139	2160	5238	9483	238

¹ Kilrödblad, blåtonat rödblad, kräkel och klyving.

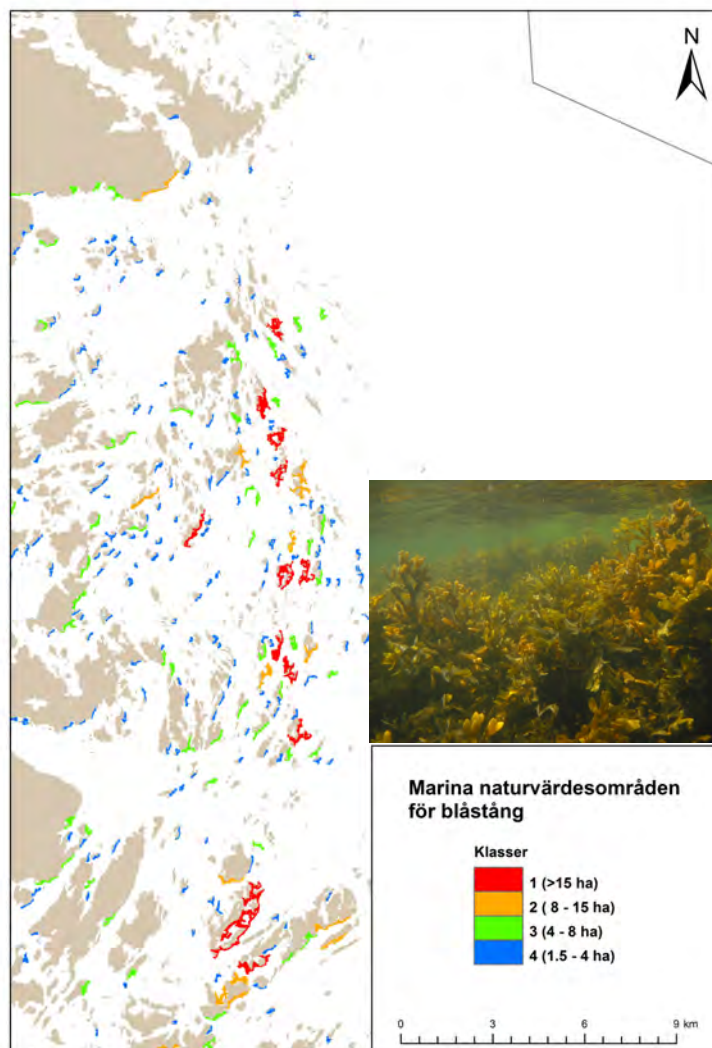
² Borstnate, hornsärv, hårsärv, möjor, slingor, vattenpest, ålgräs och ålnate.

Naturvärdestypen blåmussla (definition: ≥ 65 % sannolikhet för ≥ 25 % täckningsgrad) förekommer främst utanför de yttersta öarna i skärgården. De största naturvärdesområdena (klass 1, > 100 ha) predikterades främst i länets södra delar (Figur 28), medan endast sparsamt med mindre områden (klass 3 och 4, 2 – 50 ha) predikterades i höjd med Arkö och norrut. Utbredningsmönstret beror troligtvis på utsötning från Bråviken i kombination med avsaknad av för arten lämpligt djup i länets nordöstra del. Samma mönster återfanns för naturvärdestyperna blåstång och icke fintrådiga rödalger, troligtvis av samma anledning.



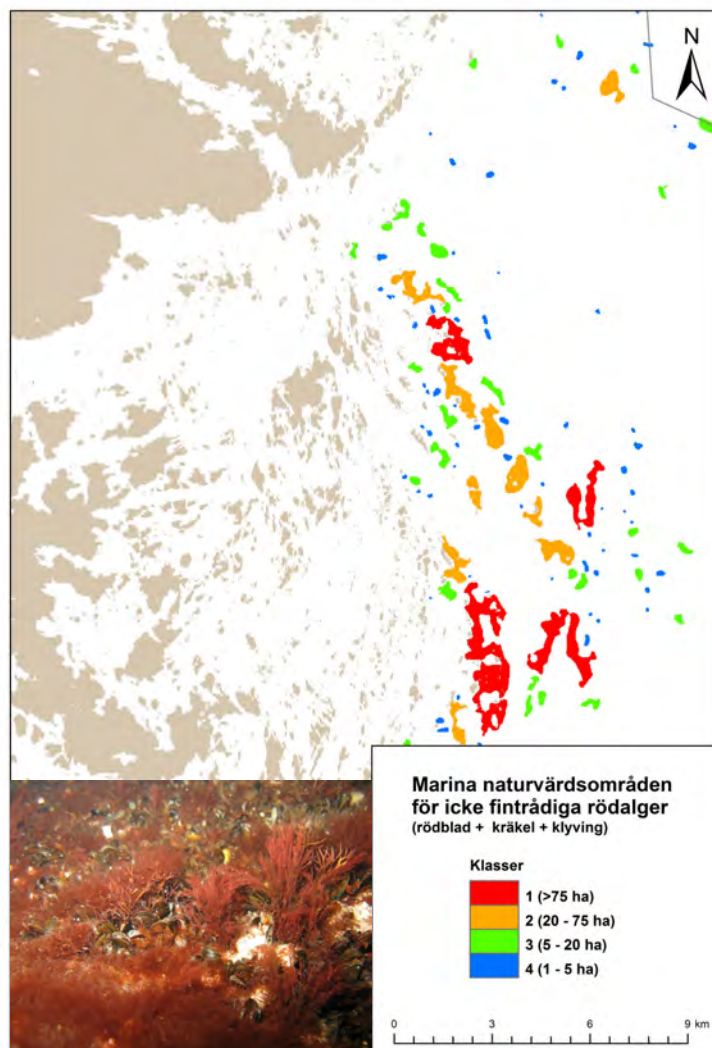
Figur 28. Preliminära marina naturvärdesområden för blåmussla (*Mytilus edulis*) indelade i storleksklasser i området utanför Kvädö och Bokö. Foto: Mattias Andersson.

Naturvärdestypen blåstång (definition: $\geq 40\%$ sannolikhet för förekomst) är relativt jämnt fördelad i länets mellan- och ytterskärgård. De större naturvärdesområdena (klass 1 och 2, > 8 ha) återfinns dock främst i ytterskärgården. Ett av de större områdena beräknas finnas vid Torrön i Gryts naturreservat (Figur 29). Mindre områden (klass 3 och 4; 1,5 – 8 ha) predikteras även de främst i ytterskärgården, men återfinns också nära fastlandet i norra Bråviken och Gropviken. Liksom för blåmussla och icke fintrådiga rödalger predikterades inga större naturvärdesområden i höjd med Arkö och norrut, troligtvis på grund av utsötning från Bråviken i kombination med avsaknad av lämpligt djup i länets nordöstra del.



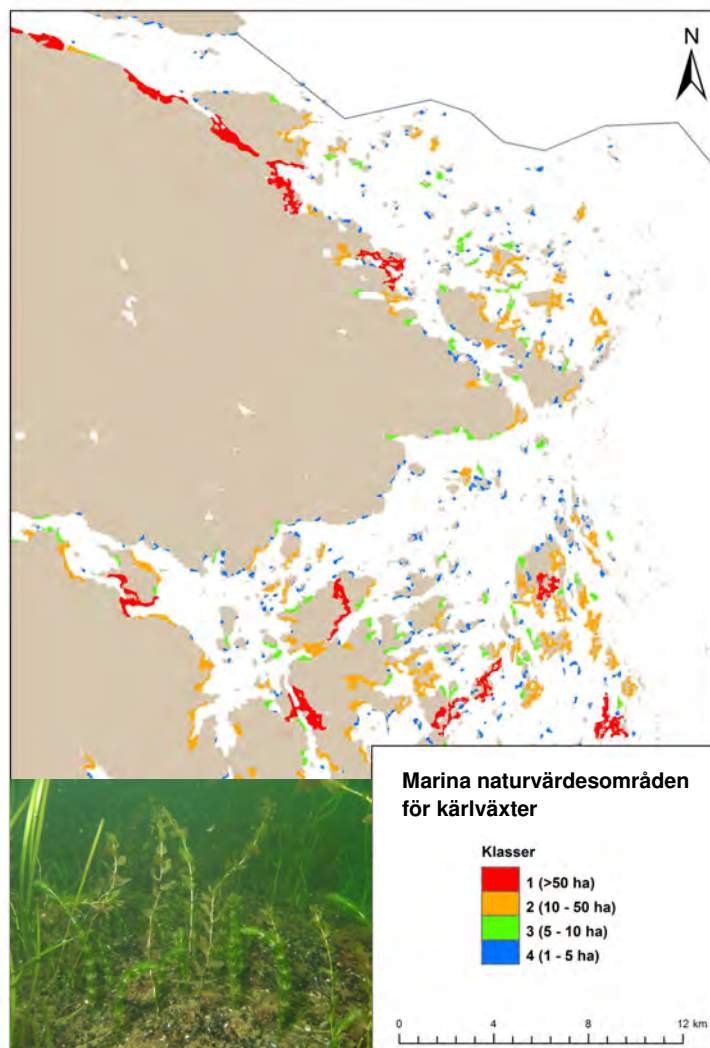
Figur 29. Preliminära marina naturvärdesområden för blåstång (*Fucus vesiculosus*) indelade i storleksklasser i yttre skärgårdsområdet mellan Arkö och Fångö. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

Naturvärdestypen icke fintrådiga rödalger (definition: $\geq 50\%$ sannolikhet för $\geq 25\%$ täckningsgrad av arterna kilrödblåd, blåtonat rödblåd, kräkel och klyving) predikterades enbart i de yttre skärgårdsområdena. Figur 30 visar potentiella naturvärdesområden från Sandsänkan i söder till yttre Nygrund i norr. Även om arterna sannolikt förekommer längre in i skärgården utgör dessa områden mindre viktiga habitat och sannolikheten att hitta större områden med hög täckningsgrad här är låg. Liksom för blåmussla och blåstång predikterades inga större naturvärdesområden i höjd med Arkö och norrut, troligtvis på grund av utsötning från Bråviken i kombination med avsaknad av lämpligt djup i länets nordöstra del.



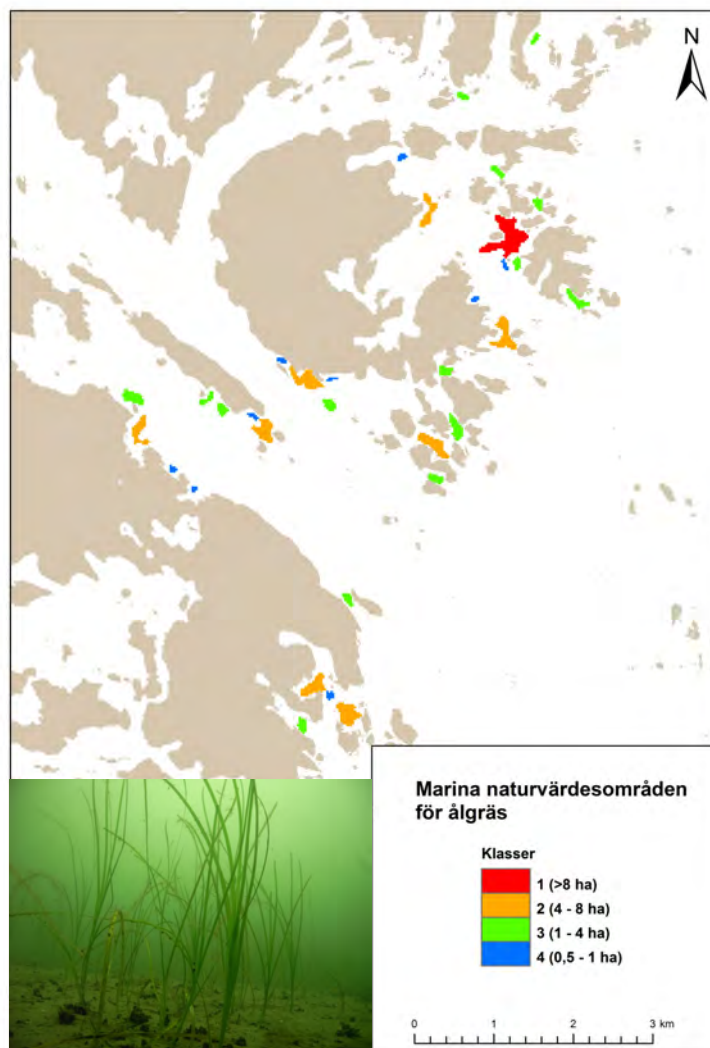
Figur 30. Preliminära marina naturvärdesområden för de icke trådformiga rödalger kilrödblåd (*Coccotylus truncatus*), blåtonat rödblåd (*Phyllophora pseudoceranoides*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och klyving (*Polyides rotundus*) indelade i storleksklasser i Östergötlands nordostliga delar. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.

De största potentiella naturvärdesområdena för kärlväxter (definition: $\geq 25\%$ sannolikhet för $\geq 25\%$ täckningsgrad av arterna borstnate, hornsärv, hårsärv, möjor, slingor, vattenpest, ålgräs och ålnate) återfinns i skyddade miljöer i länets mellan- och innerskärgårdar. Inga naturvärdesområden av klass 1 (< 50 ha) predikterades söder om Ämtö. Figur 31 visar viktiga områden kring Yxnö, Djursö och Eknön. De absolut största naturvärdesområdena predikterades längs Bråvikens södra kust i Svensksundsviken och Ållonöfjärden (Figur 50 i Bilaga 1). Dessa områden är idag starkt påverkade av mänskliga aktiviteter, vilket medför att dessa prediktioner inte överensstämmer med dagens situation. Kartan visar dock att dessa områden är potentiellt viktiga för kärlväxter.



Figur 31. Preliminära marina naturvärdesområden för kärlväxter (borstnate, *Potamogeton pectinatus*; hornsärv, *Ceratophyllum demersum*; hårsärv, *Zannichellia palustris*; möjor, *Ranunculus aquatilis* spp.; slingor, *Myriophyllum* spp.; vattenpest, *Elodea canadensis*; ålgräs, *Zostera marina* och ålnate, *Potamogeton perfoliatus*) indelade i storleksklasser i norra Östergötland. Foto: Mattias Andersson.

Naturvärdestypen ålgräs (definition: ≥ 25 % sannolikhet för ≥ 10 % täckningsgrad) är generellt mer sparsamt förekommande än övriga naturvärdestyper. De preliminära naturvärdesområdena för ålgräs är främst koncentrerade till mellan- och yttterskärgården i länets södra delar. Den lägre sannolikheten för förekomst i länets nordliga del beror troligtvis på utsötning från Bråviken. Figur 32 visar potentiellt viktiga områden utanför stora Ålö. Större ålgrässamhällen predikteras även vid Torrön väster om Harstena.



Figur 32. Preliminära marina naturvärdesområden för ålgräs (*Zostera marina*) indelade i storleksklasser kring stora Ålön och Kvädö. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.

Prickkartor

Kransalger och kärlväxter var vanligt förekommande i dataseten från både grunda vikar och laguner. Eftersom data från grunda vikar var omfattande men inte kunde användas i modelleringen illustreras resultat från denna miljö i form av prickkartor (Bilaga 1). Totalt fanns data från 170 inventerade vikar. Ytterligare fynd av de arter som visas i prickkartorna kan ha gjorts i andra inventeringar, men redovisas inte i denna rapport.

Borststräfsse (*Chara aspera*) är allmän på grunda sandiga lerbottnar längs hela Sveriges Östersjökust. Arten påträffades i 40 av de inventerade vikarna.

Havsnajas (*Najas marina*) är en kärlväxt som är förknippad med höga naturvärden. Den är relativt sällsynt och återfinns i extremt skyddade miljöer. Arten påträffades i 38 av de inventerade vikarna.

Rödsträfe (*Chara tomentosa*) är en grov kransalg som kan bli upp till en halv meter hög. Arten växer i skyddade vikar och flador med en salthalt på 4,5 – 7,5 ‰. Rödsträfe påträffades i 15 av de inventerade vikarna.

Grönsträfe, hårsträfe och raggsträfe (*Chara baltica*, *C. canescens* och *C. horrida*) hittades endast i ett fåtal vikar och illustreras därför inte i denna rapport.

Diskussion

Kvalitet i djup- och substratunderlag

I detta avsnitt analyseras kvaliteten av olika metoder för mätning av djup respektive kartering av bottensubstrat. Vidare diskuteras vilka effekter detta har på rumslig modellering av bottenlevande arter.

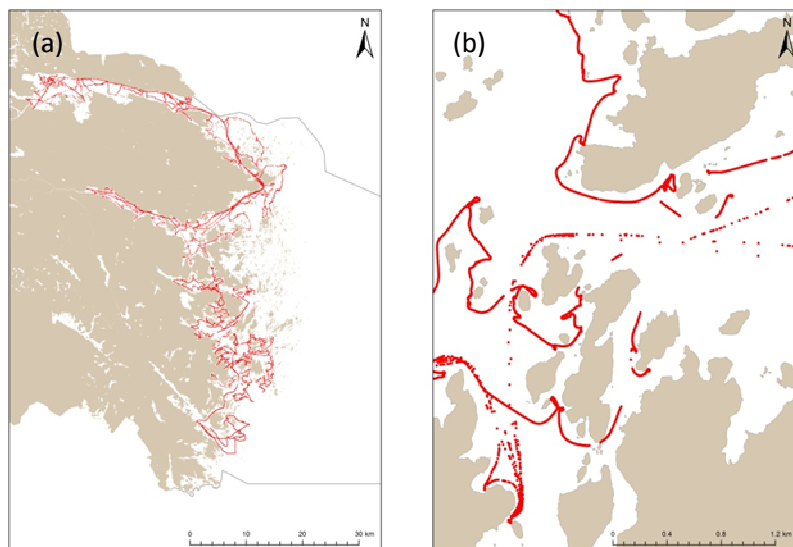
Utvärdering av djupmätningmetoder i Östergötland

Bakgrund

De djupuppgifter som det interpolerade djupskiktet bygger på har mätts upp med varierande teknik under en period på ca 130 år. För det fortsatta arbetet med digitalisering av äldre sjömätningsdata är det av stor vikt att veta vilken kvalitet data från olika sjömätningstekniker har och om dessa är lämpliga för rumsliga modelleringar av t.ex. arter och habitat. För att undersöka detta interpolerades och validerades separata djupskikt för de olika sjömätningsskiktmetoderna.

Material och metoder

I samband med dropvideo-inventeringen 2009 utfördes även sjömätningar. Avsikten med dessa mätningar var att ta fram data för utvärdering av de olika sjömätningstekniker som utförts i Östergötland. 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. Sammanlagt sparades över 300 000 djupuppgifter under dropvideo-inventeringen (Figur 33). Samtliga djupuppgifter korrigerades med vattenståndsdata från Marviken levererade av SMHI. Varje djupuppgift korrigerades för beräknat medelvärde för aktuell dag (kl. 09.00-20.00) och observationerna importerades därefter till GIS. Eftersom dropvideo-inventeringen omfattade djupintervallet 0-30 m var även valideringspunkterna främst insamlade i detta djupintervall.



Figur 33. Valideringsdata för utvärdering av kvalitet av olika sjömätningstekniker insamlad i samband med dropvideo-inventering av biota 2009. (a) Rumslig fördelning av djupvalideringsdata i Östergötland. (b) Detalj där effekten av insamlingsfrekvensen (1/sek) framgår. Vid låga hastigheter är det tätt mellan datapunkterna, vid höga hastigheter längre avstånd.

För att kunna utvärdera kvaliteten i olika djupmätningstekniker levererade Sjöfartsverket djupdata med information om vilken mätteknik som använts vid varje mätpunkt. För sex av de åtta mättekniker som hade använts i Östergötland fanns det tillräckligt med digitaliserad djupdata samt valideringsdata för att utvärdera mätmetodens kvalitet. För var och en av de sex mätteknikerna valdes ett representativt område och inom detta område interpolerades djupdata med hjälp av metoden kriging (se ”Miljövariabler – Djup och djupderivat”). Detta resulterade i ett raster i 25 m upplösning för varje mätteknik, och kvaliteten av dessa raster utvärderades med hjälp av sjömättningsdata från dropvideo-inventeringen. Som jämförelse till de sex sjömätningsteknikerna utvärderas även ett GIS-skikt baserat på sjökortsinformation, framtaget inom ett tidigare projekt (SAKU, Naturvårdsverket 2006). Detta GIS-skikt hade interpolerats från djupkurvor och djuppunkter i sjökort till en heltäckande yta med hjälp av TIN-metoden (Triangular Irregular Network, triangelnät).

För att utvärdera kvaliteten av de olika rastren beräknades ett mått på hur väl djupet i valideringspunkten stämde överens med djupet i den rasterruta som valideringspunkten befann sig i. Måttet är en skattning av det jämförda djuprastrets standardavvikelse (σ) från det uppmätta djupet och anges i meter. Resultatet visas i Tabell 12.

Tabell 12. Sex utvärderade sjömättningsmetoder samt sjökort: antal interpoleringspunkter de utvärderade rastren är beräknade på, antal valideringspunkter som användes för att utvärdera rastren, samt standardavvikelse mellan djup i raster och djup enligt valideringsdata. Utvärderingen gäller främst djupintervallet 0-30 m eftersom valideringsdata var främst var insamlade inom detta intervall.

Metod	Interpoleringspunkter	Valideringspunkter	Standardavvikelse (m)
Handlod 1880-1900	2676	7814	2,32
Handlod 1930-1960	25 802	9015	1,53
Singellod	4786	12 015	1,19
Parallellod	559	722	3,36
Multibeam	1 422 105	1349	0,94
Laserbatymetri	1 793 052	188 ¹	1,44 ¹
Sjökort	Punkter och linjer	20 000	7,27

¹ Resultatet är inte lika säkert som för övriga sjömättningsmetoder p.g.a. det lilla antalet tillgängliga valideringspunkter.

Resultat och slutsatser

Utvärderingen visar att djupskikt som interpolats från olika sjömättningsmetoder stämmer betydligt bättre överens med valideringsdata ($\sigma = 0,94 - 3,36$ m), än djupskikt som baseras på sjökortsdata sjökortet ($\sigma = 7,27$ m). Det bör noteras att denna utvärdering främst gäller djupintervallet 0-30 m eftersom valideringsdata främst var insamlade inom detta intervall. En lägre standardavvikelse än 0,94 är troligtvis svårt att erhålla, dels för att en djupangivelse från ett raster representerar djupen i hela rasterrutan och inte endast på positionen för valideringspunkten, dels p.g.a. mätfel i valideringsdata. Mätfel kan uppstå p.g.a. t.ex. sjögång eller tät bottenvegetation. Sammanfattningsvis kan slutsatsen dras att Sjöfartsverkets digitaliserade djupdata är ett bra underlag till modelleringar av arter och habitat i aktuell upplösning, medan sjökortsdata inte är det. Samma slutsats erhöles i Naturvårdsverket (2009) då utvärderingar gjordes av modelleringar av blåstång baserade på sjökortsdata.

Utvärdering av substratkarteringsmetoder i inre Bråviken

Material och metoder

Kartunderlag baserat på tre olika inventeringsmetoder av bottensubstrat fanns tillgängliga för två närliggande områden norr om Esterön i inre Bråviken (Figur 34). Områdenas sammanlagda storlek är 511 ha. Underlagen levererades av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och Marin Miljöanalys (MMA). En översikt över de mätmetoder som ligger till grund för de tre kartunderlagen visas i Tabell 13. Enligt uppdraget skulle bottensubstraten klassificeras enligt Tabell 14.



Figur 34. Översikt över undersökningsområdet norr om Esterön i inre Bråviken.

Lokal maringeologisk kartering

SGU har i sin lokala maringeologiska kartering använt lågupplöst side-scan sonar (sidoseende ekolod, täckning ca 75 %), sexkanalsseismik, sedimentekolod och undervattensvideo i mätlinjer med 1 km mellanrum. Med stöd av djupdata från sjökort för ytorna mellan mätlinjerna och sju sedimentprover tagna i huvudjordarten postglacial gyttjelera har informationen tolkats till en heltäckande maringeologisk karta. Eftersom den maringeologiska informationen avser främst förhållandena 50 cm under havsbotten behövde den översättas till substratklasser som beskriver bottenytan. Den maringeologiska kartan bestod i detta fall av tre olika kartsikt: huvudjordart, tunna lager samt gasförande sediment. Vid översättningen till substratklasser användes huvudjordart och tunna lager där tunna lager alltid var överordnat huvudjordart. De maringeologiska benämningarna översattes sedan till bottensubstratklassificeringen enligt Tabell 14. Upplösningen i den resulterande kartan motsvarar ca 50 m (Figur 35).

Tabell 13. Metoder för inventering av substrat och djup i för framtagande av de tre substratkartorna.

Analyser	Mätningar	Mätår	Substratdata	Djupdata
SGU	SGU	2001	Lokal maringeologisk kartering	Enkelstråligt ekolod i mätlinjer, sjökortsdata däremellan
SGU	MMA ¹	2006	Side-scan sonar	Multibeam-ekolod
MMA	MMA	2006	Backscatter	Multibeam-ekolod

¹ Även SGU har genomfört side-scan sonar-mätningar, dessa blev dock störda av skiktningar i vattnet vid mättillfället.

Backscatter

Vid mätning med multibeam-ekolod (flerstråligt ekolod) erhålls både högupplösta djupdata och s.k. backscatter-data (amplituddata). Backscatter-data innehåller information från vilket bl.a. bottensubstrat kan tolkas. Baserat på backscatter-data med 100 % täckningsgrad av det aktuella området gjorde MMA en manuell tolkning med hjälp av högupplösta data. Eftersom bottensubstratprover inte fanns tillgängliga inom undersökningsområdet jämfördes backscatter-värden med motsvarande värden ur MMA:s arkiv för områden där substratprover och filmsekvenser varit tillgängliga. Klasserna delades sedan in enligt bottensubstratklassificeringen i Tabell 14.

Upplösningen i den resulterande kartan motsvarar ca 1 m (Figur 36). Oberoende av den manuella tolkningen gjordes även en automatisk tolkning med hjälp av statistiska parametrar. Resultatet från den automatiska tolkningen visar hur många bottenytor som statistiskt skiljer sig från varandra i mätområdet men ger inte svar på vilken typ av bottensubstrat klasserna utgör. Den automatiskt tolkade kartan visas inte i denna rapport.

Tabell 13. Klassificering av bottensubstrat. Om möjligt skulle även substraten häll och hård lera urskiljas.

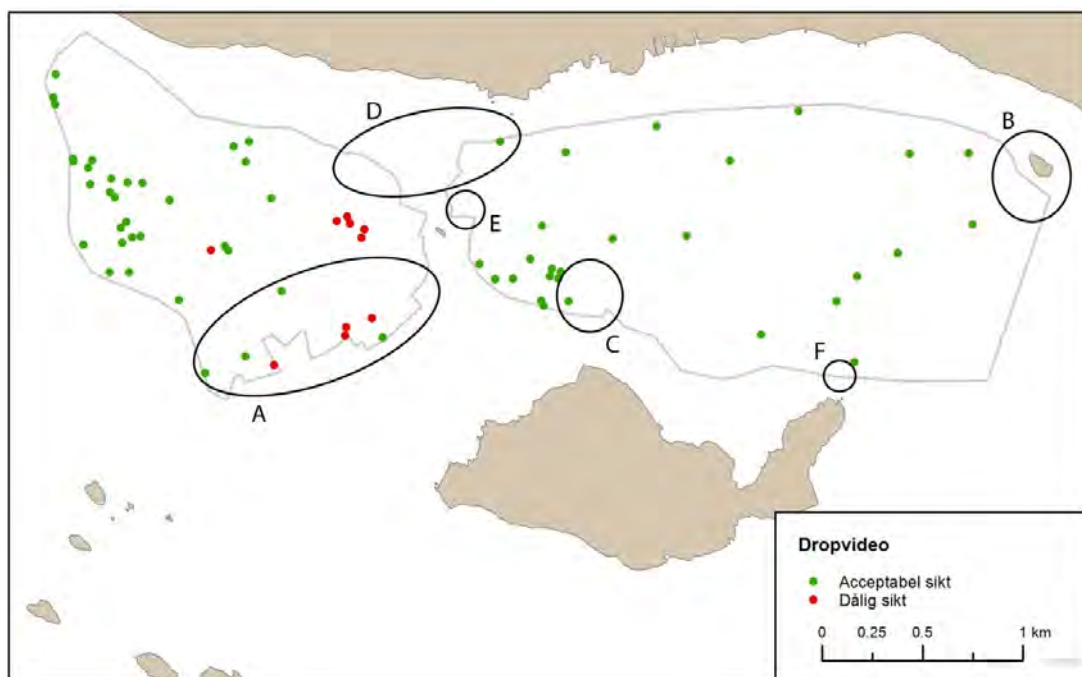
Fraktion	Kornstorlek (mm)
Block	>600
Sten	>60 – 600
Grus	>2 – 60
Sand (grov, mellan)	>0,2 – 2
Sand (fin)	>0,06 – 0,2
Silt	>0,002 – 0,06
Ler	<0,002 – 0,002

Side-scan sonar

SGU har även tolkat side-scan sonar-data (sidoseende ekolod) uppmätt av MMA. SGU har själv gjort motsvarande mätningar med side-scan sonar i det aktuella området, men dessa stördes av skiktningar i vattnet vid undersökningstillfället. Baserat på side-scan sonar-data med 100 % täckningsgrad av det aktuella området skapades en sonar-mosaikkarta som tolkades manuellt. Som stöd i tolkningen användes detaljerade djupdata från multibeam-mätningarna samt de sju sedimentproverna. Liksom i den maringeologiska karteringen tolkades först en maringeologisk karta som därefter omtolkades till en bottensubstratkarta med klasser enligt Tabell 14. Upplösningen i den resulterande kartan motsvarar ca 2 m (Figur 37).

Dropvideo

Som jämförande material samlades substratdata in från 70 provpunkter med hjälp av dropvideo inom projektet. Av dessa var siktförhållandena acceptabla i 60 punkter (Figur 38). Provpunkternas positioner var stratifierat slumpade efter djup- och vågexponeringsklass.



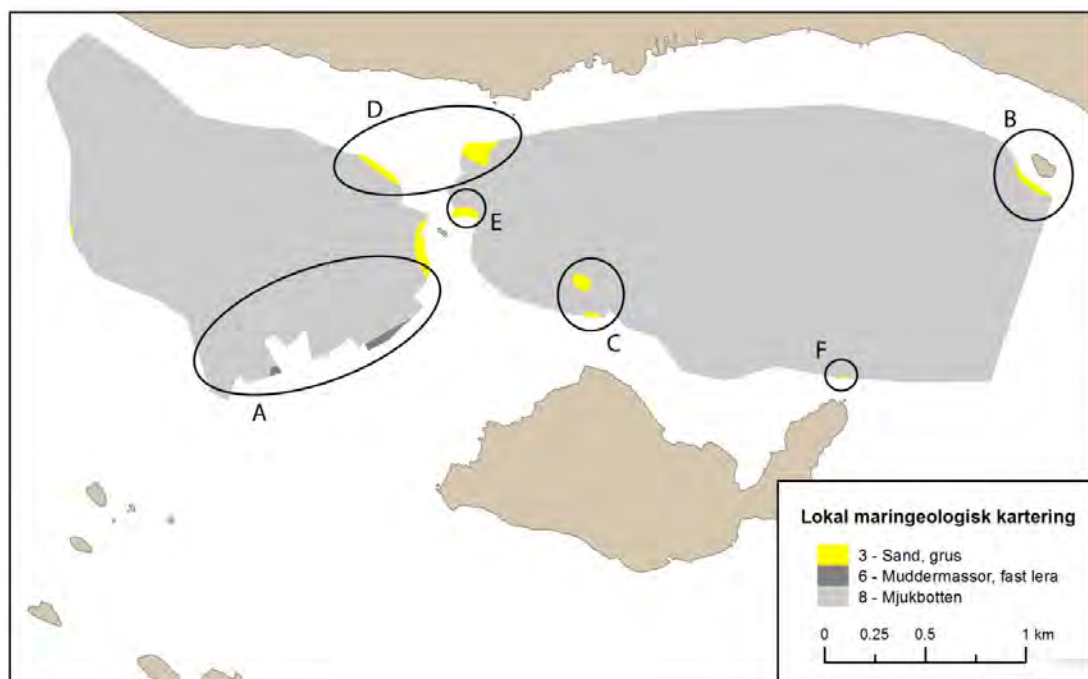
Figur 38. Positioner för dropvideo-observationer av bottensubstrat.

Resultat

Det undersökta området består i huvudsak av mjukbotten. Övriga bottensubstrattyper återfanns främst i den östra delen av det västra delområdet samt i den västra delen av det östra delområdet (Figur 35 – 38). Förutom mjukbotten som rapporterades separat grupperades övriga substratklasser på olika sätt i de tre kartorna, vilket försvårar jämförelser mellan dem. En översikt över jämförelsen av olika substrat mellan de tre karteringsmetoderna ges i Tabell 15.

Tabell 15. Översikt över jämförelse av substrat mellan de tre olika karteringsmetoderna. I kolumnen "Substrat" anges vilket/vilka substrat som är i fokus. För respektive karta anges vilka identifierade substratgrupper som har jämförts (namn och nummer), samt gruppernas totala area.

