

Marin Modelling i Södermanlands län

AquaBiota Report 2013:09

Antonia Nyström Sandman, Tomas Didrikas, Carolina Enhus, Karl Florén, Martin Isaeus, Ingrid Nordemar, Anna Nikolopoulos, Göran Sundblad, Karl Svanberg & Nicklas Wijkmark

AquaBiota Water Research



LÄNSSTYRELSEN
Södermanlands län



AquaBiota
WATER RESEARCH

STOCKHOLM, NOVEMBER 2013

Beställare:

Rapporten är framtagen av AquaBiota Water Research i samarbete med Länsstyrelserna i Södermanland och Stockholm inom projektet Marin Modellering i Södermanland och Stockholm (MMSS), på uppdrag av Havs- och Vattenmyndigheten.

Författare:

Antonia Nyström Sandman¹ (antonia.sandman@aquabiota.se), Tomas Didrikas¹, Carolina Enhus¹, Karl Florén¹, Martin Isaeus¹, Ingrid Nordemar², Anna Nikolopoulos¹, Göran Sundblad¹, Karl Svanberg³ & Nicklas Wijkmark¹

¹AquaBiota Water Research, ²Länsstyrelsen i Stockholm, ³Länsstyrelsen i Södermanland

Omslagsfoto:

Utsikt från Askölaboratoriet, Antonia Nyström Sandman

Kontaktinformation:

AquaBiota Water Research AB
Adress: Löjtnantsgatan 25, 115 50 Stockholm
Tel: +46 8 522 302 40
www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av:

Carolina Enhus (carolina.enhus@aquabiota.se)

Distribution:

Fri

Spridningstillstånd kartor som bygger på djupinformation: Sjöfartsverkets beteckningar 11-03461, 13-01222, 13-02473, 13-03482, 13-03710.

Internetversion:

Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:

Nyström Sandman A, Didrikas T, Enhus C, Florén K, Isaeus M, Nordemar I, Nikolopoulos A, Sundblad G, Svanberg K, Wijkmark N. Marin Modellering i Södermanlands län. AquaBiota Rapport 2013:09. 72 sid.

Ämnesord:

Marin miljö, habitatmodellering, undervattensvegetation, zoobentos, pelagisk fisk, kustnära fisk, HELCOM Underwater Biotopes, naturvärdesbedömning

AquaBiota Report 2013:09

Projektnummer: MMSS 2010002, 20100025, 20100026

ISBN: 978-91-85975-29-7

ISSN: 1654-7225

© AquaBiota Water Research 2013



INNEHÅLL

Innehåll.....	3
Sammanfattning.....	4
Summary	5
1. Bakgrund och syfte.....	6
1.1. Naturvård.....	6
1.2. Underlag för planering	7
1.3. Kartorna.....	9
2. Habitatmodellering	9
2.1. Modellering.....	9
2.2. Steg 1 – Modell.....	9
2.3. Steg 2 – Prediktion	11
3. Miljövariabler.....	15
3.1. Djup och djupderivat.....	16
3.2. Potentiellt förorenade områden (PFO)	18
3.3. Hydrografiska variabler	19
3.4. Siktdjup	21
3.5. Vågexponering.....	22
3.6. Substrat	24
4. Artmodeller	25
4.1. Vegetation.....	25
4.2. Zoobentos.....	39
4.3. Pelagisk fisk	48
4.4. Kustnära rekryteringsmiljöer för fisk	56
5. HELCOM underwater biotopes (HUB)	60
6. Naturvärden	63
7. Diskussion.....	67
Referenser	69
Bilagor	73

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.

Inom detta projekt har kartor över bottenlevande växter och djur samt kustnära och pelagisk fisk tagits fram med hjälp av rumslig modellering. Principerna för rumslig modellering beskrivs i rapporten. Biologiska data (kalibreringsdata) har samlats in med hjälp av dropvideo, ekolodning, undervattensdetonationer samt sammanställts från tidigare genomförda undersökningar. Heltäckande kartor har tagits fram för prediktorvariablerna siktdjup, salthalt, temperatur, potentiellt förorenade områden, djup och olika djupderivat.

Sammanlagt presenteras kartor över förutsättning för förekomst av fem arter av kärlväxter, sju arter eller artgrupper av alger, blåmussla, 19 arter av bottenlevande djur på djupare botten, BQI (benthic quality index), kustnära yngel, spigg samt fyra grupper av pelagisk fisk. För några av arterna och artgrupperna har prediktioner tagits fram för olika täckningsgrader eller tätheter. Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten är av god kvalitet. Utöver arter och artgrupper har även HELCOM Underwater Biotopes, HUB, modellerats.

Preliminära marina naturvärden har också identifierats. Klassificeringen bygger på indelningen av habitat enligt HUB, och de habitat som motsvarats av någon art- eller artgruppsprediktion har fått värden för unikhet/raritet, diversitet, hot, livstidsviktigt område samt funktion. De olika artprediktionerna har sedan summerats för att få fram ett naturvärde på en skala från 1 till 10.

För ärendehantering på nationell och internationell nivå krävs att modelleringar görs med hög rumslig upplösning. Detta dels för att en högupplöst modellering krävs för att även storskaliga kartunderlag ska erhållas med tillräckligt hög kvalitet, dels för att en god upplösning som regel behövs för att hantera marina skydds- och förvaltningsåtgärder även på denna nivå. Exempel på sådana åtgärder är planering för vindkraftsetablering och sårbarhetsanalyser av t.ex. oljeutsläpp eller fiskemetoder. Prediktioner kan även användas som underlag för både integrerad (sektorövergripande) och sektorspecifik kust- och skärgårdsplanering. Prediktioner är också 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 kan användas för rumslig planering med hjälp av mjukvaror som MARXAN och liknande.

SUMMARY

Knowledge about the presence and prevalence of marine habitats is today requested by many sectors. In the 2000s, the demand has increased in line with efforts to protect the marine environment, with clear priority through national and international commitments. Within the county administration and municipality there is a great need for increased knowledge on the marine environment, both for regional and local coastal planning, and as a basis for supervision and decision making under the Swedish Environmental Code. Maps of the marine environment are of great importance for planning, protection and management, on both a national and an international scale.

Within this project, maps describing the spatial distribution of benthic flora and fauna as well as coastal and pelagic fish, has been developed using spatial modeling. The principles of spatial modeling are described in the report. Biological data (calibration data) have been collected through drop video, echo-sounding, underwater detonations and compiled from previous studies. Comprehensive maps have been produced for the predictor variables Secchi depth, salinity, temperature, potentially contaminated areas, depth and depth derivatives.

In total, maps of probability of presence are presented for five species of vascular plants, seven species or species groups of alga, blue mussels, 19 species of benthic fauna on deeper bottoms, BQI (benthic quality index), coastal nursery areas for piscivorous fish, sticklebacks, and four groups of pelagic fish. For some species or species groups, predictions have been developed for different degrees of coverage and densities. All the modeling results presented in the report are of good quality. In addition to species and species groups, HELCOM Underwater biotopes (HUB) have also been modeled.

Preliminary marine natural values have also been identified within this study. The classification is based on the grouping of habitats according to the HUB, and the habitats which are matched by any species or species group prediction got values for uniqueness/rarity, diversity, threat, lifetime important area and function. The different species predictions were then added to produce a natural value on a scale of 1 to 10.

Management on a national and international level requires modeling based on a high spatial resolution. This is partly because a high resolution modeling is required to obtain a high enough quality even for larger-scale maps, and partly because a good resolution usually is needed to manage marine conservation and management measures at this level. Examples of such measures include planning for establishment of wind power and vulnerability analyses of for example oil spills or fishing methods. Predictions can also be used as a basis for both integrated and sectorial planning of the coastal environment and the archipelago. Predictions are also useful in the assessment of how common or representative a species or habitat is at different scales. This is of great importance when evaluating networks of marine protected areas such as Natura 2000, the HELCOM Baltic Sea Protected Areas and OSPAR Marine Protected Areas, and the overhaul of national nature conservation interests. With the help of softwares like MARXAN, high resolution map data can be used for spatial planning.

1. BAKGRUND OCH SYFTE

Kännedom om marina habitat och deras utbredning och förekomst efterfrågas idag av många aktörer. Efterfrågan har ökat i takt med att arbetet med att värna om naturmiljön i havet har fått tydlig prioritet genom nationella och internationella åtaganden under 2000-talet. Miljömål, lagstiftning och införandet av EU:s ramdirektiv för vatten samt havsmiljödirektivet har 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.

Havsmiljödirektivet införlivades i svensk lagstiftning med havsmiljöförordningen hösten 2010. Målet med Sveriges förvaltning är att både Östersjön och Nordsjön ska ha en god miljöstatus. 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.

1.1. Naturvård

Planering, förvaltning och utveckling av havs- och kustområden kräver omfattande och pålitliga dataunderlag som beskriver de marina systemen och deras funktioner och värden. För att vara verkligt användbara i planeringsprocessen måste dessa underlag sammanställas på ett sätt som underlättar användningen även för myndigheter där expertkunskap inom biologi och geologi saknas. Kartor över områden med höga naturvärden kan användas för marin rumslig planering och kustzonsförvaltning, bevarandeplaner samt vid handläggning av exploateringsstillstånd.

För naturvårdsarbetet är kunskap om utbredningen av olika naturtyper på havets botten avgörande för att kunna få en överblick över ett större kustområde, till exempel hur de stora dragen ser ut och vad som är typiskt för olika kustområden, men också om olika marina naturtyper är representerade i de skyddade områdena. I Naturvårdsverkets vägledning för skydd av marina miljöer finns vissa kriterier för urval och prioritering av marina skyddsvärda områden, där t.ex. naturlighet, representativitet och biogeografiska värden, sällsynthet, ekologiskt/ biologiskt värde, variationsrikedom, hotade arter/biotoper/biotopkomplex, samt födosöks-, rast-, reproduktions- och uppväxtområden vägs in. Andra värden är t.ex. forskningsvärden, internationellt och ekonomiskt värde samt sociala värden. Utan kartunderlag är det svårt att göra en rimlig bedömning av många av dessa kriterier och därmed är det svårt att värdera ett visst skyddat områdes värde eller betydelse för bevarandearbetet. Habitatkartorna kan även utgöra ett viktigt underlag i arbetet med att ta fram en skyddsstrategi för den marina miljön som bygger på en ekologisk landskapsplanering. De kan hjälpa till att besvara frågor som var behovet att skydda nya områden är störst, om gränserna för befintliga skyddade områden ska ändras, om de skyddade områdena är representativa, samt om

de mer unika eller sällsynta naturtyperna skyddas. Grund för prioritering är hotbild, sårbarhet, storlek, nätverkskapande skydd, genomförbarhet, m.m. I Södermanland finns för närvarande ett marint reservat.

Många skyddade områden ingår också i Natura 2000, EU:s nätverk av områden som är skyddade enligt EU:s art- och habitatdirektiv. I dessa områden ska särskilt utpekade habitat ha god status och för dessa områden ska en bevarandeplan tas fram där värden, habitat, status och hot beskrivs. Även i detta arbete kan de marina habitatkartorna vara ett värdefullt underlag. Södermanlands skärgård är ett riksintresse för naturvärden enligt miljöbalken. Som huvudregel får exploateringsföretag och andra ingrepp i miljön komma till stånd i dessa områden endast om det kan ske på ett sätt som inte påtagligt skadar områdenas natur- och kulturvärden. Det är därför värdefullt att få kunskap om undervattensmiljöerna i ett sådant område.

Södermanlands kust och skärgård är också av riksintresse för friluftslivet. Många människor är mycket intresserade av vattenmiljöer men de är generellt svårtillgängliga och frågorna många. 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.

1.2. Underlag för planering

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/ledning, 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 Naturvårdsverket.

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 kan underlätta detta arbete.

Miljöatlas (insatser vid oljeutsläpp)

Länsstyrelsernas digitala miljöatlas ska ge vägledning och prioriteringar i händelse av olika typer av olje- och kemikalieolyckor i kustområdet och de stora sjöarna. 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 miljöatlasverktyget är framtaget av IVL Svenska Miljöinstitutet och riktar sig till räddningstjänsten som snabbt behöver göra avvägningar över vilka områden som i första hand ska skyddas i händelse av olyckor. Kunskap om undervattensmiljön är härvid ett självklart underlag för att kunna göra dessa prioriteringar. Även i detta arbete fyller habitatkartor en viktig funktion tillsammans med kunskap om vattenkvalitet, bottenbeskaffenhet, djupdata, exponeringsgrad, värdefulla reproduktionsområden för fisk och naturvärdesbedömning av grunda vikar m.m.

Kommunala översiktplaner

En viktig del i den lokala kustzonsplaneringen är de kommunala översiktplanerna. Till dessa hör ofta de kommunala naturvårdsprogrammen och för vissa områden görs så kallade fördjupade översiktsplaner. 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. Kartor över undervattensmiljön, såväl abiotiska faktorer som marina habitat, kan utgöra ett underlag i dessa planer för att kunna göra avvägningar och skapa riktlinjer för den fysiska planeringen. 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. 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 identifiera och beskriva marina naturvärden.

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 men inte gör det i verkligheten kan en restaureringsåtgärd eller ett avvärijande av en negativ påverkan övervägas.

Fiskeförvaltning

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. 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 resursutnyttjandet 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.

1.3. Kartorna

Syftet är att ta fram underlag för planering av kustvattenmiljön på läns- och kommunal nivå. Kartorna ska hålla en upplösning och kvalitetsnivå som är anpassad 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. Häri ligger alltså avvägningen.

2. HABITATMODELLERING

2.1. Modellering

I detta avsnitt beskrivs de grundläggande principerna för modelleringsprocessen och tillvägagångssättet vid val av modelleringsmetod för modellering av växter och alger.

Modelleringsprocessen

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

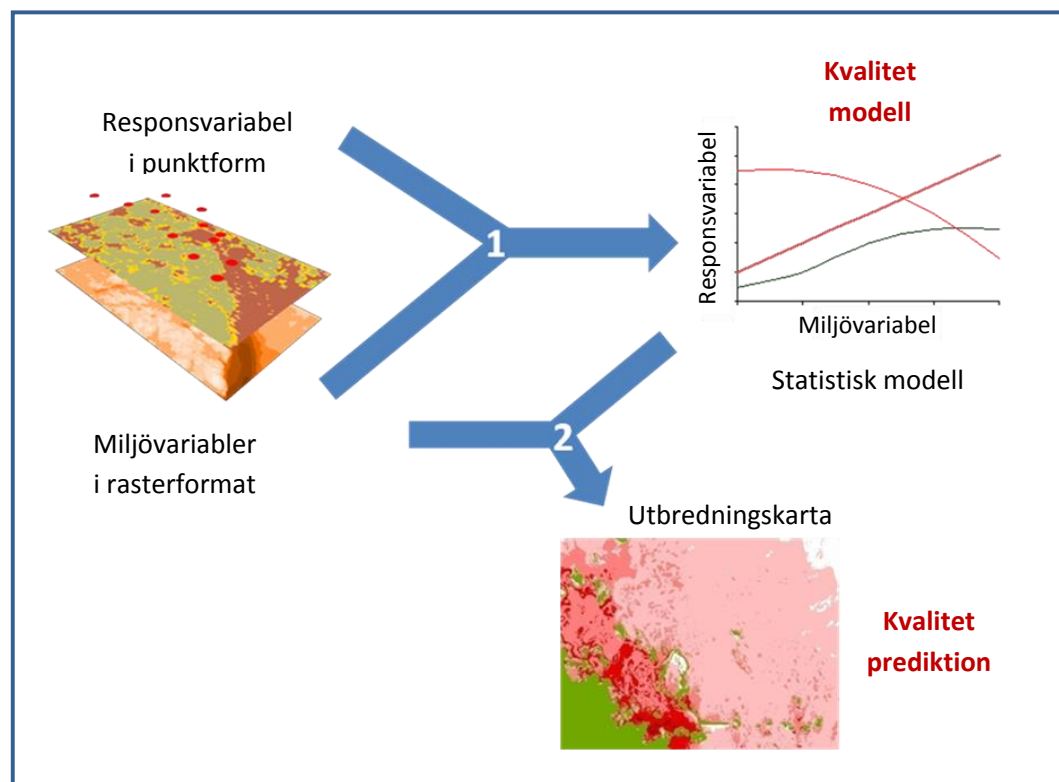
2.2. Steg 1 – Modell

Framtagande av modell

Modelleringsprocessen visas schematiskt i figur 1. I det första steget beräknas det statistiska sambandet mellan responsvariabelns värden (t.ex. täckningsgraden av en art eller förekomsten av ett substrat) och miljövariablernas värden på inventeringspositionerna. Vissa miljövariabler, som t.ex. djup, kan inventeras i samband med att responsvariabeln inventeras. Andra miljövariabler, som t.ex. vågexponering, eller

potentiellt förorenade områden 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.

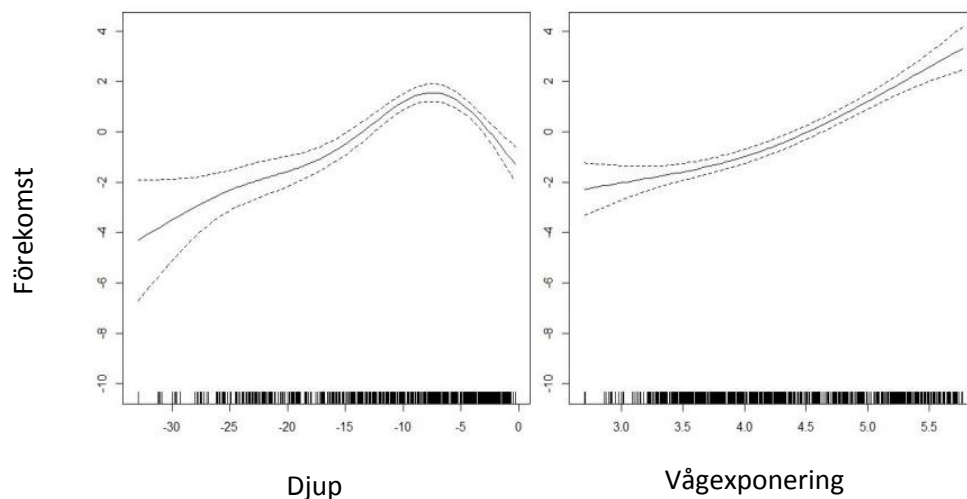
Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. Miljövariabler som korrelerar starkt med varandra bör inte användas i samma modell. För att kontrollera att miljövariablerna inte påverkar varandra i för stor utsträckning kontrolleras dels deras inbördes korrelation och dels deras variance inflation factor (VIF). Det senare är ett index som kvantifierar hur allvarligt den inbördes korrelationen påverkar miljövariablerna. I modelleringsprocessen väljs sedan de miljövariabler som har starkast inverkan på modellen ut. De flesta modelleringsmetoder genererar ett eller flera olika sorters mått på hur stor inverkan de olika miljövariablerna har på modellen. Metoden som har använts för modellering av arter och artgrupper i detta projekt kallas GAM (Generalised Additive Modelling) (Hastie & Tibshirani, 1986). 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 MGCV (Wood & Augustin 2002, Wood 2006) i statistikprogrammet R (R 2010). För klassificeringen av HELCOM underwater biotopes (HUB) användes randomForest som är en klassifikationsalgoritm där ett stort antal klassifikationsträd byggs för att sedan vägas samman till ett slutresultat (Breiman 2001, Cutler m fl 2007).



Figur 1. Principer för modelleringsprocessen.

Utvärdering av modellens kvalitet

I modelleringsfasen studerades grafer som beskriver responsvariabelns utbredning i relation till var och en av de ingående miljövariablerna. Tillsammans med information om miljövariablernas relativa bidrag till modellen kan variabler med konstiga mönster och/eller litet bidrag till modellen rensas ut. Figur 2 visar hur förekomst av blåmussla beror av miljövariablerna djup och vågexponering enligt modellen. Hur stor del av variationen i data som modellen kan förklara anges som andel deviance explained. För vegetationsmodeller bör deviance explained på >0.4 betraktas som bra.



Figur 2. Modellerad förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*) i förhållande till miljövariablerna djup och vågexponering. Enligt modellen trivs arten bäst på djup mellan 5 och 10 m i exponerade miljöer.

2.3. 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 (digital karta). Vid modellering av förekomst resulterar prediktionen i en sannolikhetskarta för förekomst med värden mellan 0 och 1. Vid modellering av abundans eller täckningsgrad resulterar prediktionen i en karta som visar den troliga abundansen eller täckningsgraden i varje cell.

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

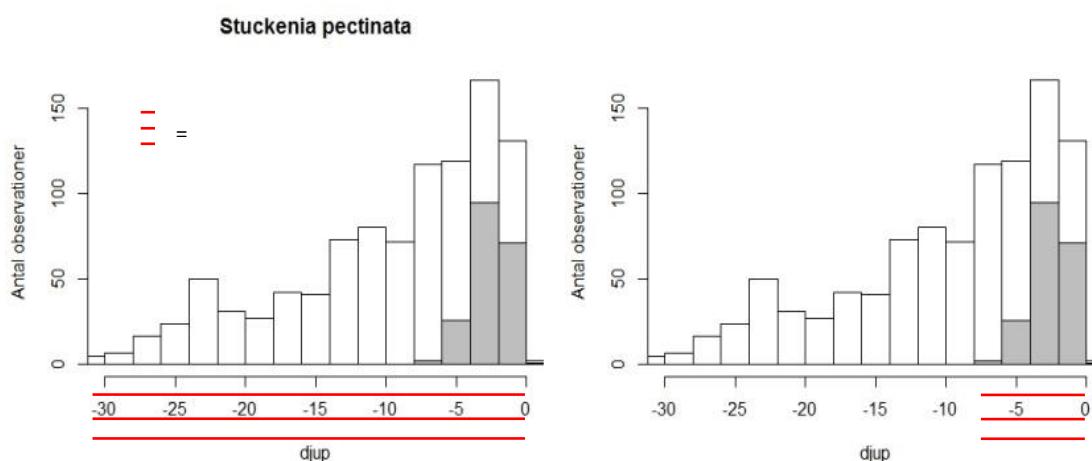
För att bedöma prediktionens kvalitet bör den valideras med externa data. Detta innebär att prediktionen jämförs med oberoende fältdata som inte använts tidigare i modelleringsprocessen. Modeller som anger sannolikheten att en responsvariabel förekommer (s.k. sannolikhetsmodeller) utvärderas lämpligen med ett mått kallat AUC (Area Under Curve, se faktaruta AUC). Modeller som anger hur mycket av responsvariabeln som förekommer (s.k. kvantitativa modeller) utvärderas vanligen med hjälp av någon form av korrelationskoefficient (vanligen betecknad COR, r^2 eller RMSE). Ett lågt AUC- eller COR-värde indikerar att modellens kvalitet är dålig och en sådan modell bör inte användas för att skapa en prediktion. Vanliga orsaker till en dålig modell är att den bygger på ett litet antal observationer eller att viktiga miljövariabler saknas. En modell med lågt AUC- eller COR-värde bör inte användas för att skapa en prediktion. Modellen kan också vara 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. Överanpassning leder till ett för högt AUC-värde i den interna valideringen jämför med när modellen externvalideras.

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 tidsskrifter. I den här rapporten har externvalidering genomförts för samtliga prediktioner av vegetation och fisk, dock ej för zoobentos eller HELCOM Underwater Biotopes (HUB). Modellerna har även korsvaliderats med hjälp av det interna datasetet. I korsvalideringen delas data in i ett antal delar (t ex 10). En del hålls undan varefter modellen byggs på resterande data för att sedan predikteras och utvärderas på den undanhållna delen. Proceduren upprepas sedan så att varje delmängd av data fungerar som utvärderingsset en gång.

MapAUC

AUC-värdet är beroende av utformningen på valideringsdatasetet, dvs. i vilka områden valideringen av prediktionen görs. Genom att använda många valideringsstationer utanför en arts potentiella utbredningsområde kan höga AUC-värden uppnås. De flesta modeller av hyfsad kvalitet kan klassa icke-förekomster långt utanför artens utbredningsområde korrekt. Om större delen av valideringsstationerna ligger i sådana områden kommer AUC-värdet bli högt. AUC-värdet kan därför vara missvisande. I detta projekt har valideringsstationerna anpassats för respektive arts utbredning i djupled. En prediktion av en art som bara har påträffats mellan 1 och 5 m djup har bara validerats i områden mellan 0.5 och 5.5 m djup (20 % utanför naturliga djuputbredningen). Denna valideringsmetod har tagits fram av AquaBiota. Fördelarna med detta utvärderingsmått

är att det ger en mer rättvisande bild av prediktionens kvalitet i områden som är intressanta samt att skillnader i kvalitet blir mer jämförbara både mellan arter och mellan projekt (län). Dessutom har valideringen gjorts baserat på det interpolerade djupet istället för det uppmätta, för att på så sätt också få med djupinformationens osäkerhet i utvärderingen. Måttet benämns därför mapAUC. Skillnaden mellan AUC och mapAUC blir normalt störst för arter som endast förekommer i en liten del av djupintervallet (tabell 1). Figur 3 illustrerar skillnaden mellan AUC och mapAUC för kärlväxten borstnate.