Substrat	Lokal maringeologi	Backscatter	Side-scan sonar
Muddermassor, fast lera	Muddermassor, fast lera (nr. 6) 0,95 ha	Sand, hård lera (nr. 4) 10,11 ha	Muddermassor, fast lera (nr. 6) 20,33 ha
Mjukbotten	Mjukbotten (nr. 8) 505,10 ha	Gyttja, lergyttja; gyttjelera, lera; lera, silt (nr. 1-3) 498,42 ha	Mjukbotten (nr. 8) 498,22 ha
Sand och grus	Sand, grus (nr. 3) 5,14 ha	Grus, sten (nr. 5) 1,43 ha	Sand, grus (nr. 3) 1,60 ha
Sten, block, håll	-	Block, sten; håll (nr. 6-7) 1,04 ha	Grus, sten, block; håll (nr. 1-2) 0,04 ha
Vrak	-	Vrak	-



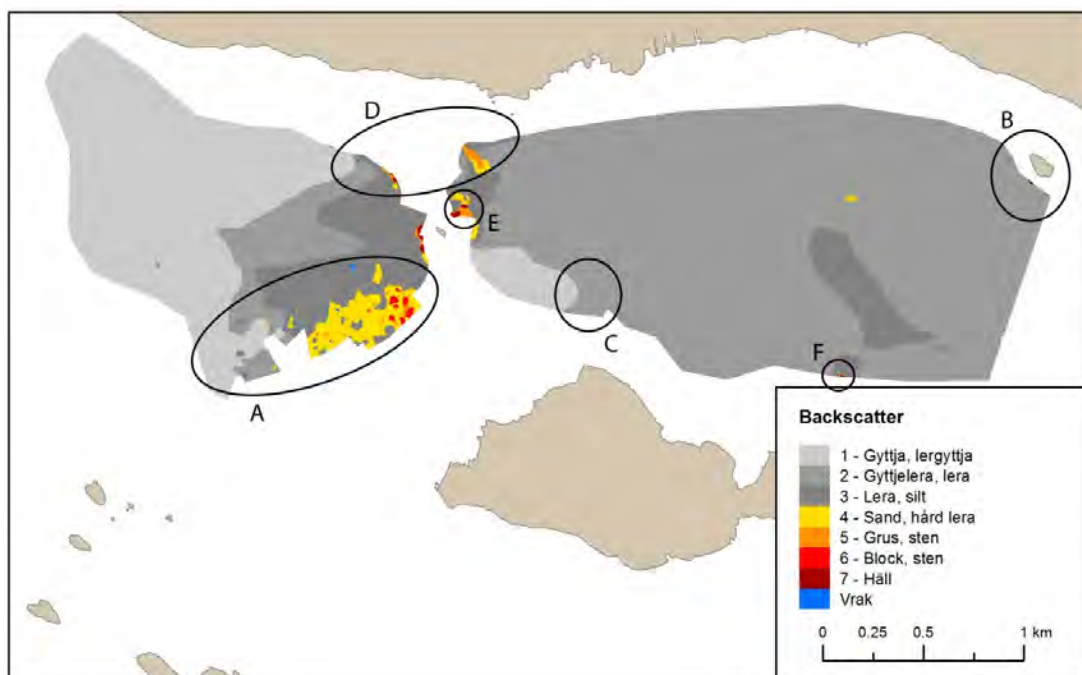
Figur 35. Bottensubstrat tolkat från SGU:s lokala kartering av maringeologi. Maringeologin är tolkad med stöd av djupdata från sjökort samt sju sedimentprover av huvudjordart. Område A-F kommenteras i texten.

Mjukbotten

Mer än 95 % av undersökningsområdets area hade klassats som mjukbotten i samtliga tre kartor. Utbredningen av mjukbotten stämmer i stora drag mellan de tre kartorna, mest lika är backscatter- och side-scan sonar-kartorna med mer inslag av andra substrat än i maringeologi-kartan. I samtliga dropvideopunkter med acceptabla siktförhållanden hade mjukbotten registrerats.

Muddermassor och fast lera

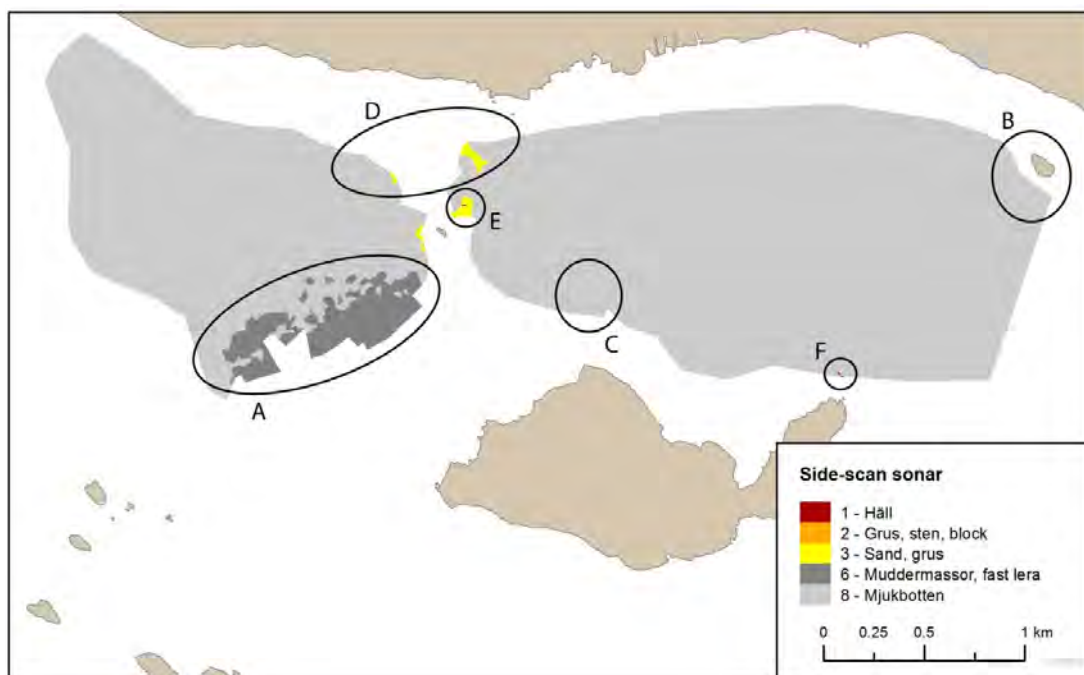
I maringeologi- respektive side-scan sonar-kartan hade fast lera klassats tillsammans med muddermassor och i backscatter-kartan tillsammans med sand. I samtliga tre kartor hade substratgrupperna som innefattade fast lera främst identifierats i den sydöstra delen av det västra delområdet, men områdets storlek skiljde sig kraftigt mellan kartorna (område A i Figur 35 – 37). Störst område identifierades i side-scan sonar-kartan följt av backscatter-kartan. Mest avvek maringeologi-kartan med ett i jämförelse mycket litet område.



Figur 36. Bottensubstrat tolkat från backscatter-data med stöd av högupplöst djupdata från multibeam-ekolod samt arkivdata från motsvarande undersökningar där bottensubstratprover och filmsekvenser varit tillgängliga. Område A-F kommenteras i texten.

Sand och grus

Sand och grus hade kombinerats på olika sätt i de tre kartorna och en noggrann jämförelse kan inte göras. Om man bortser från den sydöstra delen av det västra delområdet där muddermassor identifierats främst i side-scan sonar-kartan överensstämmer dock side-scan sonar- och backscatter-kartorna i stora drag. Mest avvikande är maringeologi-kartan genom att sand och grus hade identifierats i område B och C (Figur 35 – 37), samt att sand och grus hade identifierats i något större utsträckning i område D (Figur 35 – 37). Det kan dock noteras att ett litet område med häll hade identifierats i område B i side-scan sonar-kartan (område E i Figur 37). Sand och grus observerades inte i dropvideo-punkterna (Figur 38).



Figur 37. Bottensubstrat tolkat från side-scan sonar-data med stöd av högupplöst djupdata från multibeam-ekolod samt sju sedimentprover av huvudjordart. Tolkningen har skett i två steg, först till maringeologi och därefter till bottensubstrat. Område A-F kommenteras i texten.

Sten, block och häll

Sten, block och häll hade identifierats i ett flertal mindre områden i backscatter-kartan (Figur 36). I side-scan sonar-kartan hade dessa substrat endast identifierats på två lokaler. De geografiska positionerna för dessa lokaler överensstämde dock med motsvarande tolkning i backscatter-kartan (område E och F i Figur 36 – 37). Sten, block och häll identifierades inte i maringeologi-kartan eller i dropvideo-punkterna (Figur 35 och 38).

Vrak

Vrak identifierades endast i backscatter-kartan (Figur 36).

Slutsatser

Trots att utvärderingen utförts i ett område med relativ homogen miljö påvisades stora skillnader i resultaten från de olika karteringsmetoderna. Av de tre heltäckande kartorna överensstämmer backscatter och side-scan sonar mest. De är mer detaljerade och har större inslag av sand, grus och hårdare substrattyper än maringeologi-kartan. Största förklaringen till detta är att de har inventerats med 100 % täckningsgrad och tolkats med hjälp av högupplösta djupdata, medan maringeologi-kartan har interpolerats från mätlinjer med 1 km mellanrum med stöd av djupuppgifter från sjökort.

Uppdelningen mellan olika substrattyper hade troligtvis kunnat förbättras ytterligare i både backscatter- och sidescan sonar-kartan om fler sedimentprover hade varit tillgängliga vid tolkningen av informationen. Fler prover från flera typer av bottensubstrat ökar möjligheterna att särskilja signaler från bottensubstrat med snarlik

hårdhet och/eller struktur. Fler prover hade även ökat möjligheterna till att förbättra den automatiska tolkningen av backscatter-data. Resultaten från den manuella och den automatiska tolkningen av dessa kartor skiljde sig åt och med det begränsade antalet tillgänglig prover var det inte möjligt att analysera vad dessa skillnader berodde på.

Substratinformationen från dropvideo-inventeringen begränsades vid 10 av 70 positioner av dålig sikt. Detta, liksom påväxt, utgör ett problem vid bestämning av bottensubstrat med denna metod. Å andra sidan fungerar metoden utmärkt på hårdbotten där det inte är möjligt att ta prover med huggare och med ekologisk kunskap ger information om påväxt en god vägledning om underliggande substrat. Även om dropvideo-observationspunkterna har en mycket begränsad yta kan en heltäckande yta erhållas med hjälp av rumslig modellering såsom gjorts för hela Östergötland (se ”Miljövariabler – Modellering av enskilda substrat”).

Sammanfattningsvis kan slutsatsen dras att substratinformation från lokal maringeologisk kartering inte är ett användbart underlag för modellering av arter och habitat. Detta beror främst på den låga upplösningen i den underliggande informationen. Backscatter och sidescan sonar ger kartor med hög upplösning och bör vara utmärkta som underlag vid modellering av biota. I stora drag genererar de liknande substratkartor. Det har dock inte varit möjligt att göra en detaljerad utvärdering av observerade skillnader i resultat i denna undersökning. Backscatter har potential att tolkas automatiskt, vilket inte är möjligt med sidescan sonar. Slutligen visar resultaten från modellering av biota (se ”Resultat – Modelleringsresultat för blåmussla och alger” och ”Modelleringsresultat för kärlväxter”) att ett modellerat substratskikt baserat på dropvideo-data kan fungera utmärkt som modelleringsunderlag, trots karteringsmetodens begränsningar.

Modelleringsresultatens användbarhet för planering, skydd och förvaltning av havsmiljö

Användbarhet på läns- och kommunnivå

Behovet av ökad kunskap om marina naturvärden på läns- och kommunnivå

Kännedom om marina naturvärden är en kunskap som efterfrågas från många håll. Var finns de värdefullaste områdena? Hur värdefulla är de? Och varför är just dessa värdefulla? För länsstyrelser och kommuner handlar det främst om att ha ett bra underlag för kustplanering och ärendehantering. God kännedom om naturvärden är en förutsättning för ett framgångsrikt arbete. Exempel på arbetsområden där materialet behövs är fysisk planering inklusive regionala landskapsstrategier, skötsel och skydd av värdefulla naturområden samt tillsyn och beslut enligt miljöbalken. Behovet av kunskap har också stärkts på senare år, bland annat genom förändringarna kring hanteringen av strandskyddsärenden. Kunskap om marina naturvärden efterfrågas även på annat håll, exempelvis inom friluftslivet och turismen. Många människor är intresserade av vattenmiljöer och besöker skärgården när de ägnar sig åt båtliv, bad, sportfiske, paddling och skridskoåkning. Det som döljs under ytan är

spännande och fantasieggande. Med en bättre kännedom om värdefulla områden kan guideböcker och andra informationsmaterial tas fram. En intresserad och kunnig allmänhet är viktig för framtidens naturvårdsarbete.

Jämförelse av kunskapsläge om naturvärden med andra miljöer

Idag börjar bilden över naturvärden knutna till landmiljöer bli god. På senare år har även kunskapen om värdefulla sötvattensmiljöer stärkts. Mer eller mindre yttäckande inventeringar av exempelvis skogliga nyckelbiotoper, ängs- och betesmarker, grova träd, våtmarker och vattendrag finns samlad i kommunala naturvårdsprogram och fungerar som viktiga underlag i det kommunala och regionala naturvårdsarbetet. Kunskapen om marina naturvärden är dock fortfarande mycket bristfällig. Dagens kunskapsläge är splittrat och berör bara delar av kustområdet och dessutom enbart vissa naturtyper. En samlad bild saknas. Detta beror på att den marina miljön är svårinventerad och vidsträckt. Det saknas också verktyg för identifiering, avgränsning och klassning av naturvärdesobjekt. Inventeringarna av land- och sötvattenmiljöer bygger på mer eller mindre vedertagna metoder. Dessutom finns en längre tradition av naturvårdsorienterat arbete.

Vilket underlag behövs?

För att kunna bedriva ett framgångsrikt naturvårdsarbete behövs alltså kunskap om den rumsliga fördelningen av kustens naturvärden. Detta är av central betydelse för arbetet. Det är också av stor vikt att underlaget tas fram utifrån samma utgångspunkter som naturvärdesobjekten i land- och sötvattenmiljöer. Materialet ska bestå av en heltäckande karta med avgränsade, beskrivna och klassade naturvärdesobjekt. Detaljeringsnivån på materialet ska motsvara skala 1:10 000 och klassningen utföras i en vedertagen naturvärdesskala. I Östergötland används en fyrgradig skala från nationellt värdefulla klass 1-objekt ner till lokalt värdefulla klass 4-objekt. Klassningen ska bygga på en jämförelse mellan objekt inom samma naturtyp och naturgeografiska region. Underlaget ska lyftas in i de kommunala naturvårdsprogrammets naturvärdeskartor och kommer att utgöra ett viktigt fundament för det fortsatta kommunala och regionala naturvårdsarbetet längs kusterna.

Svarar modelleringsresultatet upp mot behoven?

De preliminära marina naturvärdesområdena är ett viktigt steg på vägen mot en yttäckande naturvärdeskarta. En hel del återstår dock innan materialet kan betraktas på samma sätt som inventeringsresultaten från exempelvis ängs- och betesmarksinventeringen eller den skogliga nyckelbiotopsinventeringen. Detta beror bland annat på följande faktorer:

- Prediktionerna är i en något grövre upplösning (25*25 m, vilket ungefär motsvarar skala 1:25 000) än vad som används i naturvårdsarbete på land (skala 1:10 000). Om mer högupplösta underlag blir tillgängliga kan prediktionerna göras i högre upplösning.
- Avgränsning och klassning av marina preliminära marina naturvärdesområden har enbart gjorts utifrån förekomst av sammanhängande områden med bältesbildande,

strukturbildande arter. Områdets storlek i relation till övriga områden inom samma naturtyp har sedan bestämt värdet. Ju större området är desto värdefullare. Resonemanget bygger på att strukturen i sig skapar förutsättningar för andra arter. Exempel på detta är musselbankarnas betydelse för sjöfågel och de vegetationsklädda grundbottnarnas betydelse för många fiskarters reproduktion, yngeluppväxt och födosök. Angreppssättet har bedömts vara det mest ändamålsenliga i förhållande till projektets resurser, tillgängliga indata och modellernas begränsningar. Exempel på faktorer som inte vägts in i bedömningen är mångformighet, naturlighet samt förekomst av ovanliga arter eller företeelser. Om man bortser från modellernas begränsningar anses dock att angreppssättet fångar in merparten av kustens marina naturvärden. Övriga naturvärdeskriterier påverkar i första hand klassningen av objekten.

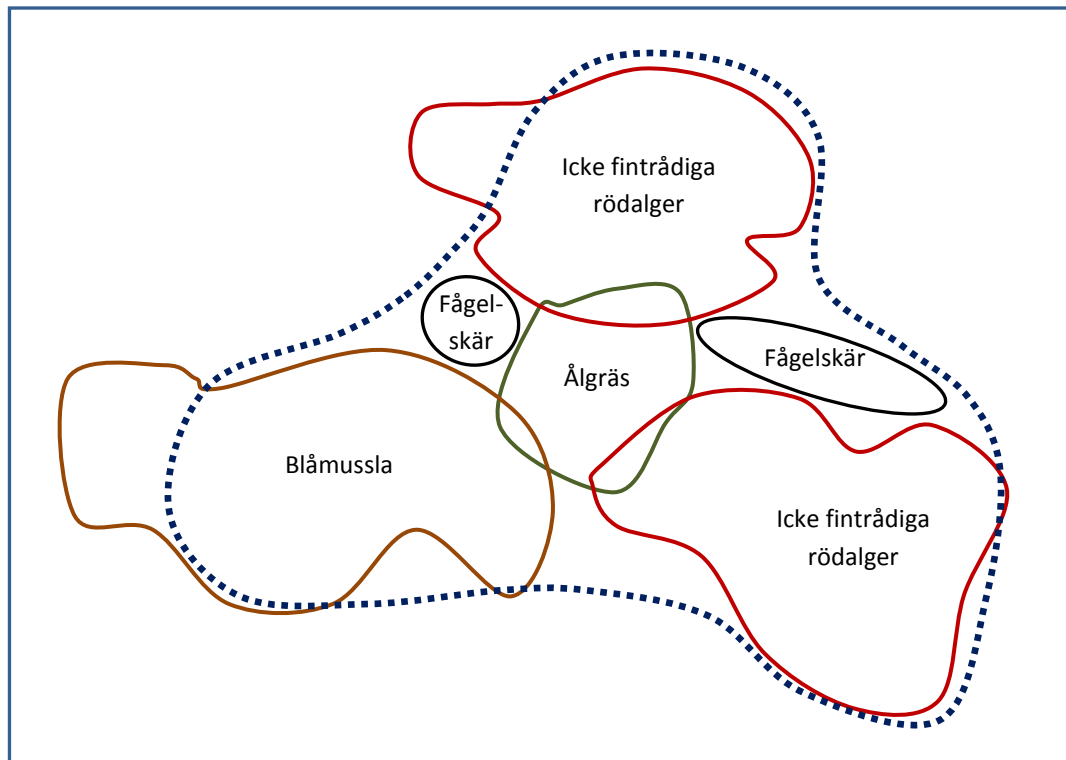
- Principer för avgränsning och klassning har utarbetats av personer med god ekologisk kunskap och lokalkännedom, men de preliminära naturvärdesområdena har inte granskats på objektsnivå. Exempelvis har inte sammanvägningar av överlagrande eller näraliggande naturvärdesområden av olika typ och klass gjorts. Avvägningar måste göras i varje enskilt fall och kan inte lösas med hjälp av modellering.
- De preliminära marina naturvärdesområdena täcker inte alla marina naturtyper av naturvårdsintresse. Det viktigaste exemplet är laguner som inte kunde modelleras p.g.a. bristfälliga data (se ”Biologiska variabler – Dataset för modellering av bentisk biota”). Andra exempel är vegetationsfattiga, sanddominerade eller blockrika grundområden och topografiskt variationsrika platser.
- Sammanhängande, bältesbildande blåstång predikteras inte med tillräckligt hög noggrannhet för att ensamt användas som beslutsunderlag i platsspecifik ärendehantering. Detta beror troligtvis på brister i substratskiktet.
- Sammanhängande, bältesbildande kärlväxtsamhällen predikteras inte med tillräckligt hög noggrannhet för att ensamt användas som beslutsunderlag i platsspecifik ärendehantering. En trolig förklaring till detta är att siktdjupet, eller faktorer som påverkar siktdjupet, inte finns tillgängliga som modelleringsunderlag. Eftersom siktdjup är en viktig styrande faktor för vegetationens djuputbredning resulterar detta i att utbredningen av kärlväxter är underskattad i områden med klart vatten, som t.ex. i ytterskärgården, och överskattad i områden med grumligt vatten, som t.ex. längs Bråvikens södra strand. Ytterligare en faktor är de begränsade djupmätningarna i grunda vikar.

Hur kan materialet användas?

Modelleringsresultatet bör alltså i första hand betraktas som ett underlag inför arbetet med att ta fram en yttäckande, marin naturvärdeskarta. En arbetsgång för att nå dit beskrivs i exemplet nedan. Arbetsgången följer det upplägg som beskrivs i Naturvårdsverkets vägledning för skydd av marina miljöer med höga naturvärden (Naturvårdsverket 2007). Utöver underlag till naturvårdsarbetet har projektet även genererat andra viktiga produkter, som t.ex. kartor och GIS-skikt för vattenströmmar

och utbredning av sedimentationsbottnar, samt sammanställningar av de biologiska och hydrografiska data som har använts i modelleringarna.

Vägen från preliminära marina naturvärdesområden till marina värdekärnor kan åskådliggöras i Figur 39. I exemplet visas närliggande och överlagrande preliminära marina naturvärdesområden i samma bild. Till dessa preliminära naturvärdesområden adderas i detta fall terrestra värden i form av två fågelskär.



Figur 39. Schematiskt exempel för identifiering och avgränsning av en marin värdekärna baserat på preliminära marina naturvärdesområden (i exemplet blåmussla, icke fintrådiga rödalger och ålgräs) och tidigare kända naturvärden (fågelskär). Den streckade linjen visar den resulterande värdekärnan efter att en samlad bedömning gjorts.

Därefter görs en samlad bedömning av området utifrån dess struktur, artinnehåll och ekologiska funktion. Exempel på ekologiska/biologiska kriterier som vägs in är artrikedom, mångformighet, förekomst av sällsynta arter eller företeelser, fågel- och fiskvärden samt landhöjningssuccessioner. Vid bedömningen är det lämpligt att göra en geografisk analys av hur de preliminära naturvärdesområdena förhåller sig till olika påverkansfaktorer för bl.a. att skatta kvaliteten på de ekologiska/biologiska kriterierna, samt bedöma områdets naturlighet/ursprunglighet. Beroende på hur mycket data som finns tillgängliga om området kan bedömningen antingen göras direkt på kontoret eller behöva kompletteras med fältbesök. Resultatet blir ett eller flera avgränsade, naturvärdesklassade och beskrivna marina värdekärnor (streckad linje i Figur 39).

För att bedöma om det är aktuellt eller ej att införa någon form av skydd för en värdekärna används sedan olika prioriteringskriterier. Exempel på sådana är hotbild, sårbarhet, områdets storlek i förhållande till andra liknande miljöer, områdets

geografiska läge i förhållande till nätverk av befintliga skyddade områden, samt genomförbarhet av skydd (Naturvårdsverket 2007). Vid utarbetande av skydds- och påverkanszoner samt föreskrifter, skötselplaner och liknande är geografiska underlag om påverkansfaktorer av stor vikt.

På uppdrag av Naturvårdsverket håller Metria på att ta fram GIS-skikt över olika typer av påverkansfaktorer längs Sveriges kuster. Dessa skikt kommer att vara ett värdefullt tillskott för att kunna göra en mer heltäckande geografisk analys av den kustnära marina naturmiljön. T.ex. kan faktorer som strandnära bebyggelse, bryggor, hamnar, marinor, fiskodlingar, intensiv sjöfartstrafik (AIS-data), muddringar, naturhamnar, m.m. kan t.ex. komma att sänka den ekologiska/biologiska bedömningen av ett preliminärt marint naturvärdesområde. Hur olika påverkansfaktorer kan påverka bedömningen av olika typer av marina naturvärden kommer att analyseras mer konkret i ett uppföljande projekt som Länsstyrelsen Östergötland och Norrköpings kommun ska arbeta vidare med. Detta arbete syftar till att ta fram en fördjupad metod för identifiering, avgränsning, beskrivning och klassning av marina naturvärdesobjekt i Östergötlands skärgård.

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 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	Sverige- kartan	Översikts- kartan	Terrängkartan	Fastighets- kartan
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.

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 ledningsdragning, 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 fiskemetoder. 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 marinageografiska 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 2009). 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 2010).

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 vattenströmmar och utbredning av sedimentationsbottnar, 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 produceras inom projektet ska tillgängliggöras via Miljödataportalen och datalagringen kommer att 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 Östergötland 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.

Habitat – I denna rapport används samma definition av habitat som inom EUNIS: ”Växt- och djursamhällen som karaktäriserar 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.

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.

Prickkarta – Karta över observerad förekomst av t.ex. en art. Eftersom arten endast kan ha observerats på de lokaler som har inventerats är fördelningen av observationer beroende av fördelningen av inventeringar.

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 modelleringarna av arter och artgrupper är rutornas storlek 25*25 m (upplösning 25 m).

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

TIN-batymetri – (Triangular Irregular Network, triangelnätverk). En heltäckande djupkarta som har tagits fram genom att punktvärden har förbundits med varandra så att plana ytor av oregelbundna trianglar skapas. De exakta värdena för datapunkterna påverkas inte av interpoleringen.

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

- 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.
- 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.
- Blomqvist, M. 2008. Transektinventering av marina bottenar. Manual för applikationen MarTrans. http://swenviro.naturvardsverket.se/dokument/epi/basinventering/basdok/pdf/Ttransektinventering_av_marina_bottnar_manual_20080922.pdf.
- Blomqvist, M. & Olsson, P. 2007. Översyn av det nationella marina övervakningsprogrammet för vegetationsklädda bottenar. Rapport Naturvårdsverket. 34 sid. http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/rapporter/hav/2007.oversyn_vegetationskladda_bottnar.pdf.
- 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 Ornith Consult Report 1994, 110 sid.
- Edinger, J. E. & 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, pp. 115-146.
- Elhammer, A., Hallberg O., Erlandsson C. & Nyberg J. 2010. Ytsubstratklassning av maringeologisk information. SGU-rapport: Dnr 08-1565/2009, Rapport Maringeologi nr 2010:1.
- 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.

Garrard, C. 2003. Using ArcView in conjunction with statistical software for predictive modeling. Paper presentation at the 2003 ESRI International User Conference, San Diego, California. July 7-11.

HELCOM (Helsinki Commission) 1998. Red list of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. Baltic Sea Environment Proceedings 75. 115 sid.

HELCOM (Helsinki Commission) 2010 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.

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.

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. Skydd av marina miljöer med höga naturvärden. Rapport 5739. 101 sid.

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 2010. Inventering av utsjöbankar – Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Dnr 299-5451-07Nh.

Phillips S. J., Anderson R. P. & Schapire R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.

Sandman, A., Isacius, 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.

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

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 Östergötland eller AquaBiota Water Research (info@aquabiota.se).

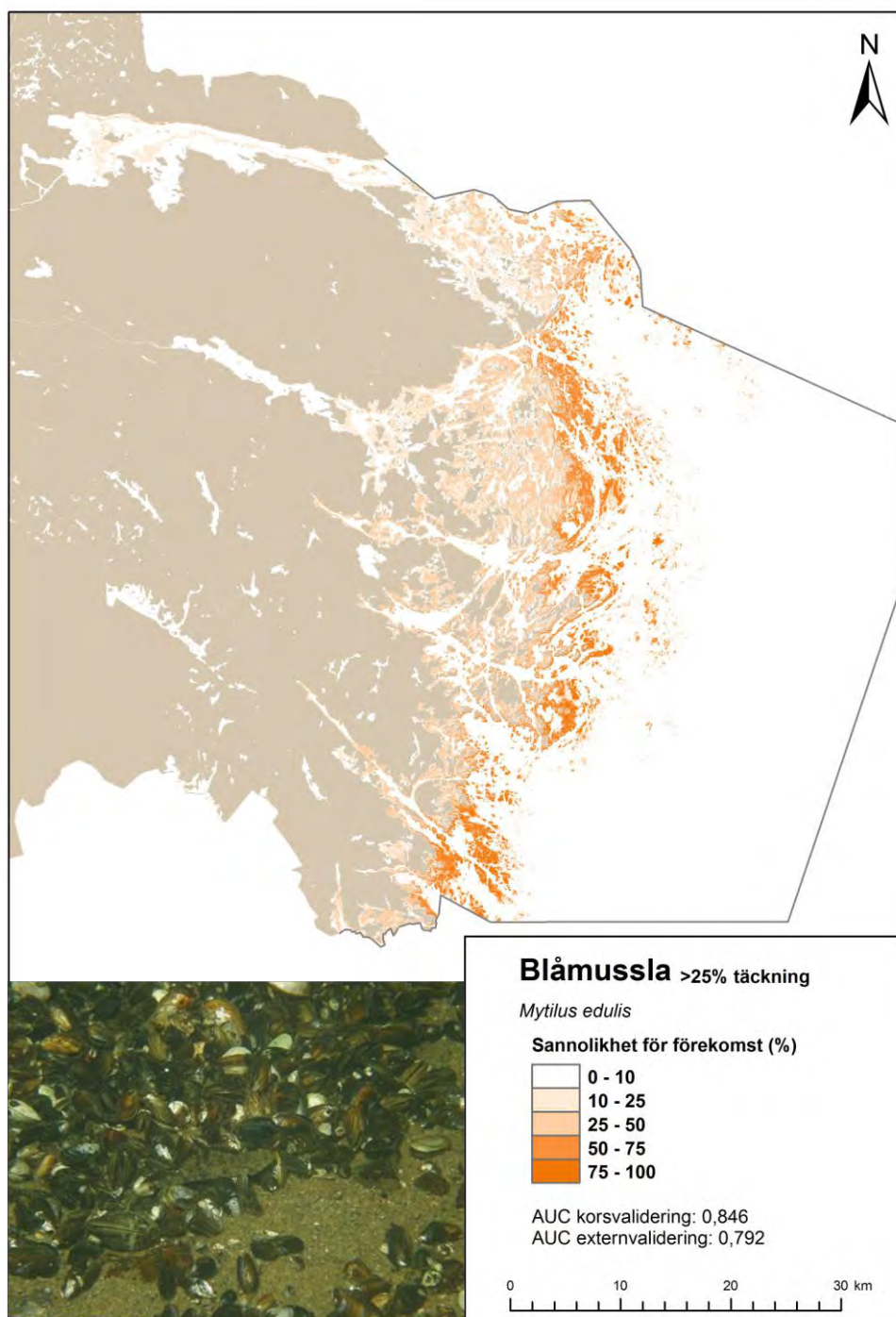
1. Samtliga kartor över arter, artgrupper och preliminära marina naturvärdesområden i den finaste upplösning som allmänt spridningstillstånd har erhållits för.
2. CD/DVD med samtliga kartor och GIS-skikt i den finaste upplösning som allmänt spridningstillstånd har erhållits för.
3. Sekretessbelagd CD/DVD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

Bilaga 1

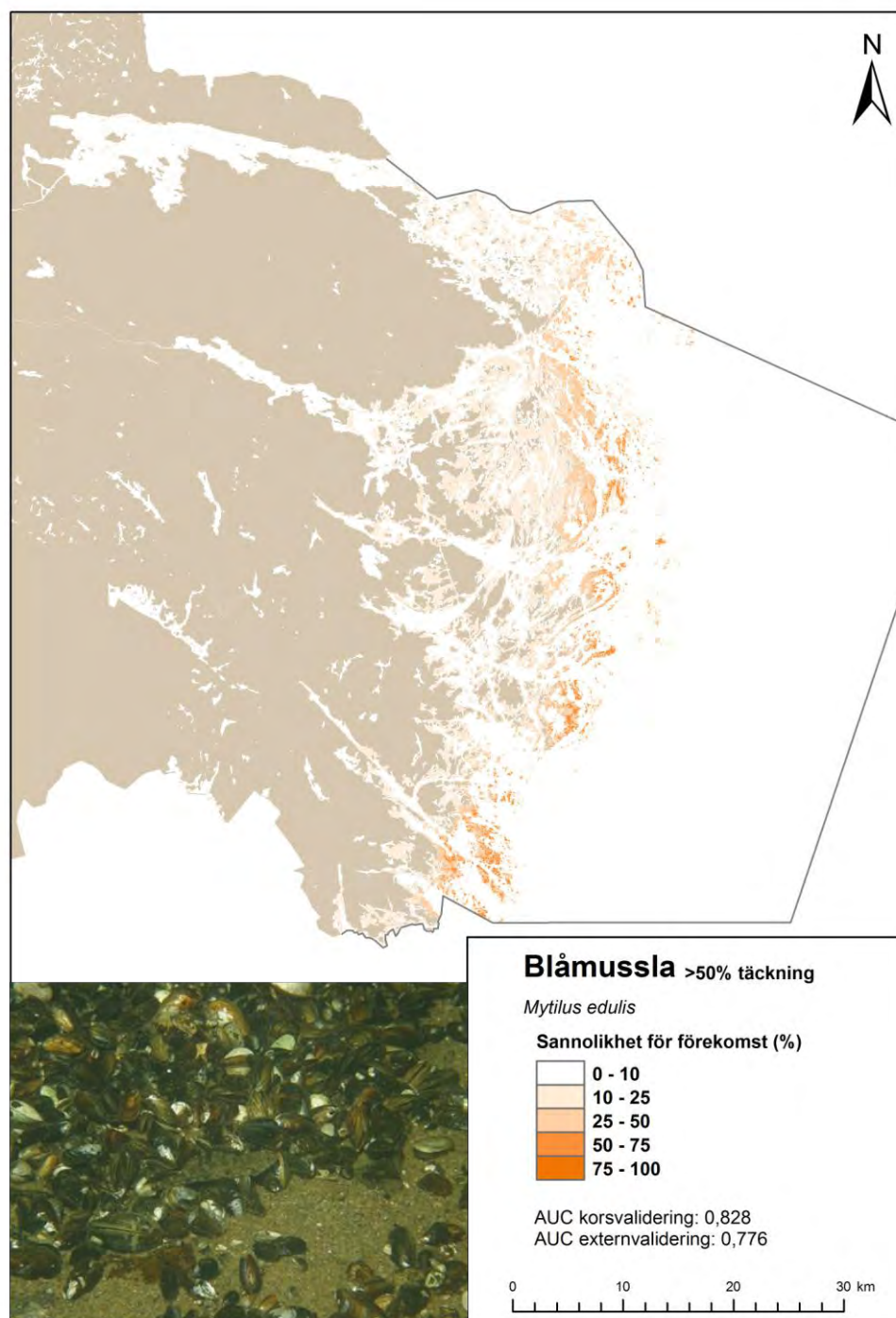
Samtliga kartor över arter, artgrupper och preliminära marina naturvärdesområden framtagna för Östergötlands marina område i den finaste upplösning som allmänt spridningstillstånd har erhållits för. En översikt över figurerna 1-54 visas i tabell 1.

Tabell 1. Översikt över kartor över arter, artgrupper och marina naturvärdesområden framtagna för Östergötlands marina område i den finaste upplösning som allmänt spridningstillstånd har erhållits för.

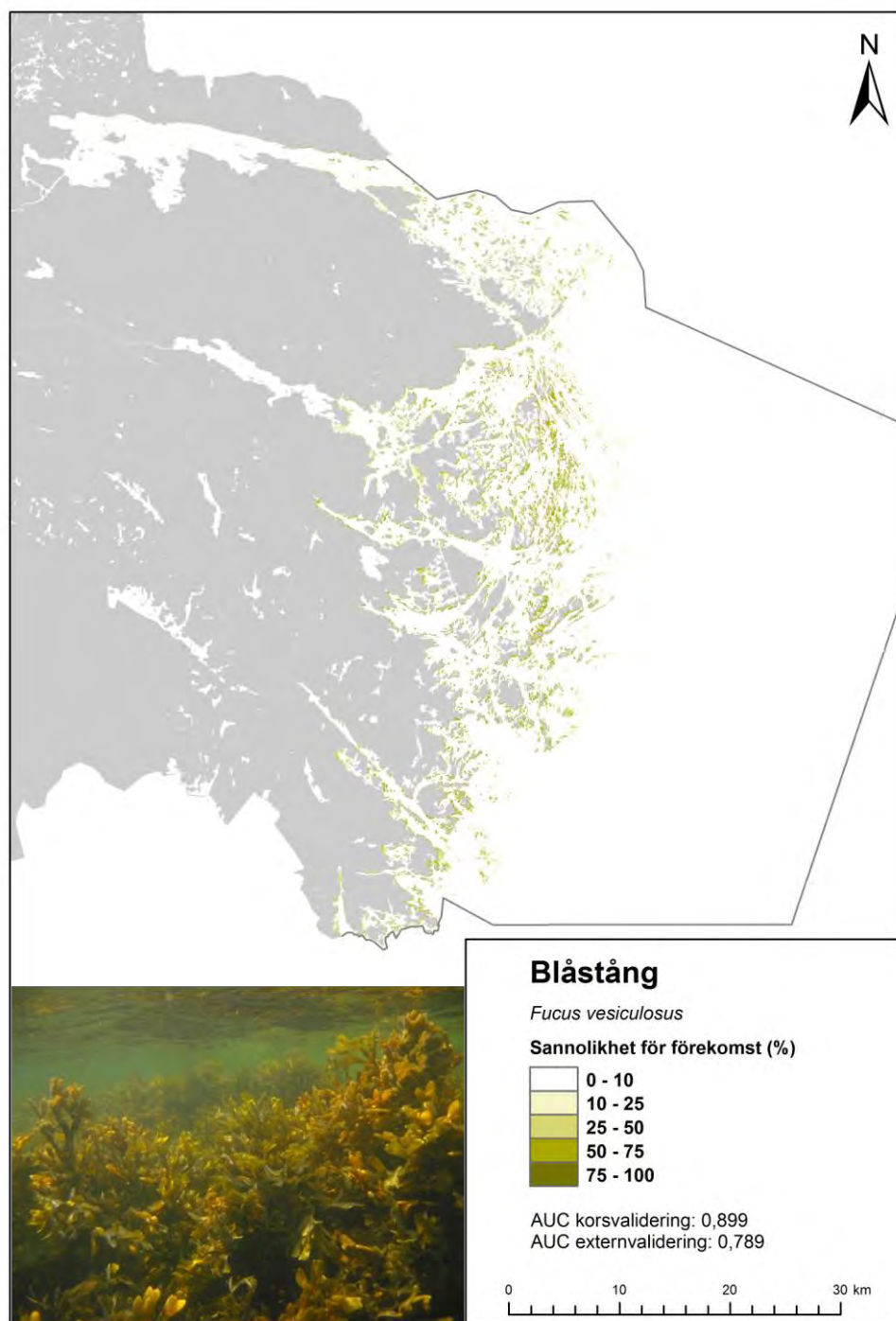
Figur nr	Art eller artgrupp	Täckningsgrad
1	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	>25 %
2		>50 %
3	Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)	>0 %
4		>25 %
5	Grovsälke, ullsläke (<i>Ceramium virgatum</i> , <i>C. tenuicorne</i>)	>0 %
6		>25 %
7		>50 %
8	Grönslickar (<i>Cladophora</i> spp.)	>0 %
9		>25 %
10	Gyllenskägg, smalskägg (<i>Dictyosiphon chordarius</i> , <i>D. foeniculaceus</i>)	>0 %
11	Havsrufose (<i>Tolypella nidifica</i>)	>0 %
12	Ishavstofs (<i>Sphacelaria arctica</i>)	>0 %
13	Icke fintrådiga rödalger ³	>0 %
14		>25 %
15	Klyving (<i>Polyides rotundus</i>)	>0 %
16	Kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)	>0 %
17	Rödris (<i>Rhodomela confervoides</i>)	>0 %
18		>25 %
19	Sträfsen (<i>Chara</i> spp.)	>0 %
20	Sudare (<i>Chorda filum</i>)	>0 %
21		>10 %
22	Tarmalger (<i>Ulva</i> spp.)	>0 %
23	Trådslick, molnslick (<i>Pylaiella littoralis</i> , <i>Ectocarpus siliculosus</i>)	>25 %
24	Tångludd (<i>Elachista fucicola</i>)	>0 %
25	Violettslick, fjäderslick (<i>Polysiphonia fibrillosa</i> , <i>P. fucooides</i>)	>0 %
26		>25 %
27	Violettslick, fjäderslick, rödris, ishavstofs (<i>Polysiphonia fibrillosa</i> , <i>P. fucooides</i> , <i>Rhodomela confervoides</i> , <i>Sphacelaria arctica</i>)	>25 %
28	Borstnate (<i>Potamogeton pectinatus</i>)	>50 %
29		>0 %
30		>10 %
31	Hornsärv (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	>25 %
32	Hårsärv (<i>Zannichellia palustris</i>)	>0 %
33		>0 %
34	Kärlväxter ³ (<i>Spermatophyta</i>)	>10 %
35		>0 %
36		>10 %
37		>25 %
38	Axslinga och knoppslinga (<i>Myriophyllum spicatum</i> , <i>M. sibiricum</i>)	>50 %
39		>0 %
40	Vattenpest (<i>Elodea canadensis</i>)	>10 %
41	Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	>0 %
42		>0 %
43		>10 %
44	Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	>25 %
45		>0 %
46		>10 %
47	Preliminära marina naturvärdesområden för blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	-
48	Preliminära marina naturvärdesområden för blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)	-
49	Preliminära marina naturvärdesområden för icke trådformiga rödalger	-
50	Preliminära marina naturvärdesområden för kärlväxter	-
51	Preliminära marina naturvärdesområden för ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	-
52	Borststräfsen (<i>Chara aspera</i>)	Prickkarta
53	Havsnajas (<i>Najas marina</i>)	Prickkarta
54	Rödsträfsen (<i>Chara tomentosa</i>)	Prickkarta



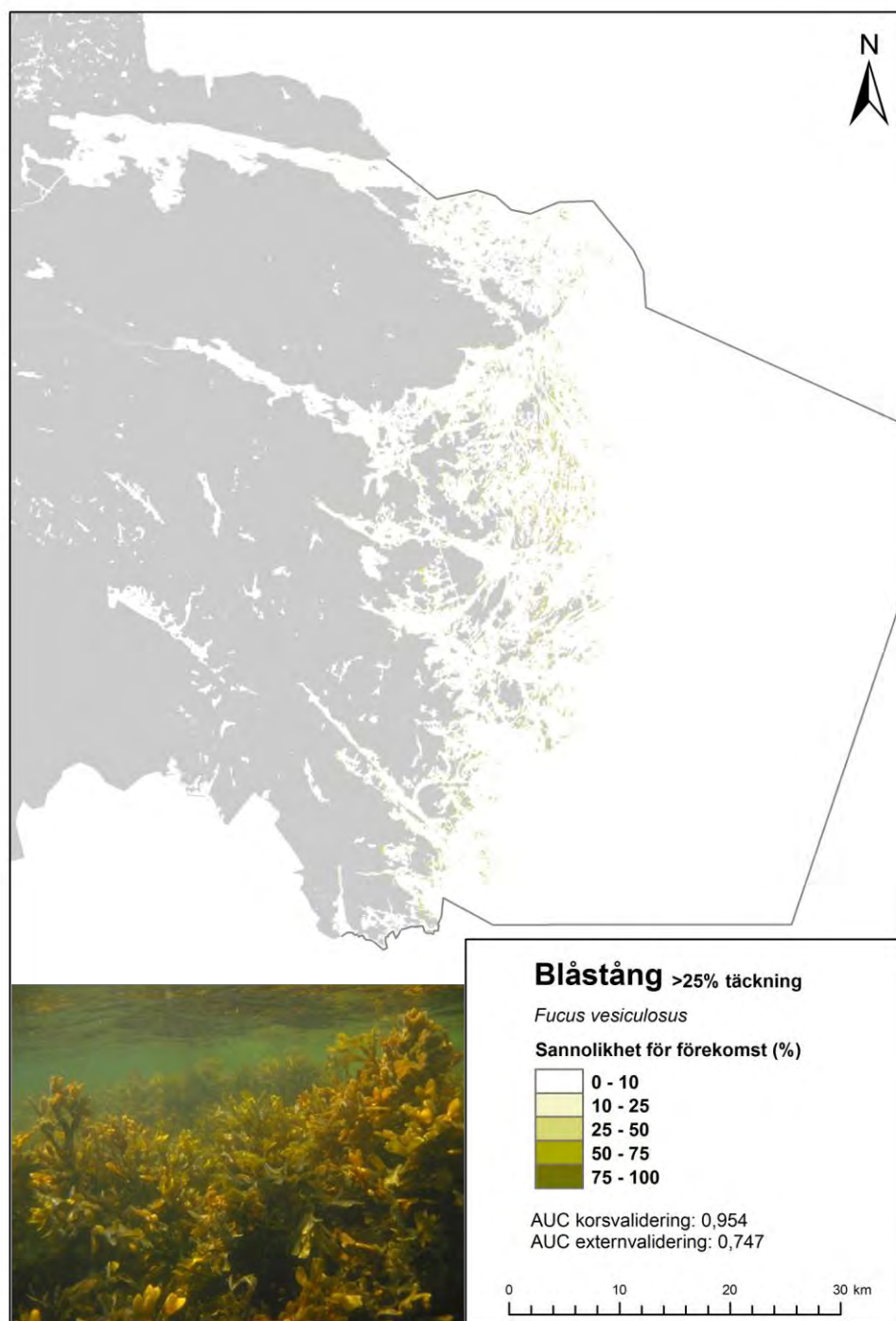
Figur 1. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av blåmussla (*Mytilus edulis*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



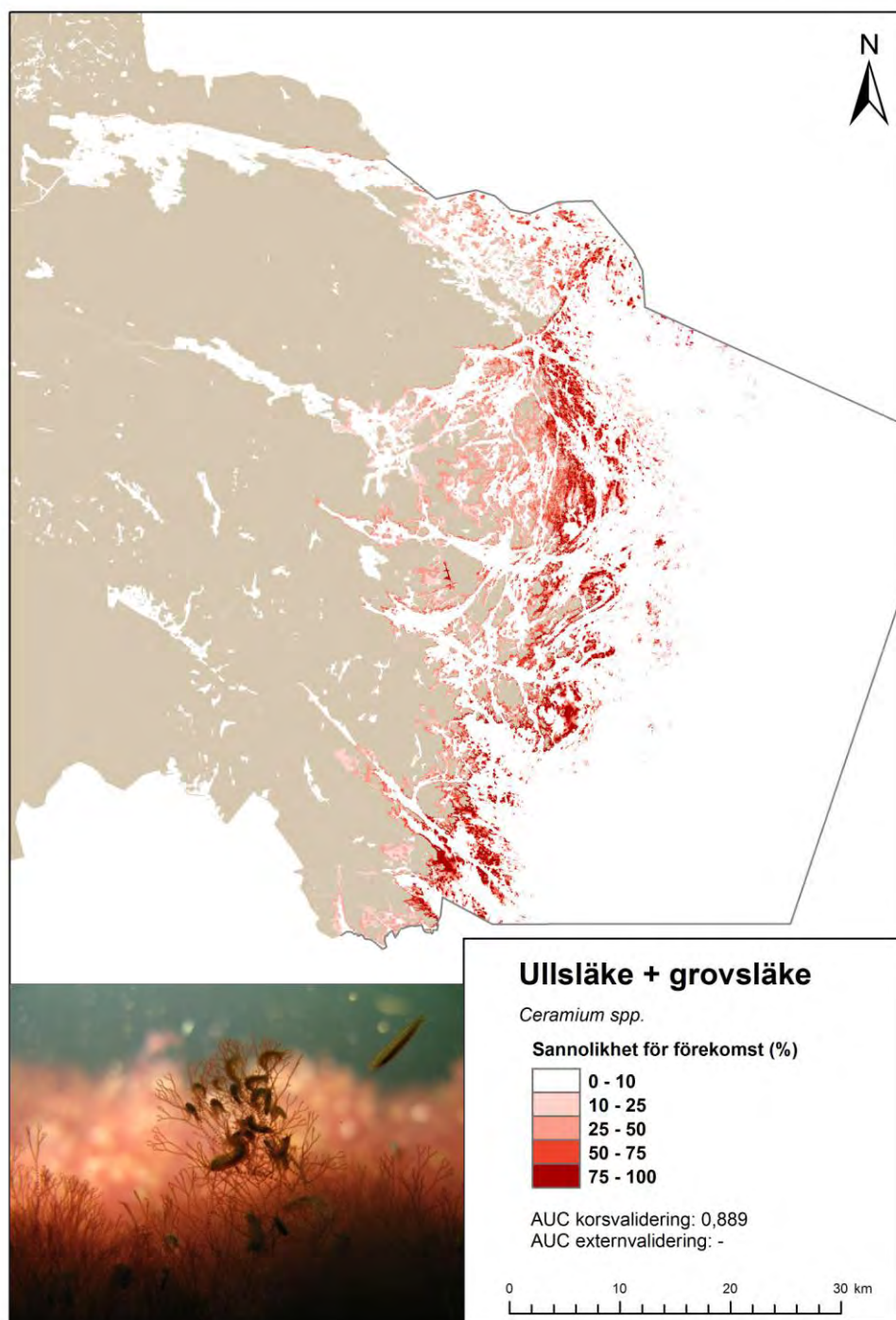
Figur 2. Modellerad sannolikhet för 50 % täckningsgrad av blåmussla (*Mytilus edulis*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



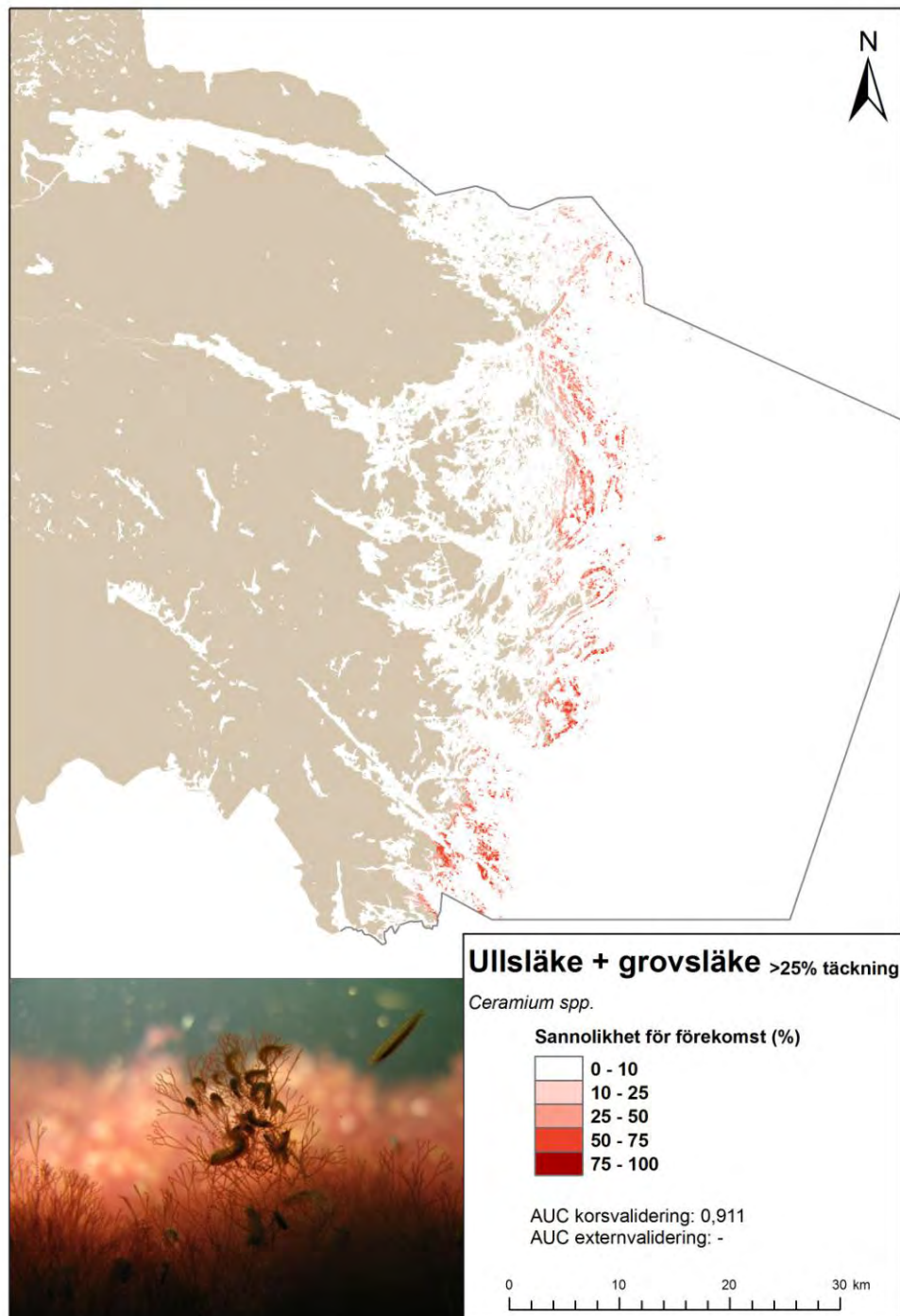
Figur 3. Modellerad sannolikhet för förekomst av blåstång (*Fucus vesiculosus*) i Östergötland. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.



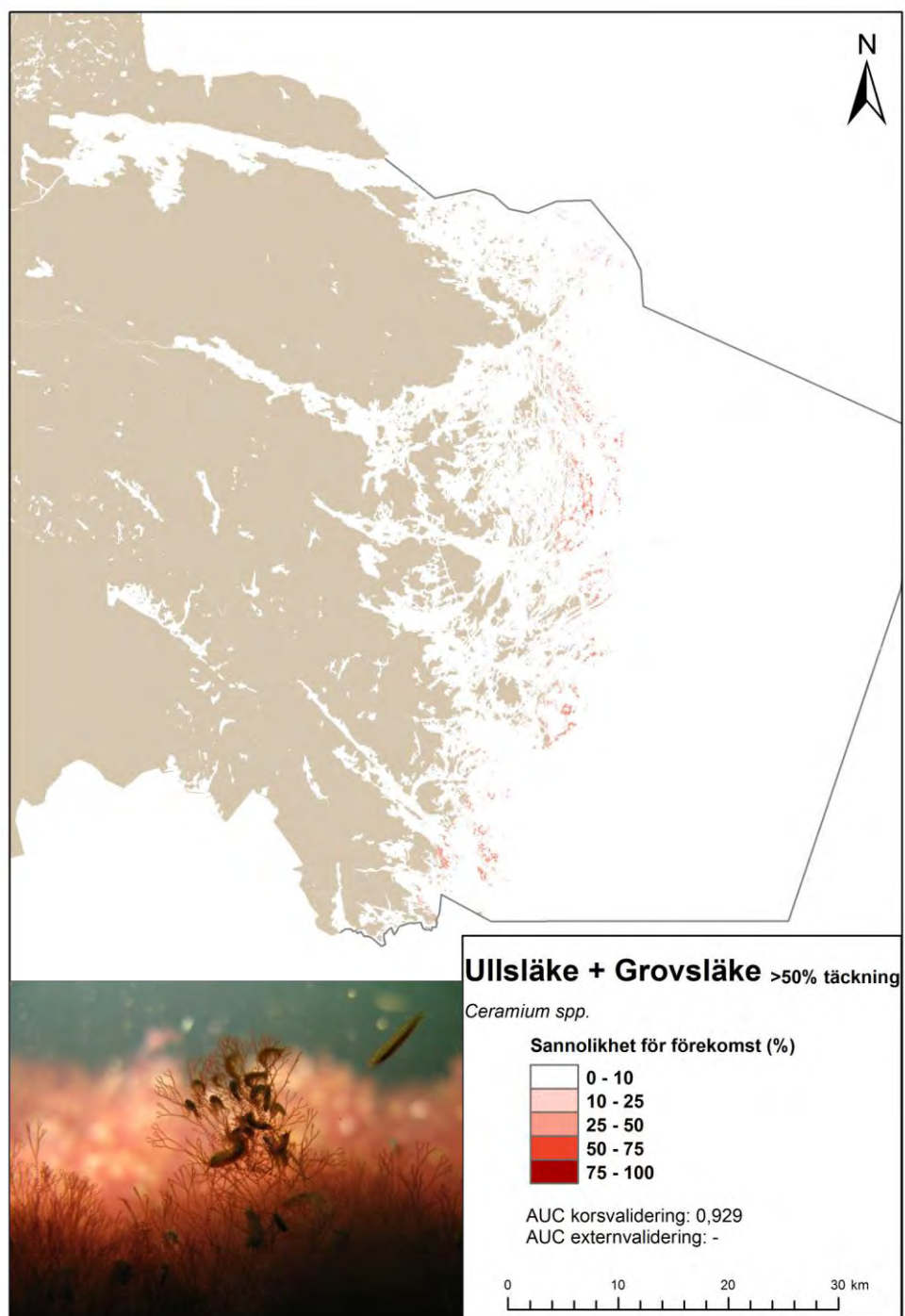
Figur 4. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av blåstång (*Fucus vesiculosus*) i Östergötland. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.



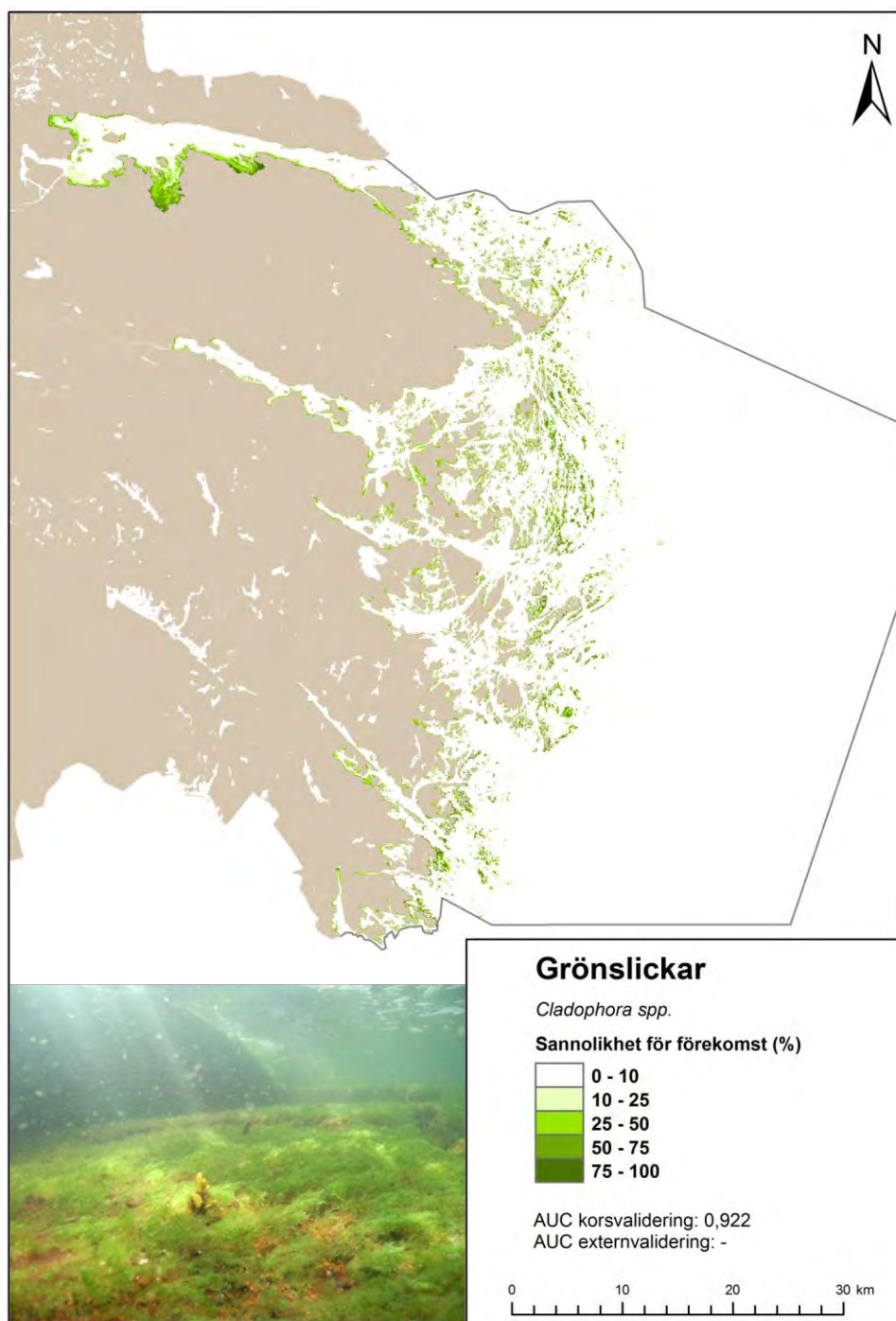
Figur 5. Modellerad sannolikhet för förekomst av ullsläke och grovsläke (*Ceramium tenuicorne* och *Ceramium virgatum*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



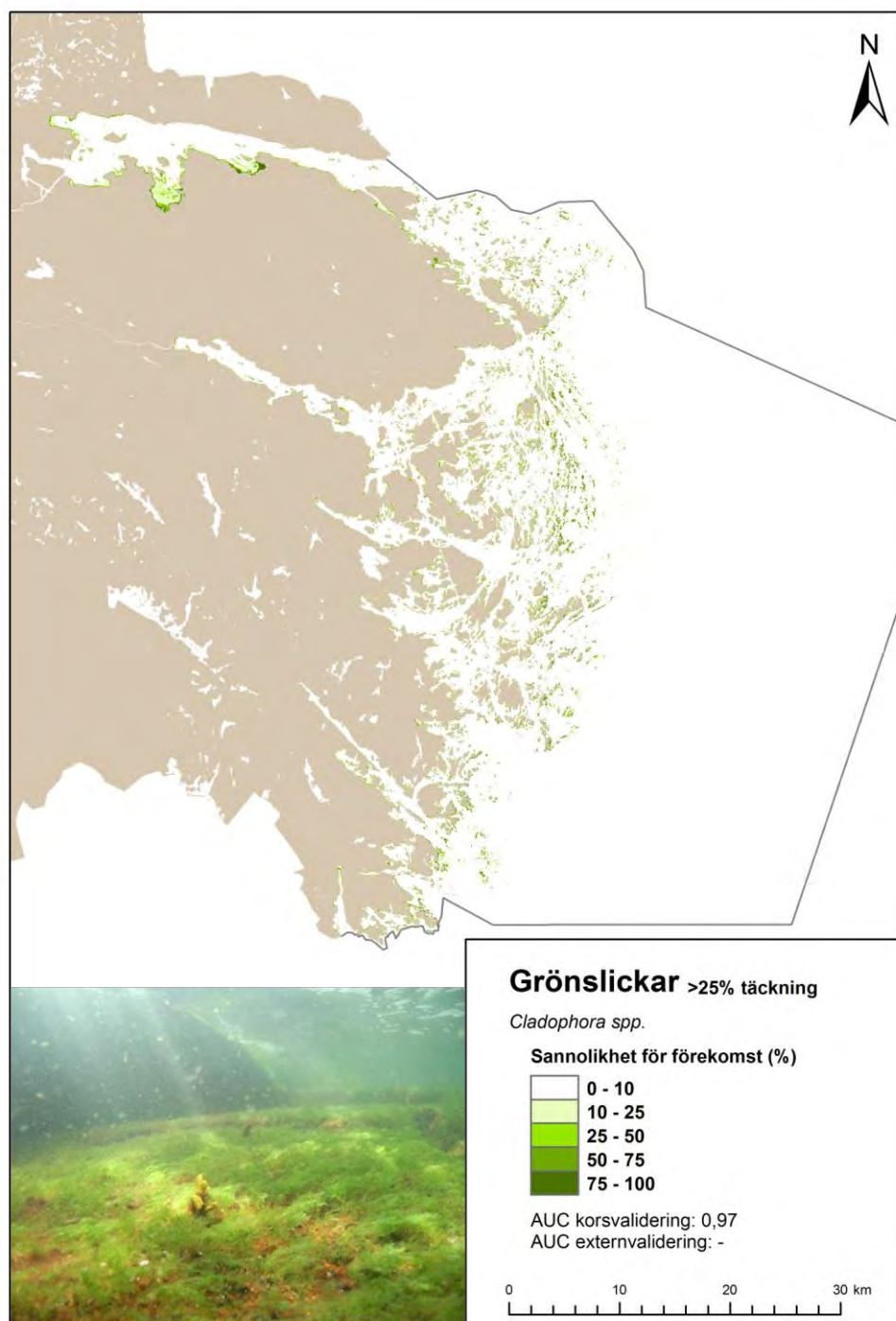
Figur 6. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av ullsläke och grovsläke (*Ceramium tenuicorne* och *Ceramium virgatum*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