Figur 3. De grå fälten indikerar förekomst av borstnate (*Stuckenia pectinata*). Modellen för arten byggdes med data från hela djupintervallet. Övre figur: Prediktionen validerades i hela djupintervallet och ett AUC värde erhöles. Nedre figur: Prediktionen validerades i 1.2*djupintervallet och ett mapAUC-värde erhöles.

Tabell 1. Skillnader mellan AUC och mapAUC för sju responser med olika djuputbredning modellerade med dropvideodata. Skillnaderna blir mycket små för arter som förekommer i ett stort djupintervall.

Respons	Djuputbredning	AUC	AUCmap
<i>Fucus vesiculosus</i>	0 - 8.7	0.88	0.78
<i>Stuckenia pectinata</i>	0 - 6.4	0.93	0.81
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0 - 5.4	0.9	0.74
<i>Myriophyllum</i> sp.	0 - 8.9	0.91	0.85
<i>Chorda filum</i>	0 - 7.5	0.9	0.81
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	1.3 - 25.7	0.95	0.95
Fintrådiga rödalger	0 - 25.7	0.96	0.96

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 att det inte går att lita blint på att modelleringsprocessen är felfri. Samtliga modeller i denna rapport har bedömts av experter.

Faktaruta AUC

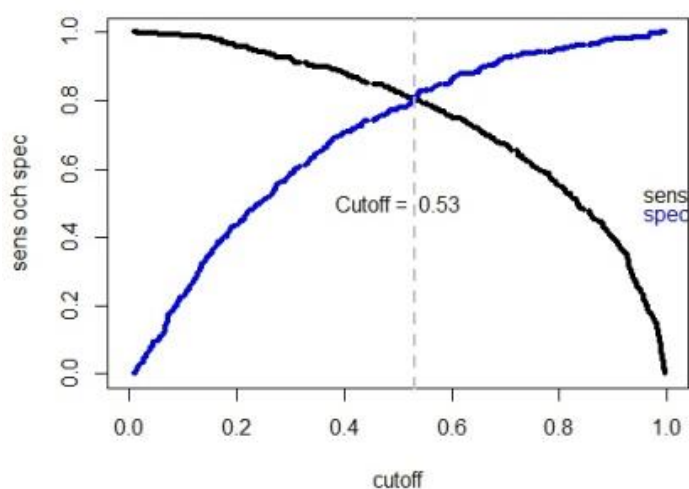
AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att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

I dagsläget saknas konsensus för hur AUC- värden ska tolkas när det gäller habitatmodellering. En rekommendation har varit att använda vidstående skala (AUC) (Hosmer & Lemeshow 2000). Med det nya standardiserade måttet mapAUC finns dock anledning att justera skalan, eftersom mapAUC generellt blir ca 0.1 enheter lägre än motsvarande AUC

AUC	Kvalitet	mapAUC	Kvalitet
0.9-1.0	Utmärkt	0.8-1.0	Utmärkt
0.8-0.9	God	0.7-0.8	God
0.7-0.8	Intermediär	0.6-0.7	Intermediär
0.5-0.7	Dålig	0.5-0.6	Dålig

Sensitivity, specificity och cutoff

Genom att göra en prediktion på hela datasetet (modellerings- + valideringsdata) kan sensitivity och specificity räknas ut. Sensitivity är ett mått på modellens förmåga att klassa förekomster medan specificity är ett mått på modellens förmåga att klassa icke-förekomster. För att kunna räkna ut dessa mått måste de predikterade sannolikheterna delas in i två klasser, förekomst och icke-förekomst. Om brytvärdet (cutoff) för klassindelningen sätts för lågt, till exempel vid en sannolikhet på 0.01 kommer modellen förmodligen att klassa samtliga förekomster som förekomster vilket innebär ett högt sensitivity-värde. Dock kommer även de flesta icke-förekomster att klassas som förekomster vilket innebär ett lågt specificity-värde. Under modelleringsprocessen i detta projekt har ett cutoff räknats ut som maximerar modellens förmåga att klassa både förekomster och icke-förekomster rätt (figur 4). Cutoff-värdet för varje respons har sedan använts i sannolikhetskartorna för att visa var arten troligen förekommer respektive inte förekommer. I kartorna redovisas även sensitivity och specificity.



Figur 4. I den här modellen för blåmussla valdes ett cutoff på 0.53 för att maximera sensitivity och specificity. Modellen klassar 79 % av förekomsterna samt 79 % av icke-förekomsterna i inventeringsdatat rätt.

Omarbetade sannolikhetskartor

De sannolikhetskartor som prediktionerna utgör kan vara svåra att tolka. I detta projekt har kartorna därför omarbetats för att bättre passa förvaltningens behov. Cutoff-värdet från modelleringsresultaten (se ovan) har använts för att avgränsa områden med låg förutsättning för förekomst. Vidare har kvarvarande områden delats in i två klasser, god och mycket god förutsättning för förekomst, baserat på ytan klassad som förekomst (ovanför cutoff). Klassgränserna har satts olika för varje art och beror av hur vanlig arten är. I kartornas legender har det angivits hur ofta vi observerat arten i varje klass för att underlätta tolkningen av kartinformationen.

Prediktionernas rumsliga osäkerhet

MapAUC, sensitivity och specificity ger bra mått på prediktionernas generella kvalitet men måtten ger ingen information om hur kartans kvalitet varierar rumsligt. Det går alltså inte att säga var prediktionen är mer eller mindre pålitlig. Tillsammans med sannolikhetsvärdet i prediktionen kan ett konfidensintervall räknas ut och med hjälp av cutoff-värdet kunde en karta över prediktionens osäkerhet tas fram i följande steg: (Samtliga beräkningar görs inom varje 10x10 m cell för hela det modellerade området).

- **Prediktion minus konfidensintervall.** Om prediktionsvärdet ligger över cutoff men hamnar under cutoff efter att konfidensintervallet subtraherats klassas prediktionen som osäker (osäker förekomst).
- **Prediktion plus konfidensintervall.** Om prediktionsvärdet ligger under cutoff men hamnar över cutoff efter att konfidensintervallet adderats klassas prediktionen som osäker (osäker icke-förekomst).
- Resultaten från de båda beräkningarna slogs ihop till en osäkerhetskarta.

Vid interpoleringen av djupet erhålls en Standard Error-karta för samma område (figur 7). Denna har använts för att beräkna osäkerheten i kartans djupangivelser. Eftersom interpoleringen är gjord i olika delområden som kan ha lite olika datatäthet blir Standard Error-kartan aningen "rutig". Standard Error-kartan multiplicerades med 1.96 för att få KI, sedan klassades denna om så att allting större än ± 0.5 m betraktades som osäkert.

Valideringen av prediktionerna, mapAUC, gjordes baserat på det interpolerade djupet istället för det uppmätta, vilket också ger ett mått på djupinformationen säkerhet.

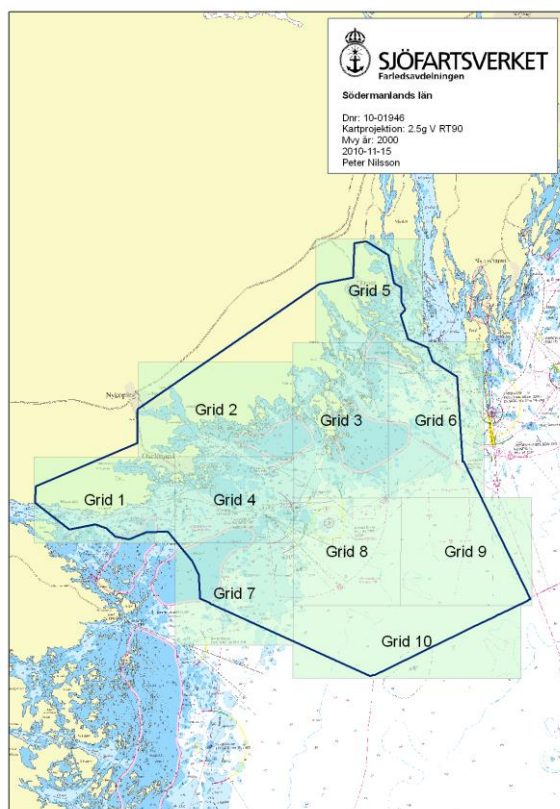
3. MILJÖVARIABLER

I detta avsnitt beskrivs hur miljövariablerna djup och djupderivat, salinitet, temperatur, vågexponering, siktdjup samt det antropogena skiktet PFO (potentiellt förorenade områden) har tagits fram för Södermanlands marina område.

3.1. Djup och djupderivat

Alla djupbaserade lager finns i 10 och 200 m upplösning, där 200 m är fria att sprida ur sekretessynpunkt, medan 10 meters upplösning djupare än 6 m är belagda med sekretess (enligt Sjöfartsverkets spridningstillstånd 11-03461 samt 13-01222).

Interpoleringen av batymetrin i Södermanland baserades på Data från Sjöfartsverkets djupdatabas (DIS) uppdelad på 10 rutor (figur 5), egna sjömättningsdata (tillstånd för sjömätning 18 600:57992) samt fastighetskartans strandlinje indelad i punkter var 5:e meter. Våra egna sjömättningsdata, data som Sjöfartsverket levererat samt punkter för strandlinje lades ihop till en gemensam fil.



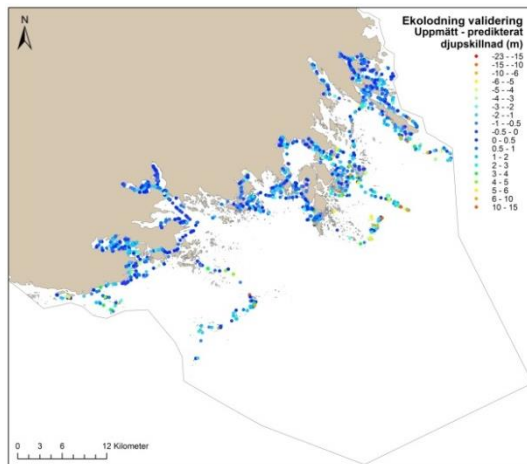
Figur 5. Sjöfartsverkets dataleverans

Punktdatafilen med alla data delades sedan upp i samma rutor som Sjöfartsverkets leverans för att få hanterbara datamängder. Interpoleringen gjordes i Geostatistical analyst, med Gaussian semivariogrammodell, 25 m lag, 8 riktningar och 10 punkter (minst 2). Interpoleringsresultatet utvärderades med hjälp av korsvalidering i ArcGIS.

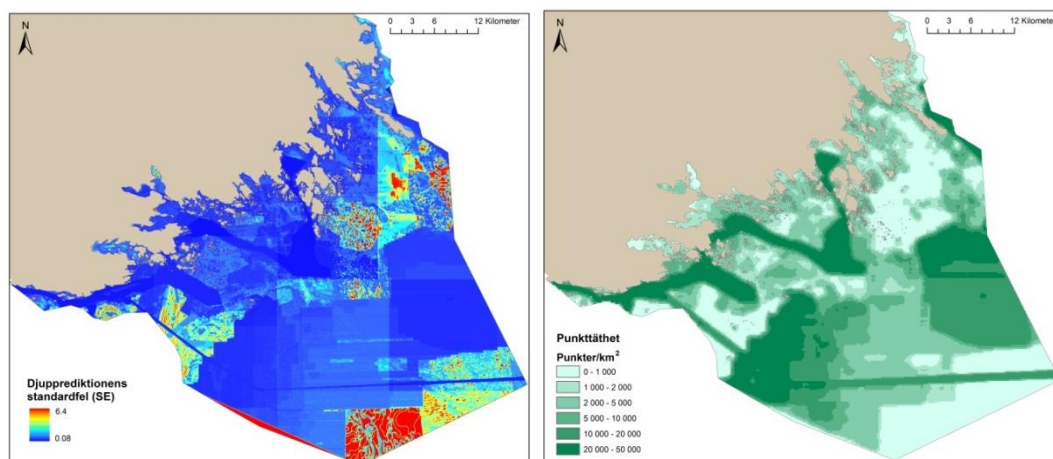
Validering av djupgriddan

För att få en bild av riktigheten i prediktionerna användes trackdata från det Lowrance-ekolod som användes vid dropvideoundersökningarna (se avsnitt 4.1). Ekolodsdatat innehöll 324293 punkter. Eftersom punkterna ibland låg ganska nära varandra och det var en oerhört stor datamängd att hantera så samplades 1 % av punkterna ut till ett valideringsdataset (3243 punkter). Skillnaden mellan uppmätt och predikerat djup syns i figur 6.

För varje interpolerad djuppunkt levererar kriging-processen ett standardfel (SE) (figur 7). På det sammanlagda materialet gjordes också en point-density-beräkning i 200 m upplösning (antal punkter inom en 1x1 km ruta, dvs antal punkter per km² för varje 200 m gridcell) (figur 7).



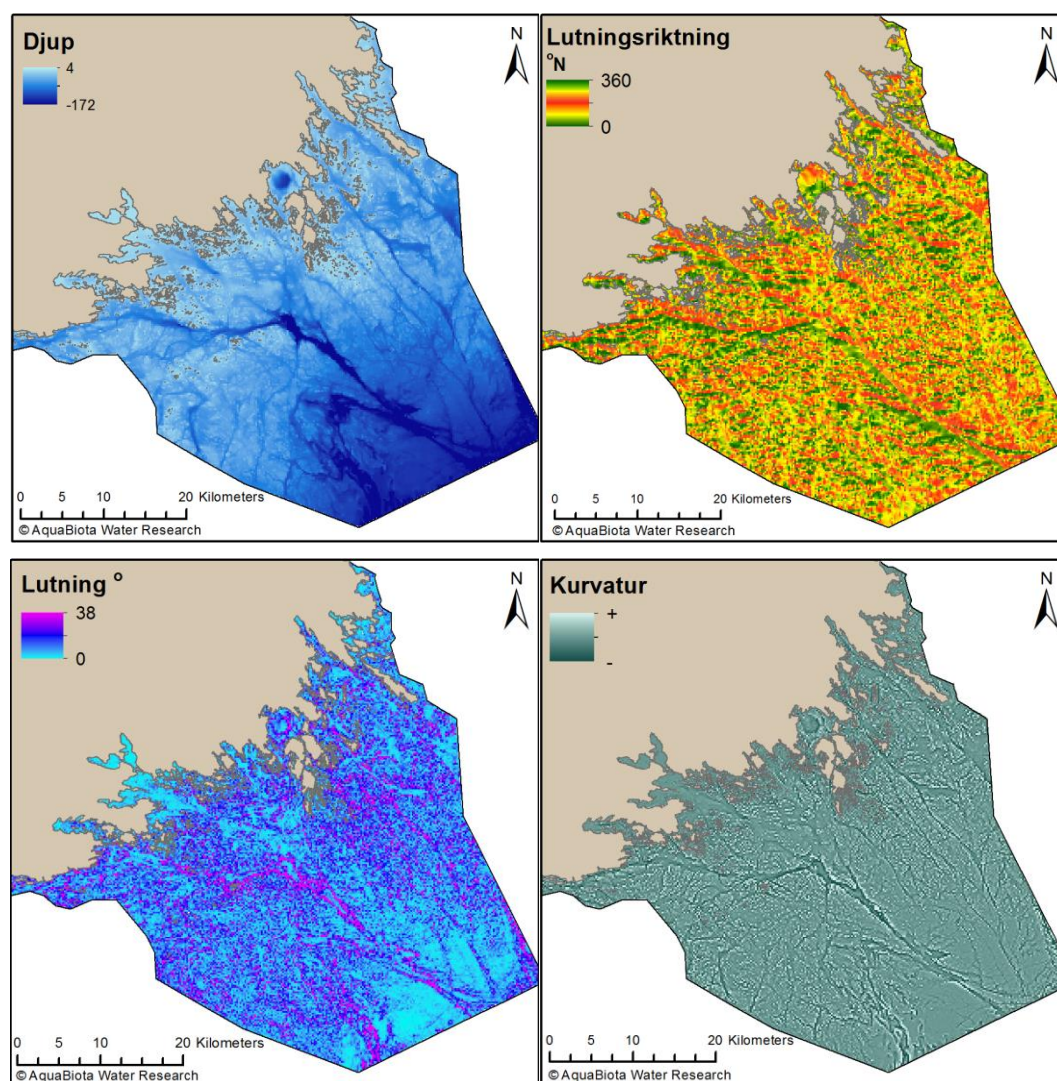
Figur 6. Skillnad mellan uppmätt och predikterat djup i valideringspunkterna.



Figur 7. Djupgriddens standardfel (SE) i meter, samt täthet (antal/km²) av punkter använda för djupinterpoleringen

Djupderivat

Baserat på det interpolerade djuprastret i 10 m upplösning beräknades raster för botten lutning, lutningsriktning och kurvatur. Ett detaljerat och bra djupraster är en förutsättning för att dessa derivat ska bli användbara, eftersom de är väldigt känsliga för både upplösning och felaktigheter i djupkartan. 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 anger botten lutningsvinkel i grader från norr mellan 0 och 360. 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. Positiva värden visar på höjder och negativa på sänkor. Kartor över botten lutning, lutningsvinkel och kurvatur i Södermanlands marina område visas i figur 8.



Figur 8. Djup, lutningsriktning, lutning och kurvatur i 200 m upplösning

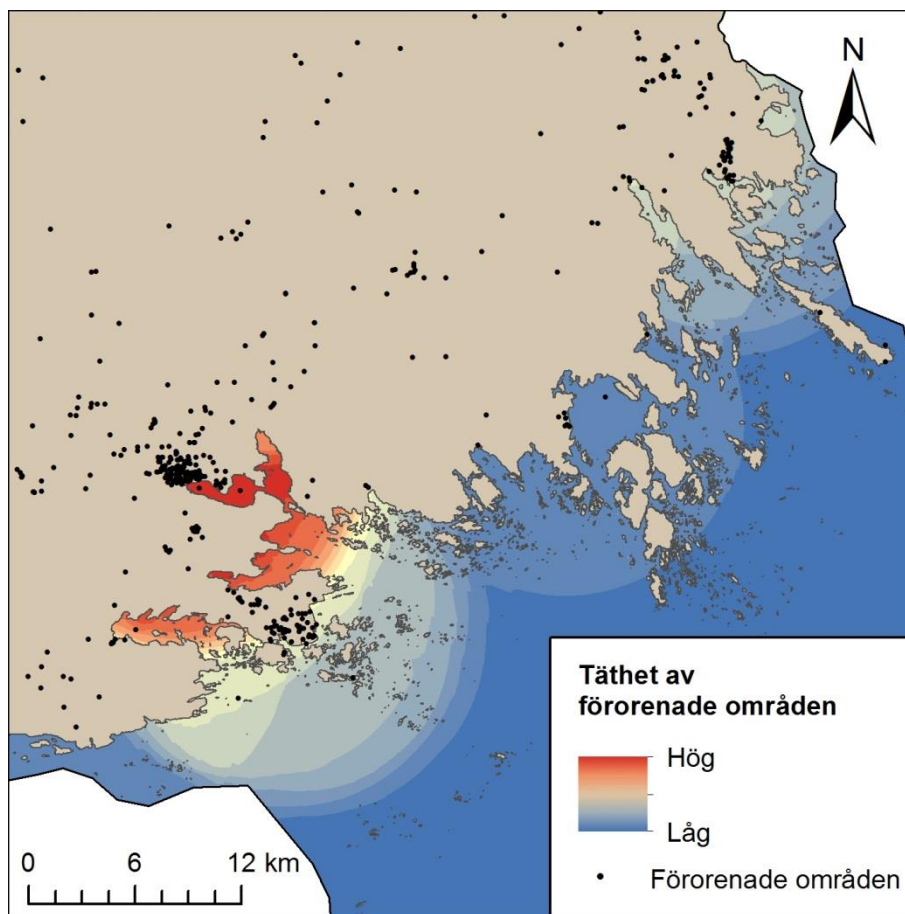
3.2. Potentiellt förorenade områden (PFO)

Mänskliga aktiviteter har en stor påverkan på utbredningen av marina organismer. Denna påverkan är dock svår att mäta och ännu svårare att kartlägga. I detta projekt har ett försök gjorts att beräkna mänsklig påverkan i rummet. Den beräknade informationen har sedan använts som en potentiell förklaringsvariabel i modelleringen.

För att kunna ta fram heltäckande raster över antropogena faktorer behövs, liksom för de naturliga faktorerna, bakgrundsinformation av tillräcklig mängd och kvalitet. Som en del av arbetet att uppnå det fjärde miljömålet "en giftfri miljö", pågår ett arbete att identifiera samtliga områden med potentiella markföroreningar i Sveriges alla län. I Södermanland hade 2161 objekt identifierats (vid starten av detta projekt) där föroreningar kunde förekomma i mark, sediment, deponier eller anläggningar. Identifieringen innebar fastställning av verksamhetsbransch, koordinater och fastighet. Objekten delades även in i branschklasser (1-4 där 1 har störst miljöpåverkan) efter Naturvårdsverkets branschlista vilket ger en fingervisning om verksamhetens miljöpåverkan. Dock samlades ingen information angående verksamhetens aktivitet och föroreningsnivå in i detta skede. Av alla de identifierade objekten var 689 inventerade

vid starten för detta projekt. Inventeringen, som skedde enligt MIFO (Metodik för Inventering av Förorenade Områden), syftar till att ta fram så mycket information om objekten som möjligt (Naturvårdsverket 1999). De inventerade objekten delades bl.a. in i riskklasser (1-4 där 1 har störst miljöpåverkan) genom att väga samman föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridnings-förutsättningar samt områdets känslighet och skyddsvärde.

Genom en punkttäthetsanalys, där tätheten av punkter beräknas inom en given cirkelradie, kunde ett raster tas fram där varje cell fick ett täthetsvärde (figur 9). I denna analys togs ingen hänsyn till branschklass eller inventeringsresultat. För analysen användes en cirkelradie på 10 km.



Figur 9. Punkttäthetsanalys av samtliga identifierade, potentiellt förorenade områden i Södermanland (PFO).

3.3. Hydrografiska variabler

Då de flesta av Östersjöns arter är av antingen marint eller sötvattensursprung är salthalten betydelsefull för många arters utbredningsförmåga. Fisk och bottenlevande djur kan också förväntas påverkas av vattentemperatur. Till den rumsliga modelleringen skapades därför ett antal hydrografiska underlagsskikt för hela Södermanlands läns havsområde. För salthalt sammanställdes medelvärden och minimivärden (10-percentilen) vid ytan respektive nära botten. För temperatur sammanställdes medelvärden på motsvarande nivåer. Skikten är en komposit från två olika typer av hydrodynamiska modeller.

Metod

Som utgångspunkt användes data från den storskaliga tredimensionella modellen Arch3D, med 0,5 x 0,5 m (ca 900 x 900 m) upplösning (Engqvist och Andrejev, 2003). För vissa kustnära områden, som inte täcktes helt av Arch3D, användes istället värden från kustbassängmodellen CouBa (Engqvist, 2008). Denna endimensionella modell är uppbyggd av ett antal reservoarer indelade enligt de etablerade havsområdena i Svenskt Vattenarkiv (SVAR). De två modellerna är relaterade till varandra i det avseendet att CouBa delvis drivs med data från Arch3D.

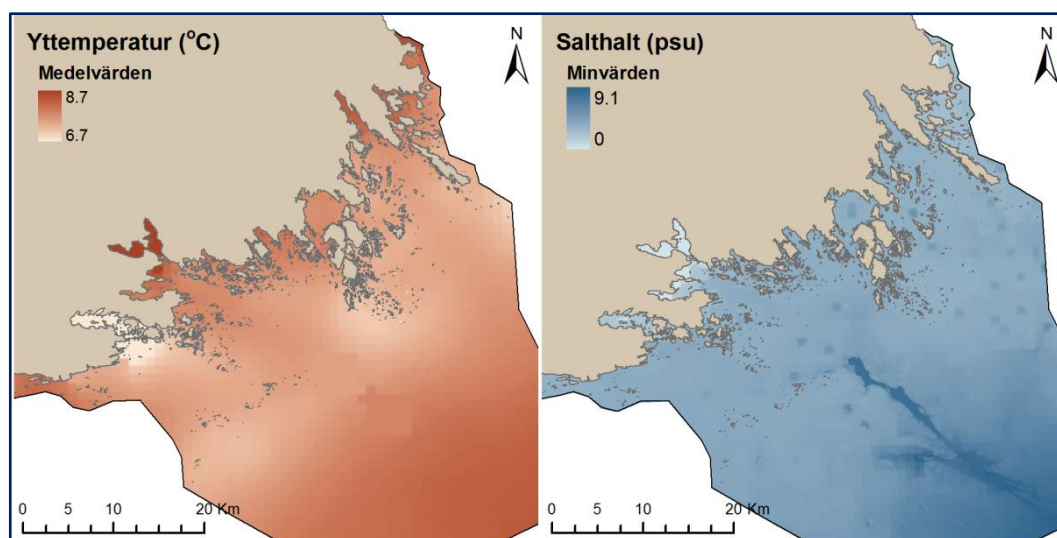
Från båda modellerna erhöles data i form av månatliga djupprofiler (månadsmedelvärden på ett antal djup genom hela vattenmassan) under perioden januari 1993 - december 2004, vilket var årtalen som fanns tillgängliga för området.

Heltäckande raster i 10 meters upplösning sammanställdes för ytvärden utifrån värdena på 0,5 meters djup i varje djupprofil. Raster för bottennära värden skapades genom att matcha det aktuella djupet i varje rasterruta med motsvarande djup i den tillhörande djupprofilen. Alla delraster sammanfogades sedan till ett sammanhängande lager med hjälp av ESRI ArcGIS funktion Mosaic to New Raster enligt blend-metoden. De hydrografiska variablerna är fria att sprida i 10 m upplösning enligt Sjöfartsverkets spridningstillstånd 13-01222.

Resultat

Baserat på förväntat bidrag till art- och habitatmodelleringen sammanställdes totalt sex hydrografiska raster; medelvärden och minimivärden för salthalt samt medelvärden för temperatur, alla både vid ytan och nära botten. Istället för det absoluta minimivärdet av alla månatliga värden för salthalt användes 10-percentilen, som ett mer representativt värde än enstaka extremvärden för rådande minimiförutsättningar.

Exempel på de länstäckande kartorna för medeltemperatur vid ytan och bottennära minimisalthalt visas i figur 10.



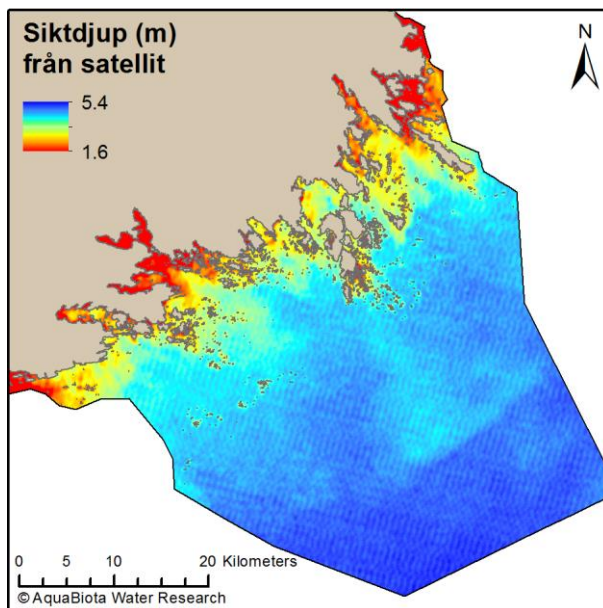
Figur 10. Resultande raster för hydrografiska miljövariabler: (a) medeltemperatur vid ytan och (b) minimisalthalt (10:e percentilen) nära botten.

3.4. Siktdjup

Satellitbaserad siktdjupskarta

Bottenlevande kärlevväxter och alger påverkas av mängden ljus som når ned genom vattenmassan. Mängden ljus påverkas i sin tur av djupet och vattnets genomskinlighet, dvs. siktdjup. Genom att kombinera bilder från satelliter med olika upplösning och på så sätt utnyttja satelliter med olika egenskaper har en högupplöst siktdjupskarta framställts för Södermanlands län (Florén m fl 2012). Siktdjupet påverkas av graden närsalter i vattnet vilket gör att en siktdjupskarta även skulle indikera graden av övergödning.

Satellitensorn MERIS är konstruerad för oceanografiska tillämpningar och har en välutvecklad metodik för atmosfärskorrektion, vilken är nödvändig i denna tillämpning. Upplösningen är dock 300 m vilket är för grovt för kartering i finskalig skärgårdsmiljö med trånga sund och vikar. Landsat TM har en EO-sensor med ca 30 m upplösning vilket är mycket lämpligt för detta ändamål, men denna sensor är dåligt anpassad för oceanografiska tillämpningar då den har otillräcklig spektral och radiometrisk upplösning. Genom att kombinera bilder från båda dessa sensorer kan korrelativa samband användas för att överföra en god atmosfärskorrektion från MERIS-bilden till den högupplösta Landsatbilden (figur 11).

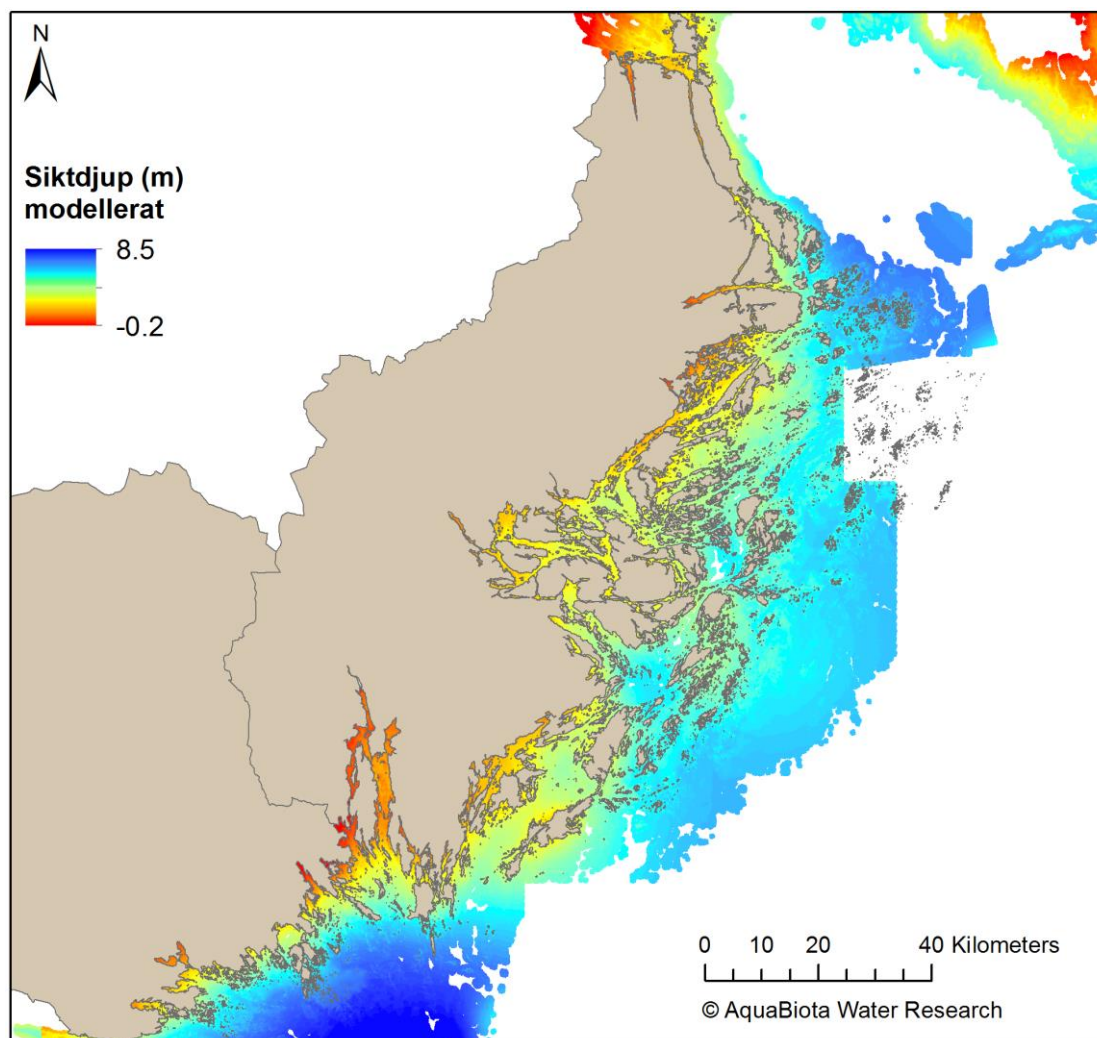


Figur 11. Satellitbaserad siktdjupskarta över Södermanland

Modellerat siktdjup

Siktdjup mäts regelbundet av flertalet aktörer i både Sverige och Finland. För det modellerade siktdjupet sammanställdes sommarmätningar (maj till september) från år 2000 till 2008 för att modellera medelsiktdjup (Bergström m fl 2013, Sundblad m fl 2013). Kartan bygger på 1027 mätstationer, varav 20 % hölls undan från modelleringen för att validera prediktionen. Modelleringen har gjorts med hjälp av GAM (Generalized Additive Models) med verktyget MGCV (Wood & Augustin 2002, Wood 2006) i

statistikprogrammet R (R 2010). Se utförlig beskrivning av GAM-modellering i kapitel 2. De miljövariabler som användes var djup, en positionsvariabel samt arealen land inom en 5 km-radie. Mängden land beräknades i GIS och fungerar som ersättning för avrinning från land, vilket i sin tur fångar upp de generella gradienterna i näringsbelastning när man rör sig från inner- till ytterskärgård (figur 12).



Figur 12. Modellerat siktdjup

3.5. Vågexponering

Bakgrund

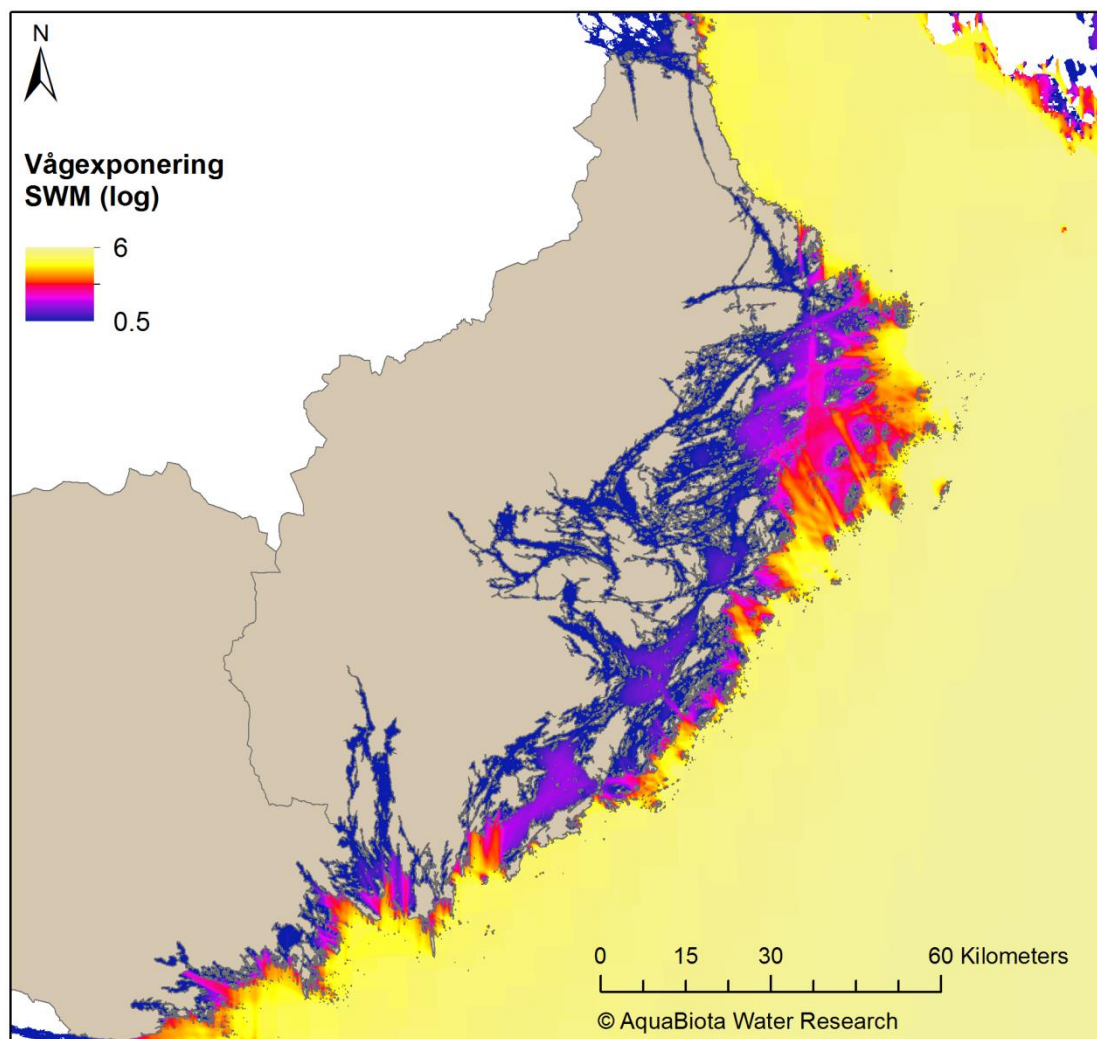
Med vågexponering avses det rumsliga mönster av graden av vågverkan som strukturerar strandzonens artsammansättning (Lewis 1964). Även om vågornas riktning och energi ständigt varierar är vågexponeringsmönstret i stort sett oföränderligt över tid. Tydligast blir detta i skärgårdsmiljöer där bottensamhället ser helt olika ut i skyddade respektive exponerade miljöer. Vågrörelserna är kraftigast vid ytan och avtar med djup, 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.

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 fl2004, Bekkby m fl2008, Sandman m fl2008). Vågexponeringen (SWM) för de inre delarna av Södermanland beräknades i detta projekt om i 10 m upplösning med ny förfinad strandlinje jämfört med tidigare.

Eftersom vågexponeringen för olika områden baseras på vinddata från olika stationer blir det ett överlapp mellan områden där värden skiljer sig en aning åt. För att skapa ett mera sömlöst lager för Stockholm och Södermanland, att använda vid modelleringen av zoobentos och fisk vilka modellerades för båda länen gemensamt, harmoniserades vågexponeringen med EU-Seamap. Ett våghöjds lager, Significant Wave Height, för utsjön framtaget av DHI (DHI 2010) räknades om till SWM (Wijkmark & Isæus 2010). SWM-lagret för Södermanland klipptes i nord-sydlig riktning vid Landsort (E1618000, RT90), och slogs ihop med SWM för Stockholm. Det sammanslagna lagret maskades sedan vid vågeponeringsvärden >500 000. Det maskade lagret slogs ihop med den omräknade våghöjden från EU-Seamap, med en sådan funktion att där det fanns värden från SWM-lagret användes dessa, annars användes den omräknade våghöjden (figur 13).



Figur 13. Vågexponering (loggade SWM-värden) för Stockholm och Södermanland baserad på SWM och EU-Seamap.

3.6. Substrat

Sveriges geologiska undersökning (SGU) har på uppdrag av Naturvårdsverket och på basis av vid SGU befintlig maringeologisk information, framställt bottensubstratkartor över karterade delar av svenska havsområden. Dessa kartor visar bottensubstratet indelat i nio klasser och är baserade på maringeologiska kartdatabaser samt på bottenyteobservationer klassade enligt EUNIS-systemet (Hallberg m fl 2010). Detta material visade sig tyvärr ha alltför grov upplösning för att användas i modelleringen.

4. ARTMODELLER

4.1. Vegetation

Data

Biologiska variabler

I detta avsnitt beskrivs det dataunderlag för bottenlevande växter och djur som har använts i modelleringarna av vegetationsklädda bottenar. De svenska artnamn som används i rapporten följer Tolstoy & Österlund (2003), Mossberg m fl (1992) och World Register of Marine Species (2012).

Data från dropvideo

Dropvideo används främst för att inventera fastsittande arter och bottensubstrat. 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. Anledningen 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 lösliiggande alger försvåra inventeringen.

Under 2010 inventerades bottenlevande växter och djur med hjälp av dropvideo (metodbeskrivning: Isaeus 2009). Den inventerade ytan var ca 5*5 meter per station (stickprov). Sammanlagt samlades data in från 1007 stationer (figur 14). Hälften av punkterna var slumpmässigt placerade på djup mellan 0 och 30 m i hela länet. Slumpningen av stationerna var stratifierad utifrån vågexponeringskiktet (se kapitel 3.5) och djup hämtade från sjökort. Genom att dela in djup och vågexponering i klasser och se till att samtliga kombinationer av dessa klasser blev lika representerade erhöles ett balanserat dataset.

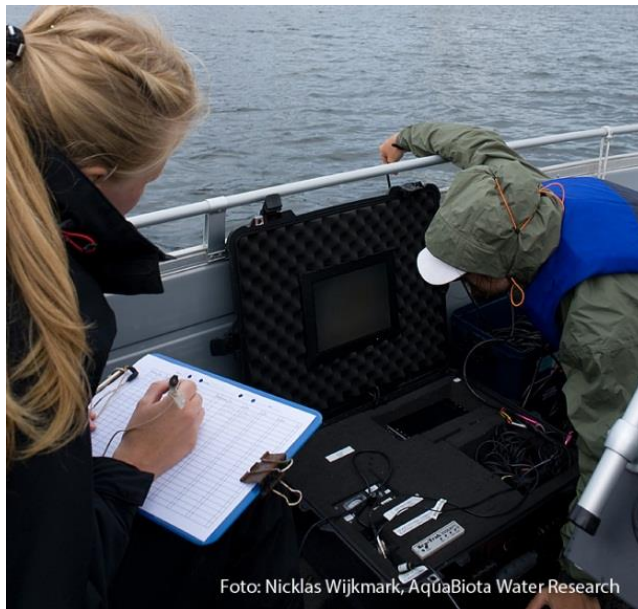
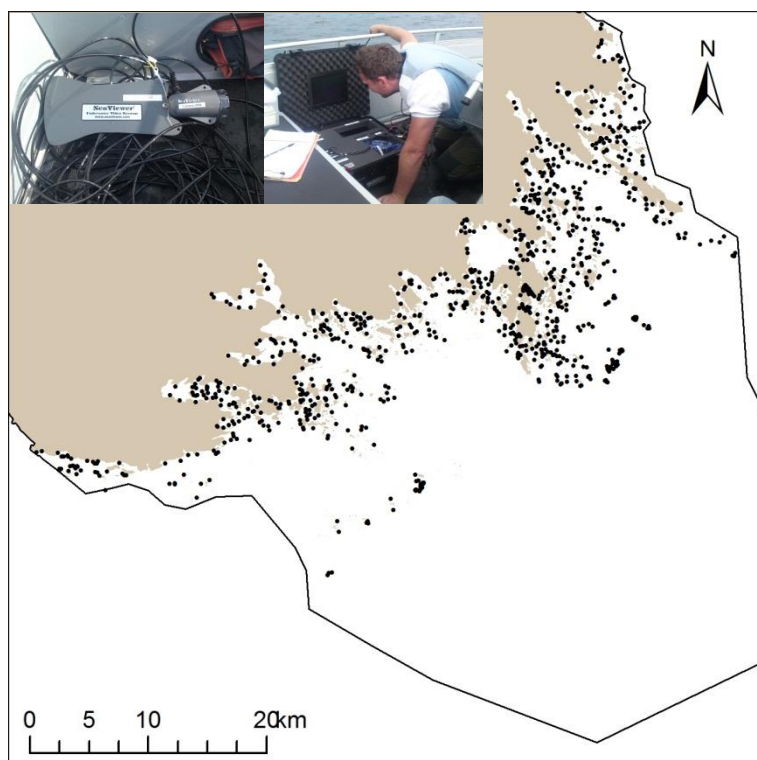


Foto: Nicklas Wijkmark, AquaBiota Water Research

Anledningen till denna viktade slumpning var att få ett dataset som på ett bra sätt representerar de skilda miljöerna som förekommer i länet. Övriga stationer var slumpade utan stratifiering. All dropvideo-data fördes in i databasen MarTrans.

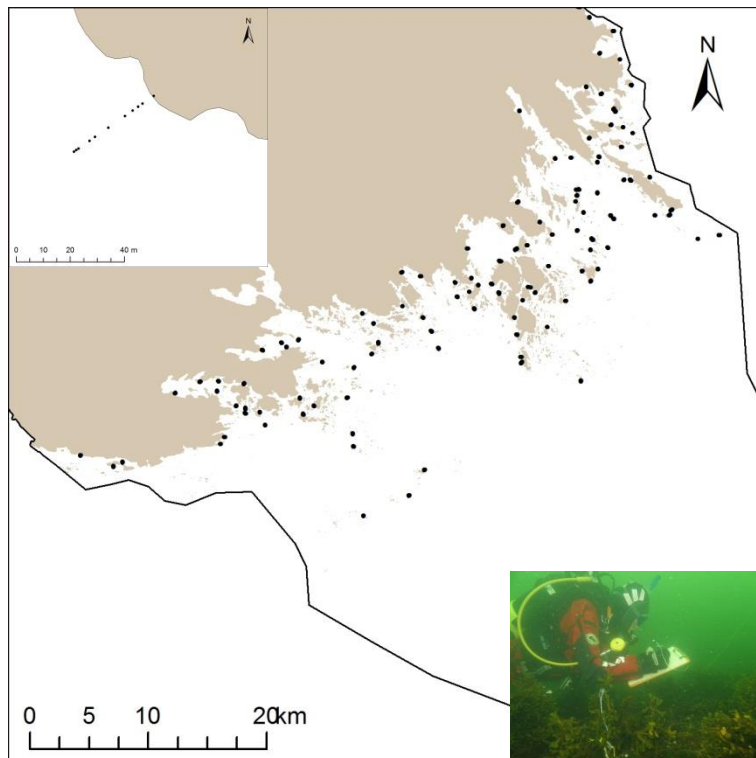


Figur 14. Positioner för de 1007 dropvideo-stationer från vilka data användes i projektet. Inventeringen görs från en skärm uppe i båten. Kameran är utrustad med en fena för att bli stadigare i vattnet. Foto: Julia Carlström, AquaBiota Water Research.

Data från dyktransekter

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 beläggsexemplar kan tas upp om artbestämningen är svår i fält. Nackdelarna med dyktransekter är att de är resurskrävande och att tidigare inventerade transekter inte är slumpmässigt lokaliserade. Principen för dyktransekter är att de sträcker sig från vattenytan ned till växtlighetens nedersta gräns. Detta medför att för djuplevande arter genereras mycket få datapunkter nedanför artens nedersta djupgräns. Vid modellering kan detta skapa problem eftersom signalen att arten har upphört vid ett visst djup kan vara för svag för att uppfattas av modellen. Ett annat statistiskt problem är att observationer nära varandra inom en transekt inte kan betraktas som oberoende vilket gör resultat mer svårtolkade. Vidare återfinns de förhållanden som krävs för dykinventeringar oftast på sluttande hårbottenar eftersom lösa sediment lättare ansamlas på flacka bottenar. Detta innebär att mjukbottenlevande arter som kransalger och kärlväxter ofta är underrepresenterade i dataset från dyktransekter.

I Södermanland har dyktransekter genomförts inom regionala och nationella inventeringar, t.ex. marin basinventering och miljöövervakning. Inom projektet har data från 113 dyktransekter använts (figur 15), samtliga inventerade under 2009 och 2010. Insamlad transektdata har konverterats till en punkt per avsnitt. Positionen för varje provpunkt räknas fram från transektens startkoordinater, kompassriktning, samt avstånd från startpunkten. Transektdata erhöles från databasen MarTrans (manual: Blomqvist 2008).



Figur 15. Positioner för de 113 dyktransekter från vilka data användes i projektet. Observationerna är positionsbestämda genom att transektens startpunkt och riktning är kända och dykaren har simmat längs ett måttband. Foto: Martin Isaeus, AquaBiota Water Research.

Dataset för modellering av fastsittande arter

Metoden för insamling av dropvideodatat är anpassad för att få ett statistiskt oberoende dataset som är anpassat för modellering. Syftet med dyktransekter är främst att bedöma djuputbredning av alger vilket gör att dessa metoder lämpar sig sämre för modellering (se ovan). Vidare var en stor del av datat från dessa metoder insamlade från fina, relativt opåverkade miljöer. De flesta modeller bygger därför på data från dropvideoundersökningen. Från detta dataset användes 707 stationer för modellering och 300 stationer för validering. Eftersom valideringsresultatet (mapAUC) baseras på prediktionens kvalitet inom ett begränsat djupintervall varierade antalet valideringsstationer beroende av art (tabell 2).

Tabell 2. Arter och artgrupper modellerade med data från dropvideoundersökningen. Antal valideringsstationer varierar med artens djuputbredning. Utvärderingsresultatet (mapAUC) baseras på kartans kvalitet i för respektive arts relevanta djupintervall.