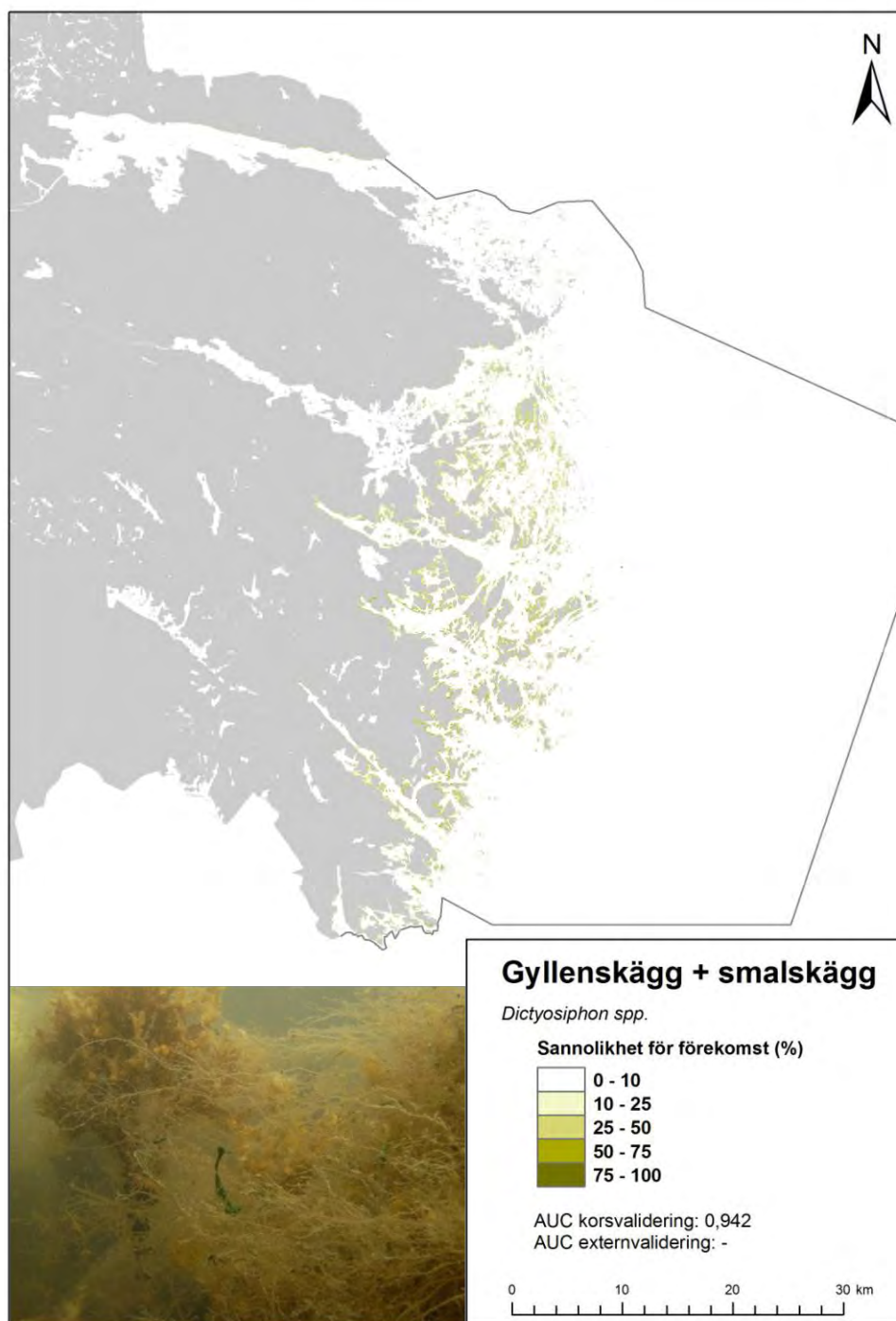
Figur 7. Modellerad sannolikhet för 50 % täckningsgrad av ullsläke och grovsläke (*Ceramium tenuicorne* och *Ceramium virgatum*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



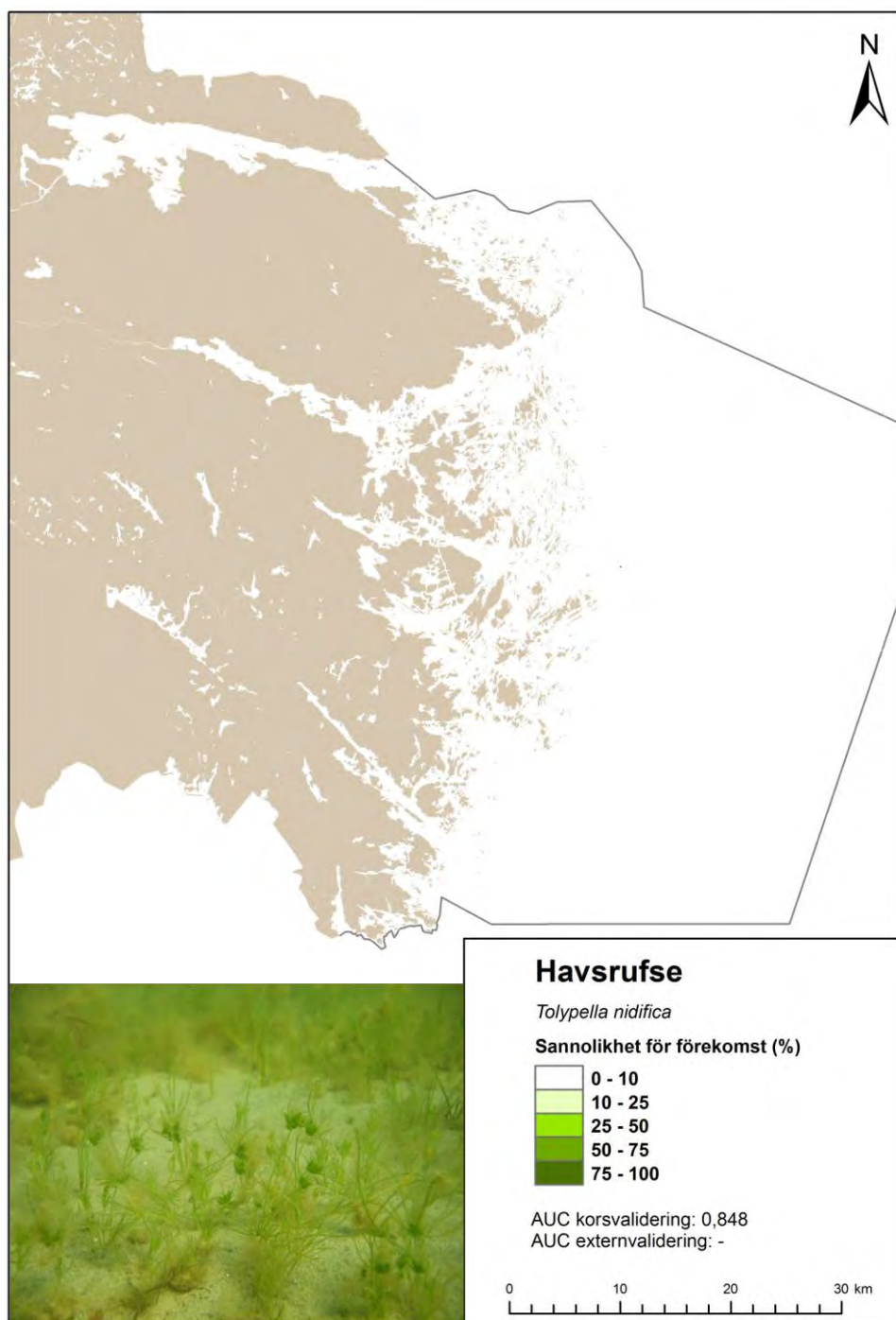
Figur 8. Modellerad sannolikhet för förekomst av grönslickar (*Cladophora* spp.) i Östergötland.
Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



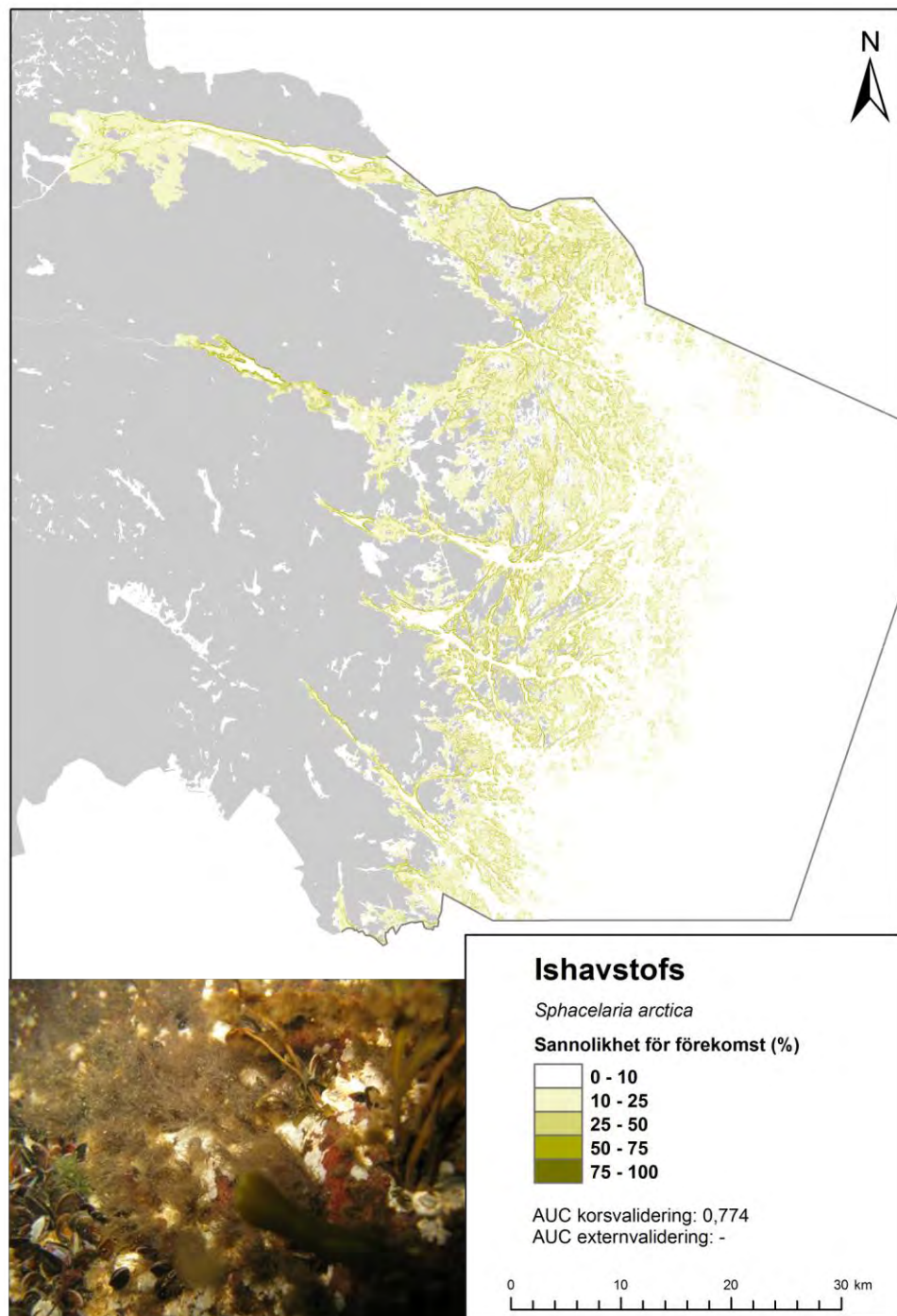
Figur 9. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av grönslickar (*Cladophora* spp.) i Östergötland. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



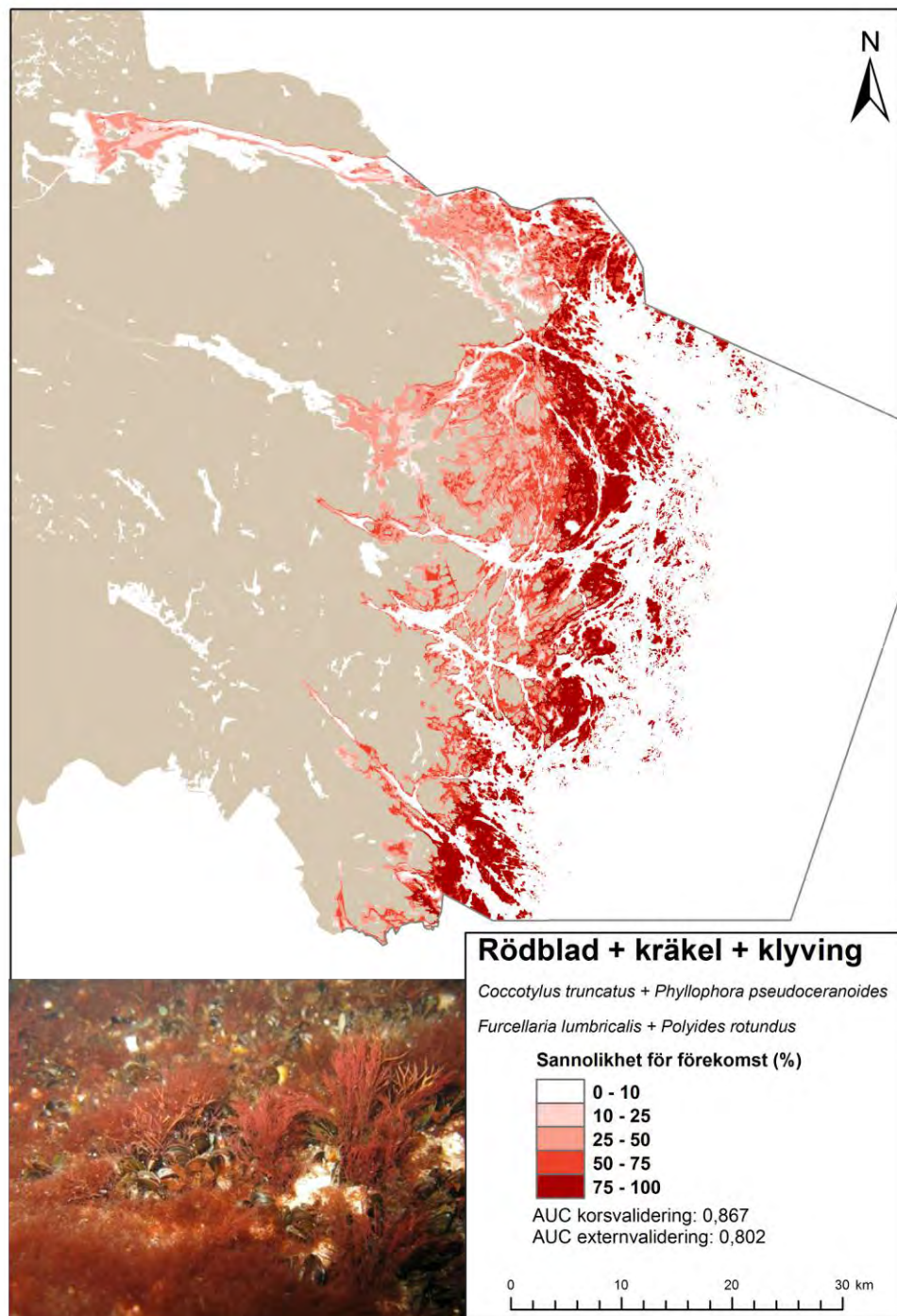
Figur 10. Modellerad sannolikhet för förekomst av gyllenskägg och smalskägg (*Dictyosiphon chordarius* och *Dictyosiphon foeniculaceus*) i Östergötland. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



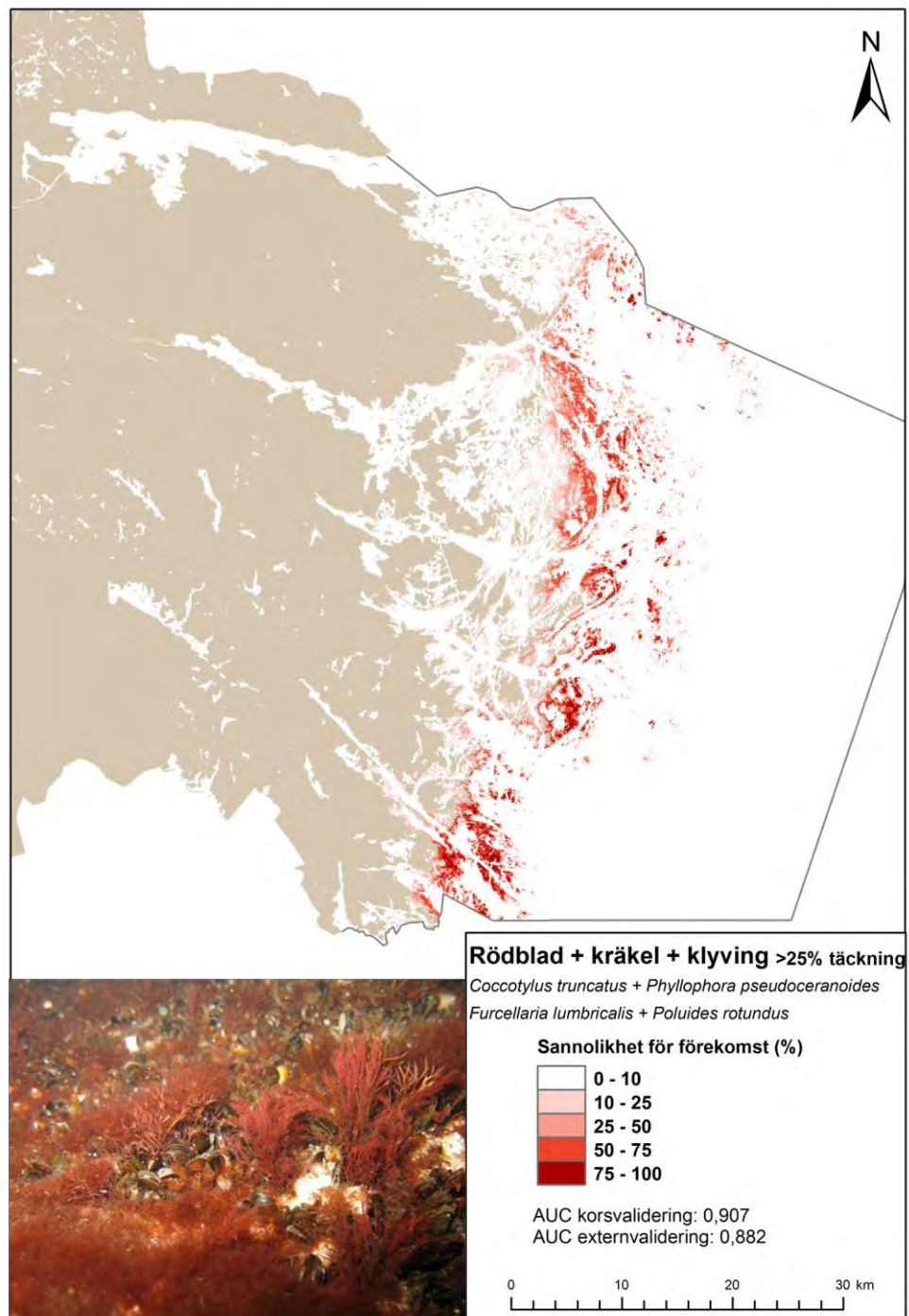
Figur 11. Modellerad sannolikhet för förekomst av havsrufo (*Tolypella nidifica*) i Östergötland.
Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.



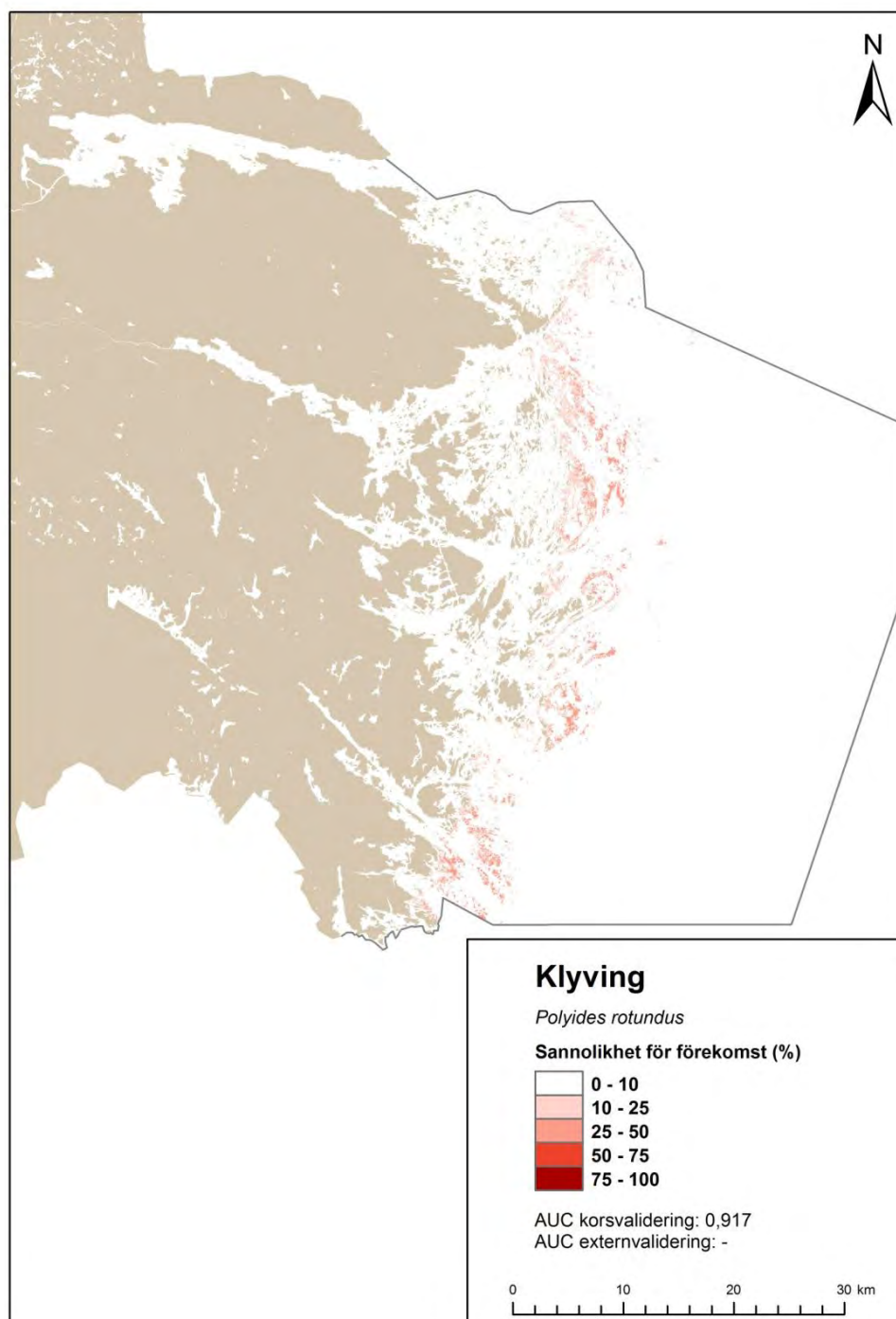
Figur 12. Modellerad sannolikhet för förekomst av ishavstofs (*Sphacelaria arctica*) i Östergötland.
Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.



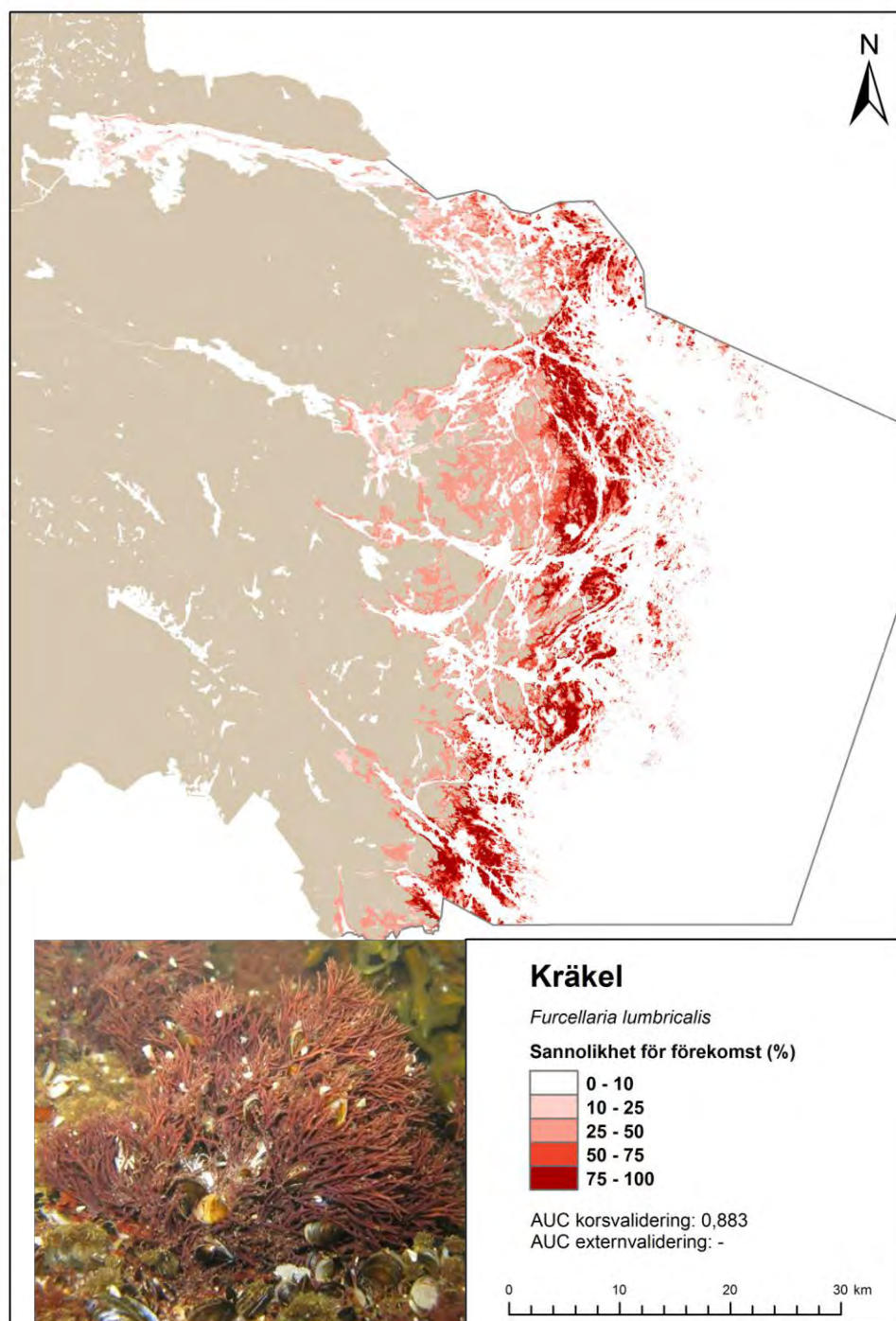
Figur 13. Modellerad sannolikhet för förekomst av kilrödblad (*Coccotylus truncatus*), blåtonat rödblad (*Phyllophora pseudoceranoides*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och klyving (*Polyides rotundus*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



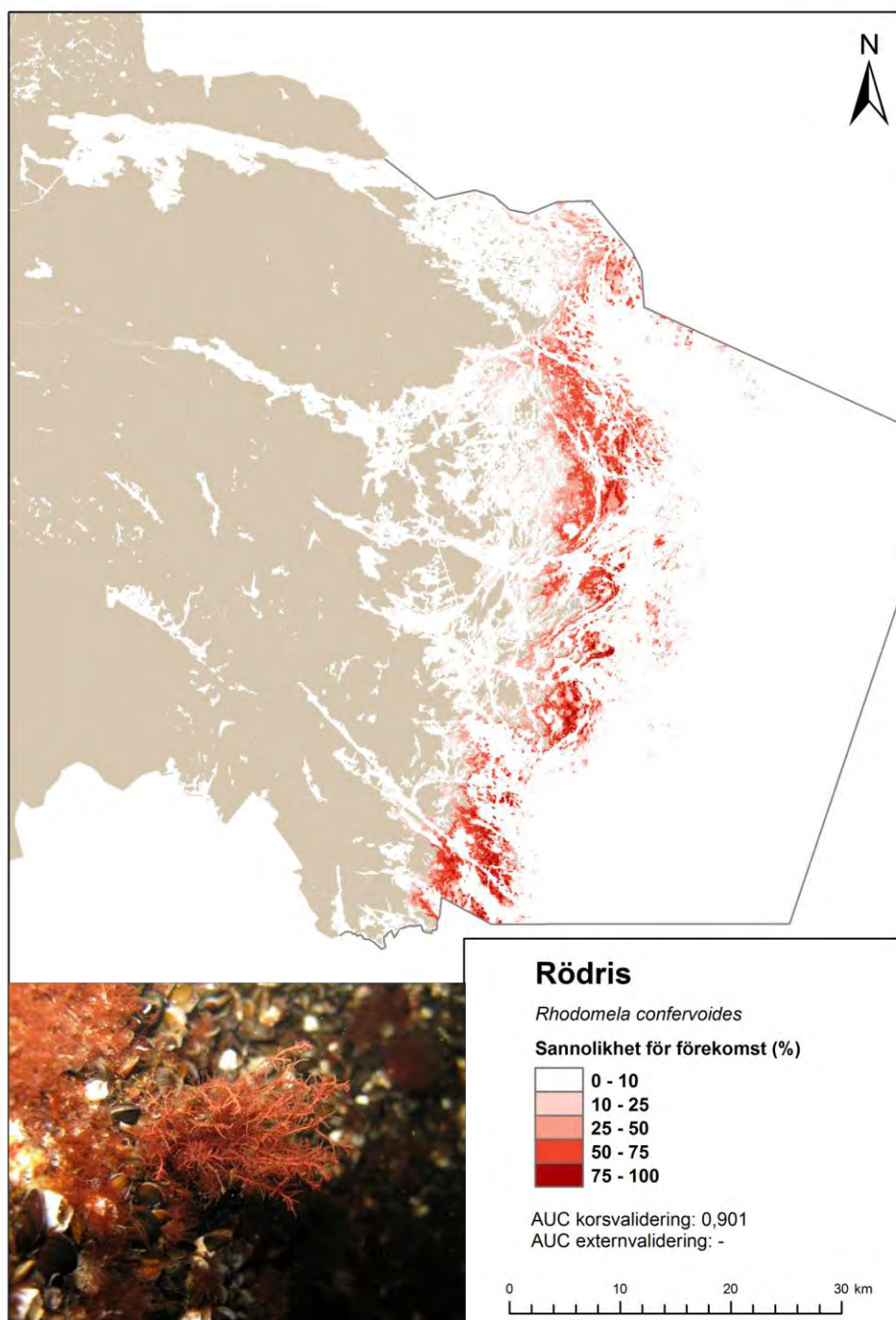
Figur 14. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av kilrödblåd (*Coccotylus truncatus*), blåtonat rödblåd (*Phyllophora pseudoceranoides*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och klyving (*Polyides rotundus*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



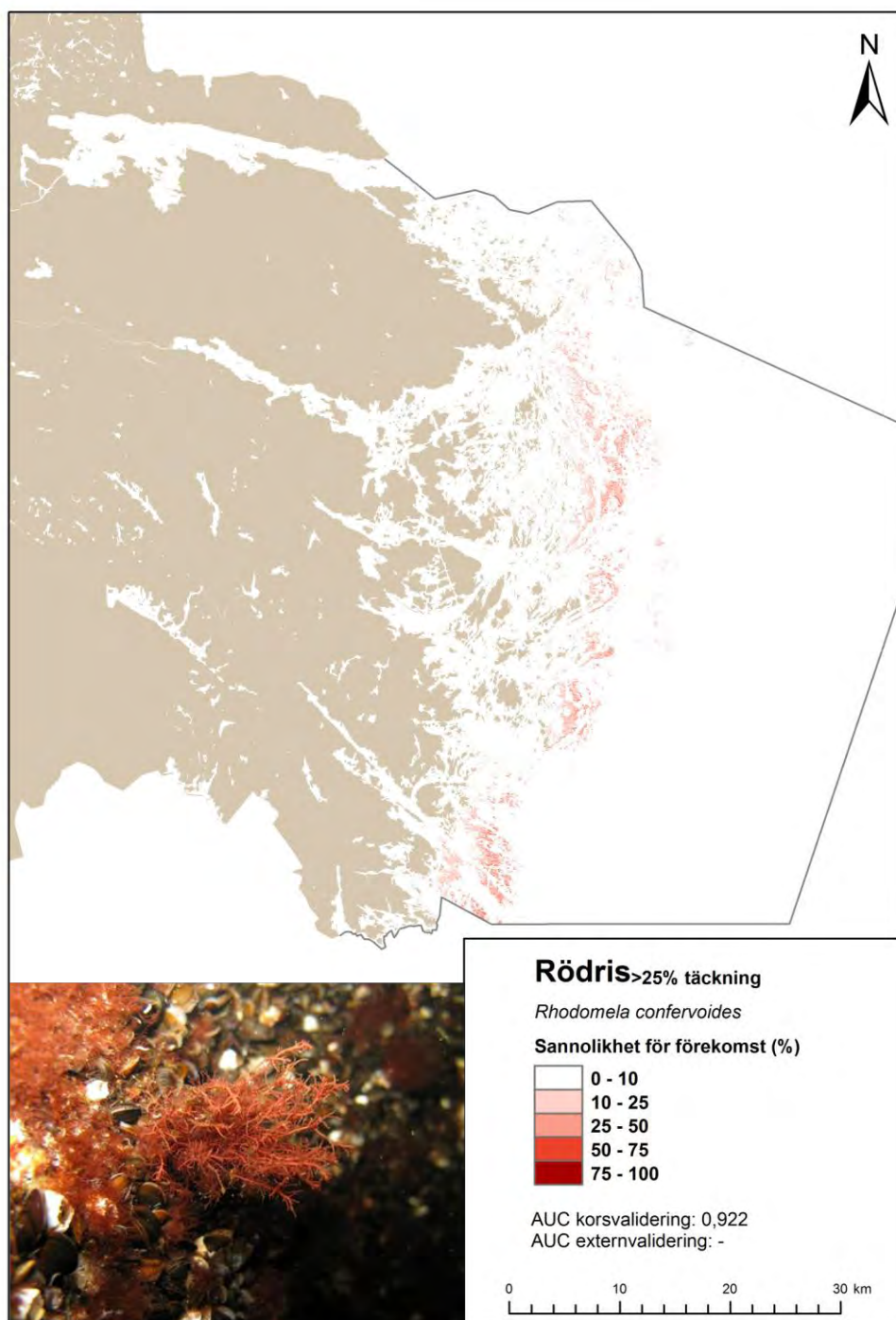
Figur 15. Modellerad sannolikhet för förekomst av klyving (*Polyides rotundus*) i Östergötland.