Art eller artgrupp	Djuputbredning ¹	Antal valideringsstationer	MapAUC baseras på kartans kvalitet i djupintervallet
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	0 - 30 m	300	0 - 30 m
Blåmussla >50 % täckning (<i>Mytilus edulis</i>)	1.4 - 19.7	269	0.3 - 22.1
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)	0 - 8.7 m	184	0 - 9.9 m
Blåstång >25 % täckning (<i>Fucus vesiculosus</i>)	0 - 6.3 m	147	0 - 7.1
Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>)	0 - 6.4 m	148	0 - 7.1 m
Borstnate >25 % täckning (<i>Stuckenia pectinata</i>)	0.3 - 5.8 m	139	0.3 - 6.5 m
Fintrådiga rödlager (<i>Polysiphonia</i> spp.) (<i>Ceramium</i> spp.) (<i>Rhodomela confervoides</i>)	0 - 25.7 m	298	0 - 30 m
Fintrådiga rödalger >25 % täckning (<i>Polysiphonia</i> spp.) (<i>Ceramium</i> spp.) (<i>Rhodomela confervoides</i>)	1 - 25.7 m	298	0 - 30 m
Hornsärv (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	0.5 - 9.5 m	198	0.3 - 9.8 m
Kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)	1.3 - 25.7 m	296	0.5 - 28.3 m
Rödblad (<i>Coccotylus truncatus</i>) (<i>Phyllophora pseudoceranoides</i>)	1.4 - 22.2 m	284	0.3 - 24.3 m
Slingor (<i>Myriophyllum spicatum</i>) (<i>Myriophyllum sibiricum</i>)	0 - 8.9 m	194	0.3 - 10.2 m
Sudare (<i>Chorda filum</i>)	0 - 7.5 m	172	0.3 - 8.5 m
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	1.7 - 6.3 m	120	1.4 - 6.8 m
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	0 - 5.4 m	124	0 - 6 m

¹ Baserat på datasetet insamlat med dropvideo 2010

För 15 av modellerna användes datasetet insamlat med dropvideo och för 2 av modellerna användes datasetet insamlat med dyk. Som potentiella miljövariabler användes djup, lutning, kurvatur, siktdjup, ytsalinitet, bottensalinitet, temperatur vid ytan, temperatur vid botten, vågexponering, samt det antropogena skiktet PFO.

Mellan några av miljövariablerna kunde en viss korrelation identifieras. Vid en given grad av korrelation kan de korrelerande skikten inte användas tillsammans i en och samma modell. Antropogen påverkan på marina organismer kommer i många fall från verksamheter som ligger i anslutning till större sötvattensutflöden. Av den anledningen

korrelerade de antropogena skikten med salinitetsskikten. Korrelationen var dock såpass svag att miljöfaktorerna ändå kunde användas tillsammans i modelleringen.

Resultat

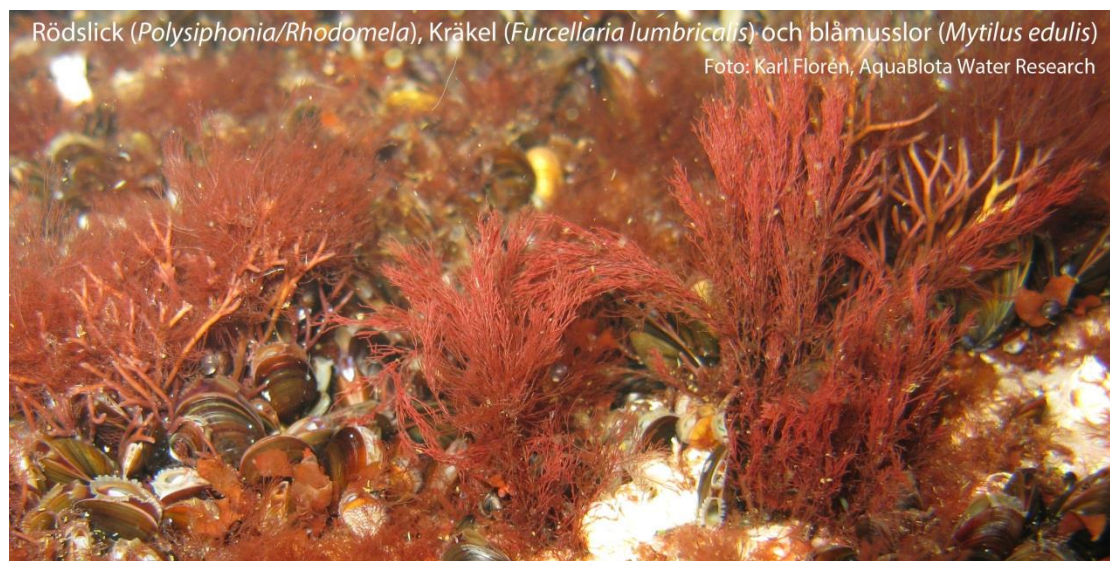
I det här avsnittet beskrivs resultaten från de rumsliga modelleringarna av blåmussla, bottenlevande alger samt kärlväxter i Södermanlands marina område. Arterna beskrivs i bokstavsordning efter svenskt namn. För ett urval av arterna visas detaljer ur länskartorna. I Bilaga 1 visas samtliga kartor för hela länet (Sjöfartsverkets spridningstillstånd 13-03482).

Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten från denna grupp är av god kvalitet (mapAUC>0,7; se kapitel 2.3). Sammanlagt presenteras kartor över förutsättning för förekomst av blåmussla, sju arter eller artgrupper av alger samt fem arter eller artgrupper av kärlväxter (tabell 3 och 4). Samtliga prediktioner har externvaliderats. Oavsett valideringsresultat har stor vikt lagts på kvalitetsgranskning av prediktionerna. Bedömningen har gjorts av personer med god ekologisk kunskap och god lokalkännedom.

För några av arterna och artgrupperna har modeller och prediktioner tagits fram för olika täckningsgrader. Förutom >0% (d.v.s. förekomst) har prediktioner tagits fram för täckningsgraderna $\geq 25\%$ och $\geq 50\%$. Vilka täckningsgrader som har modellerats för de olika arterna och artgrupperna har styrts av antalet observationer av de olika täckningsgraderna. Samtliga modelleringsresultat redovisas i tabell 3 och 4.

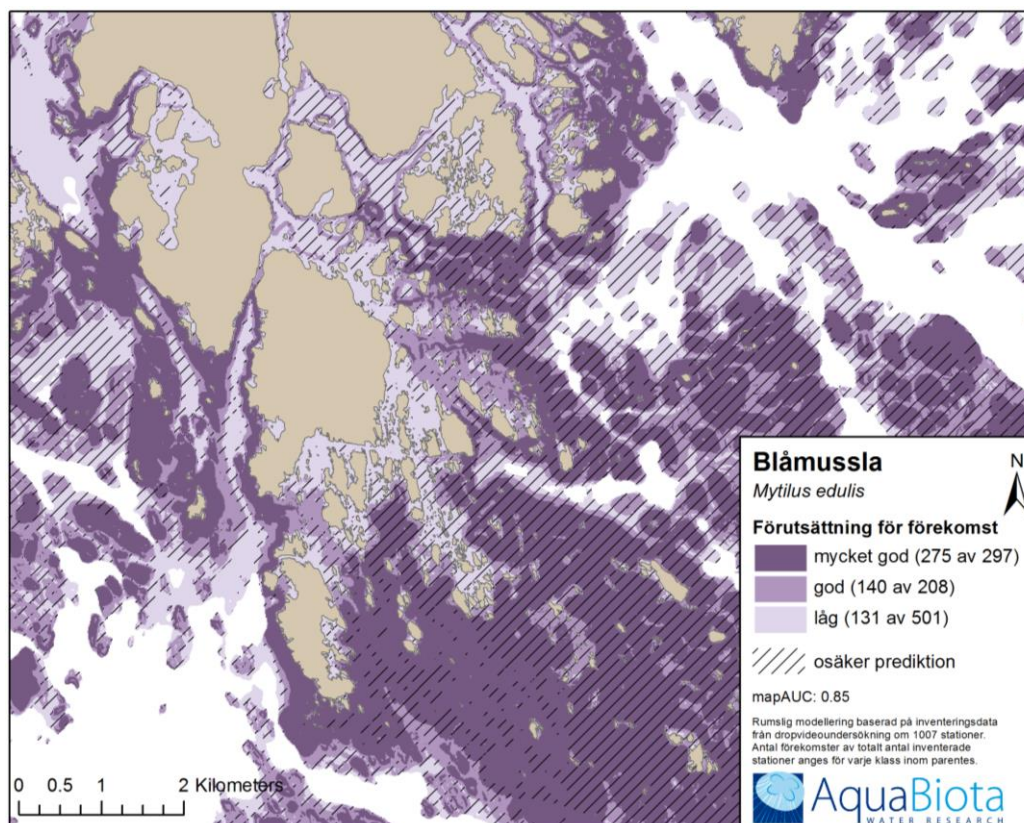
Modelleringsresultat baserat på dropvideodata

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. Arten påträffas längs hela Södermanlands kust med undantag från de innersta delarna av skärgården. Enligt prediktionerna förekommer blåmussla främst i mer exponerade miljöer, t.ex. på små höjder och i sluttningar med god vattenomsättning. Den predikterade förutsättningen för förekomst är som störst på djup kring 10 - 15 m. I de mellersta och yttre delarna av skärgården predikterades ofta höga täckningsgrader så länge djupförhållanden och



Rödsläck (*Polysiphonia/Rhodomela*), Kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och blåmusslor (*Mytilus edulis*)
Foto: Karl Florén, AquaBlota Water Research

bottentopografi var gynnsamma. (figur 16). Prediktioner gjordes för förekomst och $\geq 50\%$ täckningsgrad.



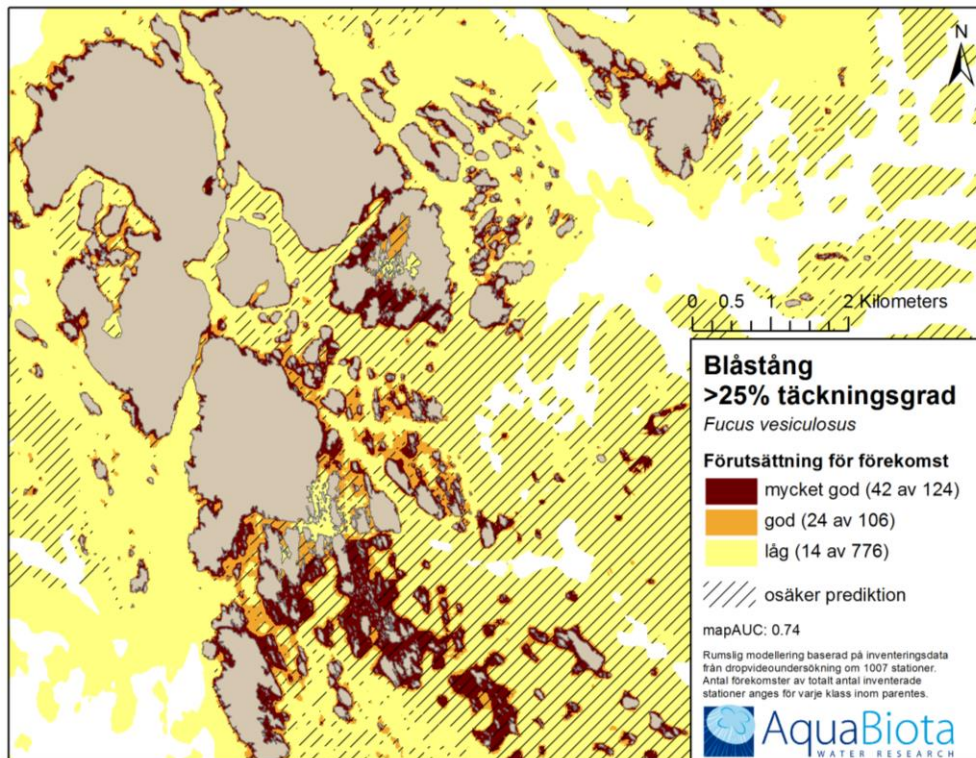
Figur 16. Modellerad förutsättning för förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*)

Blåstång (*Fucus vesiculosus*) växer på hårt substrat som häll, block och sten. I Östersjön begränsas dess utbredning i djupled främst av ljustillgången vid botten och tillgång till hårt substrat. Vid bra förhållanden kan den förekomma ned till tolv meter, vilket i



kombination med dess tredimensionella struktur gör den till den dominerande habitatbildande algen i den svenska delen av Östersjön. Blåstångens utbredning styrs även av vågexponering och arten förekommer rikligast i medelxponerade områden. I alltför exponerade områden är ofta slitaget från vågor och is för stort. Blåstången förekommer upp till norra kvarken. I inventeringsdata som sammanställts för projektet förekom tång som djupast på 12.6 m. Prediktionerna visar att arten främst trivs på grunda (1 - 3 m djup) botten i medelxponerade områden med klart vatten och hög salinitet. Den saknas helt i utsötade miljöer. Gynnsamma förhållanden verkar råda i områdena

söder om Hartsön (figur 17). Delar av dessa områden är dock dåligt sjömätta vilket också syns i kartan. Prediktioner gjordes för förekomst och $\geq 25\%$ täckningsgrad.

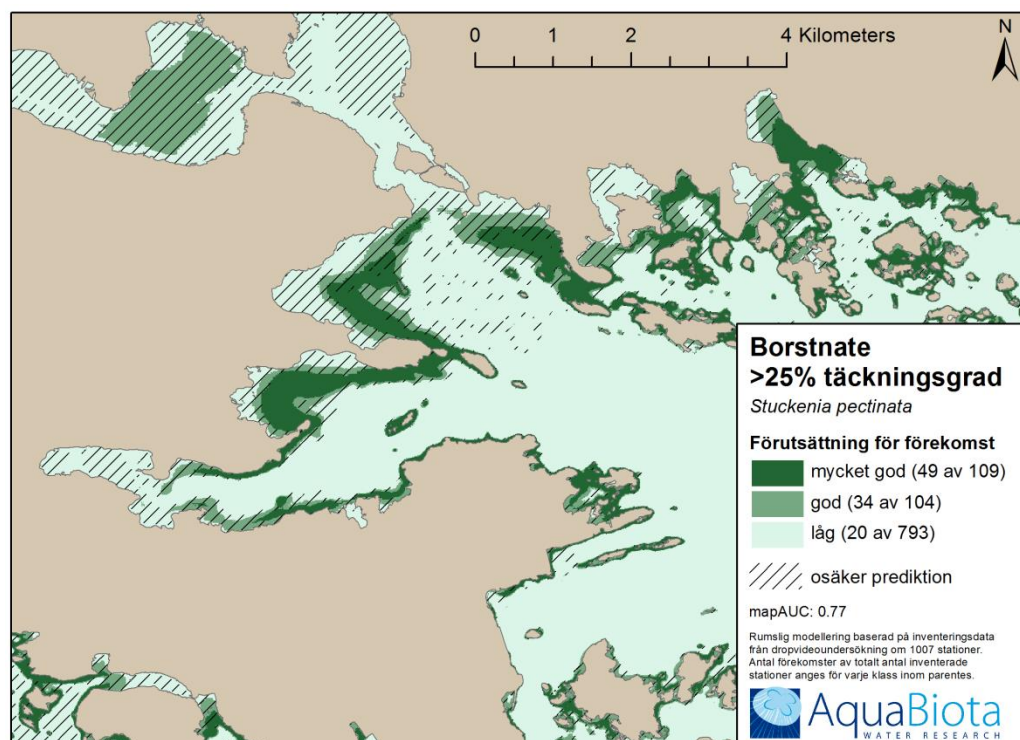


Figur 17. Modellerad förutsättning för förekomst av minst 25% täckningsgrad av blåstång (*Fucus vesiculosus*)

Borstnate (*Stuckenia pectinata*) är en högväxande kärleväxt 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 mjukbottenar i relativt skyddade havsvikar. I dropvideoinventeringen förekom arten ner till 6.5 m djup.



Enligt prediktionerna trivs arten bäst i grunda (1-3 m djup) relativt skyddade områden med relativt klart vatten. Enligt PFO-skiktet trivs arten sämre i starkt antropogent påverkade miljöer. Enligt prediktionen erbjuder området kring inloppet till Marsviken bra miljöer för arten (figur 18). Prediktioner gjordes för förekomst och $\geq 25\%$ täckningsgrad.



Figur 18. Modellerad förutsättning för förekomst av minst 25% täckningsgrad av borstnate (*Stuckenia pectinata*)

De fintrådiga rödalger som modellerats i detta projekt innefattar fjäderslick (*Polysiphonia fucoides*), violettslick (*P. fibrillosa*), ullsläke (*Ceramium tenuicorne*), grovsläke (*Ceramium virgatum*) och rödris (*Rhodomela confervoides*). Eftersom arterna är svåra att skilja i dropvideo-inventeringar och ofta förekommer tillsammans har de modellerats som grupp. Några av arterna modellerades även separat med dykinventeringar som underlag. Dock blev kvalitén på modellerna för låg (undantaget rödris) för att kunna redovisas i detta projekt.

Fjäderslick och violettslick är trådformiga tuvlika rödalger som växer på andra rödalger, blåstång eller direkt på hårbotten. Liksom de flesta rödalger förekommer de på relativt stora djup. Arterna är tämligen allmänna längs hela Sveriges Östersjökust upp till södra Bottenviken. I dykinventeringsdata som sammanställts i projektet förekom fjäderslick ned till 19 m djup medan violettslick förekom ner till 14 m djup.

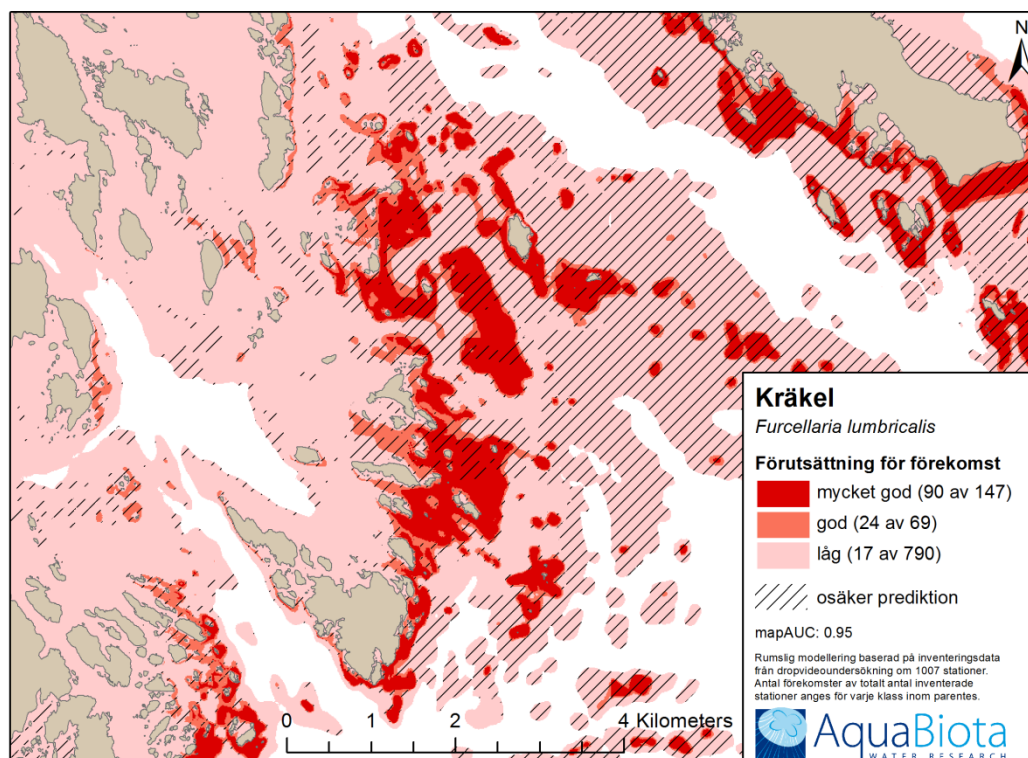
Ullsläke är en trådlik rödalga som kan vara bältesbildande i strandzonen på sten, musselskal och annan vegetation. Ullsläke förekommer från Falsterbo till Umeå och enstaka



fynd har gjorts ända upp i norra Bottenviken. Arten kan vara svår att skilja från grovsläke som dock är relativt ovanlig i Södermanland. I dykinventeringsdata som sammanställts i projektet påträffades ullsläke ner 18 m djup medan grovsläke påträffades ner till 11 m djup. Rödris beskrivs nedan i kapitlet "Modelleringsresultat baserat på dykdata". Enligt prediktionen trivs fintrådiga rödalger bäst i exponerade miljöer på djup mellan 5 och 15 m i klart vatten. Enligt PFO-skiktet missgynnas arterna av antropogen påverkan. Enligt prediktionen är sannolikheten stor att påträffa höga täckningsgrader sydost om Oxelesund mellan Åskär och Grässkären. Prediktioner gjordes för förekomst och $\geq 25\%$ täckningsgrad.

Hornsärv (*Ceratophyllum demersum*) är en kärleväxt med styva, smala blad som saknar rötter. Arten förekommer på mjuka bottenar, där den även kan växa lösliggande på botten. Prediktionen visar att arten främst växer i skyddade miljöer i de inre delarna av skärgårdarna. I Södermanland påträffades arten ned till ca 10 m djup men den har sin huvudutbredning på 1-6 m djup. De största områdena med höga sannolikheter predikterades i länets norra delar. Modell gjordes endast för förekomst.

Kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) är en flerårig upp till 10 cm hög, buskig, gaffelgrenad rödalga som är allmänt förekommande från Falsterbo till södra Bottenviken. I de inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ned till 27 m djup. Prediktionen visar att arten har sin huvudutbredning på 5 – 15 m djup. Den är förknippad med klart vatten och hög exponering. Störst områden med höga sannolikheter återfinns främst i länets yttre skärgårdsområden. Öster om Rågö Stångskär utanför Vålarö finns stora sammanhängande områden där arten trivs (figur 19). Modell gjordes endast för förekomst.

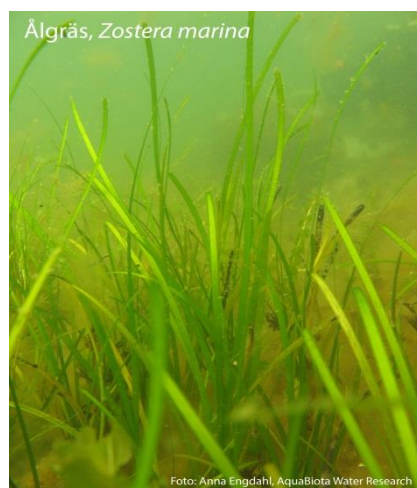


Figur 19. Modellerad förutsättning för förekomst av kräkel (*Furcellaria lumbricalis*)

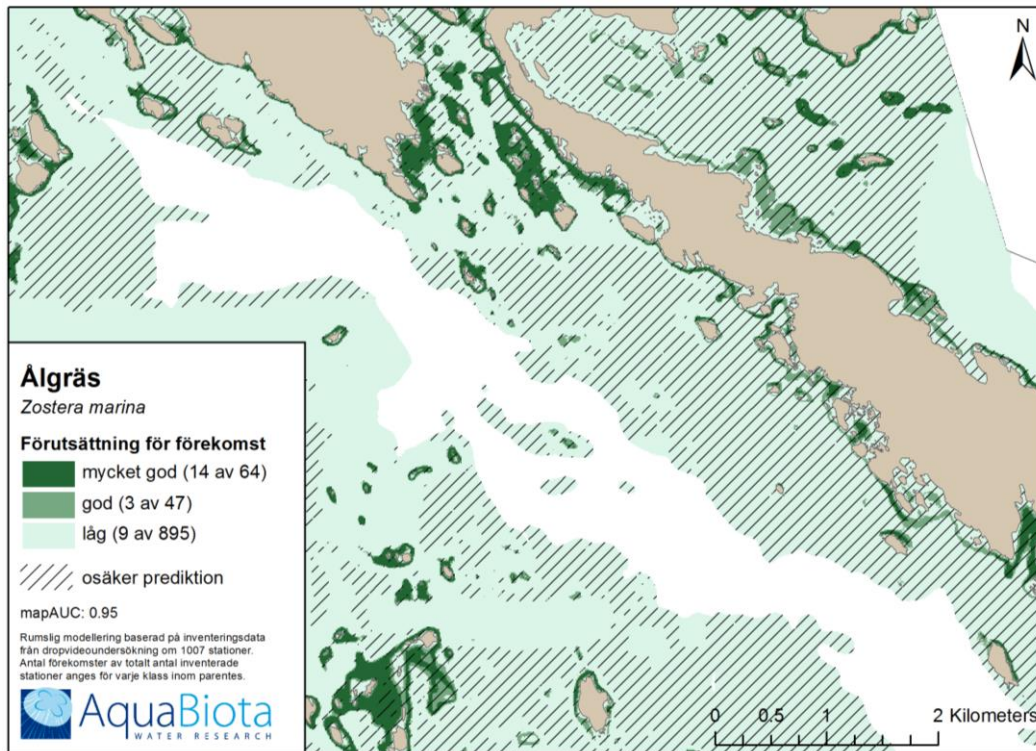
Arterna kilrödblåd (*Coccotylus truncatus*) och blåtonat rödblåd (*Phyllophora pseudoceranoioides*) är svåra att skilja i fält och modellerades därför tillsammans. Kilrödblåd, som troligen är den vanligare arten i Södermanland, förekommer mellan 2 och 25 m djup och kan täcka relativt stora ytor på större djup. Den består av några eller en hel serie på varandra sittande årsskott som är enkelt eller upprepat gaffelgrenade. Arten blir mellan 3 och 10 cm i södra Östersjön. Blåtonat rödblåd har ett liknande utseende men förekommer troligen inte lika djupt. Båda arterna är fleråriga. Rödblåd påträffades ner till 22 m djup i inventeringsdata som sammanställts i projektet. Enligt prediktionen trivs arten bäst på djup mellan 10 och 15 m i exponerade miljöer såsom i området sydost om Enskär söder om Hartsön.