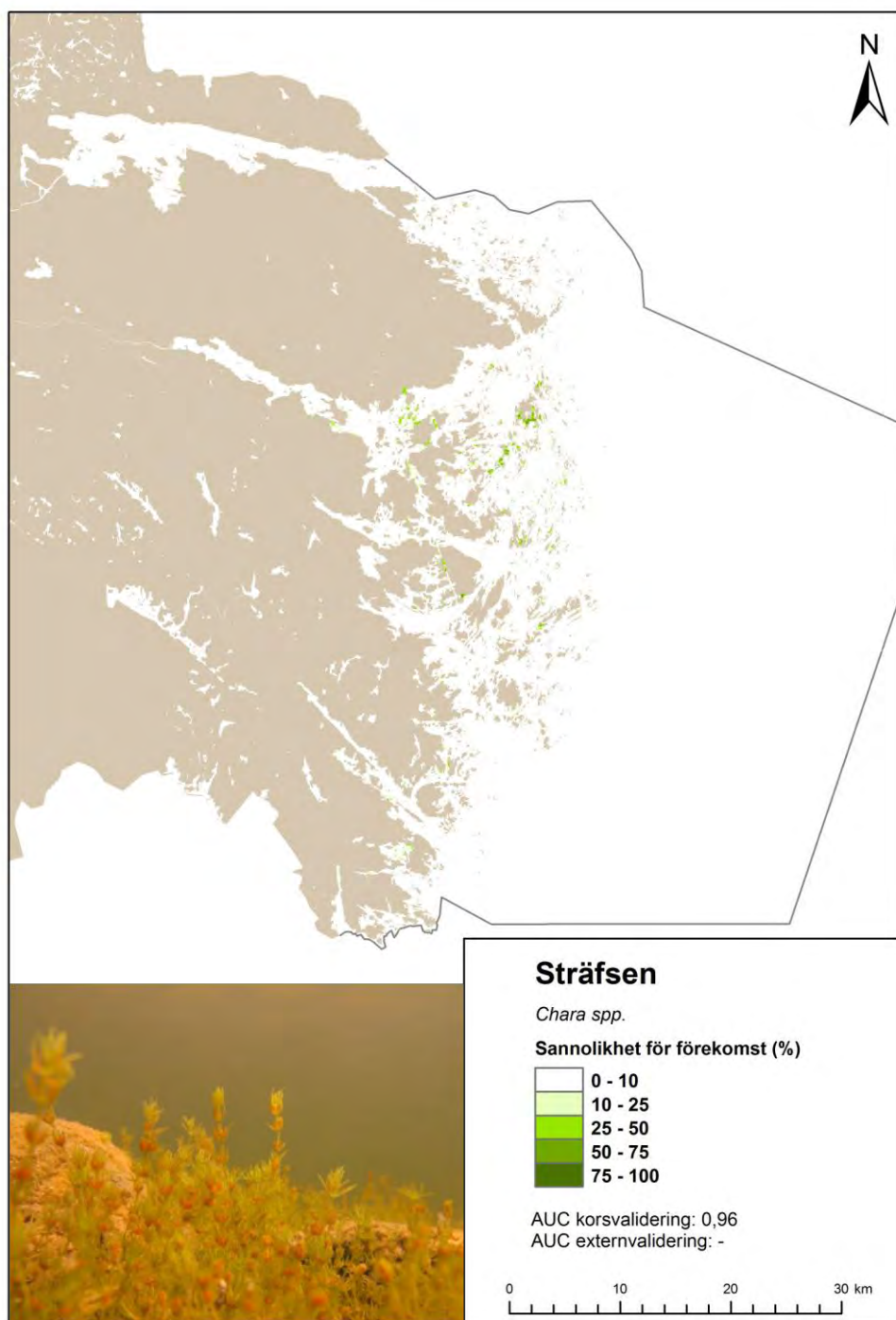
Figur 16. Modellerad sannolikhet för förekomst av kräkel, (*Furcellaria lumbricalis*) i Östergötland.
Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.



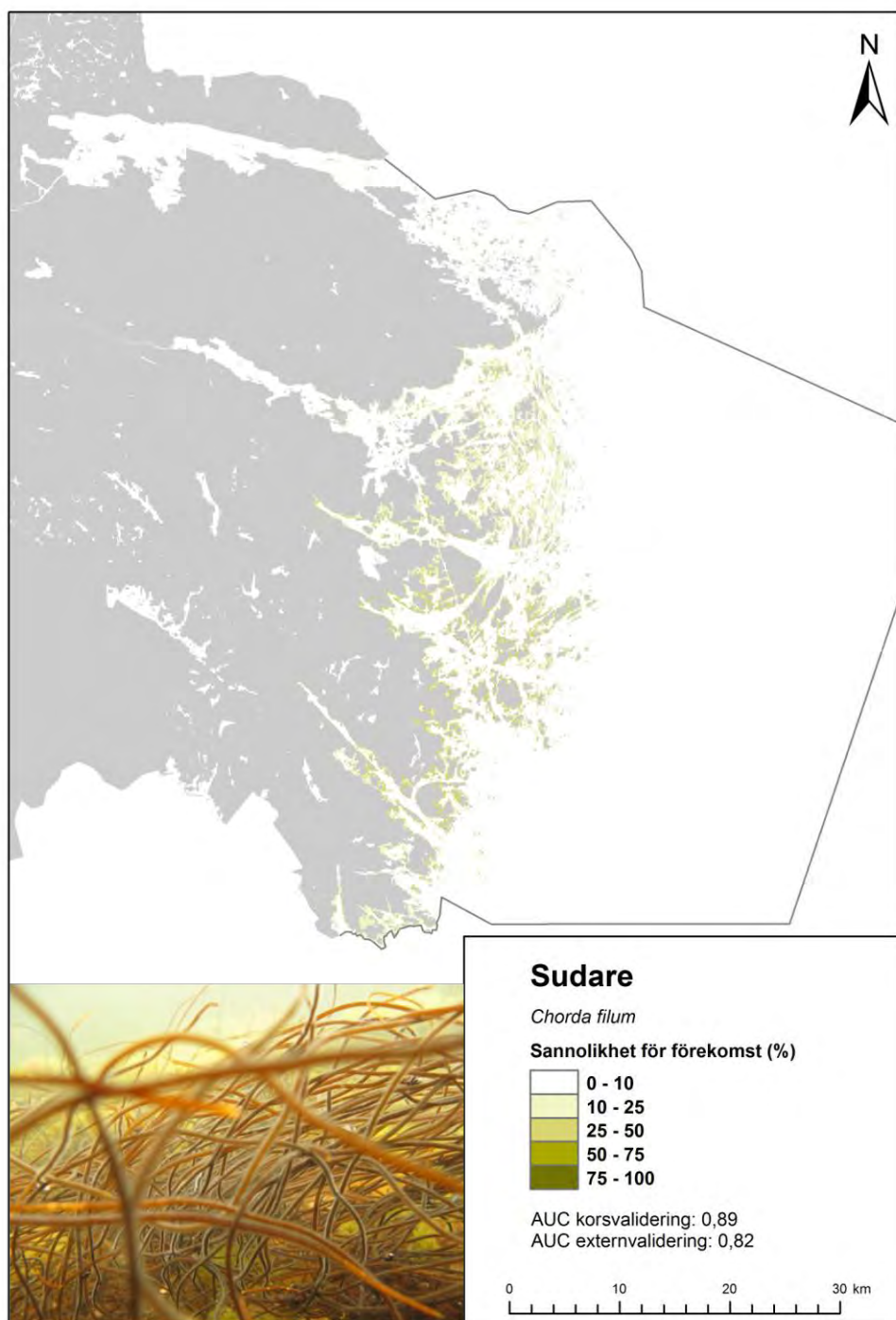
Figur 17. Modellerad sannolikhet för förekomst av rödris (*Rhodomela confervoides*) i Östergötland.
Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



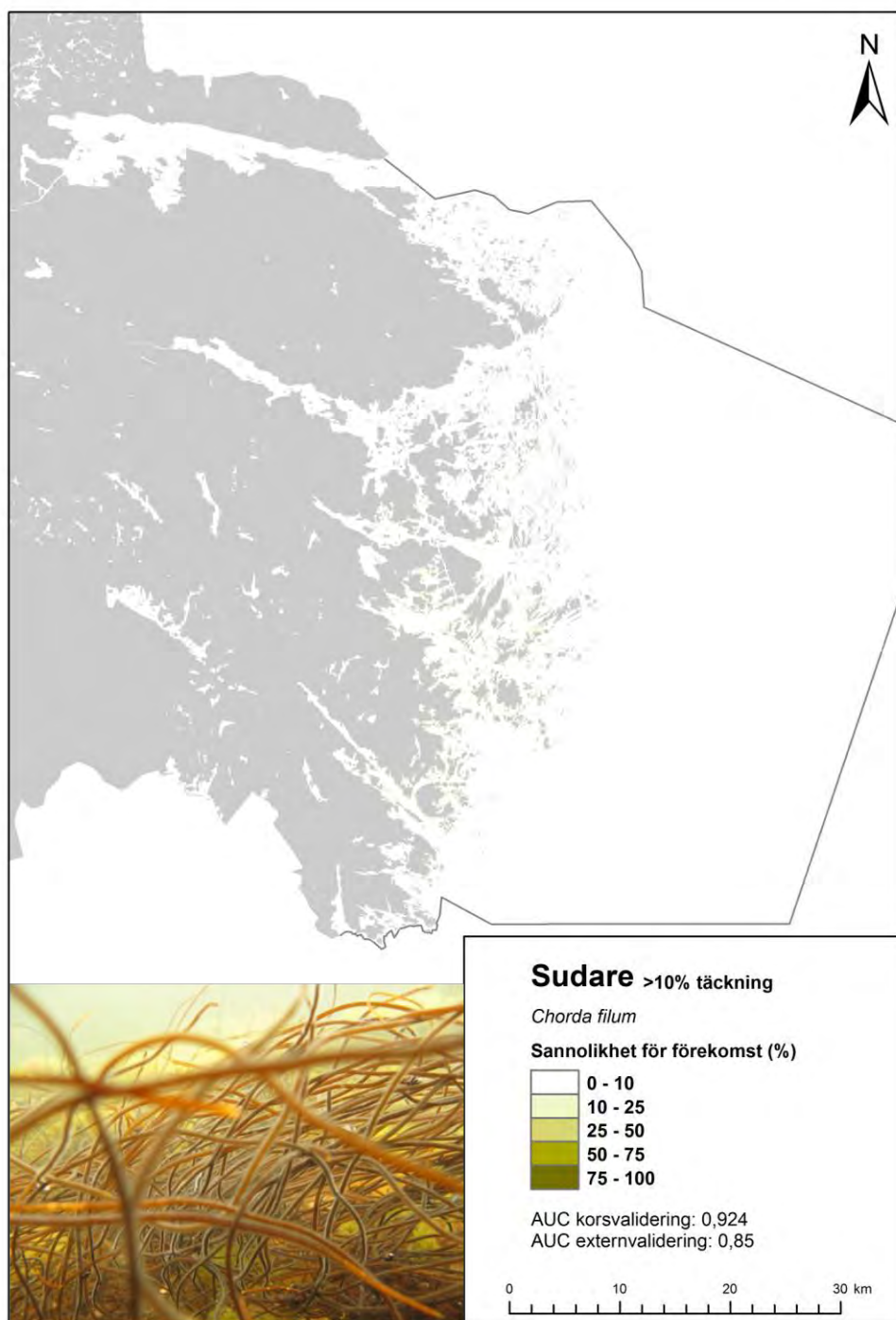
Figur 18. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av rödris (*Rhodomela confervoides*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



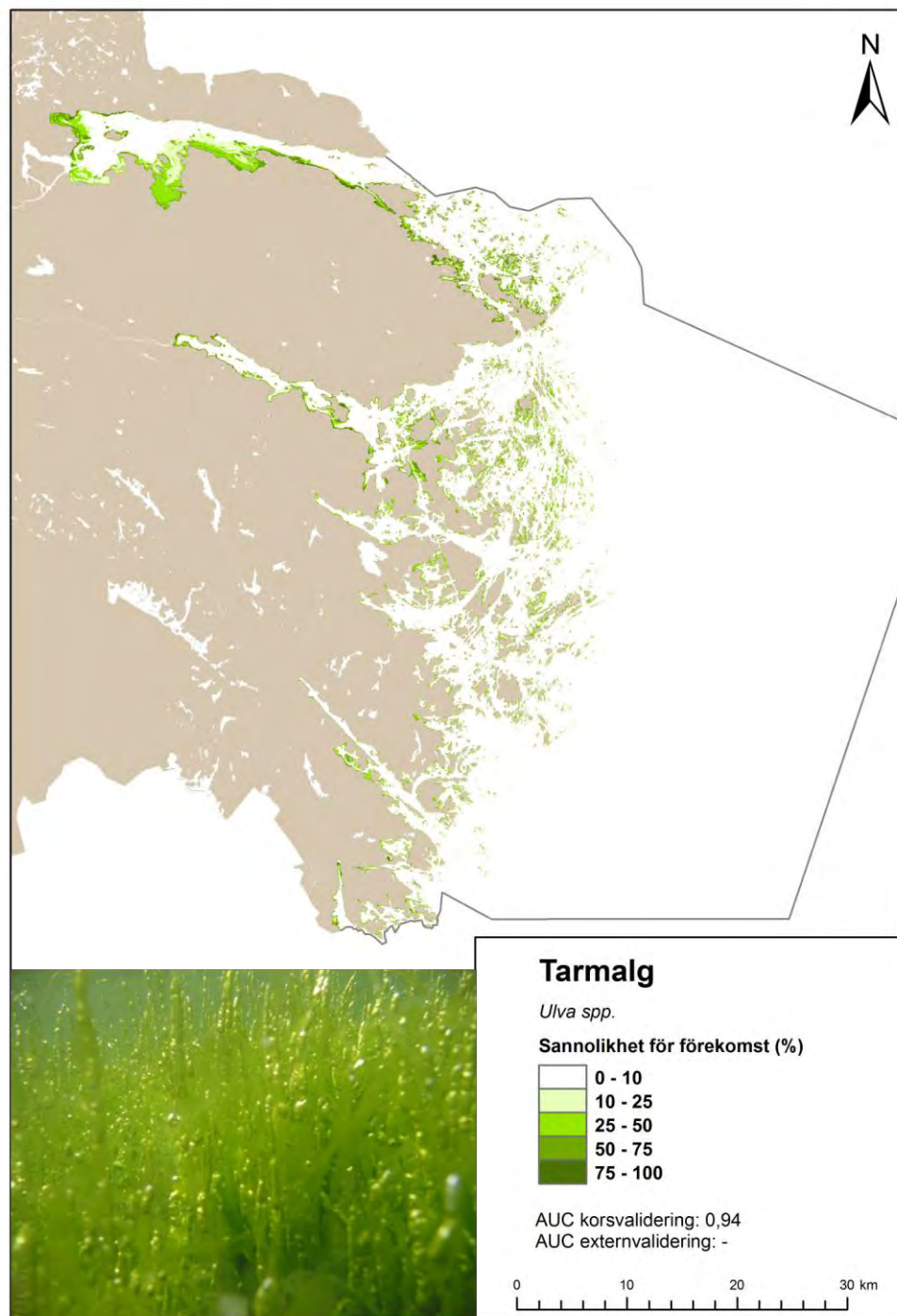
Figur 19. Modellerad sannolikhet för förekomst av sträfsen (*Chara spp.*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



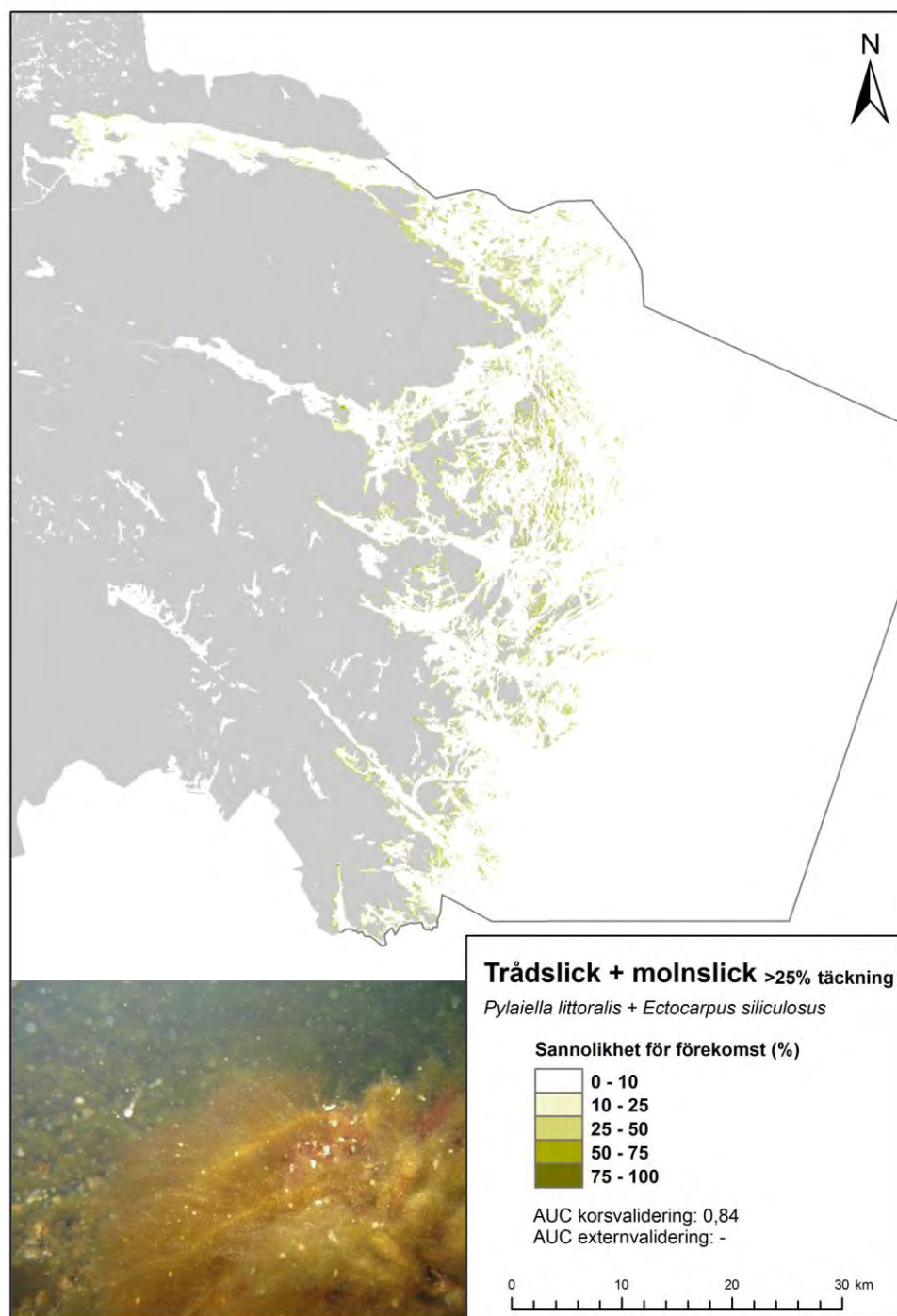
Figur 20. Modellerad sannolikhet för förekomst av sudare (*Chorda filum*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



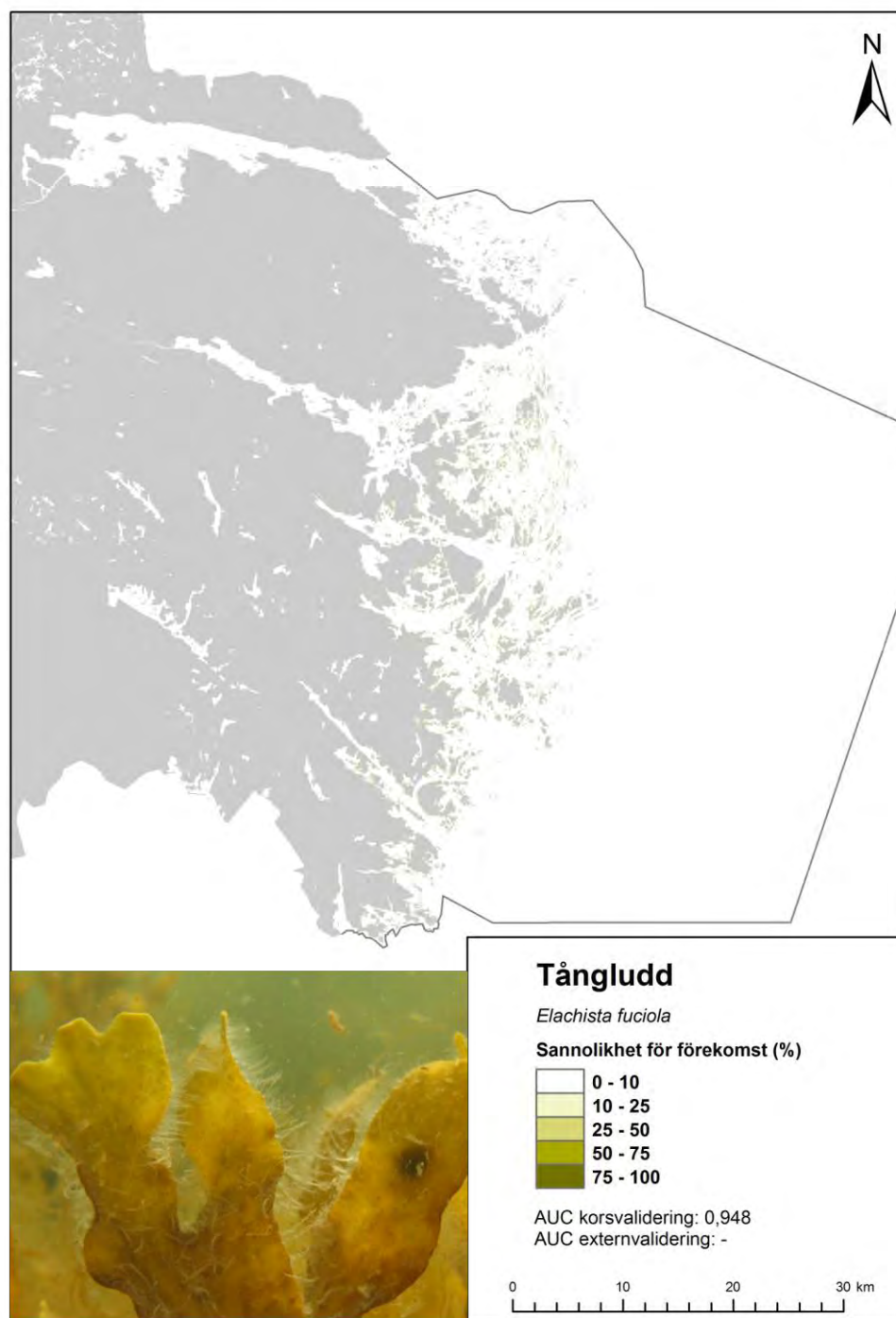
Figur 21. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av sudare (*Chorda filum*) i Östergötland.
Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



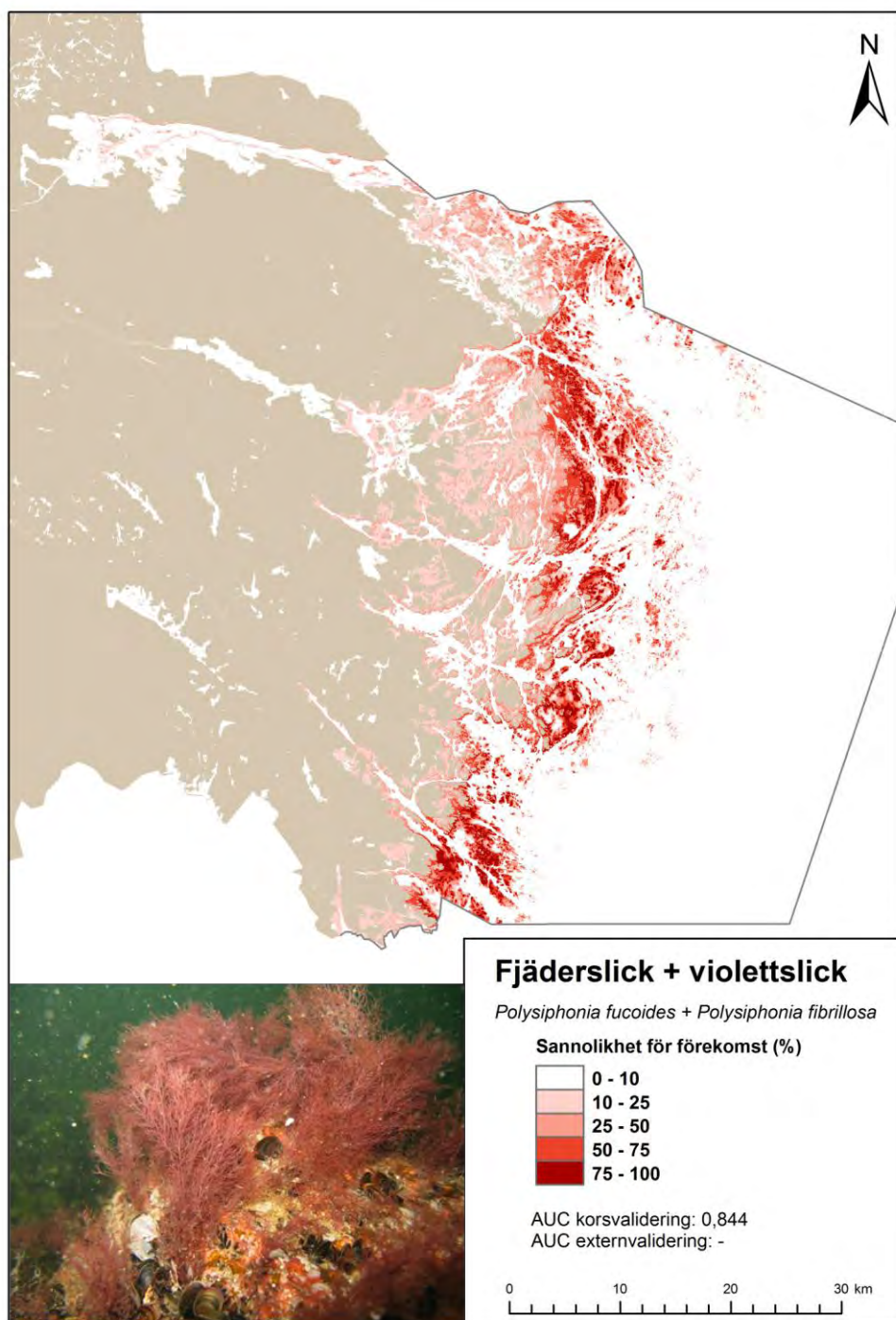
Figur 22. Modellerad sannolikhet för förekomst av tarmalger (*Ulva* spp.) i Östergötland. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.



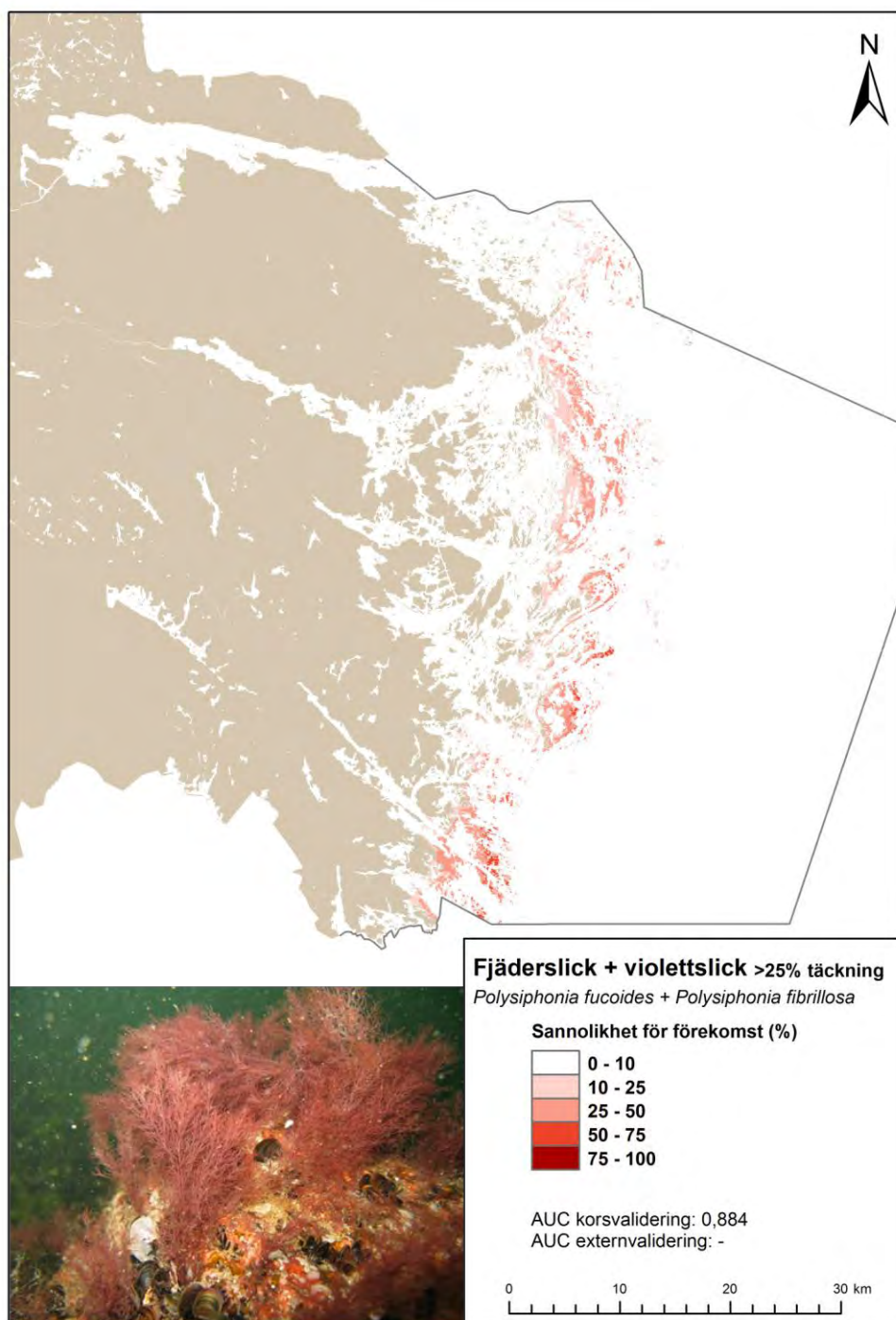
Figur 23. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av trådslick och molnslick (*Pylaiella littoralis* och *Ectocarpus siliculosus*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



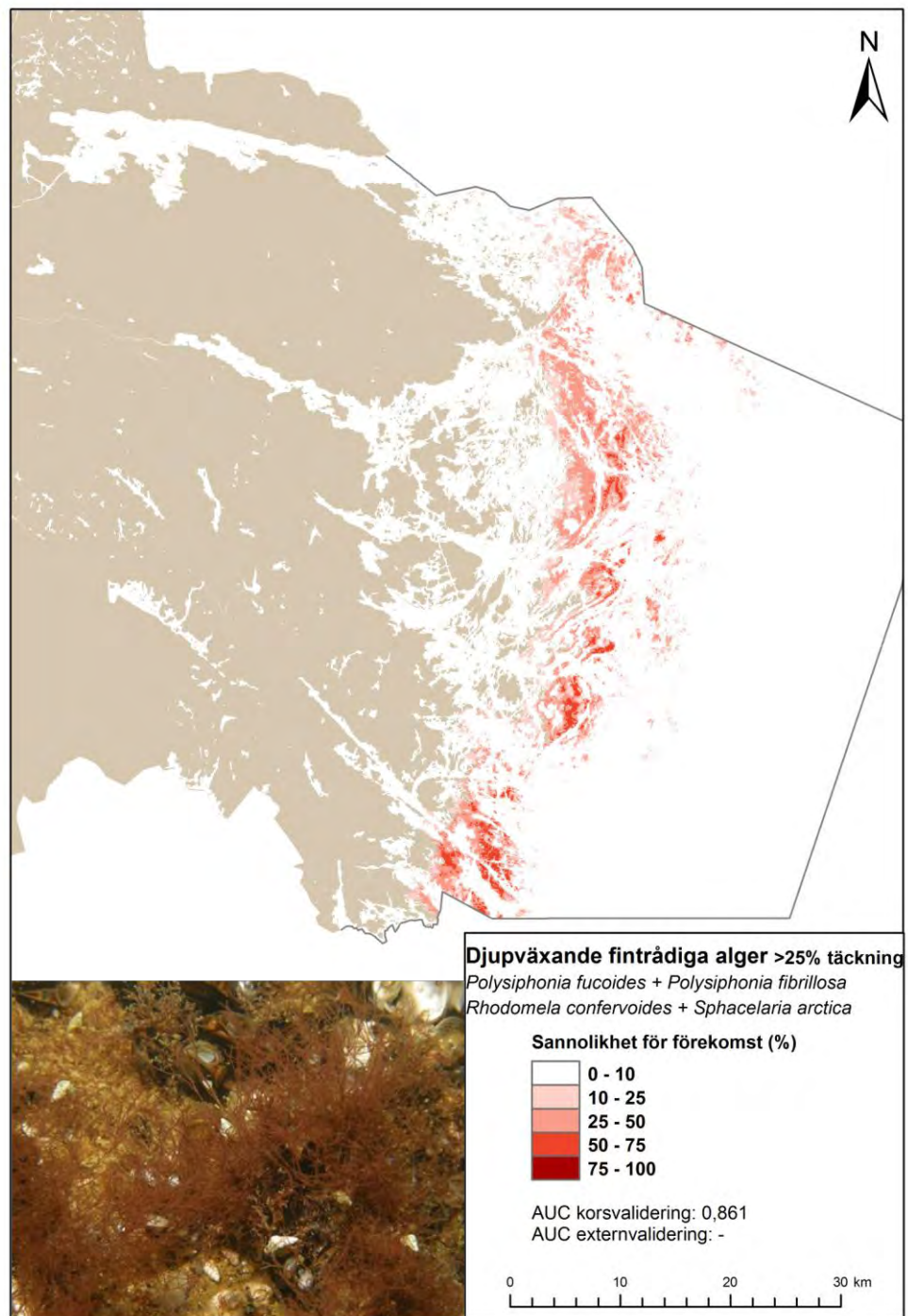
Figur 24. Modellerad sannolikhet för förekomst av tångludd (*Elachista fuciola*) i Östergötland.
Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.