I inventeringsdata som sammanställts i detta projekt förekom 2 arter av slinga, axslinga (*M. spicatum*) och knoppslinga (*M. sibiricum*). Arterna är snarlika och modellerades därför tillsammans. Slingor kan bli upp till 1 m långa och växer oftast i grunda relativt skyddade miljöer (enstaka fynd gjordes dock ända ned till 9 meters djup). Enligt prediktionerna återfinns arterna också i dessa miljöer i både de inre och yttre delarna av skärgården. De största områdena med höga sannolikheter för förekomst predikterades dock i de inre delarna av skärgården, t.ex. i Tureholmsviken och runt Öbolandet utanför Trosa. Prediktioner gjordes endast för förekomst.

Sudare (*Chorda filum*) är en något broskartad trådformig brunalg som på svenska östkusten kan bli upp till tre millimeter tjock och 1,5 m lång. Unga exemplar är täckta av tunna hår som gör att den kan kännas slemmig. Sudare växer på klippor och stenar, men även på grus, levande musslor och snäckor samt som påväxt på andra alger. Arten är allmänt förekommande från Falsterbo till södra Bottenviken. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ned till 9 m djup. Enligt prediktionen förknippas arten med grunda (1 – 4 m djup) medelxponerade miljöer med klart vatten och hög salinitet. Prediktion gjordes endast för förekomst. Enligt prediktionen råder gynnsamma förhållanden i området runt Hasselö utanför Oxelösund.

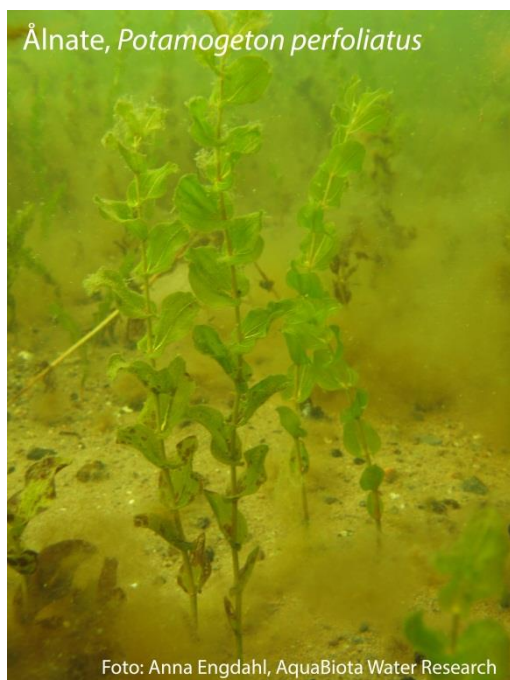


Ålgräs (*Zostera marina*) är ett marint sjögräs. Till skillnad från övriga kärlväxter som modellerats i Södermanland trivs arten i mer exponerade miljöer med låg antropogen påverkan (vilket korrelerar med hög salinitet). I länet påträffades ålgräs ned till 8 meters djup och prediktionen visar att dess huvudsakliga utbredning är på 3-6 m djup. Arten återfinns främst i mellanskärgården och i de inre delarna av ytterskärgården. Prediktioner gjordes endast för förekomst. De största områdena med hög sannolikhet för förekomst predikterades i skärgården utanför Hartsön (figur 20).



Figur 20. Modellerad förutsättning för förekomst av ålgräs (*Zostera marina*)

Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) är allmänt utbredd i bräckt och sött vatten. Dess stjämlar kan bli flera meter långa, är grenade och bär korta, breda stjämlomslutande blad. I inventeringar påträffades exemplar ned till 8 m djup. Enligt prediktionerna förknippas arten med grunda (1-4 m djup) och skyddade miljöer utan alltför stark antropogen påverkan enligt PFO-skiktet. I Marsviken råder gynnsamma förhållanden enligt prediktionen. Prediktioner gjordes endast för förekomst.



Tabell 3. Översikt över modelleringar och modelleringsresultat för alger, kärlväxter och blåmussla baserat på inventeringsdata från dropvideo.

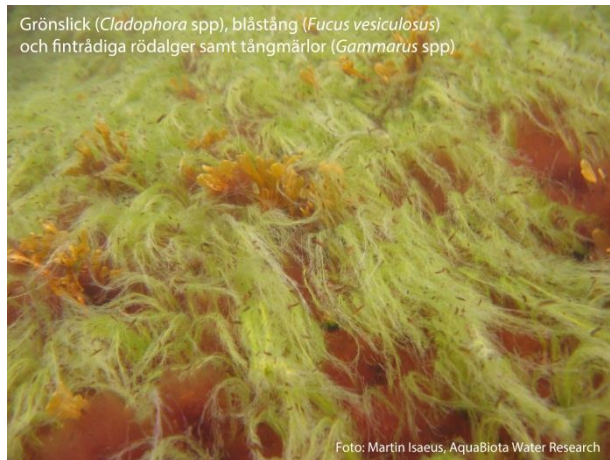
Art eller artgrupp	Taxonomi	Modellens kvalitet	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)	Djur	Deviance explained: 0.39 Sensitivity/Specificity: 0.79	MapAUC: 0.85	Vågexponering Djup Lutning Salinitet
Blåmussla >50 % täckning (<i>Mytilus edulis</i>)	Djur	Deviance explained: 0.47 Sensitivity/Specificity: 0.85	MapAUC: 0.89	Vågexponering Djup Lutning
Blåstång (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Brunalg	Deviance explained: 0.48 Sensitivity/Specificity: 0.81	MapAUC: 0.78	Djup Siktdjup Salinitet
Blåstång >25 % täckning (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Brunalg	Deviance explained: 0.43 Sensitivity/Specificity: 0.81	MapAUC: 0.74	Djup Siktdjup Vågexponering
Borstnate (<i>Stuckenia pectinata</i>)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.61 Sensitivity/Specificity: 0.87	MapAUC: 0.81	Vågexponering Siktdjup PFO Djup
Borstnate >25 % täckning (<i>Stuckenia pectinata</i>)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.45 Sensitivity/Specificity: 0.83	MapAUC: 0.77	Siktdjup Vågexponering Djup
Fintrådiga rödlager (<i>Polysiphonia</i> spp.) (<i>Ceramium</i> spp.) (<i>Rhodomela confervoides</i>)	Rödalg	Deviance explained: 0.55 Sensitivity/Specificity: 0.88	MapAUC: 0.96	Djup Vågexponering Siktdjup PFO
Fintrådiga rödlager >25 % täckning (<i>Polysiphonia</i> spp.) (<i>Ceramium</i> spp.) (<i>Rhodomela confervoides</i>)	Rödalg	Deviance explained: 0.39 Sensitivity/Specificity: 0.88	MapAUC: 0.94	Vågexponering Djup PFO Siktdjup
Hornsärv (<i>Ceratophyllum demersum</i>)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.44 Sensitivity/Specificity: 0.86	MapAUC: 0.82	Siktdjup Vågexponering Kurvatur PFO
Kräkel (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)	Rödalg	Deviance explained: 0.54 Sensitivity/Specificity: 0.89	MapAUC: 0.95	Vågexponering Djup Siktdjup
Rödblåd (<i>Coccolytus truncatus</i>) (<i>Phyllophora</i> <i>pseudoceranoides</i>)	Rödalg	Deviance explained: 0.32 Sensitivity/Specificity: 0.79	MapAUC: 0.82	Djup Vågexponering
Slingor (<i>Myriophyllum spicatum</i>) (<i>Myriophyllum sibiricum</i>)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.38 Sensitivity/Specificity: 0.80	MapAUC: 0.85	Vågexponering PFO Djup
Sudare (<i>Chorda filum</i>)	Brunalg	Deviance explained: 0.51 Sensitivity/Specificity: 0.84	MapAUC: 0.81	Vågexponering Siktdjup Djup Salinitet
Ålgräs (<i>Zostera marina</i>)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.41 Sensitivity/Specificity: 0.88	MapAUC: 0.95	Vågexponering Djup PFO
Ålnate (<i>Potamogeton perfoliatus</i>)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.52 Sensitivity/Specificity: 0.85	MapAUC: 0.74	Vågexponering Djup PFO

¹ Extern validering inom artens naturliga djuputbredning *1.2

² I ordning efter inverkan i modellen

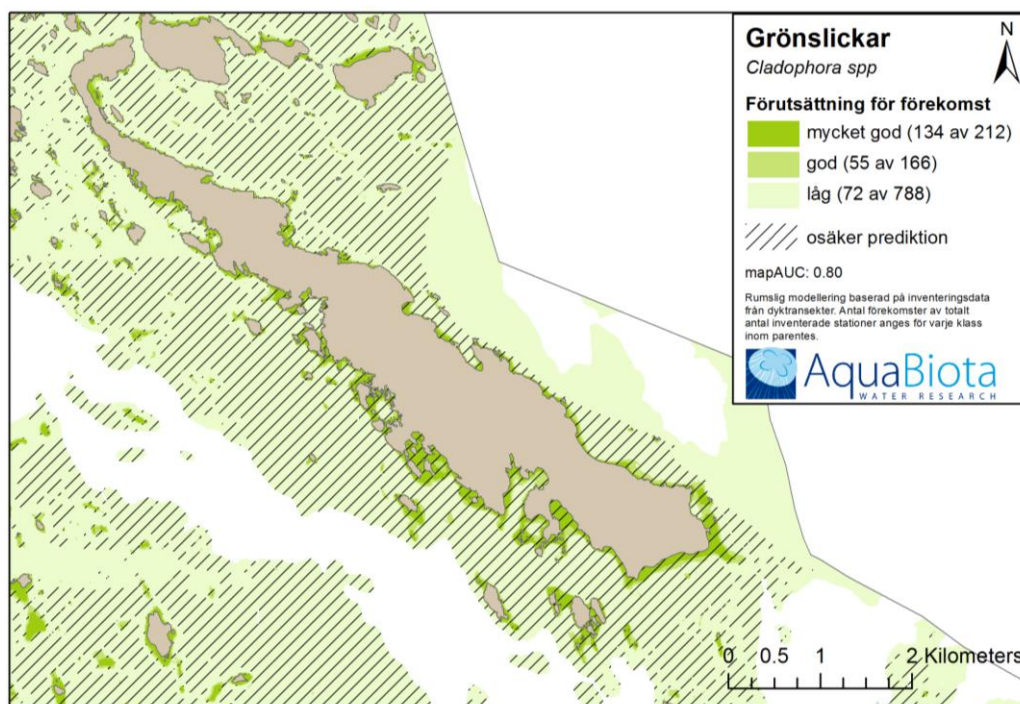
Modelleringsresultat baserat på dykdata

Trots att grönslickar (*Cladophora* spp.) är vanligt förekommande i Södermanland har denna familj ej gått att modellera med dropvideodata. *Cladophora glomerata* är en av



de vanligaste arterna i familjen och bildar ofta ett grönt bälte precis i strandkanten på hårda substrat. Dessa områden är svåra att inventera med dropvideo vilket gör att arten blir underrepresenterad med denna inventeringsmetod. I dyktransekter blir arten väl representerad eftersom inventeringen sker på hårda substrat och dykaren inventerar hela vägen till strandkanten. Enligt prediktionen

trivs arten bäst i grunda exponerade miljöer. Värden för kurvatur ska vara höga (upphöjning jämfört med omnejd) medan lutningen ska vara låg. Typiska grönslickshabitat på Askös norrsida visas i figur 21.



Figur 21. Modellerad förutsättning för förekomst av grönslick (*Cladophora glomerata*).

Rödriis (*Rhodomela confervoides*) är en relativt kraftig tofsig rödalg som kan vara svår att skilja från fjäderslick och violettlick. Arten växer på stenar och bland musslor och förekommer allmänt från Falsterbo till södra Bottenhavet. I inventeringsdata som sammanställts i projektet förekom arten ner till 18 m djup. Enligt prediktionen är sannolikheten störst att hitta arten på djup mellan 10 och 15 m i exponerade miljöer. I området kring Valbådan söder om Hävringe Båk i länets sydöstra del predikteras stora områden med hög sannolikhet för att påträffa arten.

Tabell 4. Översikt över modelleringar och modelleringsresultat för alger baserat på inventeringsdata från dyktransekter.

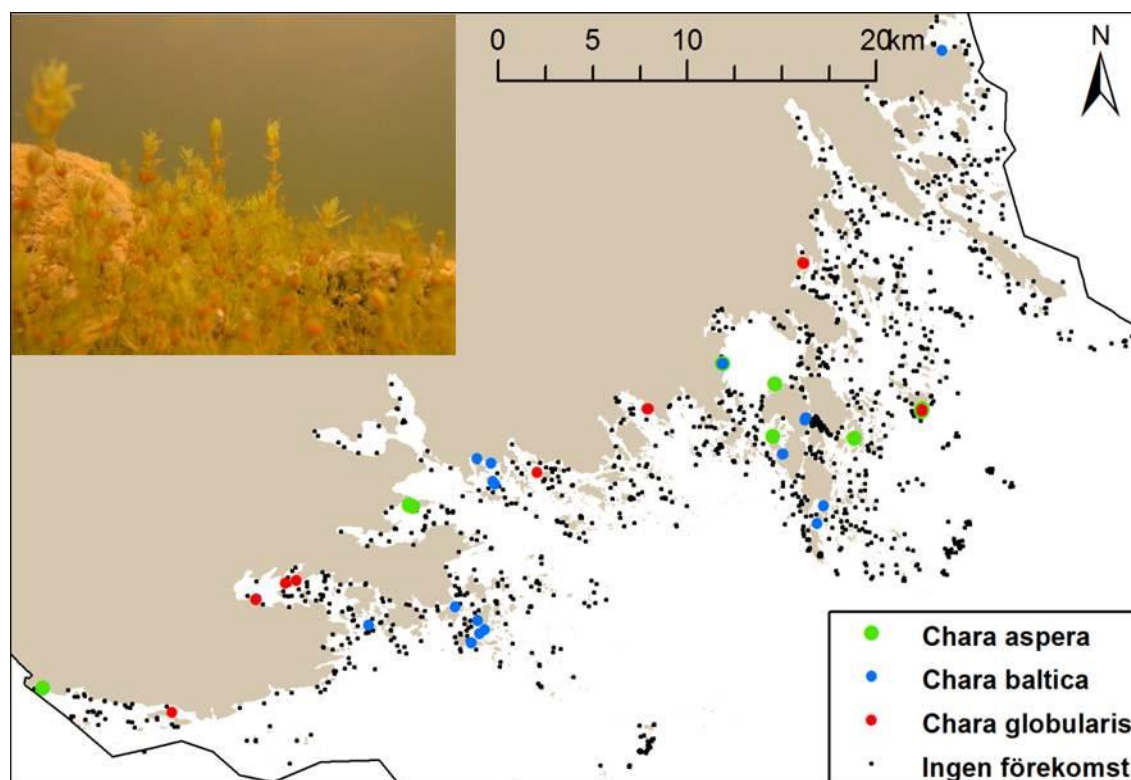
Art eller artgrupp	Taxonomi	Modellens kvalitet	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
Grönslick (<i>Cladophora glomerata</i>)	Grönalg	Deviance explained: 0.46 Sensitivity/Specificity: 0.80	MapAUC: 0.80	Vågexponering Djup Kurvatur Lutning
Rödris (<i>Rhodomela confervoides</i>)	Rödalg	Deviance explained: 0.33 Sensitivity/Specificity: 0.78	MapAUC: 0.84	Vågexponering Djup

¹ Extern validering inom artens naturliga djuputbredning *1.2

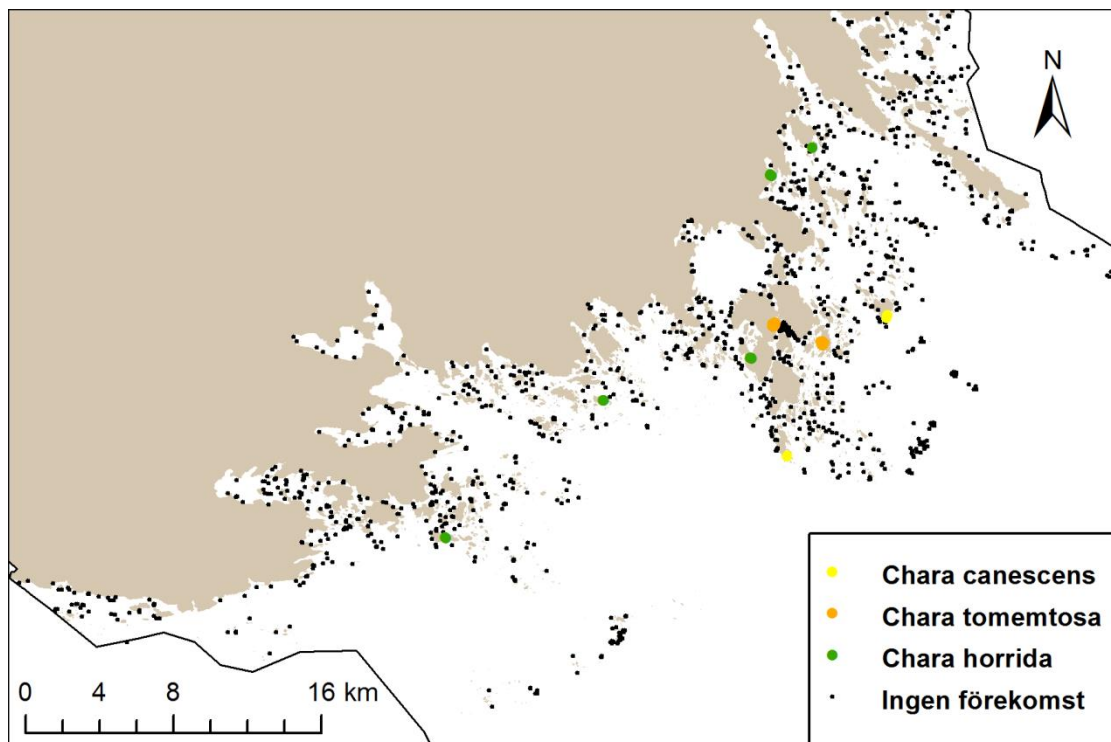
² I ordning efter inverkan i modellen

Prickkartor baserade på data från dropvideo, dyktransekter och grunda vikar-inventeringar.

Kransalger (Charophyceae) förknippas ofta med höga naturvärden. Ingen av kransalgsarterna var tillräckligt vanliga i inventeringsdata för att kunna modelleras i detta projekt. Detsamma gällde för havsnajas (*Najas marina*) som också förknippas med fina miljöer. Baserat på samtliga inventeringsdata som sammanställts i projektet (dropvideo, dyktransekt samt Grunda vikar) togs prickkartor fram för dessa arter (figur 22 och 23).



Figur 22. Förekomster av kransalgerna borststräfsse (*Chara aspera*), grönsträfsse (*Chara baltica*) och skörsrtäfsse (*Chara globularis*) i Södermanlands marina område. Fotot visar borststräfsse. Fotograf: Karl Florén, AquaBiota Water Research.



Figur 23. Förekomster av kransalgerna hårsträrfse (*Chara canescens*), rödsträrfse (*Chara tomentosa*) och raggsträrfse (*Chara horrida*) i Södermanlands marina område.

4.2. Zoobentos

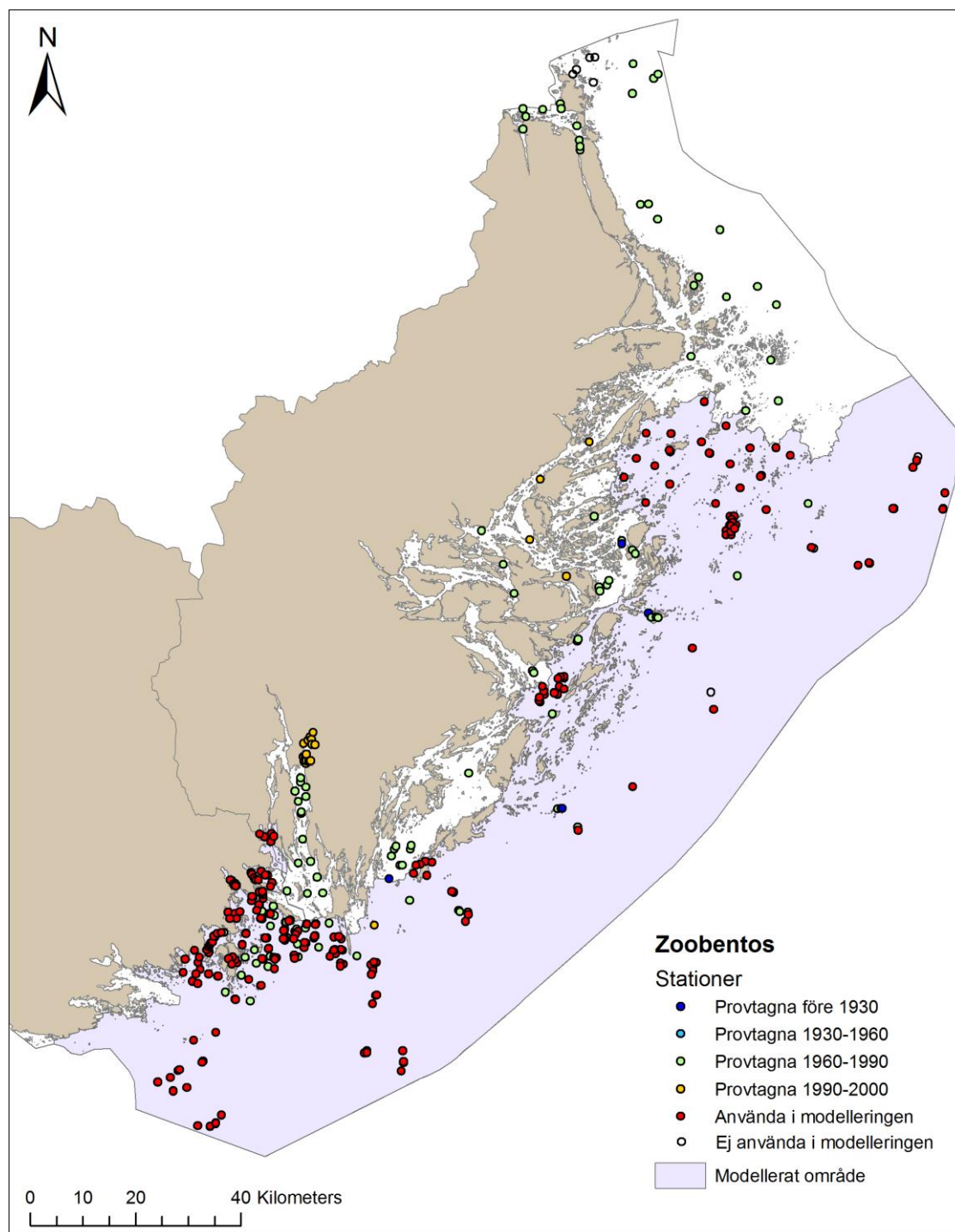
Data

För zoobentosmodelleringen användes huvudsakligen data från SMHI:s databas SHARK. Stockholms och Södermanlands län har modellerats tillsammans, eftersom datamängden i respektive län inte var tillräcklig. Enbart data från år 2000 eller senare användes. Då positioneringen för en station kan variera ganska mycket mellan år, och stationer med olika benämning kan ha likartade positioner, lades ett minimiavstånd om hundra meter in. Bland de stationer som låg närmare varandra än 100 m valdes den senaste. För angivna delprov beräknades medelvärde av abundanserna. En liten grupp stationer längst norrut valdes också bort, då avståndet till övriga stationer bedömdes vara för stort. För zoobentosmodelleringen har hela datasetet använts och något valideringsdataset har inte avdelats, då datatillgången inte tillät det. Prediktionerna av zoobentos har därför endast validerats internt. Måttet mapAUC är här baserat på hela datasetet, alltså inte ett valideringsdataset med begränsad djuputbredning.

Området som modellerades bestämdes utifrån Svenskt Vattenarkiv (SVAR), om en vattenförekomst innehöll minst en datapunkt gjordes prediktion i förekomsten. Vattenförekomster utan data maskades bort (figur 24).



Foto: Antonia Nyström Sandman, AquaBiota Water Research



Figur 24. Karta över prov, använda och icke använda, samt modellerat område.

Resultat

I det här avsnittet beskrivs resultaten från de rumsliga modelleringarna av zoobentos i djupintervallet 9-108 m. För ett urval av arterna visas detaljer ur länskartorna. I Bilaga 1 visas samtliga kartor för hela länet länet (Sjöfartsverkets spridningstillstånd 13-03482).

Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten från denna grupp är av god kvalitet (mapAUC>0,7; se kapitel 2.3). Sammanlagt presenteras sannolikhetskartor för

19 arter samt av Benthic Quality Index (BQI) (tabell 5). Dessa prediktioner har ej externvaliderats.

För några av arterna och artgrupperna har modeller och prediktioner tagits fram för olika nivåer av förekomst. Förutom >0 individer/m² (d.v.s. förekomst/icke förekomst) har prediktioner tagits fram för tätheterna 50, 100 och 5000 individer/m². Vilka tätheter som har modellerats för de olika arterna och artgrupperna har styrts av antalet observationer av de olika proven. Samtliga modelleringsresultat redovisas i tabell 5.