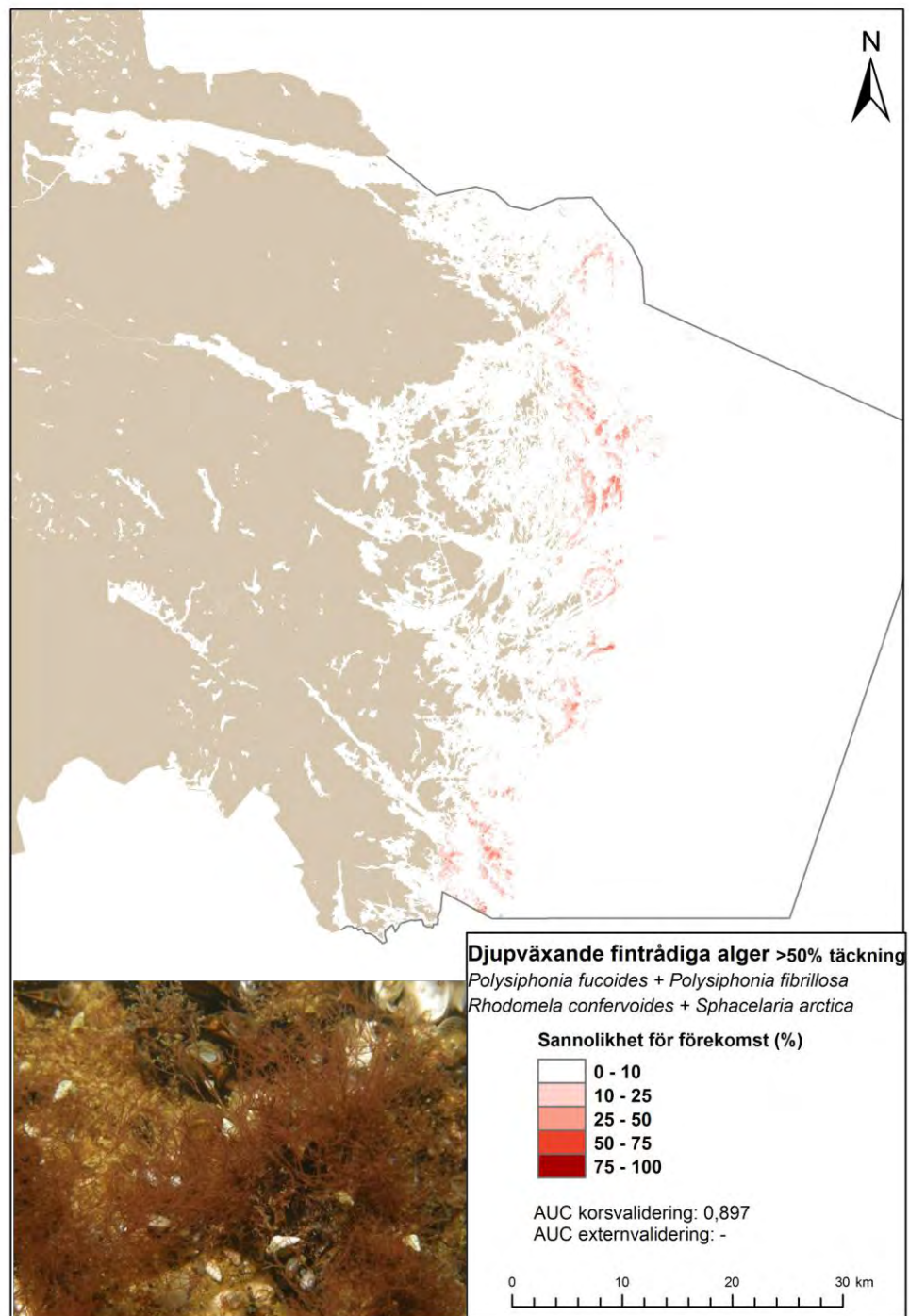
Figur 25. Modellerad sannolikhet för förekomst av fjäderslick och violettslick (*Polysiphonia fucoides* och *Polysiphonia fibrillosa*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



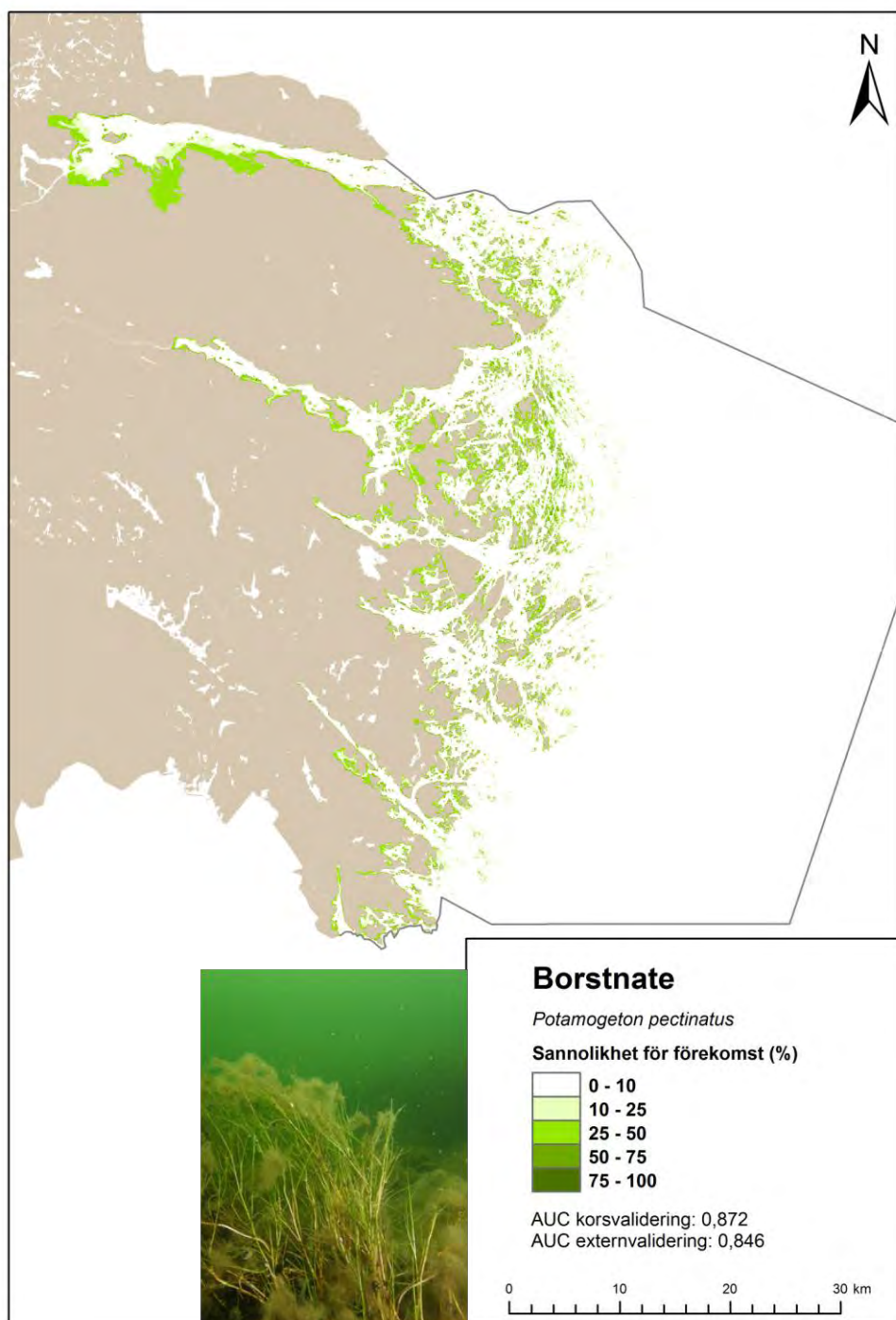
Figur 26. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av fjäderslick och violetslick (*Polysiphonia fucooides* och *Polysiphonia fibrillosa*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



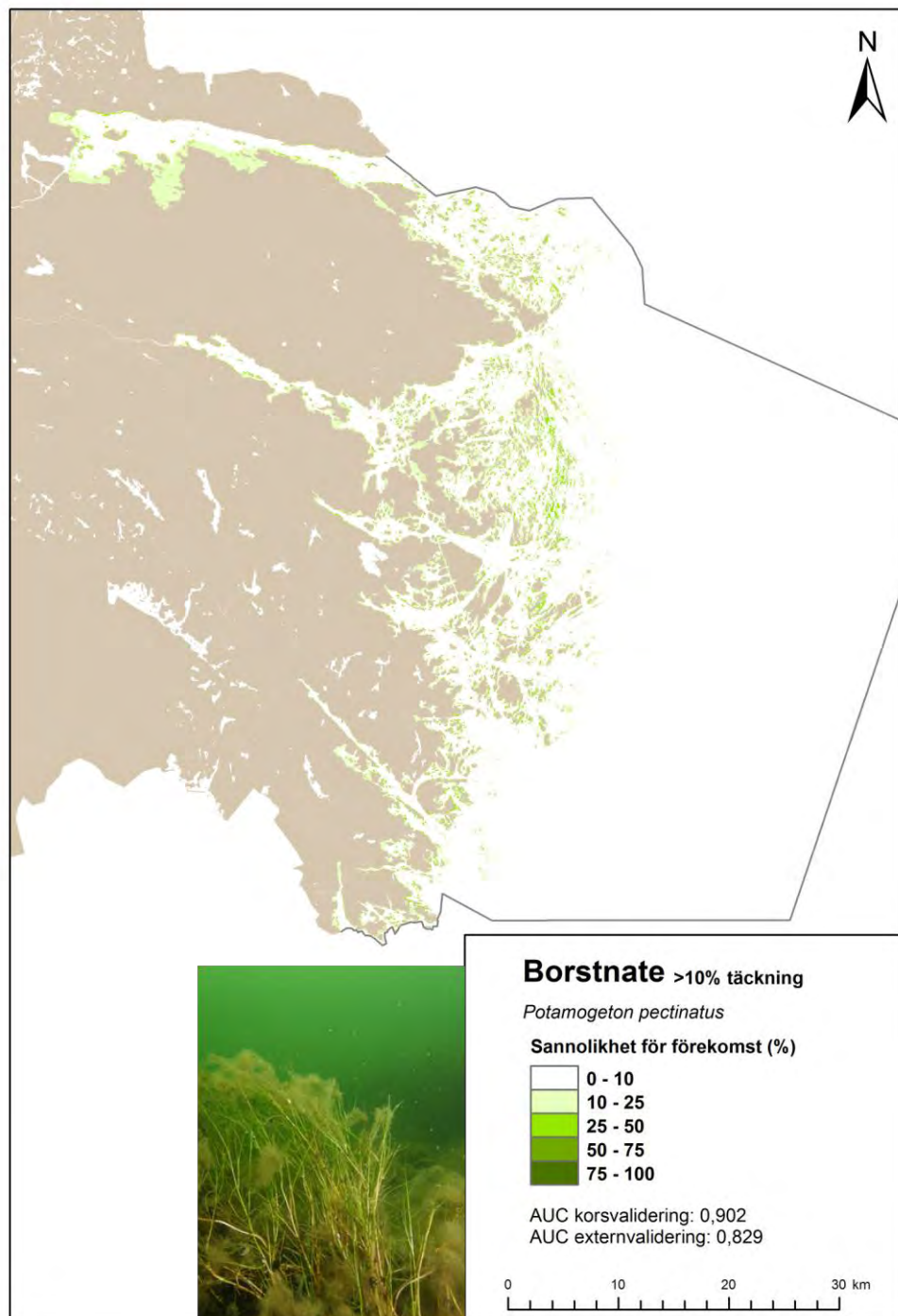
Figur 27. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av djupväxande fintrådiga alger (violettlick, *Polysiphonia fucooides*; fjäderslick, *P. fibrillosa*; rödris, *Rhodomela confervoides* och ishavstofs *Sphacelaria arctica*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



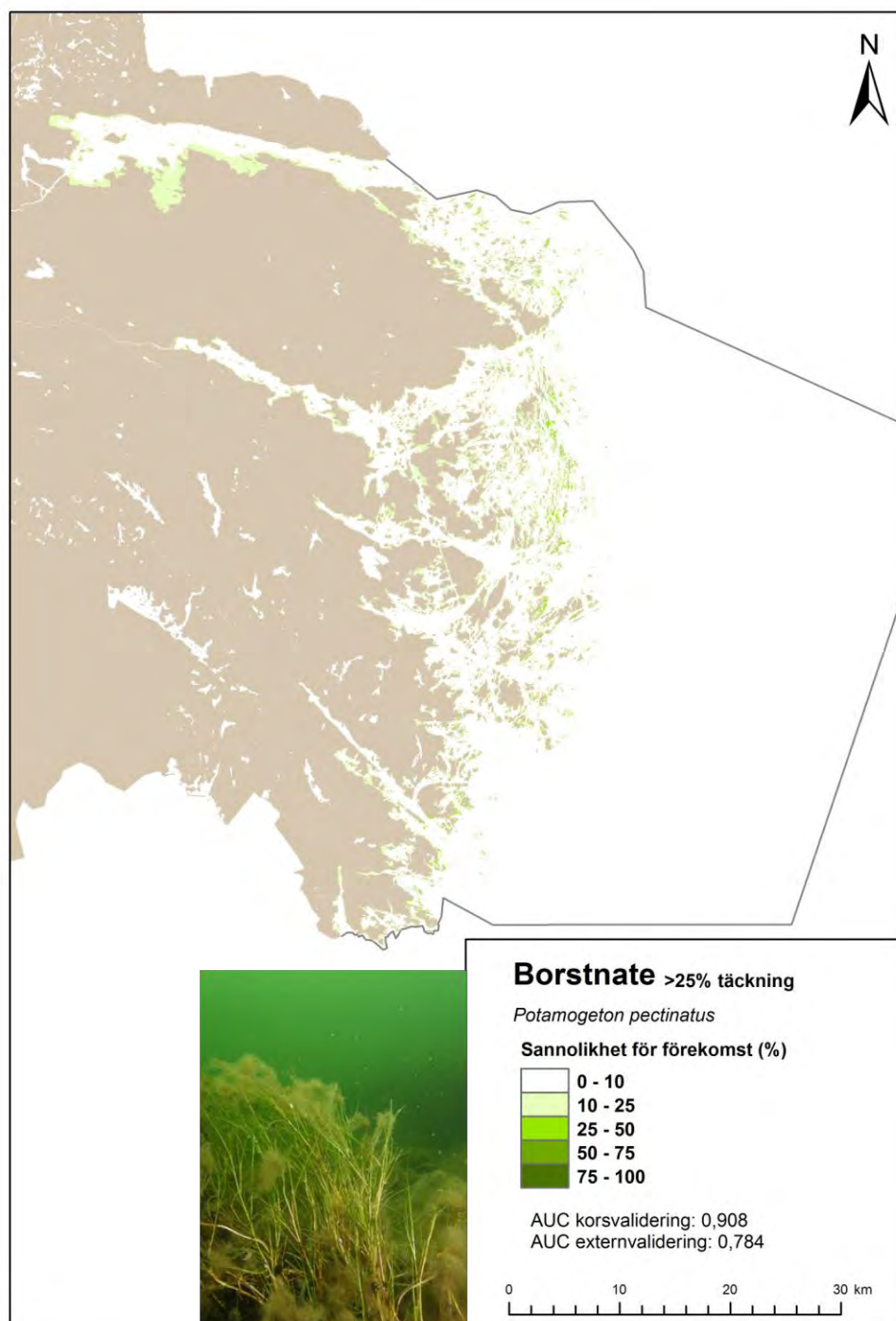
Figur 28. Modellerad sannolikhet för 50 % täckningsgrad av djupväxande fintrådiga alger (violetslick, *Polysiphonia fucooides*; fjäderslick, *P. fibrillosa*; rödris, *Rhodomela confervoides* och ishavstofs *Sphacelaria arctica*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



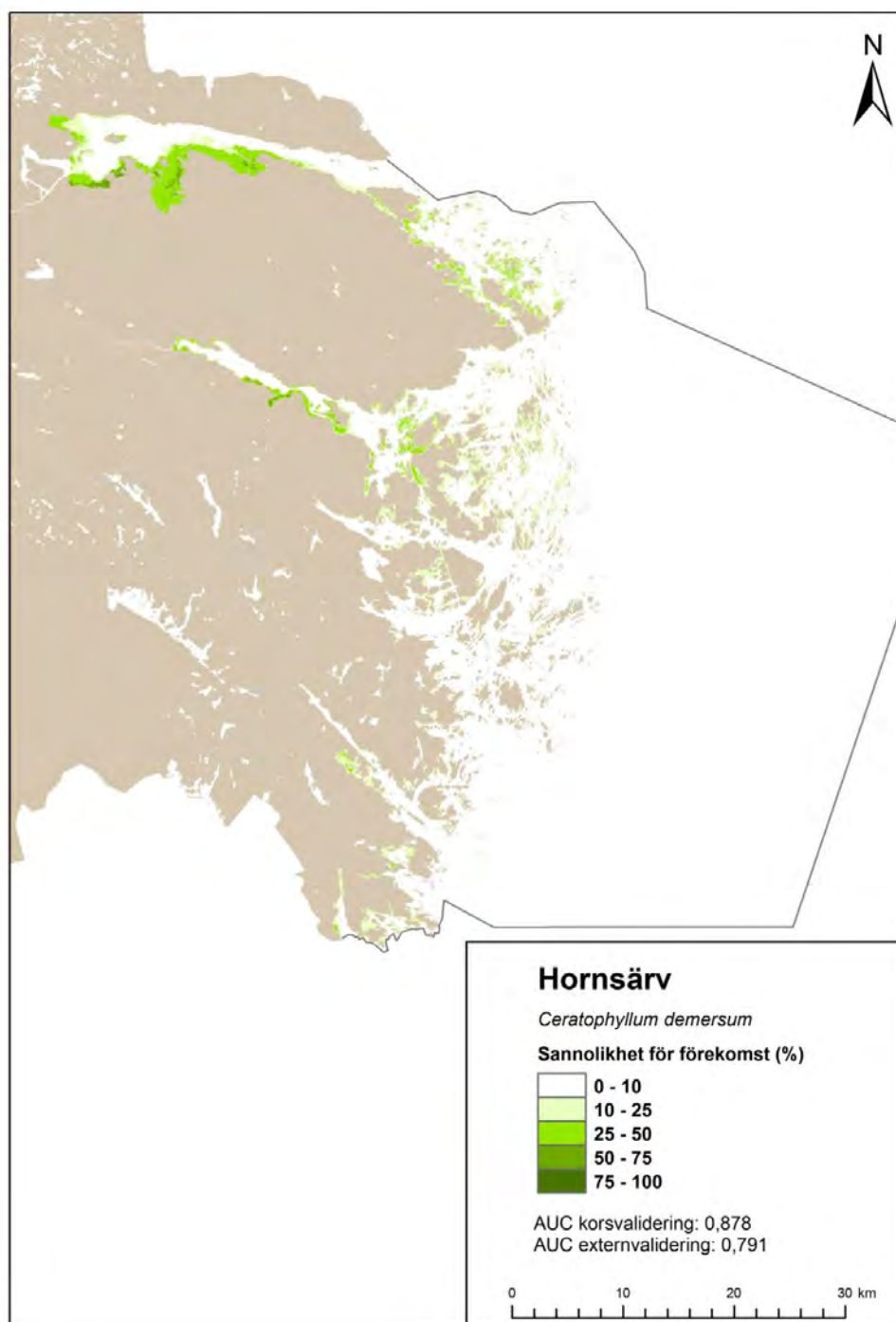
Figur 29. Modellerad sannolikhet för förekomst av borstnate (*Potamogeton pectinatus*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



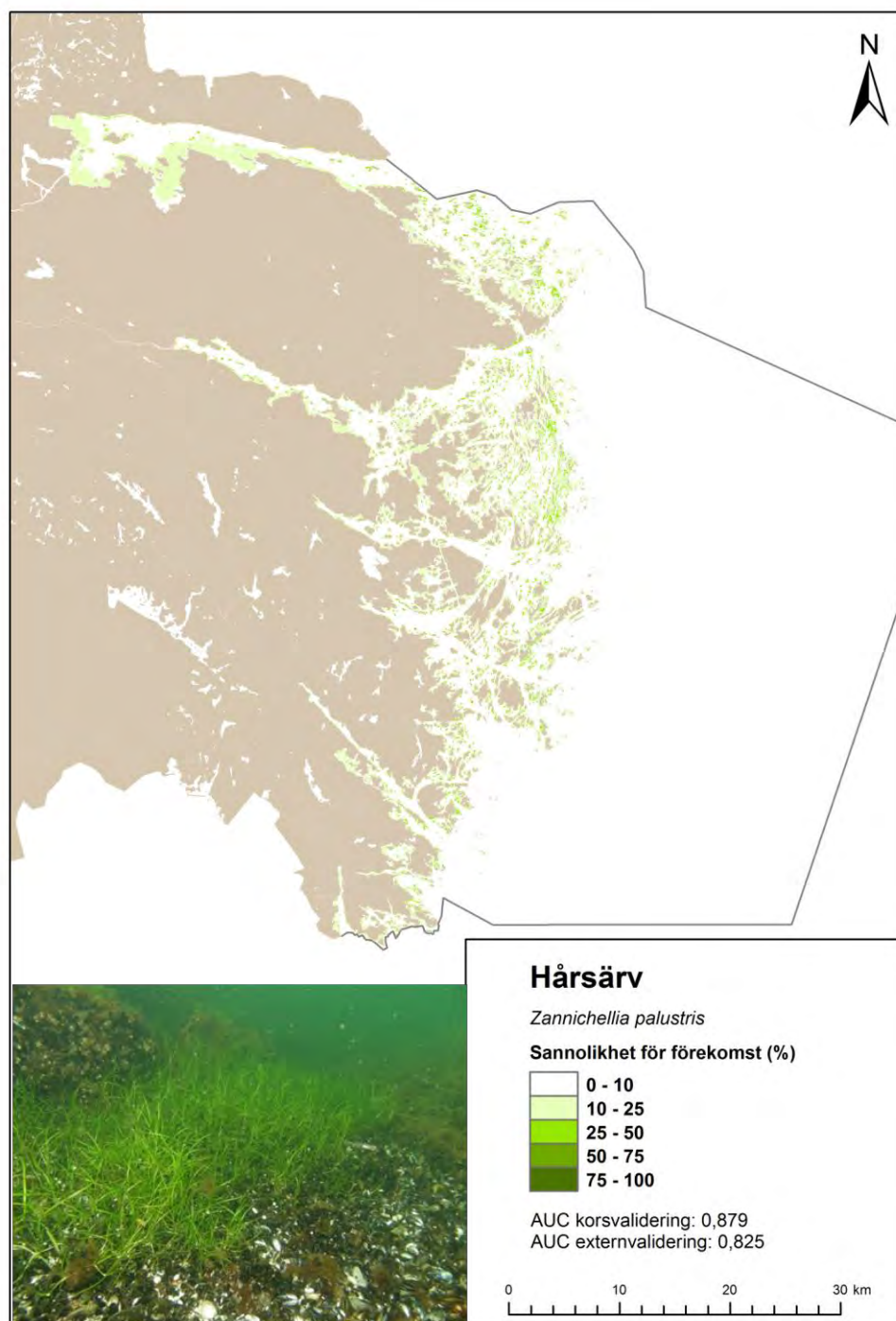
Figur 30. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av borstnate (*Potamogeton pectinatus*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



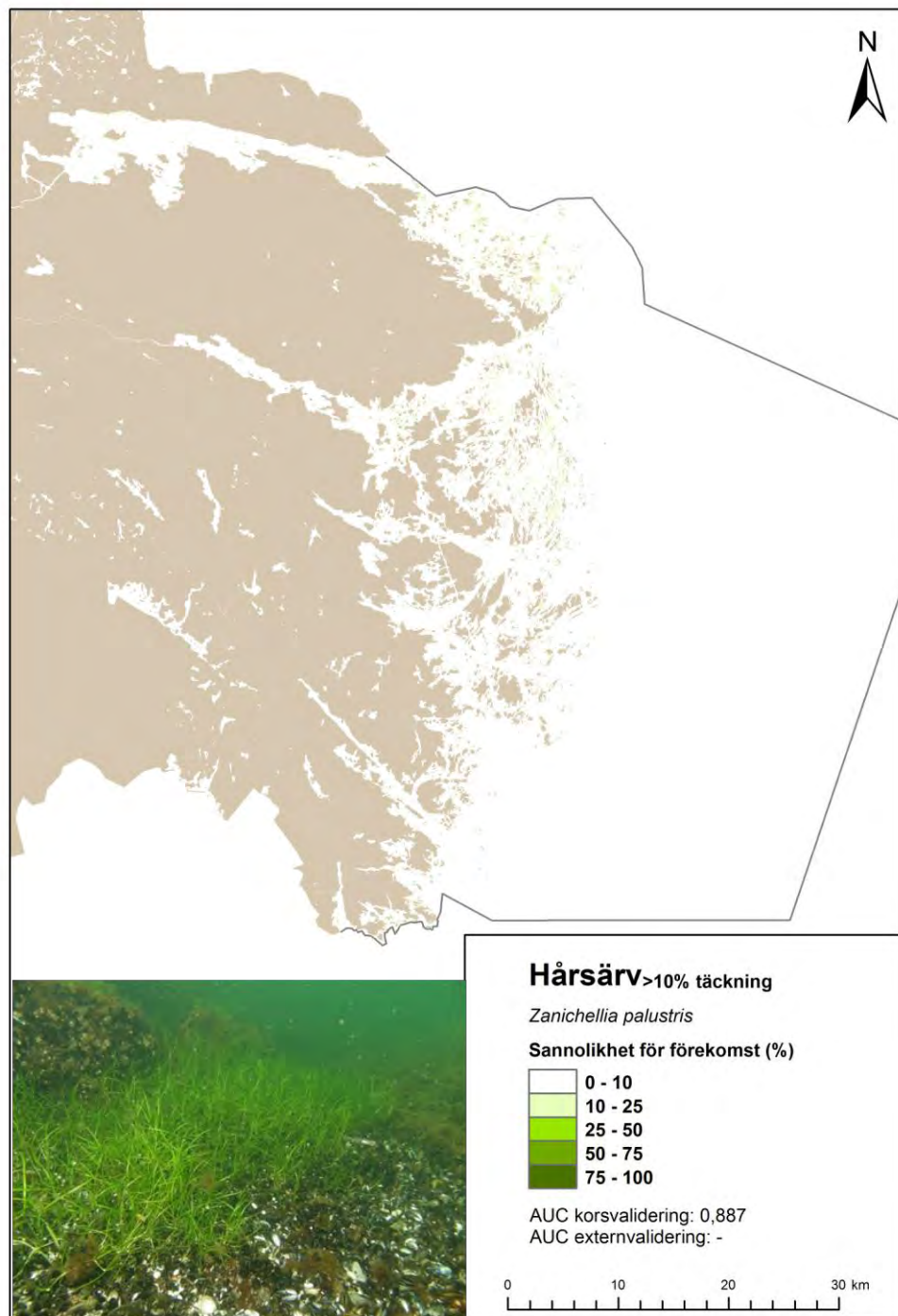
Figur 31. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av borstnate (*Potamogeton pectinatus*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



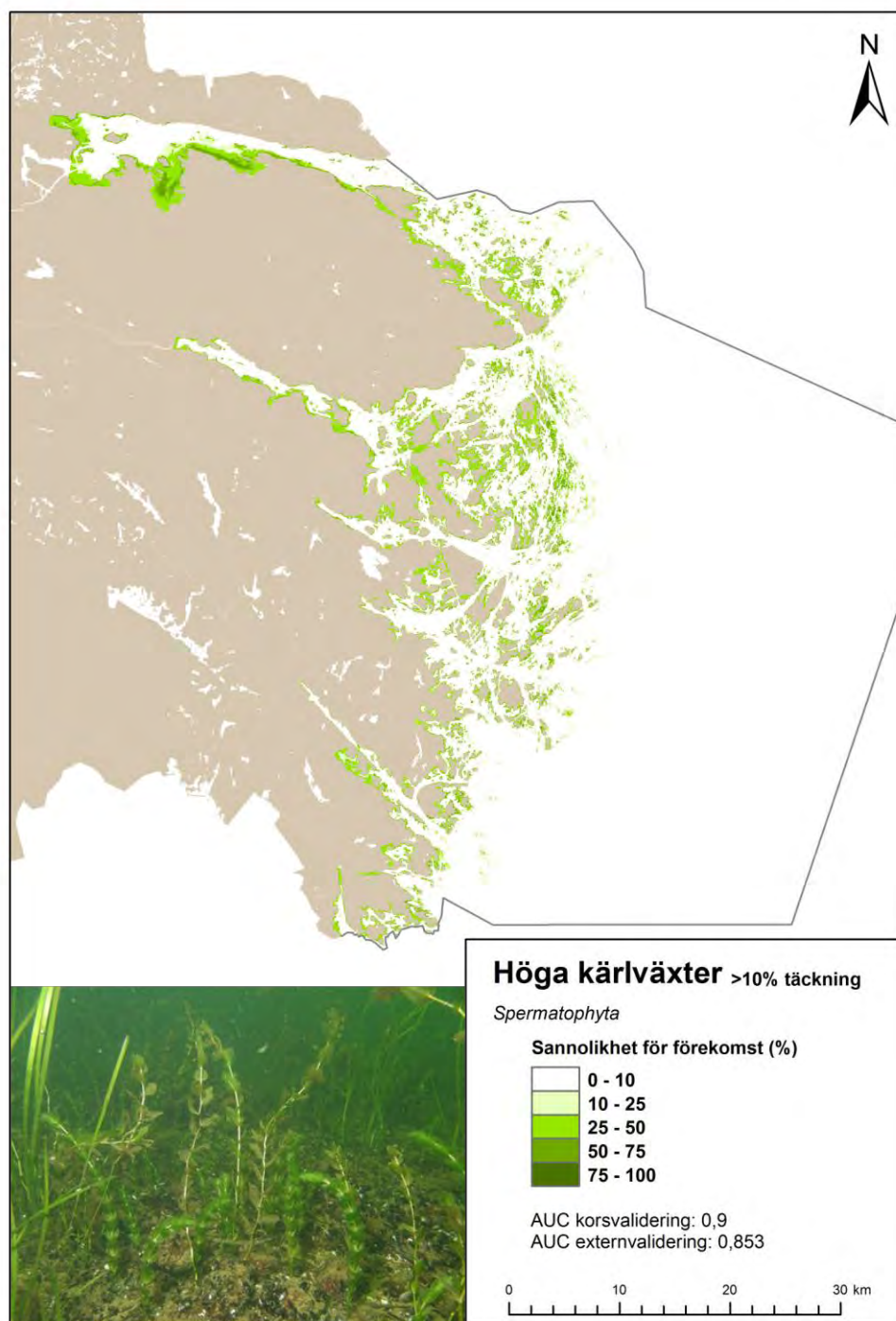
Figur 32. Modellerad sannolikhet för förekomst av hornsärva (*Ceratophyllum demersum*) i Östergötland.