I mjukbottensamhällena förekommer variationer mellan år på grund av olika faktorer, som t ex möjlighet att skydda sig från rovdjur (skorv, fisk) och konkurrens inom och mellan arter i samhället. Eftersom arterna har en fläckvis dynamik och modelleringarna byggs på data från flera år kan detta ha påverkat resultatet i modelleringen.

Modeller

Bylgides sarsi är en opportunistisk brackvattensart av havsborstmask. Den återfinns främst på grusiga bottenar och mellan blåmusslor. Artens utbredning är kopplad till djup, vågexponering och det antropogena skiktet PFO.

Fjädermyggor (*Chironomidae*) är en artrik insektsfamilj som förekommer på mjuka bottenar i larvform i akvatiska miljöer. Fjädermyggor lägger sina ägg på vattenytan, varpå äggen kläcks. Larverna kan hos vissa arter leva pelagiskt en tid, men den huvudsakliga delen av larvstadierna är bentiska. Fjädermyggslarver har olika födosätt beroende på art- och larvstadium, samt tillgången på föda, vilket innebär att de kan växla mellan att leva av löst organiskt material, som rovdjur eller genom att filtrera vatten. Fjädermyggslarver kan vara väldigt talrika i vissa miljöer och därmed utgöra en viktig födoresurs för fisk. Vuxna fjädermyggor lever oftast bara någon eller några veckor innan de dör. Prediktioner gjordes för förekomst. Prediktionerna visar att fjädermyggslarver är förknippad med grunda bottenar ned till 20 m djup samt sänkor, dvs framförallt i kustnära vikar. Förekomst av fjädermyggslarver är även förknippad med låg salthalt och grunda områden.

Slammärsla (*Corophium volutator*) är ett bentiskt kräftdjur, en suspensionsätare som återfinns på mjukbotten. Modellen visar att slammärslan är förknippad med vågexponering, djup och det antropogena skiktet PFO.

Tångmärlor (*Gammarus* spp.) återfinns framförallt i bentisk vegetation. De kan vara av sötvattens-, brackvattens- eller marint ursprung beroende art. Gruppen återfinns framförallt i grunda områden med låg påverkan från potentiellt förorenade områden (PFO).

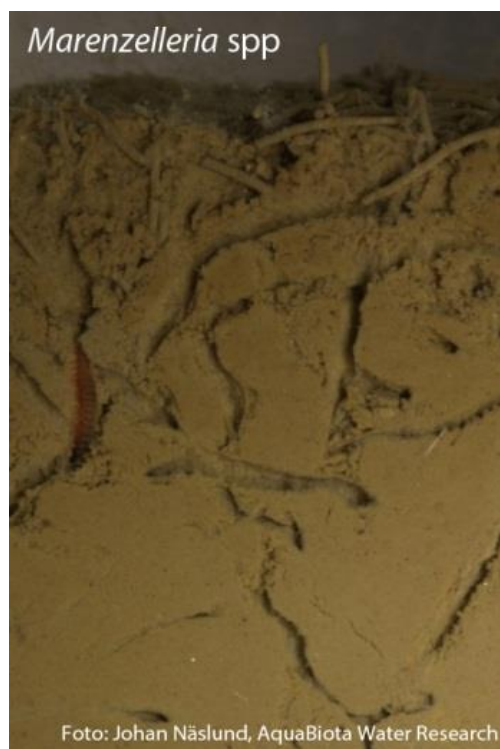
Korvmask (*Halicryptus spinulosus*) är en relik brackvattensart som finns på mjuka bottenar, främst djupare än 5 m. Arten är detritusätare. Prediktioner gjordes för förekomst samt förekomst av mer än 50 individer per m². Prediktionerna visar att förekomsten är kopplad till djup (främst kring 40 m), intermediär vågexponering samt att arten gynnas av närhet till potentiellt förorenade områden (PFO). Däremot för förekomsten av mer än 50 individer per m² är närheten till PFO bara gynnsam till en viss gräns, sedan sjunker sannolikheten att hitta arten i dessa kvantiteter.

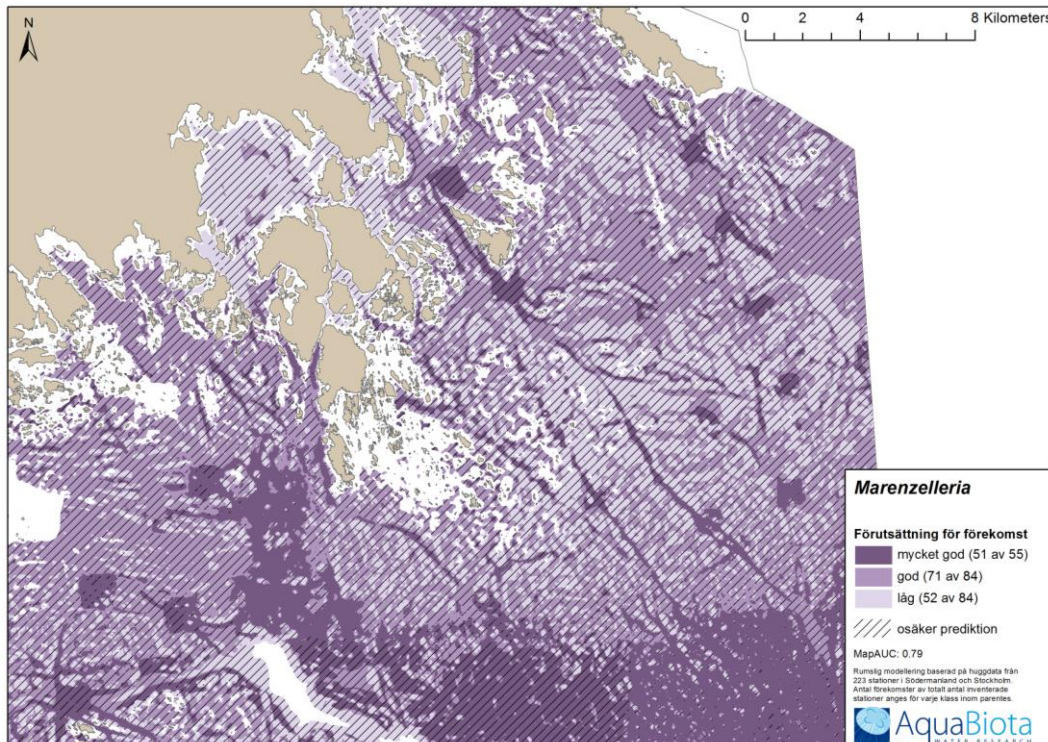
Rovborstmask (*Hediste diversicolor*) är en opportunistisk brackvattenshavsborstmask som förekommer i mjukbotten. Förekomst av arten minskar med djup och ökar med siktdjup.

Tusensnäckor (*Hydrobia* spp./*Potamopyrgus antipodarum*) är bentiska brackvattenssnäckor. De är detritusätare. Enligt modellen är gruppen förknippad med djup, siktdjup, vågexponering och minimisalinitet vid botten.

Jaeragråsugga (*Jaera albifrons*) är ett marint kräftdjur som lever i bentisk vegetation. Enligt modellen är utbredningen av arten negativt kopplad till djup, men positivt kopplad till vågexponering.

I Östersjön förekommer minst tre arter av havsborstmasken *Marenzelleria* (ibland något missvisande kallad för Nordamerikansk havsborstmask): *M. arctia*, *M. neglecta* och *M. viridis* (Blanck m fl 2008). Alla tre arter av *Marenzelleria* har nyligen kommit till Östersjön (troligen under 80-talet) och har antagligen förts hit genom transport av barlastvatten. Hela släktet *Marenzelleria* har modellerats tillsammans, både på grund av att få upp förekomsten i datat samt att bestämningen ned till artnivå i det befintliga datat sannolikt är osäker på grund av en tidigare oklar taxonomi. En nackdel med detta är att arterna troligtvis har något olika ekologi och på grund av detta kan svara olika på miljövariabler som salinitet, temperatur och substrat. Släktet har långlivade pelagiska larver som kan sprida sig stora avstånd med strömmar och kan snabbt kolonisera nya områden med sandiga eller leriga mjuka bottenar. *Marenzelleria* kan gräva ned sig mycket djupare i sediment (upp till 30-40 cm) än de tidigare förekommande arterna i Östersjön (normalt ca 3-5 cm) vilket bland annat kan innebära en ökad frisättning av miljögifter (Granberg m fl 2008). Den nordligaste rapporterade förekomsten i den nationella miljöövervakningsdatabasen är i Rånefjärden i norra Bottenviken. Fyndet gjordes 2001. Prediktioner gjordes för förekomst samt för förekomst av >100 individer per m². Prediktionerna visar att förekomsten av *Marenzelleria* framförallt är förknippad med djup och vågexponering. Förekomsten av mer än 100 individer per m² är dock mera förknippad med salthalt vid botten (figur 25).





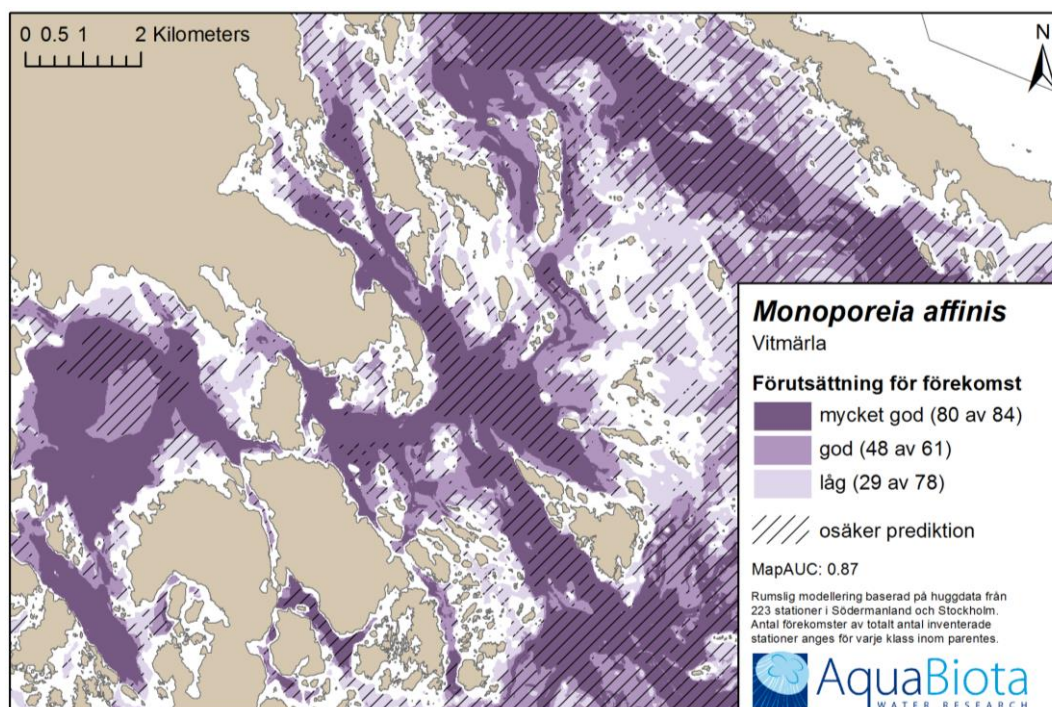
Figur 25. Modellerad förutsättning för förekomst av *Marenzelleria*

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



känslighet gör att den är en viktig indikatorart för bedömningen av miljöstatusen i kustområden (Naturvårdsverket 2007). Vitmärlans larver utvecklas direkt i en pung hos honan och 20-30 fullt utvecklade juveniler släpps ut på våren. Juvenilerna är ca 1.5-2 mm stora och växer snabbt till sig genom att äta nysedimenterad vårblomning av planktoniska alger. Vitmärla har även en stark s.k. intraspecifik konkurrens (inomartskonkurrens) där en

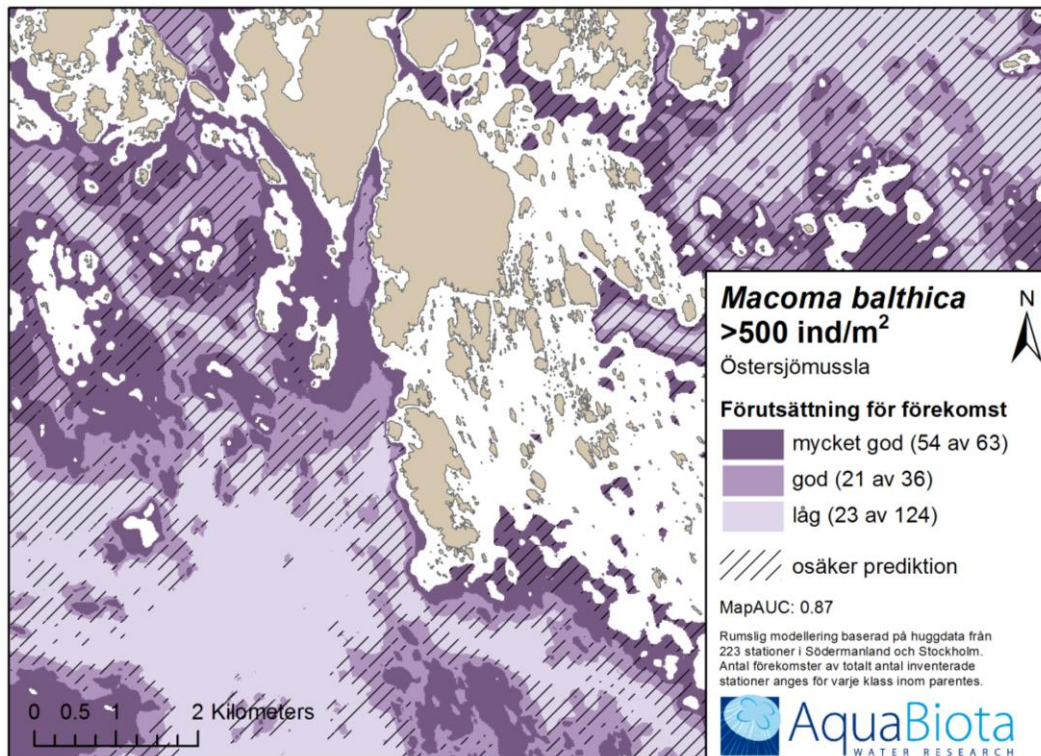
stark årskull påverkar följande årskull negativt genom födokonkurrens. Prediktioner av vitmärla gjordes för förekomst samt för förekomst av >100 individer per m². Enligt prediktionerna förekommer vitmärla framförallt på bottenar runt 40 m. Förekomsten tycks inte vara kopplad till potentiellt förorenade områden (PFO), medan förekomsten av >100 individer per m² är negativt relaterad till närhet till PFO (figur 26).



Figur 26. Modellerad förutsättning för förekomst av vitmärkla (*Monoporeia affinis*)

Östersjömussla (*Macoma balthica*) är en liten, upp till ca 2 cm stor mussla som lever nedgrävd på sandiga eller leriga botten. Östersjömussla kan växla födosätt mellan att suspensions- (filtrera vatten) och depositionsäta (äta löst organiskt material) beroende på födotillgång. Östersjömusslan är relativt tålig för kortare exponering av låga syrehalter (Modig & Olafsson, 1998) och kan leva nedgrävd i syrefria sediment, då den får ett svartfärgat skal från ansamling av utfälld järnsulfid. Östersjömusslan förökar sig under senvår-försommar, då pelagiskt levande larver sprider sig med strömmar varpå de bosätter sig under sommaren på sandiga eller leriga botten ca 1-2 månader senare. Östersjömussla förekommer från rent marina miljöer till brackvatten med en salinitet kring ca 3 psu. Prediktioner gjordes för förekomst samt förekomst av >500 individer per m². Prediktionerna visar att förekomsten av Östersjömussla är negativt kopplad till djup. För förekomst av mer än 500 individer per m² ökar sannolikheten med ökad närhet till potentiellt förorenade områden (PFO) (figur 27).





Figur 27. Modellerad förutsättning för förekomst av östersjömussla (*Macoma balthica*) med minst 500 individer/m²

Sandmussla (*Mya arenaria*) är en marin suspensionsätare som lever på mjukbotten. Enligt modellen minskar förekomsten med djup medan arten gynnas av intermediärt avstånd till potentiellt förorenade områden (PFO).

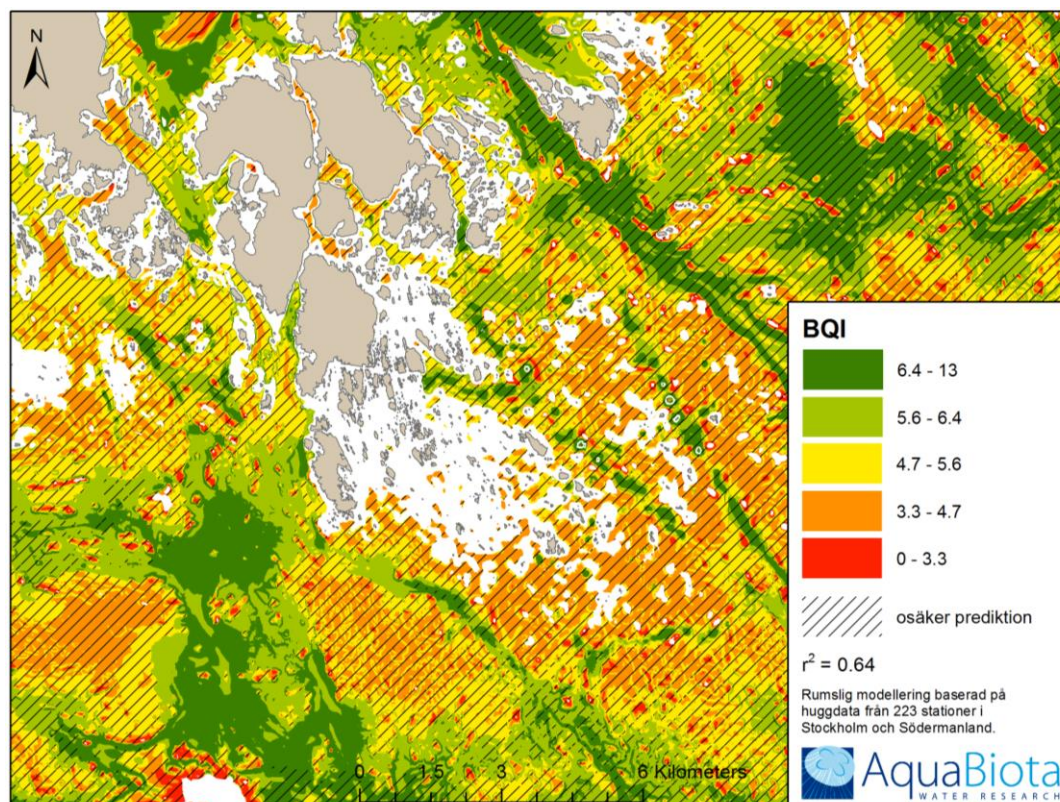
Pontoporeia femorata är ett brackvattenskräftdjur som lever på djupa mjuka bottenar. Enligt prediktionerna förekommer *Pontoporeia* på något djupare bottenar än vitmärkan, ca 50-60 m.

Pygospio elegans är vanligt förekommande på sandiga bottenar i Östersjön, främst på djup mellan 4 och 20 m. Den bygger ett sandrör som skydd. Enligt modellen ökar sannolikheten för förekomst med ökad vågexponering, men minskar med ökat djup. Kurvatures inflytande på modellen antyder att arten föredrar upphöjningar framför sänkor.

Skorv (*Saduria entomon*) är en reliktsötvattensart som kan bli upp mot 7 centimeter lång. Den är bottenlevande och livnär sig på mindre smådjur och as. Skorven blir i sin tur föda för många fiskar, bland annat torsk och skrubbskädda. Enligt prediktionerna förekommer arten ner till ca 80 m djup och vid saliniteter upp till ca 7 psu, samt ökar med ökad lutning och vågexponering.



Benthic Quality Index (BQI) baseras på fördelningen mellan antal känsliga och toleranta djur, antal arter samt total abundans. Bottendjuren är stationära, relativt långlivade och olika känsliga mot störning. Bottensamhällets sammansättning speglar därför miljöförhållanden över tid. Grunden för bedömningen är att en ostörd bottenmiljö förväntas ha en fauna med hög diversitet, medan en störd bottenmiljö förväntas ha en fauna med låg diversitet. Sådana arter som endast finns i miljöer med hög diversitet får därför ett högt känslighetsvärde och arter som kan finnas i miljöer med låg diversitet ett lågt känslighetsvärde. Enligt modelleringen är BQI högst på djup mellan 40 och 50 m och positivt kopplat till siktdjup (figur 28).



Figur 28. Modellerat BQI

Tabell 5. Översikt över modelleringar och modelleringsresultat för zoobentos

Art eller artgrupp	Taxonomi	Modellens kvalitet	Kartans kvalitet	Miljövariabler ¹
<i>(Bylgides sarsi)</i>	Havsborstmask	Deviance explained: 0.22 Sensitivity/Specificity: 0.7	MapAUC: 0.77	Djup Vågexponering PFO
Fjädermygglarver (<i>Chironomidae</i>)	Insekt	Deviance explained: 0.47 Sensitivity/Specificity: 0.87	MapAUC: 0.94	Vågexponering Min salinitet (b) Djup Lutning
Slammärla (<i>Corophium volutator</i>)	Kräftdjur	Deviance explained: 0.48 Sensitivity/Specificity: 0.85	MapAUC: 0.92	Vågexponering Djup PFO
Tångmärlor (<i>Gammarus</i>)	Kräftdjur	Deviance explained: 0.42 Sensitivity/Specificity: 0.84	MapAUC: 0.93	Djup PFO Vågexponering
Korvmask (<i>Halicryptus spinulosus</i>)	Snabelsäckmask	Deviance explained: 0.34 Sensitivity/Specificity: 0.78	MapAUC: 0.85	Djup Vågexponering PFO Siktdjup
Korvmask (<i>Halicryptus spinulosus</i>) >50	Snabelsäckmask	Deviance explained: 0.18 Sensitivity/Specificity: 0.72	MapAUC: 0.79	Djup PFO
Rovborstmask (<i>Hediste diversicolor</i>)	Havsborstmask	Deviance explained: 0.55 Sensitivity/Specificity: 0.87	MapAUC: 0.94	Djup Siktdjup Lutningsriktning PFO
Tusensnäckor (<i>Hydrobia/Potamopyrgus antipodarum</i>)	Snäcka	Deviance explained: 0.51 Sensitivity/Specificity: 0.83	MapAUC: 0.91	Djup Siktdjup Vågexponering Min salinitet (b)
Jaeragråsugga (<i>Jaera albifrons</i>)	Kräftdjur	Deviance explained: 0.53 Sensitivity/Specificity: 0.87	MapAUC: 0.94	Djup Vågexponering Lutning Min salinitet (b)
Östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)	Mussla	Deviance explained: 0.52 Sensitivity/Specificity: 0.9	MapAUC: 0.93	Djup Kurvatur Vågexponering Lutning
Östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>) >500	Mussla	Deviance explained: 0.37 Sensitivity/Specificity: 0.79	MapAUC: 0.87	Djup Siktdjup PFO
<i>(Marenzelleria)</i>	Havsborstmask	Deviance explained: 0.29 Sensitivity/Specificity: 0.7	MapAUC: 0.79	Djup Vågexponering Kurvatur Min salinitet (b)
<i>(Marenzelleria)</i> >100	Havsborstmask	Deviance explained: 0.17 Sensitivity/Specificity: 0.63	MapAUC: 0.73	Djup Min salinitet (b) Vågexponering
Vitmärla (<i>Monoporeia affinis</i>)	Kräftdjur	Deviance explained: 0.43 Sensitivity/Specificity: 0.79	MapAUC: 0.87	Djup Vågexponering Siktdjup Lutning
Vitmärla (<i>Monoporeia affinis</i>) >100	Kräftdjur	Deviance explained: 0.21 Sensitivity/Specificity: 0.66	MapAUC: 0.76	Djup Lutning PFO Vågexponering
Sandmussla (<i>Mya arenaria</i>)	Mussla	Deviance explained: 0.5 Sensitivity/Specificity: 0.87	MapAUC: 0.95	Djup PFO
<i>(Pontoporeia femorata)</i>	Kräftdjur	Deviance explained: 0.41 Sensitivity/Specificity: 0.82	MapAUC: 0.88	Djup Vågexponering Min salinitet (b) Kurvatur
<i>(Pygospio elegans)</i>	Havsborstmask	Deviance explained: 0.35 Sensitivity/Specificity: 0.83	MapAUC: 0.87	Vågexponering Djup Kurvatur
Skorv (<i>Saduria entomon</i>)	Kräftdjur	Deviance explained: 0.29 Sensitivity/Specificity: 0.7	MapAUC: 0.81	Djup Lutning Vågexponering Min salinitet (b)
BQI	Index	Rsq: 0.64		Djup Siktdjup Kurvatur Vågexponering

¹ I ordning efter inverkan i modellen

4.3. Pelagisk fisk

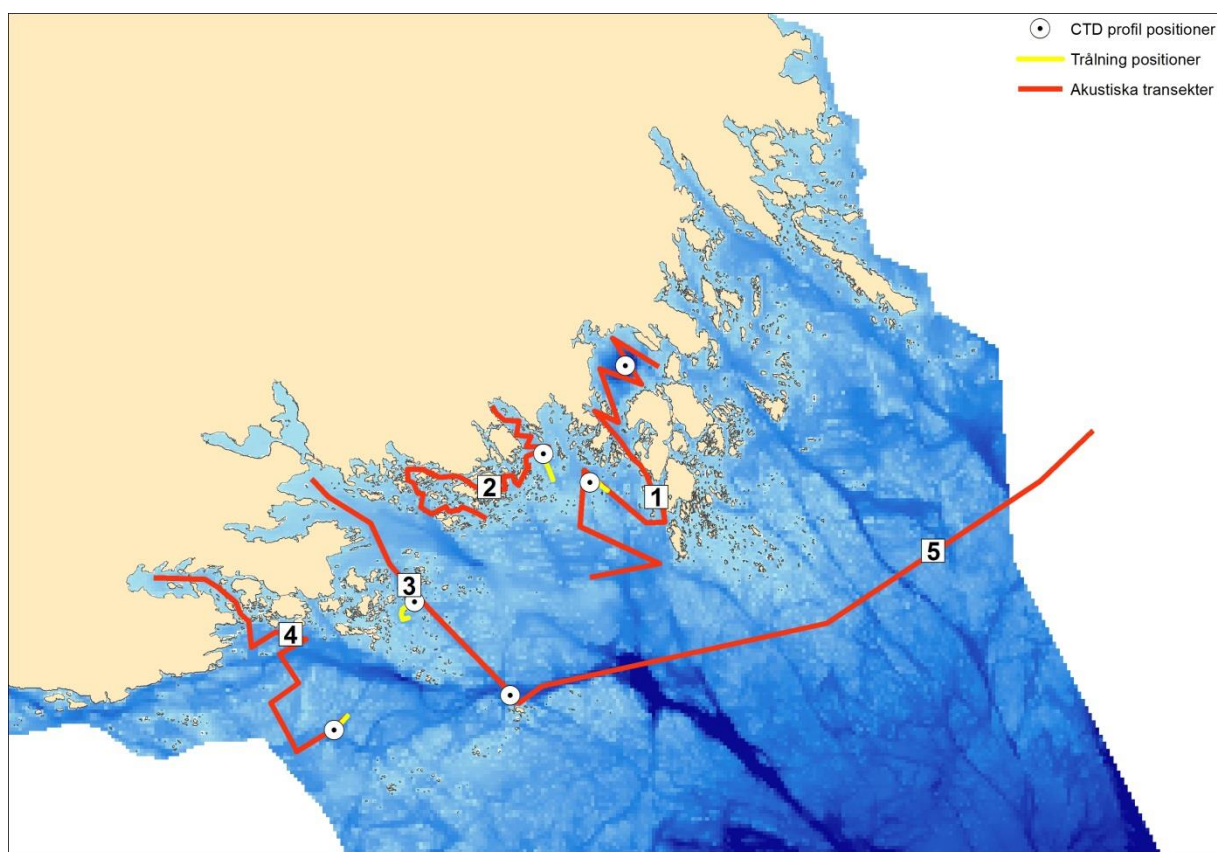
Kustområden är ofta viktiga habitat för många fiskarter, både som uppväxt- och rekryteringsområden. Kunskapen om var sådana områden kan förekomma är således viktig ur ett förvaltningsperspektiv. Övervakning och beståndsuppskattning av fisk är dock problematisk då fiskar sällan är stationära. En effektiv metod för att täcka stora områden och på så vis minska detta skattningsfel som orsakas av fiskars mobilitet är att använda hydroakustik (ekolod). Fördelen med denna metod är att stora mängder georefererade data (abundans, biomassa och storleksammansättning) kan insamlas längs förutbestämda transekter på ett kostnadseffektivt sätt. Metoden måste dock till viss utsträckning kompletteras med traditionellt provfiske för att få en uppfattning om den lokala artsammansättningen. En viktig del av detta projekt bestod av datainsamling för GIS-modellering och här presenteras hur data insamlades under de hydroakustiska undersökningar som utfördes i Södermanland. Dessa data användes senare för att modellera den rumsliga fördelningen av pelagisk fisk och för att producera kartor relevanta för förvaltning.

Material och metoder

Vertikal, mobil ekolodning (med givaren monterad på en dragsläde manövrerad från ett rörligt fartyg) användes för att studera pelagisk fisk. Undersökningarna genomfördes vid 5 tillfällen från 9 till 12 augusti 2011 (figur 29, tabell 6). Undersökningarna genomfördes nattetid då pelagisk fisk är mer jämt fördelad i vattenmassan, vilket innebär att det skattade felet blir mindre på natten jämfört med dagen då fisk ofta aggregerar i stim och är mer fläckvist fördelade. För ekolodningen användes ett 120 kHz ekolod (Simrad EY60) med givare, modell 120-7C. Ekolod och givare kalibrerades enligt tillverkarens rekommendationer och gällande standards (Foote 1982, Foote m fl. 1987). Pulslängden sattes till 0,256 ms, bandbredden till 8.71 kHz. Ekolodning genomfördes från en 9.5 m båt med svängaren monterad på en s.k. "tow body" placerad 1.5 m ut på styrbords sida på ca 1 m djup. Hydroakustiska data bearbetades och analyserades med Sonar5-Pro version 6.0.1 (Balk & Lindem 2007). Tröskelvärden för ekointegrering (S_v) och ekostyrka hos enskilda fiskar (target strength, TS) sattes till -80 respektive -65 dB.

Tabell 6. Hydroakustiska transekter i Södermanland i augusti 2011.

Akustisk transekt	Område	Tid start	Tid slut	Sträcka (km)
1	Tvären – Slotts djupet	2011-08-09 22:23	2011-08-10 04:27	38,4
2	Kråkfjärden – Langö - Risö	2011-08-10 23:08	2011-08-11 03:30	26,5
3	Hävringe – Skansundet	2011-08-11 22:20	2011-08-12 02:04	20,6
4	NÖ av Arkö / V Hävringe – Marsviken	2011-08-12 22:42	2011-08-13 02:08	23,3
5	Hävringe – Landsort	2011-08-25 22:52	2011-08-26 02:51	30,9



Figur 29. Akustiska transekter, trålning och CTD profil positioner i Södermanland i augusti 2011.

Tabell 7. Trålning vid akustiska transekter, tider och fångst per ansträng som antal (NPUE) och biomassa (WPUE [g]; standardiserat för 30 min. trålning).

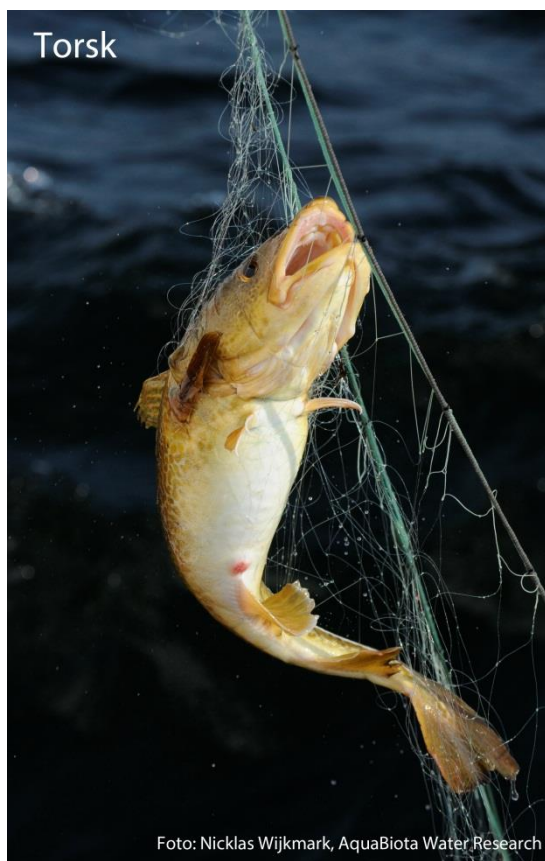
Längd (mm)	Årsyngel strömning	Adult strömning	Skarpsill	Nors	Stor-/ småspigg	Sand-/ lerstubb	Övriga
15							2
20							11
25					23		7
30					20		1
35	1			3	4		
40	6			11			
45	16			5	6		1
50	122			8	5		
55	101			1	4		
60	11				4		
65	6			5	3		
70	6			3	6		
75	1				1		
80	3		5				
90	1		17				
95				1			
100		2	47	1			
110		3	254				2
120		13	455	1			
130		10	118				
140		17		1			
150		18					
160		12					1
170		4		1			
180		1					
190							1
320							1

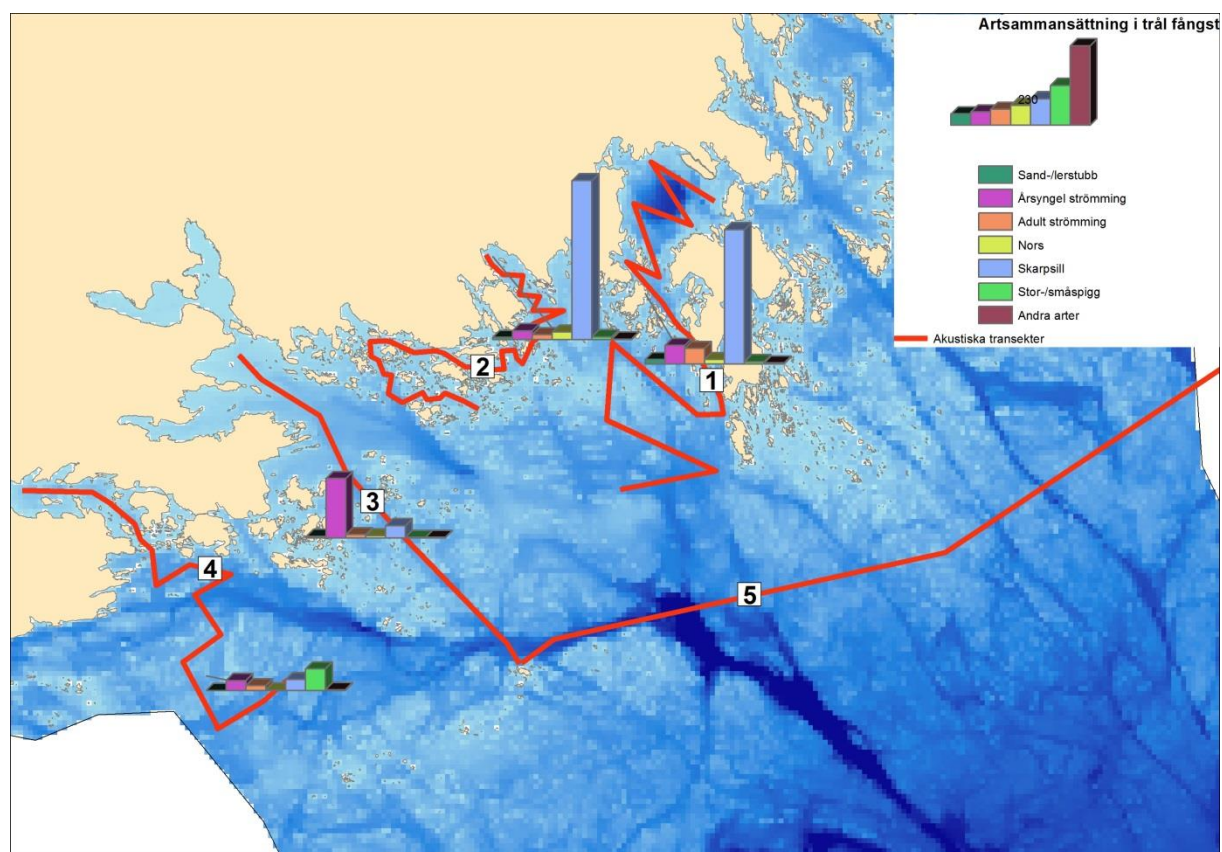
För att relatera resultaten från ekolodningen till fiskbeståndens art- och storleksammansättning genomfördes pelagisk trålning per undersökningstillfälle och transekt, med undantag av transekt 5 Hävringe-Landsort, där det inte var säkert på grund av hög sjö (figur 29, tabell 7). Trålningen genomfördes som pelagisk trålning i direkt anslutning till ekolodningen. Trålningen inriktades på pelagisk fisk och lämpligt djup bestämdes vid varje undersökningstillfälle med stöd av den fördelning av fisk som iaktogs vid den föregående ekolodningen. Tråldjup kontrollerades i realtid med djupmätare fäst på trålen (Simrad PI38). Under trålning framfördes båten i två-tre knop. Maskstorlek i lyftet på trålen (codend) var 6 mm (knut till knut) i avsikt att även fånga små fiskar och fiskyngel. Fångsten bestämdes till art och mättes till längd och vikt påföljande morgon. I samband med undersökningarna togs även djupprofiler av temperatur och salthalt (CTD - *conductivity, temperature and salinity*; SD-204, Sensordata AS, Bergen, Norge).

Fiskens täthet och fördelning analyserades efter att fiskekon från hydroakustiska data delats upp i fyra storleksgrupper baserat på resultat från trålningen (figur 30, tabell 8). Omräkning från ekostyrka (TS, dB) till fisklängd (L, mm) följer Didrikas & Hansson (2004) med modifiering och anpassning till 120 kHz ekolod som används (Jurvelius m fl 1996):

$$TS = 25,5 \log (L/10) - 74$$

Data från pelagisk trålning användes sedan för att tolka fisktätheter av olika längdklasser längs de akustiska transekterna. Pelagiska arter dominerade trålfångsterna (figur 30) men några enstaka individer bottenlevande arter fångades också (abborre, gärs, sik, tånglake och skrubbskädda). Mindre fisk (2-8 cm) bestod huvudsakligen av stor-/småspigg, årsyngel av strömming, ler-/sandstubb och i mindre grad även nors. Mellanstora fiskar (8-13 cm) representerades huvudsakligen av skarpsill. Stora fiskar (14-28 cm) bestod huvudsakligen av adult strömming. Fiskar >51 cm förekom sparsamt i de akustiska data och inga fiskar av denna storlek fångades i trålen. Baserat på kunskap om artsammansättningen i denna typ av habitat kan man dock anta att ekon i denna storleksklass motsvarar fiskätande rovfiskar såsom torsk, lax eller havsöring.



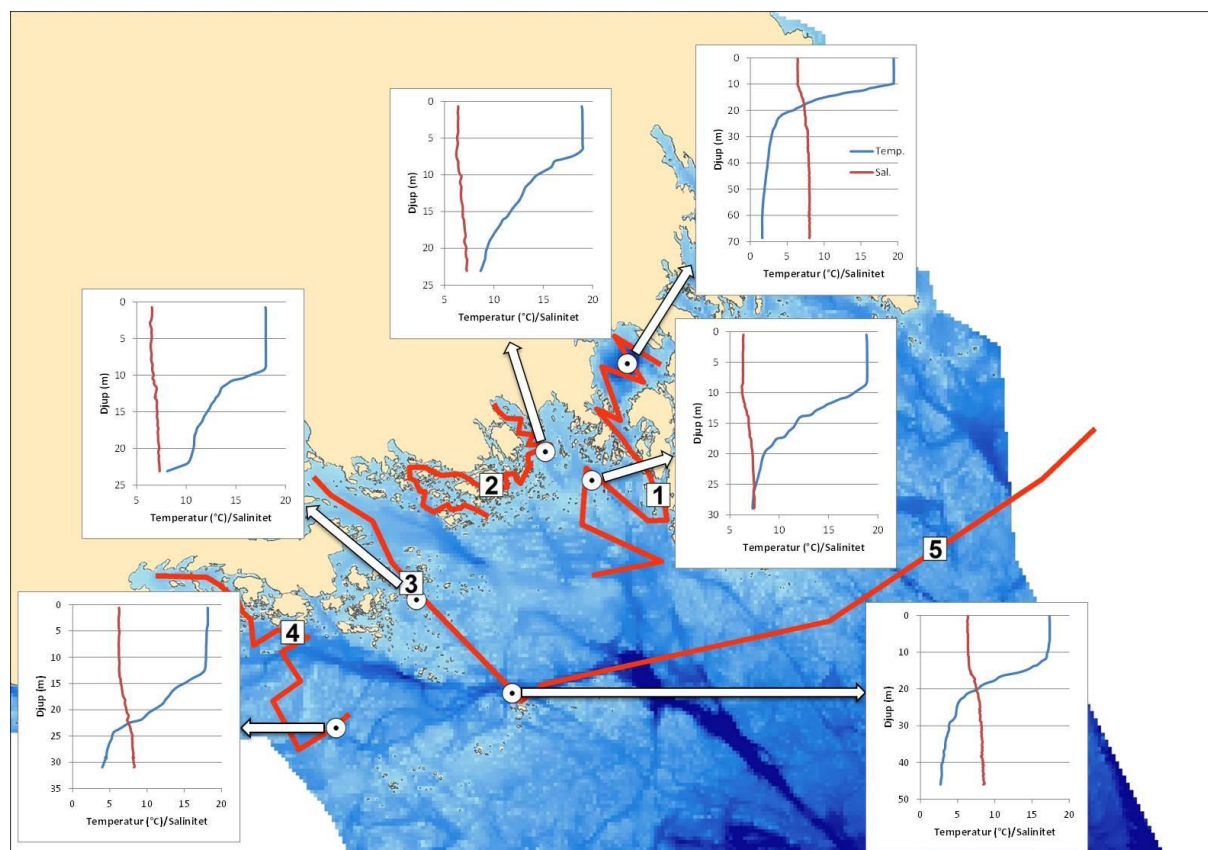


Figur 30. Artsammansättning av pelagisk fisk i CPUE (fångst per ansträngning) i trålfångsterna.

Tabell 8. Storleksfördelning för fisk fångad vid trålning i Södermanland 2011. Sammanlagt fyra tråltillfällen, CPUE (standardiserat för 30 min. trålning).

Längd (mm)	Årsyngel strömning	Adult strömning	Skarpsill	Nors	Stor-/ småspigg	Sand-/ lerstubb	Övriga
15						2	
20						11	
25					23	7	
30					20	1	
35	1			3	4		
40	6			11			
45	16			5	6	1	
50	122			8	5		
55	101			1	4		
60	11				4		
65	6			5	3		
70	6			3	6		
75	1				1		
80	3		5				
90	1		17				
95				1			
100		2	47	1			
110		3	254				2
120		13	455	1			
130		10	118				
140		17		1			
150		18					
160		12					1
170		4		1			
180		1					
190							1
320							1

Vattenkolumnen var tydligt skiktad under projektet med ett väldefinierat språngskikt (figur 31). Språngskiktet (termoklinen) låg mellan 7-10 och ca 20 m i de mer skyddade områdena och något djupare på de mer exponerade utsjöstationerna; mellan ca 12-13 och 22-24 m. Termoklinen var också aningen skarpare i de djupare och mer skyddade områdena, t.ex. i Tvären.



Figur 31. Vattentemperatur och salinitet djuprofiler (CTD) samt deras positioner.

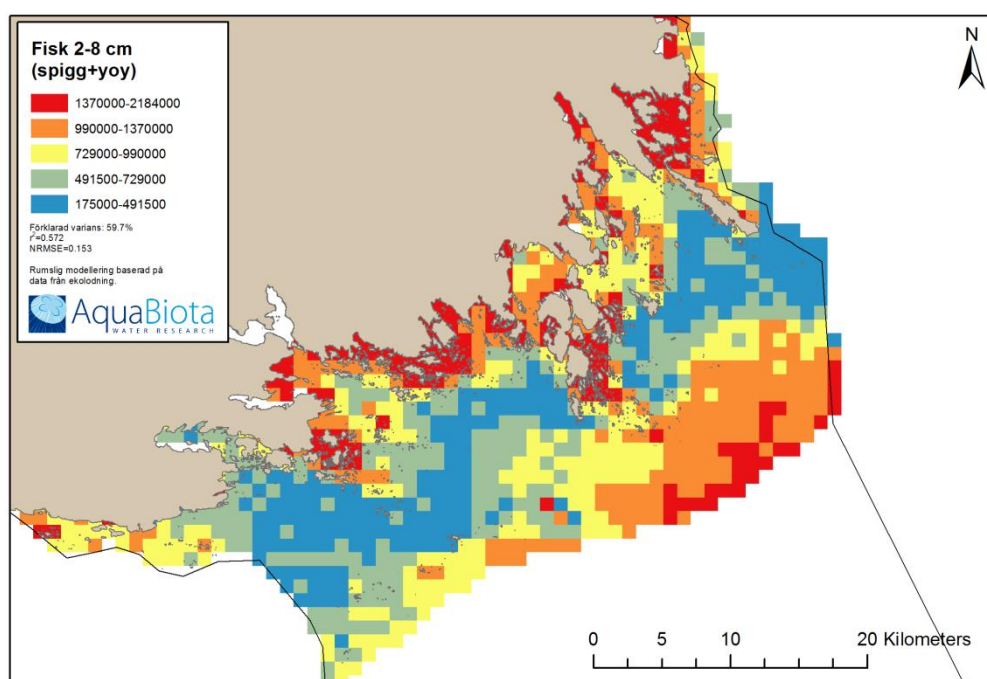
För modellering av rumslig fördelning av pelagisk fisk användes fisktäthet (medelvärde per 1 km) längs transekterna. Stockholms och Södermanlands län modellerades gemensamt för att öka datamängden och på så sätt få mer tillförlitliga modeller. För modelleringen användes samma fyra storleksgrupper som identifierats ur trålningen. Modeller av tre fiskstorleksgrupper (2-8, 8-13 och 14-28 cm) byggdes för att prediktera abundans (antal per kvadratkilometer). Stor fisk (> 51 cm) observerades endast vid cirka 8 % av alla transektsegment, varför rumsliga modeller gjordes för att prediktera förutsättningen för förekomst. Utifrån modellerna gjordes prediktionskartor separat för varje län. Prediktionerna redovisas i en upplösning om 1 km, i enlighet med Sjöfartsverkets spridningstillstånd 11-03461.

Modelleringsresultat

Fisk av storlek 2-8 cm

2-8 cm storleksklass består huvudsakligen av stor-/småspigg, årsyngel av strömming, ler-/sandstubb och i mindre grad även nors. Högsta predikterad abundans fanns nära kusten (inomskärs) samt över öppet vatten i nordöstra delen av länet (figur 32). Detta överensstämmer med fiskens biologi. Stor-/småspigg leker kustnära mellan maj och juli.

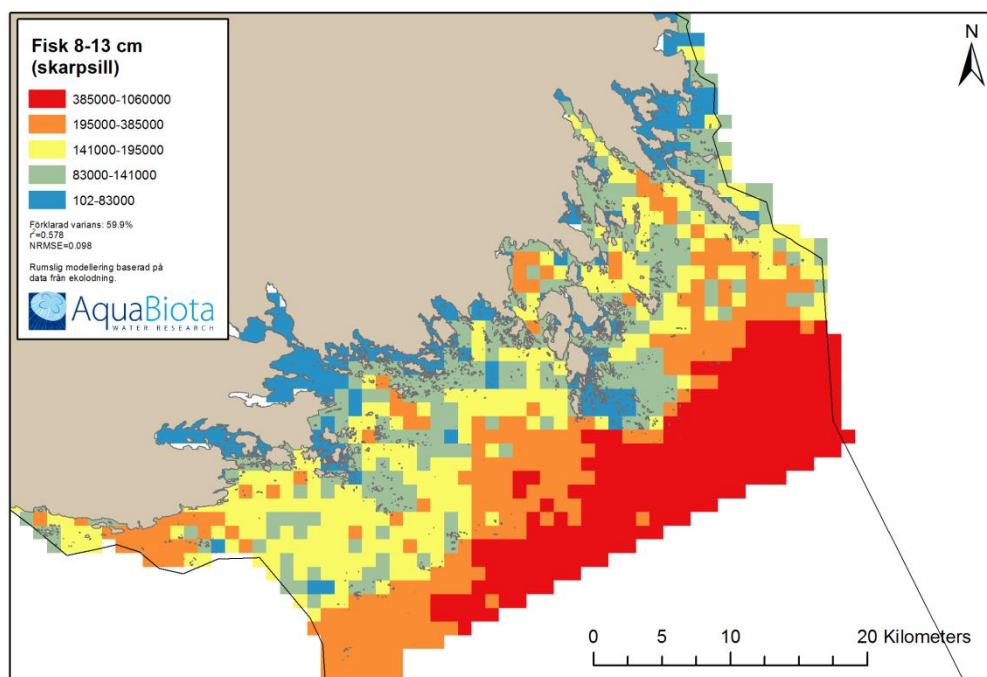
Efter lekperiod uppträder storspiggen i stora stim både pelagiskt och strandnära (t.ex. Kullander och Delling 2012). Strömmingen leker hela sommaren från slutet av maj (oftast med maxintensitet i juni) på vegetation eller hårdbotten, vanligen upp till 10 m djup (Aneer 1989). Strömmingsyngel uppehåller sig kustnära (t.ex. Axenrot och Hansson 2004). Ler-/sandstubb lever oftast på mjuka botten på djupet av 20-40 m (Ehrenberg m fl 2005) men kan förekomma i pelagialen nattetid (pers. obs.). Vågexponering, medelvattentemperatur vid ytan, minimisalinitet vid ytan och avstånd från potentiellt förorenade områden (PFO) var de viktigaste prediktorerna (av totalt sju) i GAM-modellen. Modellen förklarade 59.7 % av variansen (R^2 0.572). Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0.153 och ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).