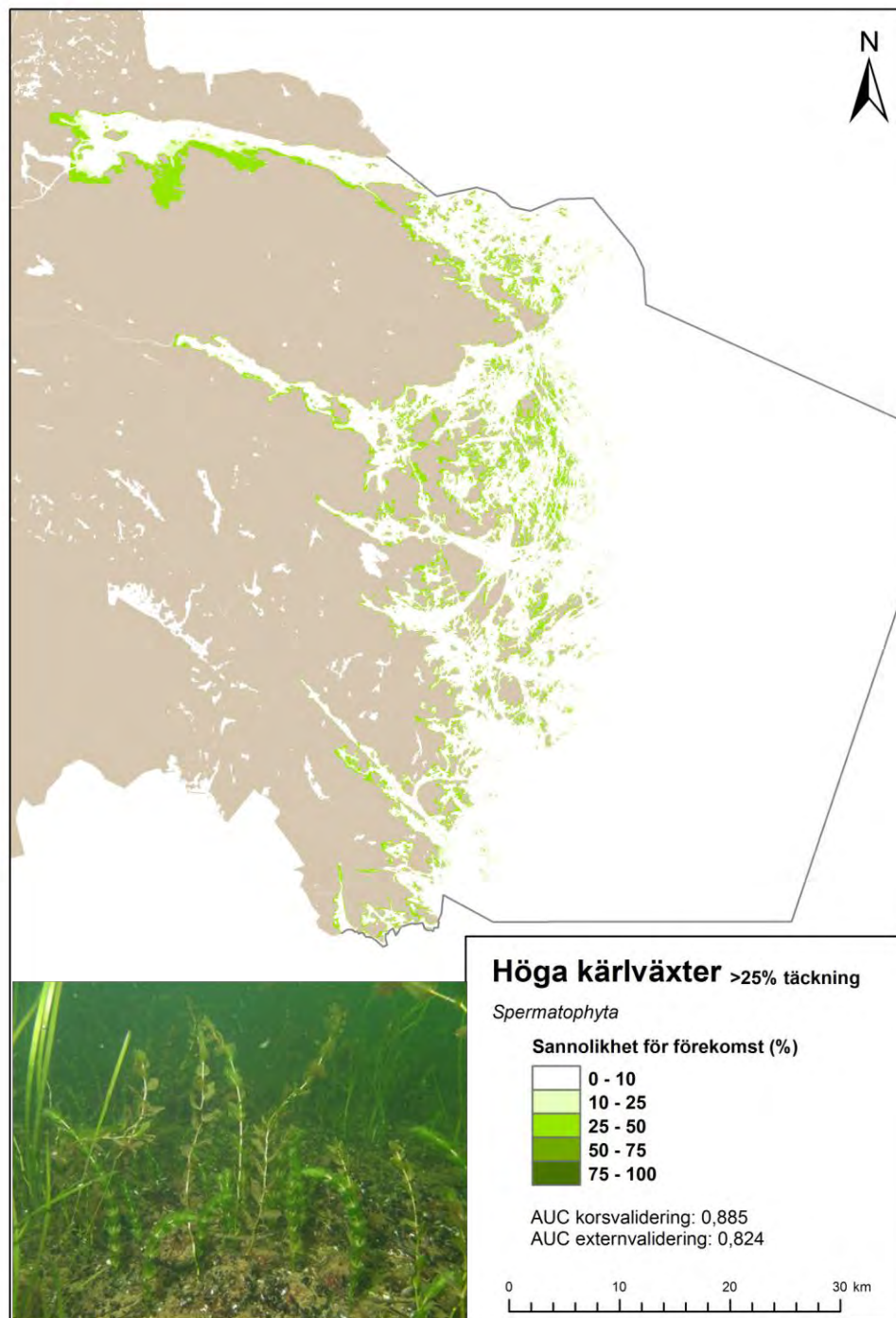
Figur 33. Modellerad sannolikhet för förekomst av hårsärv (*Zannichellia palustris*) i Östergötland.
Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



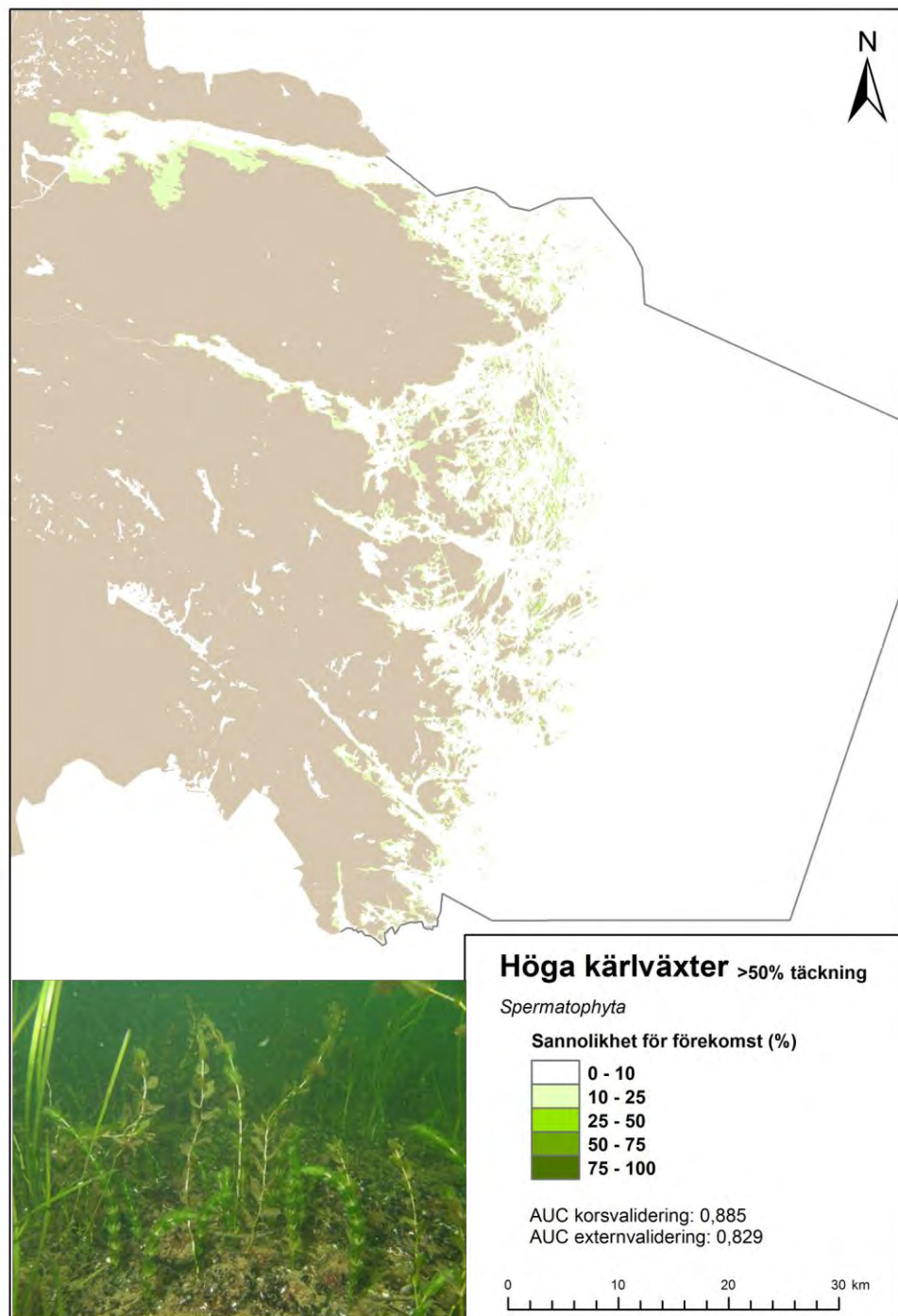
Figur 34. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av hårsärv (*Zanichellia palustris*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



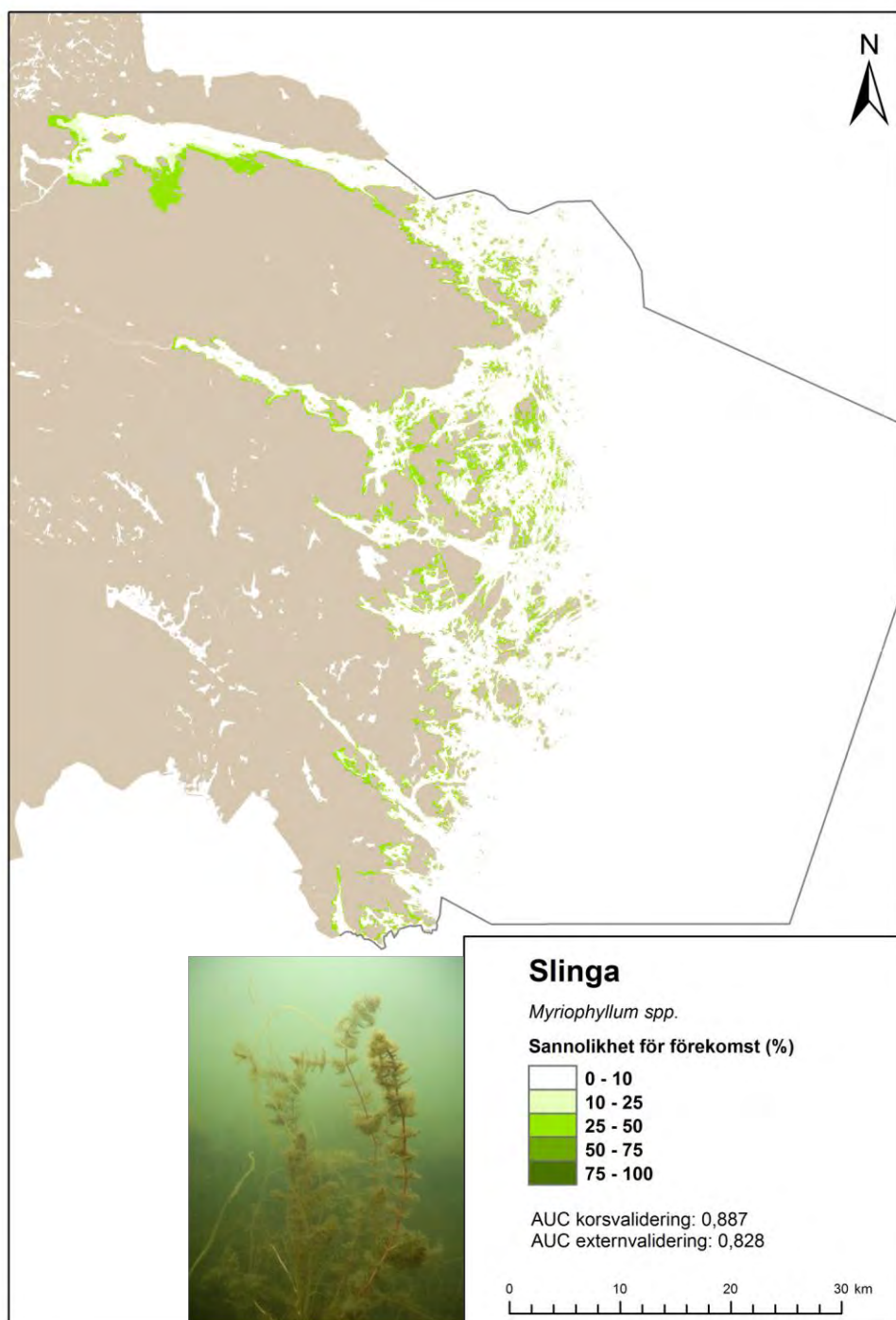
Figur 35. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av kärlväxter (borstnate, *Potamogeton pectinatus*; hornsärv, *Ceratophyllum demersum*; hårsärv, *Zannichellia palustris*; möjor; *Ranunculus aquatilis* spp.; slingor, *Myriophyllum* spp.; vattenpest, *Elodea canadensis*; ålgräs, *Zostera marina* och ålnate, *Potamogeton perfoliatus*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



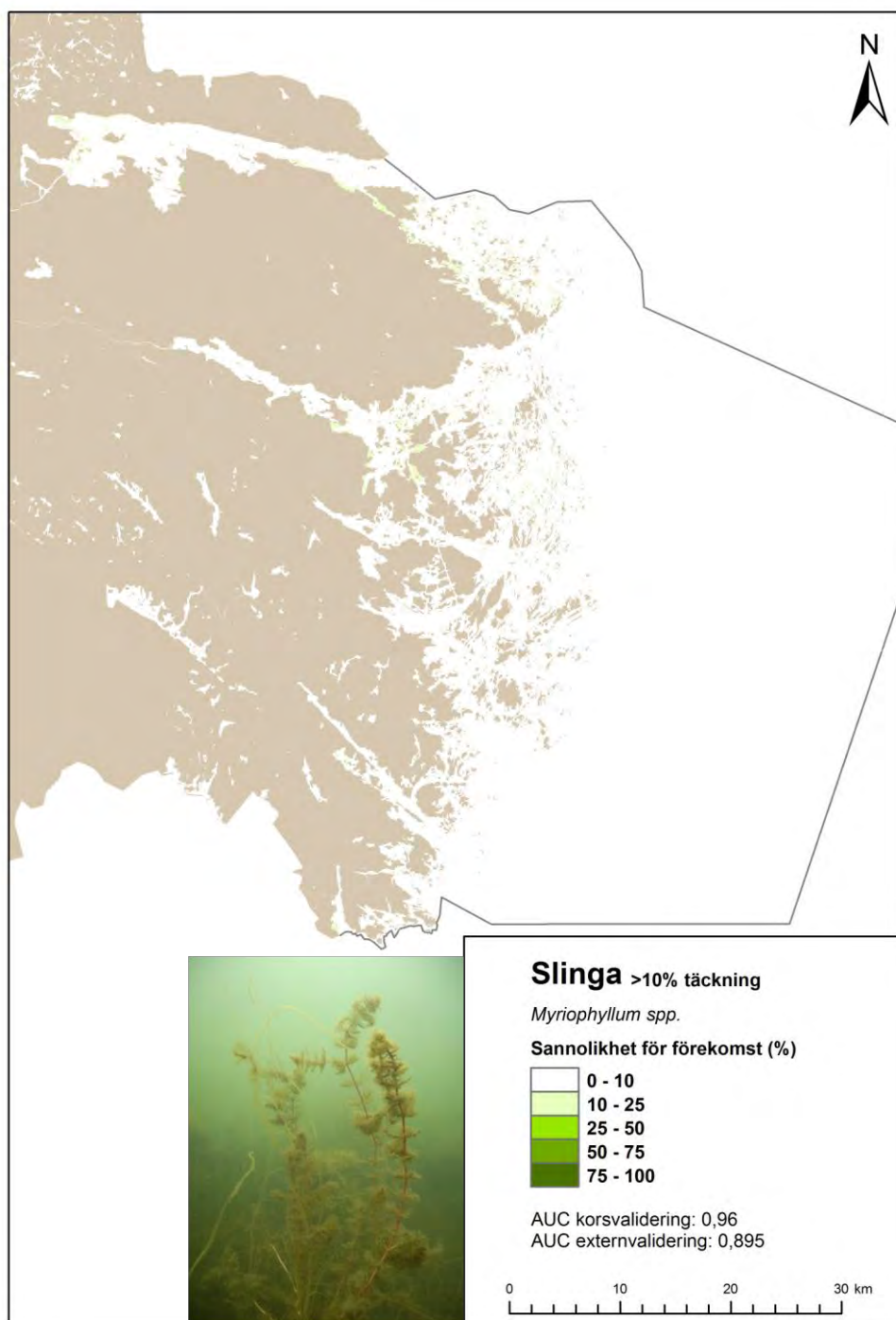
Figur 36. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av kärlväxter (borstnate, *Potamogeton pectinatus*; hornsärv, *Ceratophyllum demersum*; hårsärv, *Zannichellia palustris*; möjor; *Ranunculus aquatilis* spp.; slingor, *Myriophyllum* spp.; vattenpest, *Elodea canadensis*; ålgräs, *Zostera marina* och ålnate, *Potamogeton perfoliatus*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



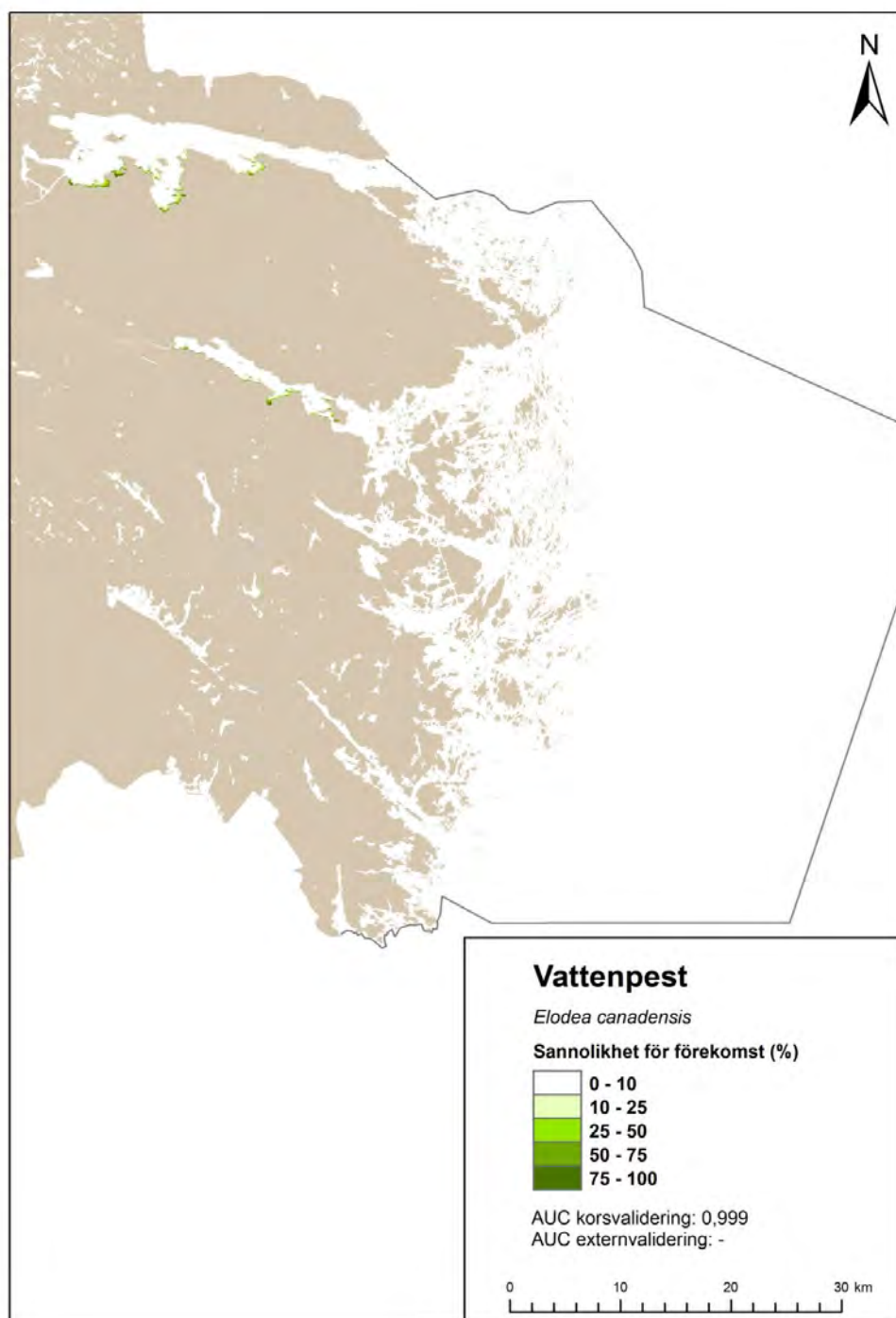
Figur 37. Modellerad sannolikhet för 50 % täckningsgrad av kärlväxter (borstnate, *Potamogeton pectinatus*; hornsärv, *Ceratophyllum demersum*; hårsärv, *Zannichellia palustris*; möjor; *Ranunculus aquatilis* spp.; slingor, *Myriophyllum* spp.; vattenpest, *Elodea canadensis*; ålgräs, *Zostera marina* och ålnate, *Potamogeton perfoliatus*) i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



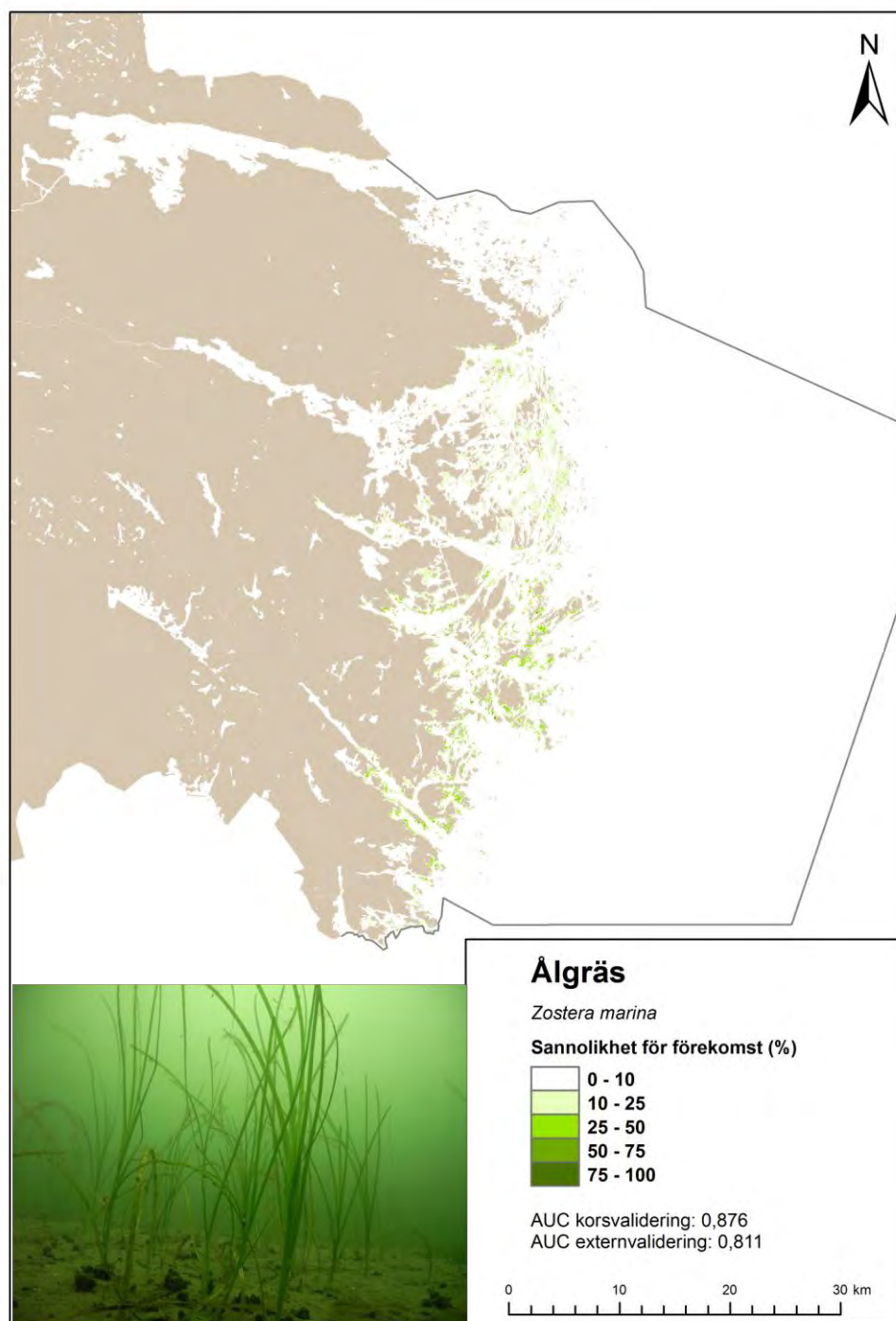
Figur 38. Modellerad sannolikhet för förekomst av axslinga (*Myriophyllum spicatum*) och knoppslinga (*M. sibiricum*) i Östergötland. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



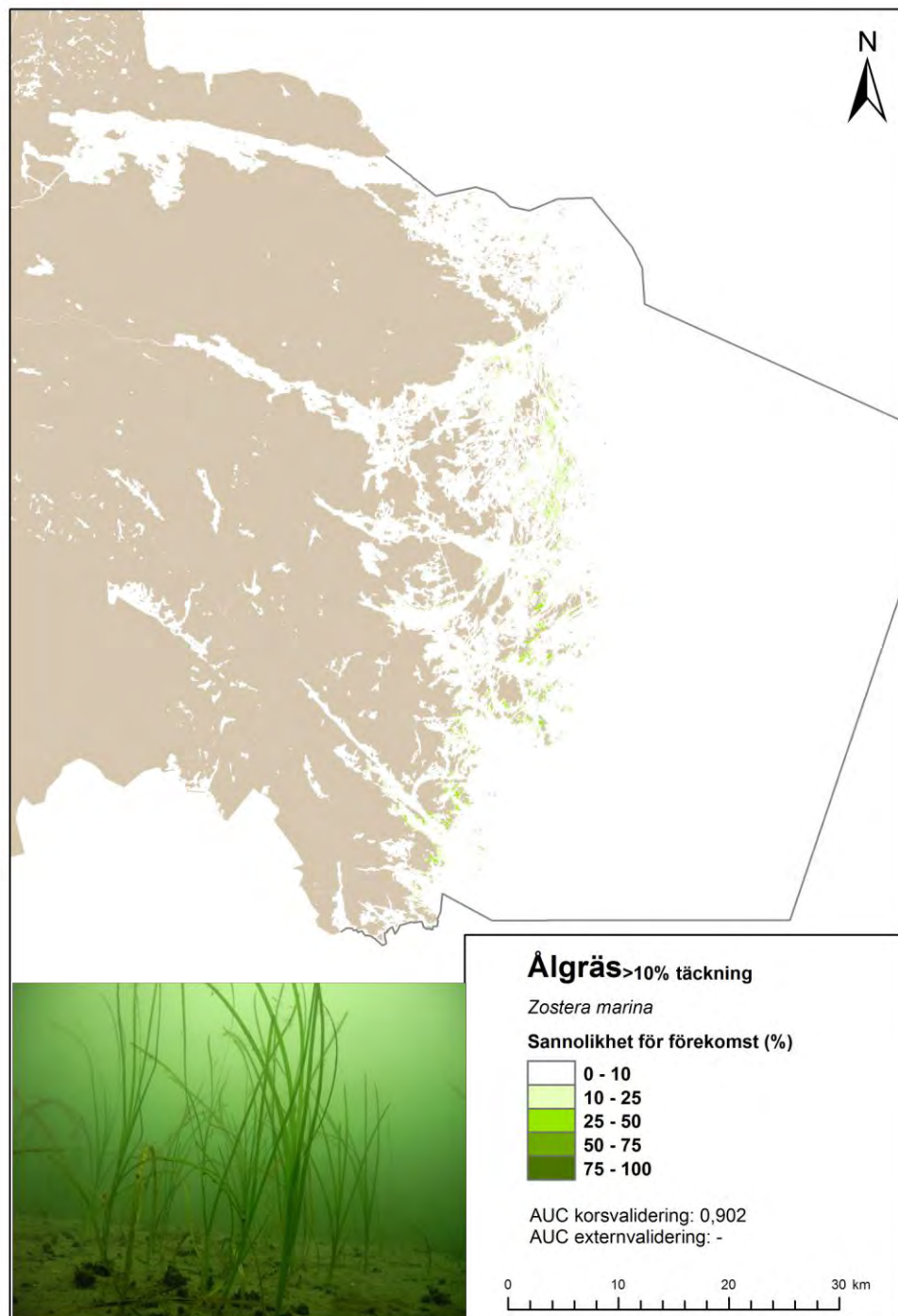
Figur 39. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av axslinga (*Myriophyllum spicatum*) och knoppslinga (*M. sibiricum*) i Östergötland. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



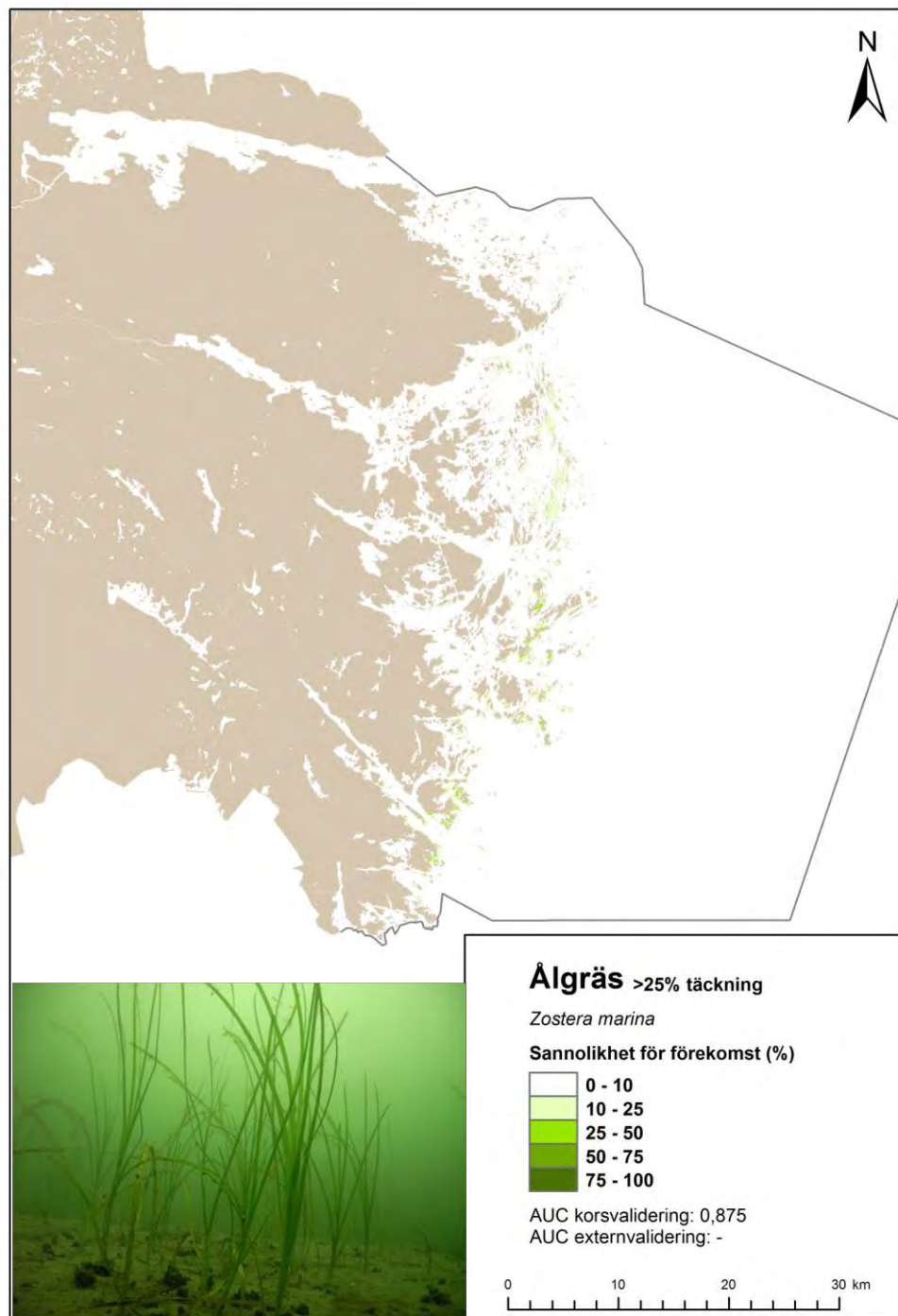
Figur 40. Modellerad sannolikhet för förekomst av vattenpest (*Elodea canadensis*) i Östergötland.



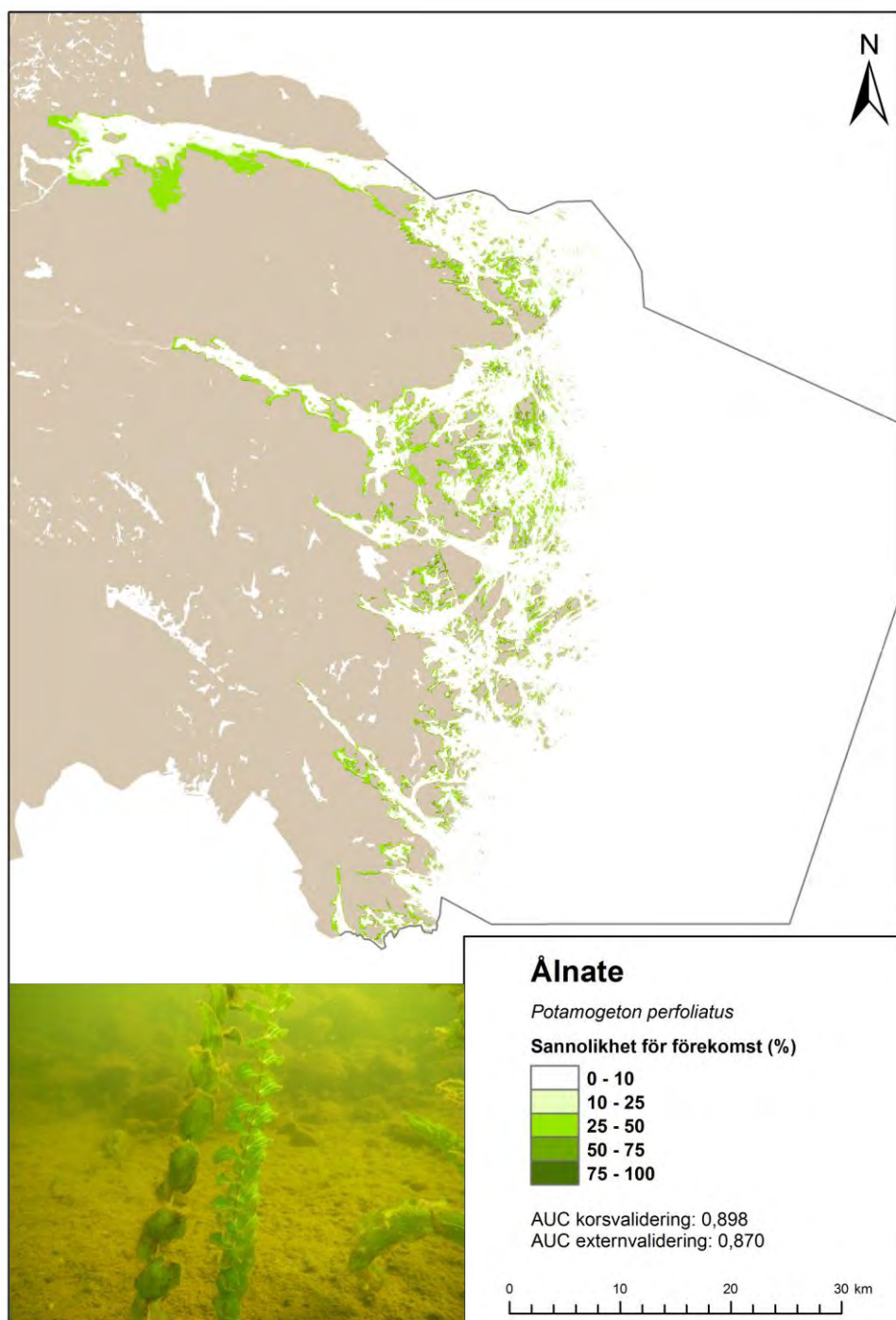
Figur 41. Modellerad sannolikhet för förekomst av ålgräs (*Zostera marina*) i Östergötland. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



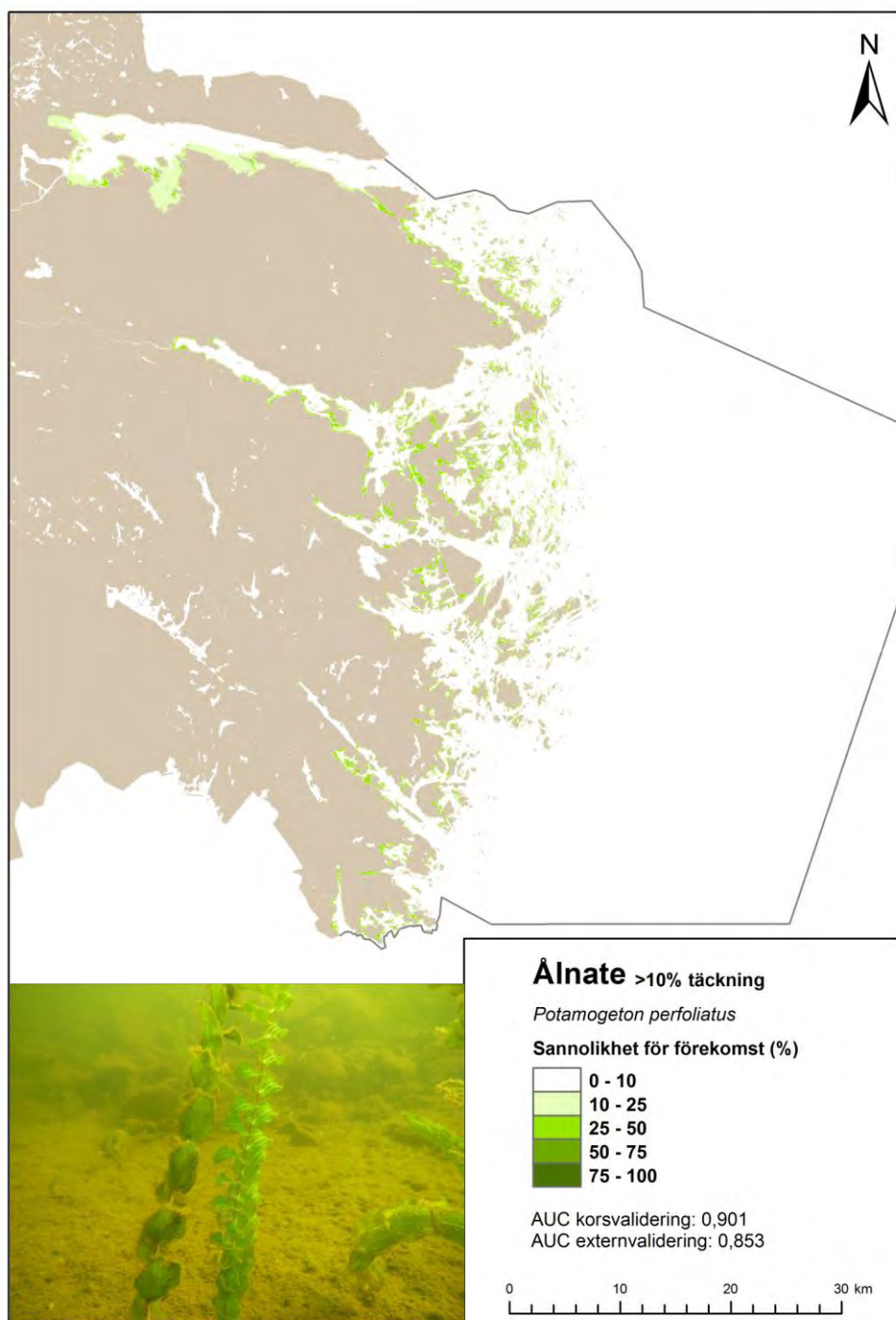
Figur 42. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*) i Östergötland.
Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



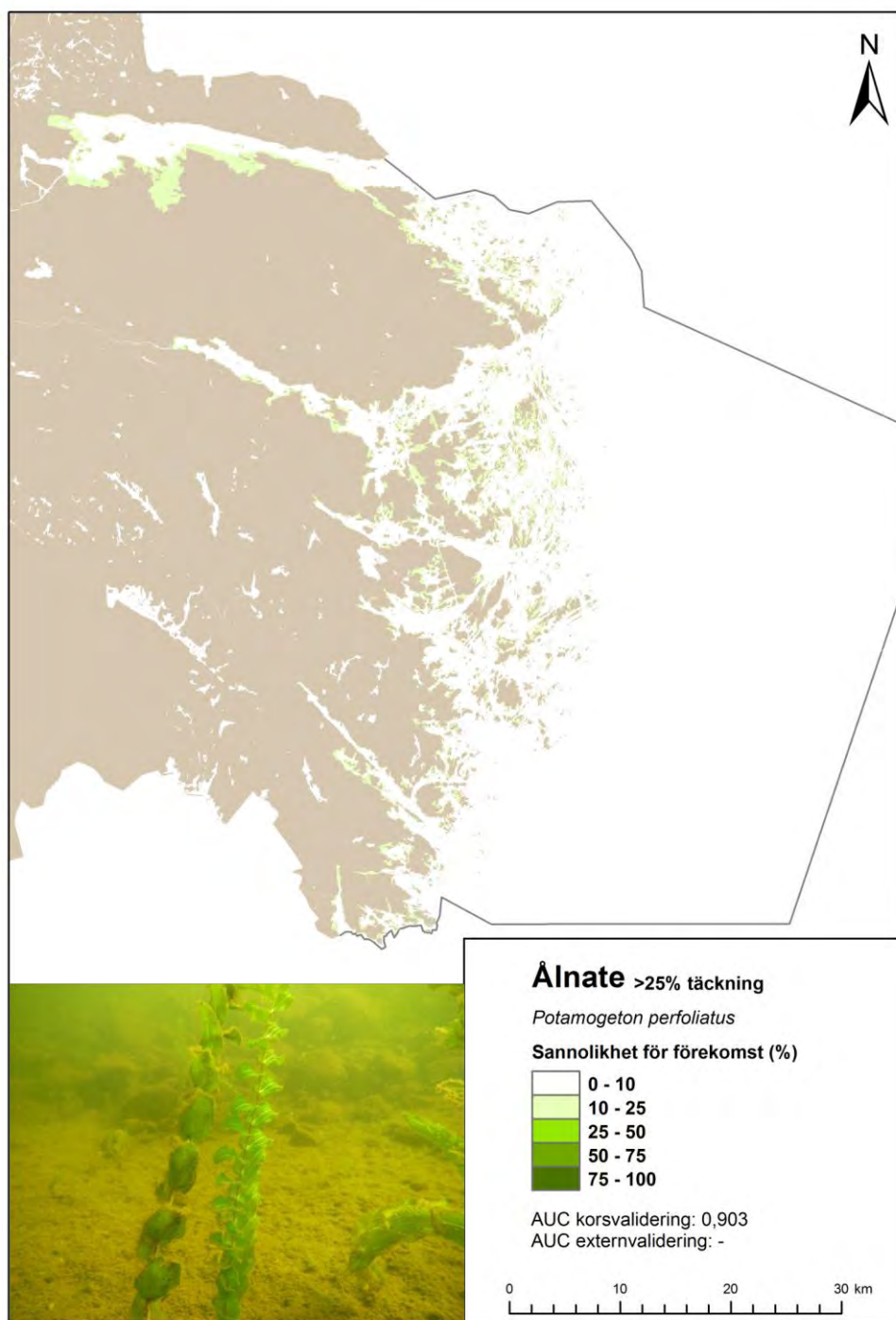
Figur 43. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av ålgräs (*Zostera marina*) i Östergötland.
Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



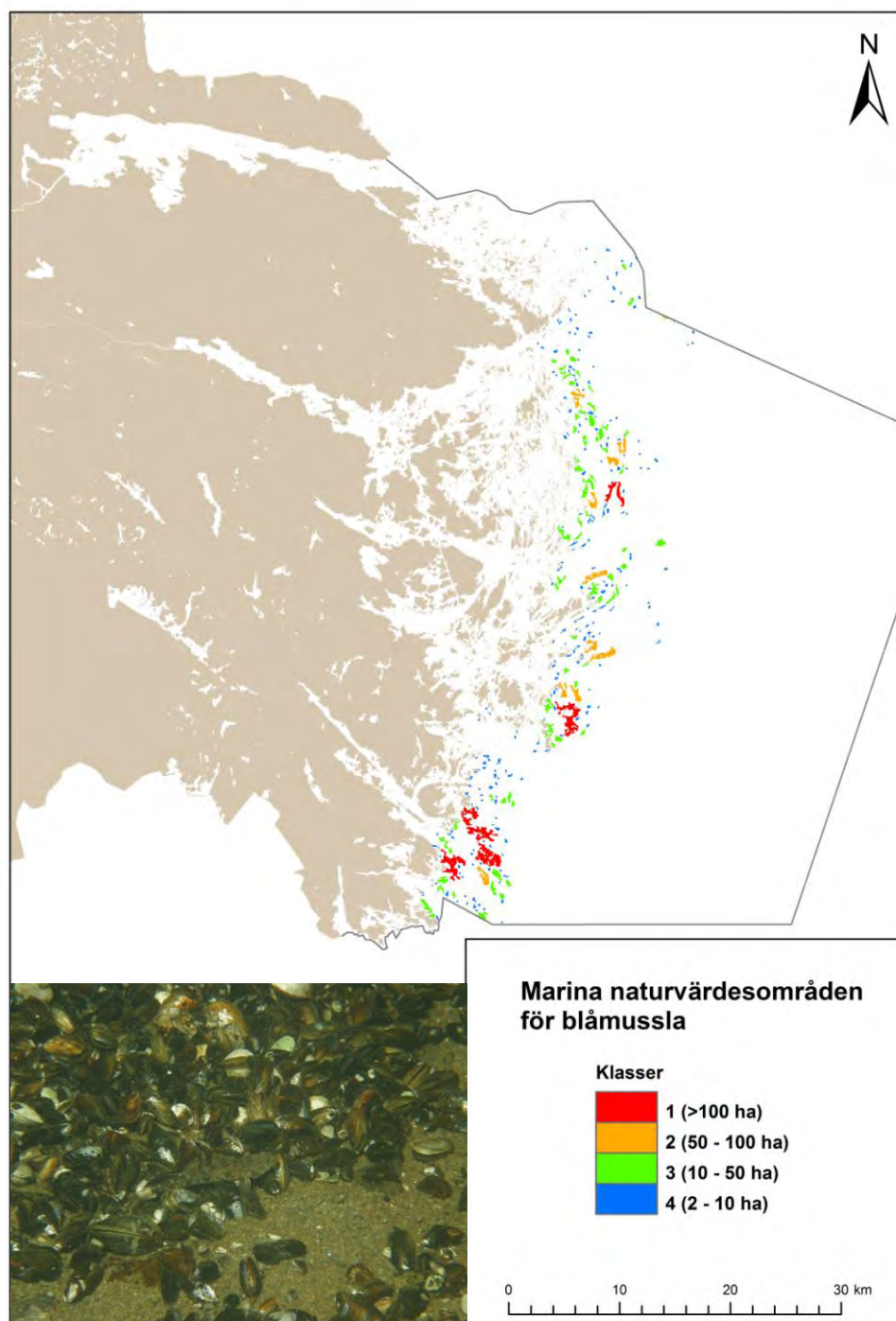
Figur 44. Modellerad sannolikhet för förekomst av ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



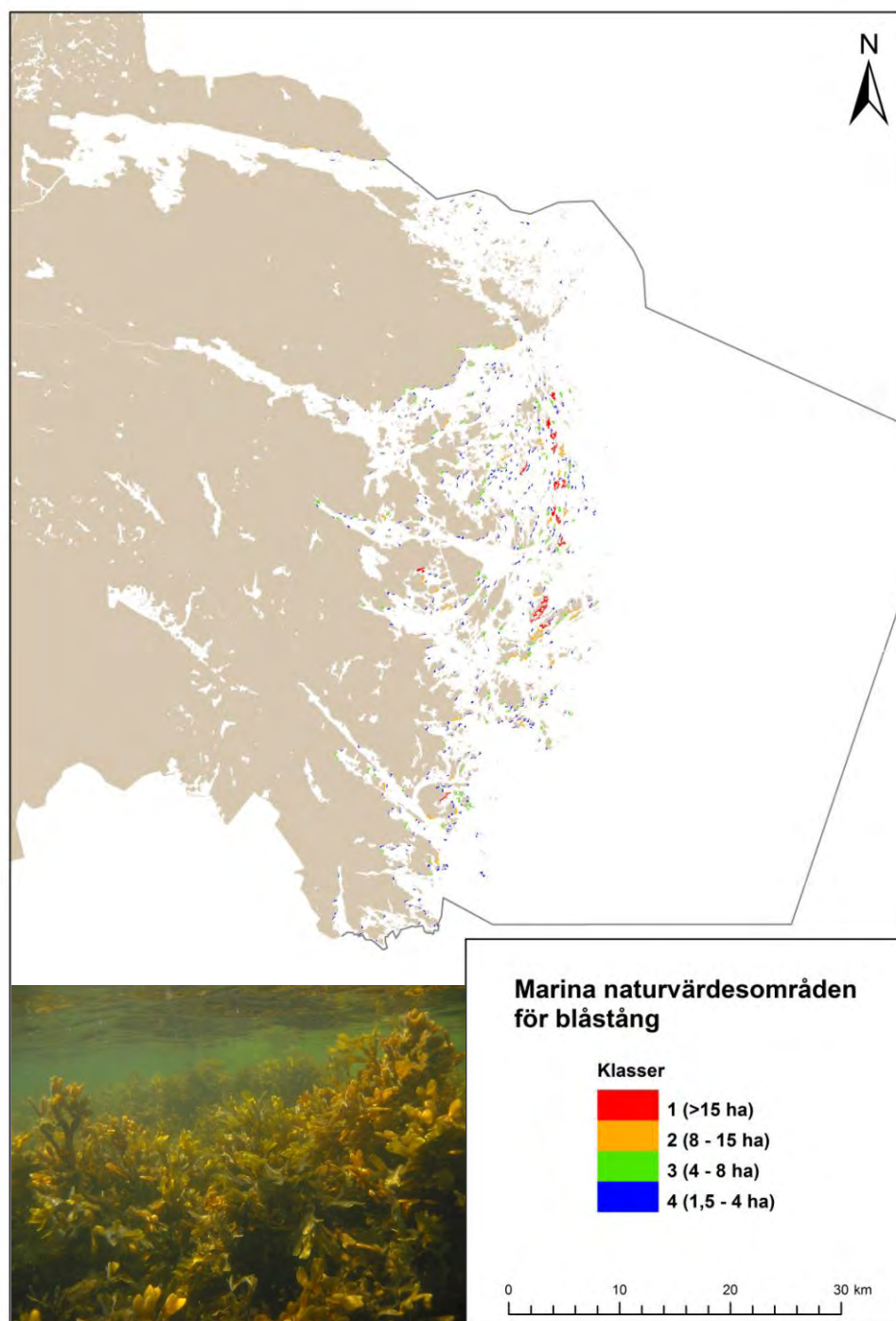
Figur 45. Modellerad sannolikhet för 10 % täckningsgrad av ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



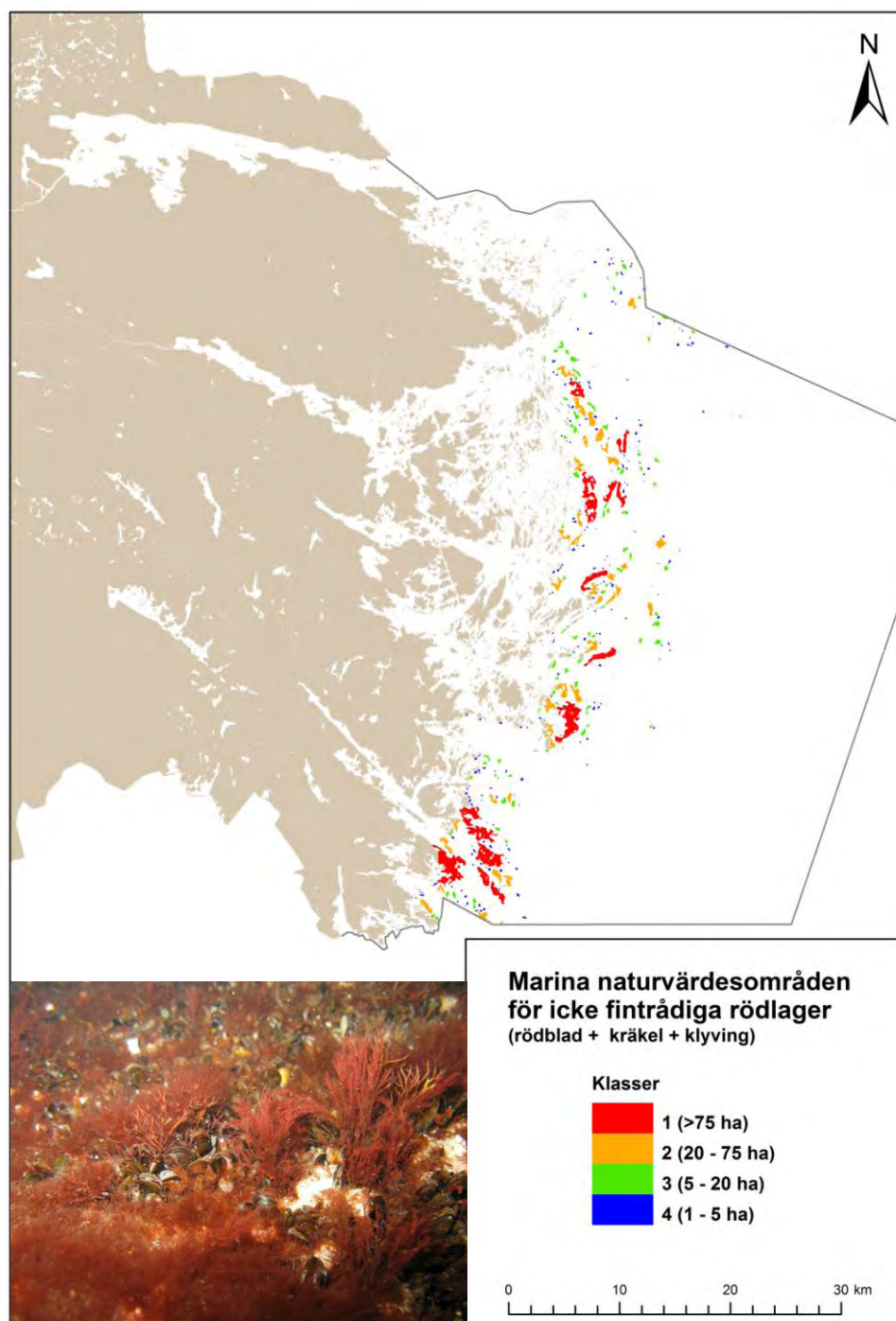
Figur 46. Modellerad sannolikhet för 25 % täckningsgrad av ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



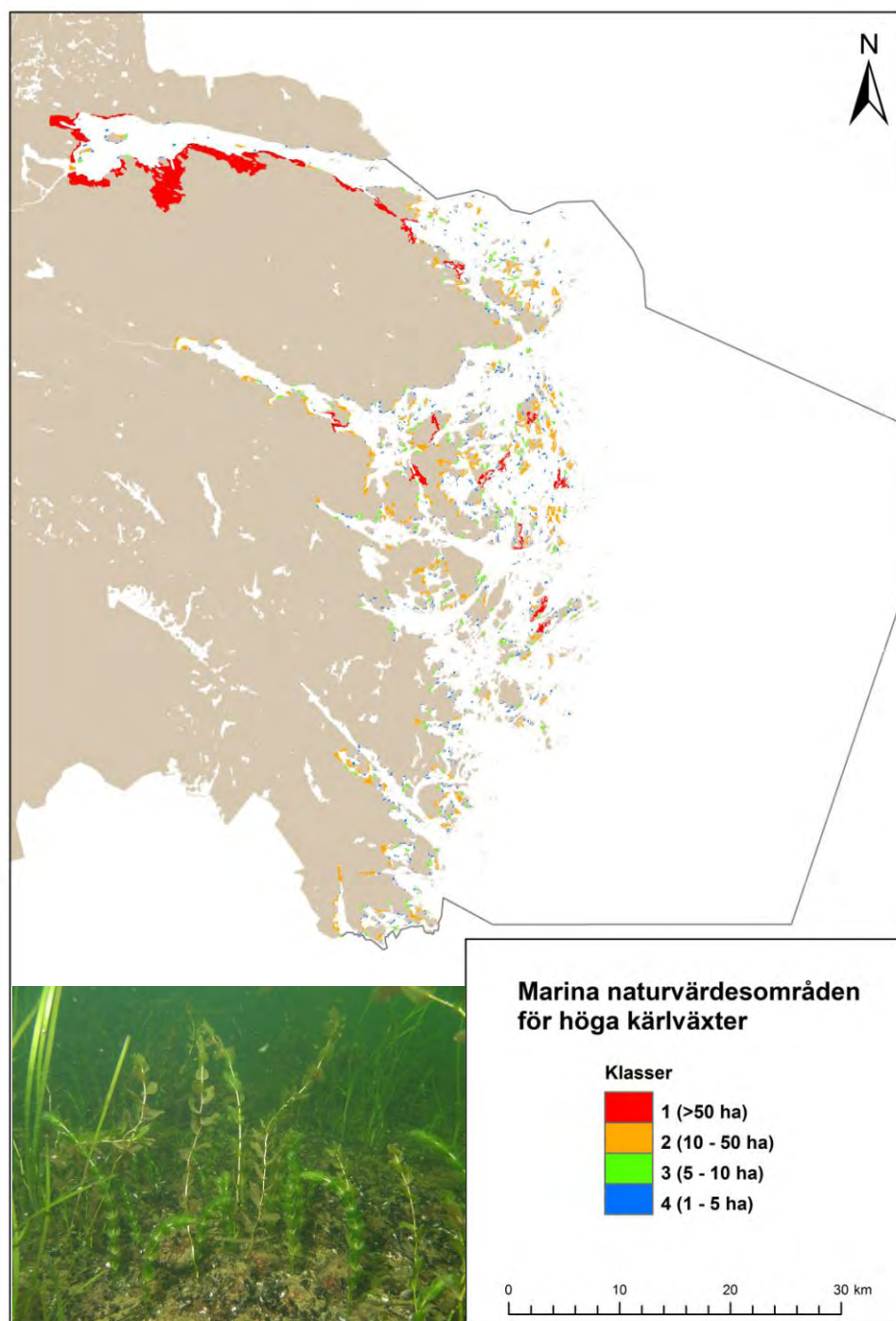
Figur 47. Preliminära marina naturvärdesområden för blåmussla (*Mytilus edulis*) indelade i storleksklasser i Östergötland. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



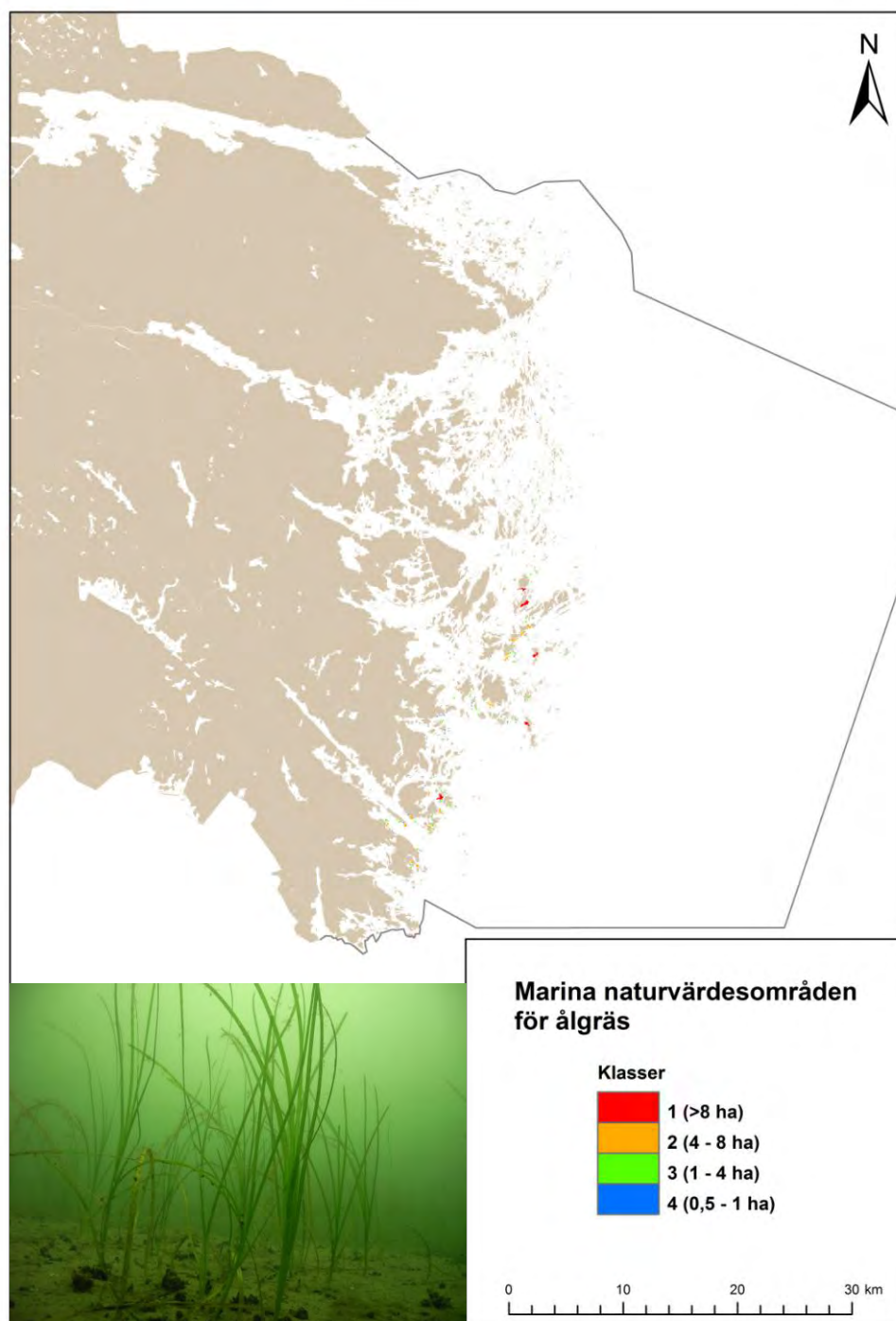
Figur 48. Preliminära marina naturvärdesområden för blåstång (*Fucus vesiculosus*) i Östergötland, indelade i storleksklasser. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



Figur 49. Preliminära marina naturvärdesområden för de icke trådformiga rödalgera kilrödblåd (*Coccytulus truncatus*), blåtonat rödblåd (*Phyllophora pseudoceranoides*), kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och klyving (*Polyides rotundus*) i Östergötland, indelade i storleksklasser. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



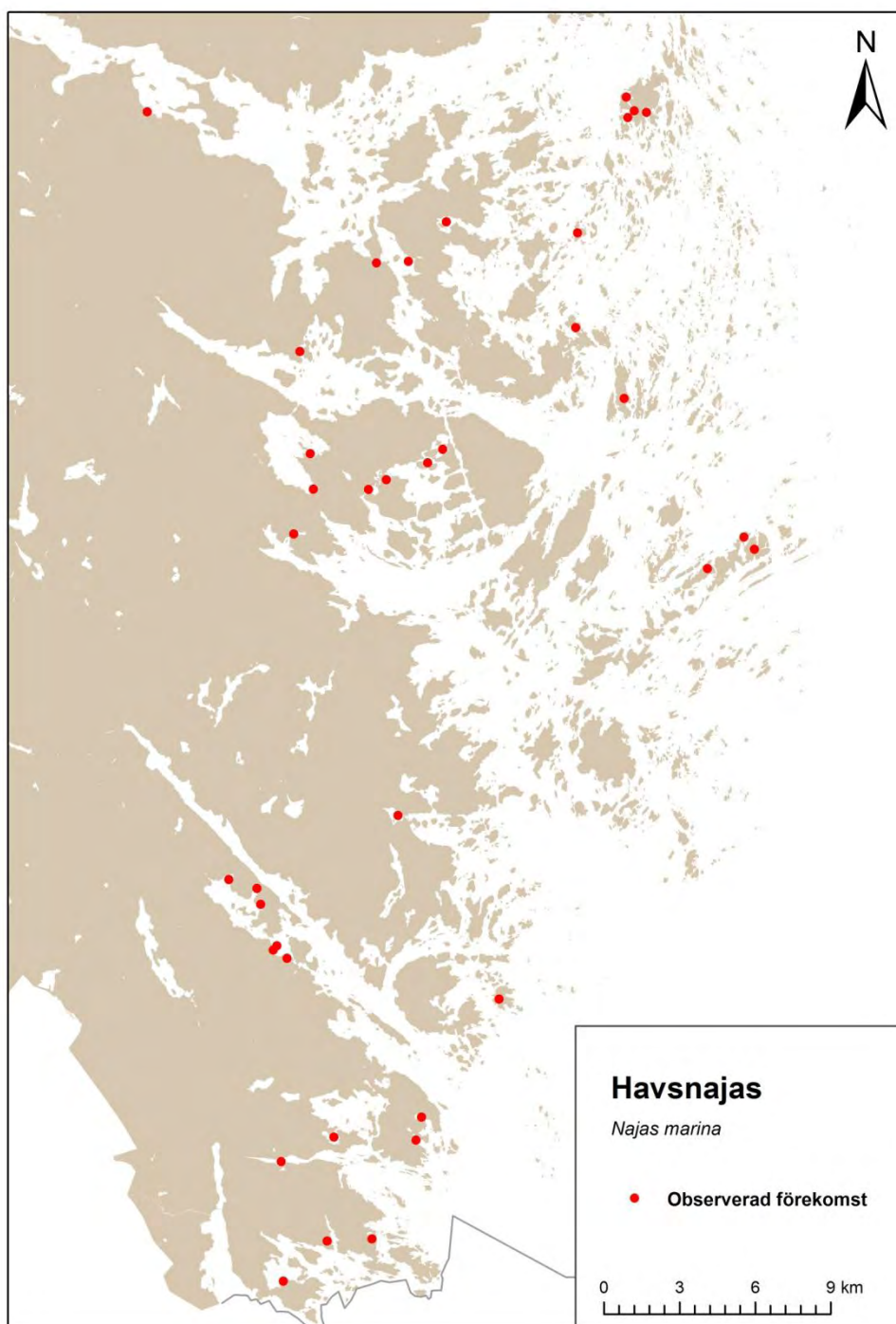
Figur 50. Preliminära marina naturvärdesområden för kärlväxter (borstnate, *Potamogeton pectinatus*; hornsärv, *Ceratophyllum demersum*; hårsärv, *Zannichellia palustris*; möjor; *Ranunculus aquatilis* spp.; slingor, *Myriophyllum* spp.; vattenpest, *Elodea canadensis*; ålgräs, *Zostera marina* och ålnate, *Potamogeton perfoliatus*) i Östergötland, indelade i storleksklasser. Foto: Mathias H. Andersson, Stockholms Universitet.



Figur 51. Preliminära marina naturvärdesområden för ålgräs (*Zostera marina*) i Östergötland, indelade i storleksklasser. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.



Figur 51. Prickkarta över lokaler för observerade förekomster av borststräfsse (*Chara aspera*) vid inventering av grunda vikar och laguner i Östergötland. Foto: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



Figur 52. Prickkarta över lokaler för observerade förekomster av havsnajas (*Najas marina*) vid inventering av grunda vikar och laguner i Östergötland.



Figur 53. Prickkarta över lokaler för observerade förekomster av rödsträfsse (*Chara tomentosa*) vid inventering av grunda vikar och laguner i Östergötland. Foto: Jonas Edlund, Norrköpings kommun.