Figur 32. Fisk i storleksklass 2–8 cm

Fisk av storlek 8-13 cm

Denna storleksklass består framför allt av skarpsill som lever i stora stim, huvudsakligen pelagiskt men även nära kusten (t.ex. Kullander och Delling 2012). Högsta abundans av skarpsill predikteraeds på öppet djupare vatten (figur 33), vilket stämmer med artens biologi. Vågexponering, vattendjup, PFO och bottenlutning var de viktigaste prediktorerna (av totalt sex) i GAM-modellen. Modellen förklarade 59.9 % av variansen (R^2 0.578). Prediktion på tillbakahållna testdata testades med regression och var signifikant. Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0.098 och ligger undervad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).

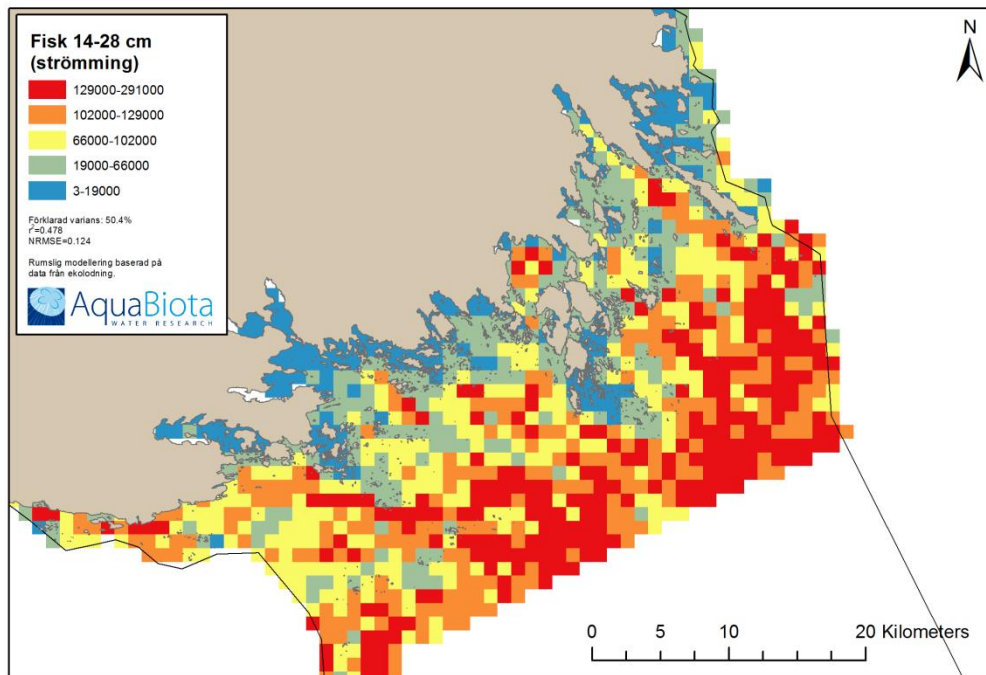


Figur 33. Fisk i storleksklass 8-13 cm

Fisk av storlek 14-28 cm

Storleksklassen består huvudsakligen av adult strömming. Högsta predikterad abundans av adult strömming återfanns utomskärs (figur 34), vilket stämmer med strömmingens biologi. Strömmingen leker hela sommaren från slutet av maj (oftast med maxintensitet i juni) på vegetation eller hårbotten vanligen upp till 10 m djup (Aneer 1989). Efter lek återgår adult fisk till djupare vanligen öppet vatten (t.ex. Axenrot och Hansson 2004). Vattendjup, PFO, bottenlutning och medelvattentemperatur vid ytan var de viktigaste prediktorerna (av totalt sju) i GAM-modellen. Modellen förklarade 50.4 % av variansen (R^2 0.478). Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0.124 och ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).

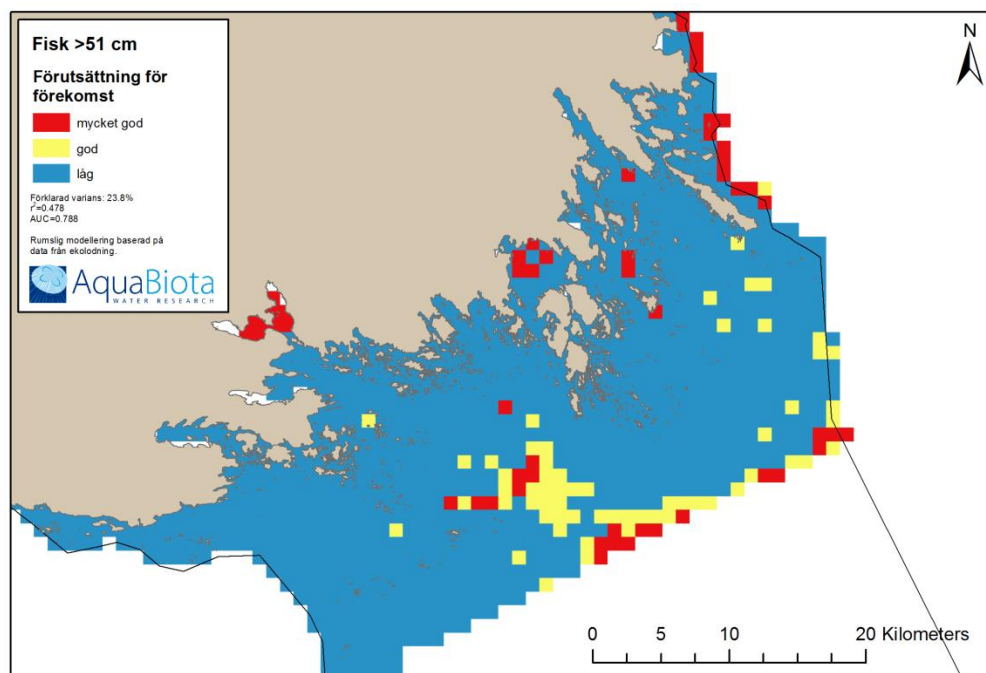




Figur 34. Fisk i storleksklass 14–28 cm

Fisk > 51 cm

Denna storleksklass representeras av fiskätande rovfiskar såsom torsk, lax eller havsöring samt gös, och förekom sparsamt i akustiska data. Därför modellerades denna storleksklass endast som förekomst. Bäst förutsättningar för förekomst av klassen fanns i skyddade vikar samt djupare öppet vatten (figur 35). PFO, medelvattentemperatur vid ytan och botten, samt siktdjup var de viktigaste prediktorerna i GAM-modellen. Modellen förklarade 23.8 % av variansen (R^2 0.478). AUC var 0.788.



Figur 35. Fisk > 51 cm

4.4. Kustnära rekryteringsmiljöer för fisk

Kustnära livsmiljöer för rekrytering av fisk har analyserats utifrån data och resultat från flera olika källor. Kartering och rumslig modellering av kustnära rekryteringsområden för fisk har tidigare genomförts i ett flertal projekt. Ett av de första var BALANCE (2005-2007, www.balance-eu.org), vilket resulterade i kartor över uppväxtområden för abborre, gädda och gös, samt lekområden för abborre i Uppsala och Stockholms län, samt Åland och finska Skärgårdshavet. Inom projektet PREHAB (2009-2011, www.prehab.gu.se), som handlade om rumslig modellering av biodiversitet och utveckling av verktyg för förvaltningen, vidareutvecklades tidigare modeller och resultat (Lindegarh m fl in press). Dels inkluderades flera olika modelleringstekniker och dels analyserades effekter av mänsklig påverkan.

Tidigare modeller och resultat har till denna rapport utökats och inkluderar, förutom tidigare inventeringar av lekområden för abborre, kompletterande yngelundersökningar från 2011 (Stockholm) och 2012 (Södermanland). Metoden har varit yngelprovfiske med små undervattensdetonationer. Undervattensdetonationer genomförs på sensommaren (augusti eller första delen av september) mellan noll och sex meters djup och är en kvantitativ metod för olika typer av miljöer (Snickars m fl 2007). Metoden har i Sverige använts sedan 1970-talet (Karås och Neuman 1981) och en undersökningstyp från Naturvårdsverket kommer snart att färdigställas (Bergström m fl manuskript). För denna rapport har enbart undervattensdetonationer med 10g laddning inkluderats. Totalt har 665 stationer inventerats mellan 2005 och 2012 (dock ej 2010), varav 447 stationer i Stockholms län (2005-2011) och 218 stationer i Södermanlands län (2006, 2012). Visuella inventeringar av lekområden för abborre genomfördes under våren 2003 (beskrivet i Snickars m fl 2010) och mellan april och juni 2007 (Sundblad m fl 2013, Bergström m fl 2013). Det finns en stor variation mellan år varför det kan anses vara en fördel att använda flera års data när (relativ) sannolikhet för förekomst modelleras.

Material och metoder

Modelleringstekniken och förklaringsvariablerna beskrivna tidigare i denna rapport har använts för yngel av abborre, gädda, mört samt grupperna spigg (småspigg och storspigg), sillfiskar (strömring och skarpsill), karpfiskar (braxen, björkna, elritsa, id, löja, mört, ruda, sarv och sutare) och rovfiskar (abborre, gädda och gös). Av dessa var det endast spigg och rovfiskar som resulterade i modeller av tillräcklig kvalitet för att gå vidare med rumslig modellering.

Utöver ovanstående yngelmodeller har resultat från tidigare forskningsprojekt inkluderats. Dessa kartor bestod av rekryteringsmiljöer för abborre och gös. De primära skillnaderna mellan dessa tidigare modeller och det som tagits fram inom detta projekt var antalet möjliga förklaringsvariabler, inklusive deras upplösning, samt att tidigare modeller togs fram genom en så kallad ensemble-teknik. Ensemble-modellering innebar i det här fallet att flera olika modelleringstekniker användes på samma ingående datamaterial. Den bakomliggande principen är att man på ett sådant vis kan estimeras och reducera osäkerheten associerad med en specifik teknik. I båda dessa fall användes tre separata och konceptuellt olika metoder för att passa de statistiska sambanden

mellan tre förklaringsvariabler och lämpliga rekryteringsmiljöer för abborre och gös; generaliserade additiva modeller (GAM), randomForest och Maxent (Wood 2006, Cutler m fl 2007, Elith m fl 2011). De tre förklaringsvariablerna var djup, vågexponering och siktdjup, där siktdjupet bestod av långtidsmedelvärden för sommaren. Den bakomliggande modelleringen finns i detalj beskriven i Sundblad m fl (2013) och i Bergström m fl (2013).

Tidigare modeller och kartor över rekryteringsmiljöer för abborre och gös lades samman med yngelmodellen för rovfiskar framtagna inom detta projekt. Anledningarna till detta var flera. Dels förväntades dessa miljöer överensstämma i stora drag (Sundblad m fl 2011). Rekryteringsmiljöer för abborre, gädda och gös, men även mört och många andra varmvattensarter, kan generellt beskrivas som vind- och vågskyddade, grunda och vegetationsklädda områden. Dessa miljöer värms upp tidigt på våren (när leken sker) och det varma vattnet tillsammans med mycket föda fungerar som viktiga rekryteringsområden för ett flertal kustnära fiskarter. Ytterligare en anledning till att lägga samman dessa olika modeller var att försöka reducera osäkerheten associerad med en given teknik och att illustrera denna i kartan. Sammanslagningen gick till genom att addera kartan över områden med god eller mycket god förutsättning för förekomst av rovfisk med den kategoriska ensemblekartan (bestående av fyra klasser, 0-3) för abborre respektive gös. Slutligen lyftes maxvärdet från dessa båda arter ut. Den resulterande kartan visar således fem kategorier, 0-4, vilket motsvarar antalet modellprediktioner där den relativa sannolikheten för rovfiskförekomst är större än den relativa sannolikheten att rovfisk inte förekommer. Utvärdering av den sammanslagna kartan, som kan anses visa potentiella rekryteringsmiljöer för rovfisk, baserades på yngelprovtagningar med små undervattensdetonationer per län (Stockholm och Södermanland separat).

Verifiering av kartan/kartorna kan göras på olika sätt. Ur ett skalperspektiv kan individuella provtagningsstationer användas (skott-nivå) eller så kan, i vissa fall, enskilda stationer aggregeras per enhetlig miljö (vik-nivå). Dessa två angreppssätt speglar olika skalor, inte bara rumsligt, utan även tidsmässigt eftersom vikar i flera fall har provtagits under flera år. Eftersom både den tidsmässiga och rumsliga variationen är stor så finns det en ökad sannolikhet för falska nollor i enskilda skott, dvs stationer utan förekomster trots att yngel finns alldeles i närheten, eller året därpå. Vid verifieringen på vik-nivå har vi därför antagit att förekomster vid något tillfälle reflekterar lämpliga rekryteringsmiljöer.

En aspekt som har beaktats vid verifieringen är att osäkerheten är angiven som antal modeller (av fyra) som predikerat förekomst. Man kan således ge ett mått på hur väl kartprediktionen stämmer överens med observerade förekomster och avsaknader i förhållande till antal modeller (klass 0-4).

Resultat

Kustnära rekryteringsmiljöer för rovfisk kan beskrivas som grunda (<3-4 meter), vind- och vågskyddade vegetationsklädda områden. Generellt är de inre skärgårdsområdena mer produktiva, varför avgränsade miljöer och vikar ökar i betydelse ju längre ut i skärgården man befinner sig (t ex Snickars m fl 2009). Utifrån ensemble-modellerna har det tidigare visats att mängden rekryteringsmiljöer i ett område kan begränsa hur

mycket stor fisk det produceras, vilket är ett viktigt argument för att tillse att mängden och kvaliteten på de kustnära fiskarnas rekryteringsmiljöer långsiktigt bevaras (Sundblad m fl 2013). Behovet av långsiktigt bevarande förstärks av att tidigare studier visat att skyddet från det europeiska nätverket av marina skyddade områden, Natura 2000, är otillräckligt (Sundblad m fl 2011). Samtidigt är exploateringstrycket på dessa miljöer stort, inte minst på grund av bryggor och marinor (Sandström m fl 2005, Sundblad & Bergström in prep). Även den mer storskaliga effekten från övergödning av Östersjön kan påverka utbredningen av kustnära livsmiljöer för fisk. Tidigare resultat har visat att medan abborre kan förväntas gynnas så förväntas gös missgynnas av ett ökat siktdjup enligt målen och referensförhållandena i aktionsplanen för Östersjön (Bergström m fl 2013). Dessa typer av analyser har varit möjliga tack vare heltäckande kartor över olika livsmiljöers utbredning. Prediktionerna (0-6 m djup) redovisas i en upplösning om 10m, i enlighet med Sjöfartsverkets spridningstillstånd 13-01222.

Rovfiskar

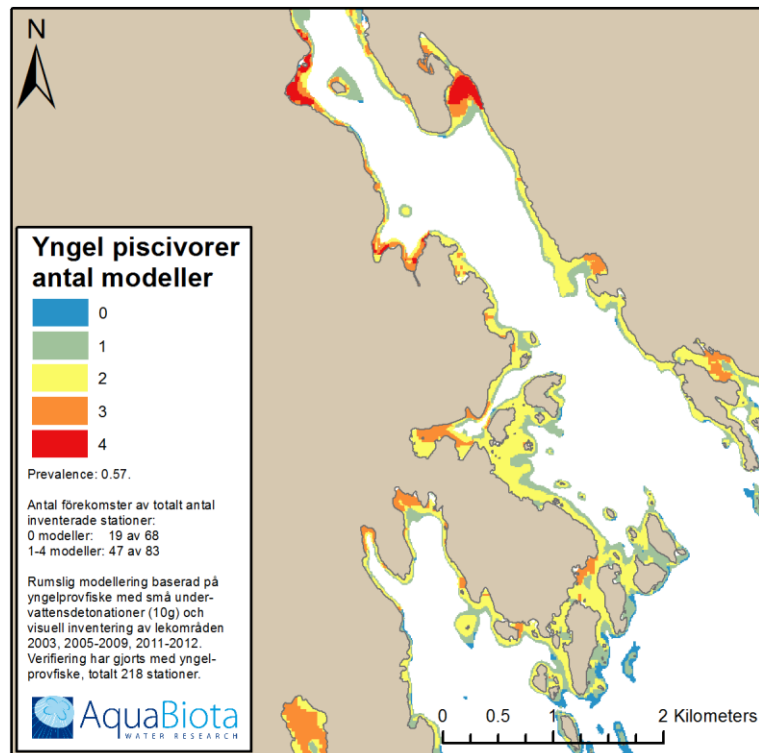
Av det predikerade området, som sträckte sig från strandlinjen till 6 meters djup, var ca 40% av ytan bedömt som lämpligt rekryteringshabitat av någon av modellprediktionerna (figur 36, tabell 9). Överensstämmelsen mellan metoder (på cell-nivå) var som förväntat förhållandevis låg och mindre än 4% av den predikerade ytan kategoriserades som lämpliga rekryteringsmiljöer av 3 eller 4 metoder. Samtidigt var andelen yngelförekomster högre när två eller fler metoder hade kategoriserat ytan som lämplig rekryteringsmiljö än om ytan kategoriserats av endast en metod, vilket indikerar att samstämmigheten mellan metoder ändå var hög.

Tabell 9. Sammanställning per predikerad kategori av rovfiskmodellen. Klass anger antalet modeller som kategoriserat ytan som lämplig rekryteringsmiljö. Andel av ytan (%) är begränsad av djupkurvan 0–6 meter. Antal stationer anger antal replikat på skottnivå där yngelprovfiske genomförts, samt hur i stor andel (%) av dessa stationer rovfisk och/eller cyprinider har påträffats.

Klass	Andel av ytan	Antal stationer	Andel stationer med rovfisk-förekomst	Andel stationer med rovfisk och/eller cyprinid-förekomst
0	62	94	24	34
1	17	42	24	38
2	17	61	30	66
3	3.2	14	50	79
4	0.7	7	57	71
klass 1-4	37.6	124	31	58

Eftersom alla modeller har varit av god kvalitet är det motiverat att utgå ifrån att alla klasser >0 är potentiella rekryteringsmiljöer för kustnära rovfisk. Det kan även vara motiverat att i viss mån anta att även andra arter med liknande livshistoriekaraktärer, som mört, nyttjar dessa utpekade områden (Sundblad m fl 2011).

Verifieringen med observerade förekomster på vik-nivå och klass 1-4 som predikerade rekryteringsmiljöer visade att det i utpekade habitat också förekom rekrytering i 57 % av fallen. Omvänt så visade kartorna att där rekrytering inte förväntas förekomma (klass 0) så återfanns inte heller yngel i 72 % av fallen. Dessa värden bör relateras till hur vanligt förekommande yngel var i datamaterialet (prevalence), vilket var 44 % i Södermanland. Modellen hade en korrekt klassificering (CCR) på 64 %.



Figur 36. piscivoryngel

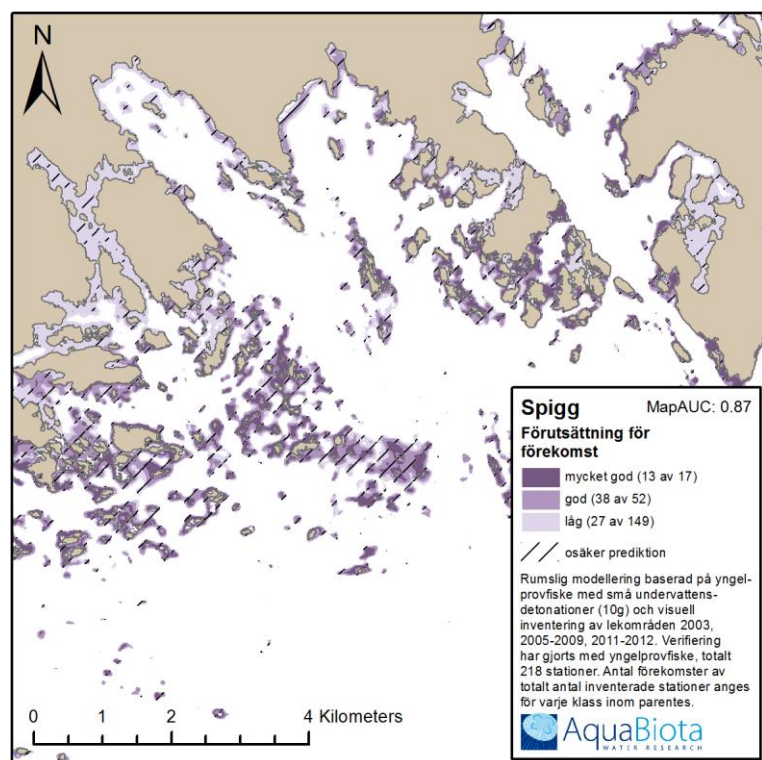
Spigg

Spigg var av särskilt intresse på grund av förändrade födovävar i utsjön och kraftiga ökningarna i mängden spigg på kusten (Ljunggren m fl 2010, Eriksson m fl 2011). Spigg kan via trofiska kaskader ha en negativ inverkan på kvaliteten hos livsmiljöer som är viktiga för rekryteringen av rovfiskar (Sieben m fl 2011) och både indirekta och direkta (Nilsson 2006) interaktioner mellan spigg och rovfisk är för nuvarande ett viktigt ämne att följa.

Spigg rör sig mellan utsjön och kusten beroende på säsong och yngelprovfiske på sensommaren återspeglar således endast en begränsad del av spiggens rumsliga och temporala utbredning. Våra modeller visade en preferens för intermediärt exponerade klarvattenmiljöer med en relativt sett högre genomsnittlig salthalt (siktdjup, vågexponering och ytsalthalt var de dominerande förklaringsvariablerna och bidrog tillsammans med 82% av den förklarade variansen). Övriga variabler var i avtagande ordning djup, botten temperatur, kurvatur och slope. Av den modellerade ytan predikterades 42 % som olämplig livsmiljö i Södermanland (figur 37).

Verifieringen av spigg gjordes på skottnivå och visade att i områden som pekats ut som goda och mycket goda förutsättningar så förekom också spigg i 74 % av fallen. Omvänt

så visade verifieringen att i områden som pekats ut med låg förutsättning för förekomst så återfanns inte heller spigg i 82 % av fallen i Södermanland.



Figur 37. Spigg

5. HELCOM UNDERWATER BIOTOPES (HUB)

Bakgrund

Habitatklassificeringssystemet HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (HELCOM HUB) har utvecklats för att skapa en gemensam förståelse för Östersjöns biotoper, habitat och samhällen. HELCOM HUB är baserat på bästa tillgängliga biologiska data och har utvecklats i samarbete med nationella experter från samtliga Östersjöländer. Naturvårdsverket, ArtDatabanken, Stockholms universitet, AquaBiota och Alleco Oy med flera har deltagit i denna process. Genom att använda tiotusentals datapunkter från havsområdet har man definierat biotoper baserat på samhällsstruktur längs olika miljögradienter. HELCOM HUB är ett hierarkiskt system som utgår från substrattyp och definierar 328 undervattensbiotoper och tio biotopkomplex.



Faktaruta HUB (HELCOM Underwater Biotope and habitat classification)

HUB är ett hierarkiskt klassifikationssystem som följer det Europeiska habitatklassificeringssystemet EUNIS. På den högsta nivån återfinns breda habitat som definieras av miljövariabler som djup och substrat. Dessa habitat delas sedan in i biotoper beroende på dominerande organismgrupper eller arter.

Ett utdrag ur HUB visas nedan. På nivå 1 separeras Östersjöns habitat och biotoper från marina dito. Nivå 2 delar habitaterna i fotiska och afotiska habitat (i eller utanför fotisk zon). Nivå 3 delar upp habitaterna på substrattyp och nivå 4 visar samhällstyp (om habitatet karaktäriseras eller inte karaktäriseras av vegetation eller epibentisk fauna). Nivå 5 ger biotoper karaktäriserade av olika organismgrupper (textuella alger eller kärleväxter) och nivå 6 är en finare indelning av dessa biotoper beroende på dominerande arter eller artgrupper.

A Baltic

AA Baltic Photic

AA.H Baltic Photic Muddy sediment

AA.H1 Baltic Photic Muddy sediment characterized by vegetation

AA.H1B Baltic Photic Muddy sediment characterized by submerged rooted plants

AA.H1B4 Baltic photic Muddy sediment dominated by Charales

Material och metoder

HUB-klassificering har gjorts för fotisk zon (Klass AA), ner till 30 m djup, baserat på dropvideodata. Klassificeringen har följt HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (2013). Alla dropvideo-punkter har klassificerats till HUB nivå 5 eller 6, där nivå 5 är artgrupper som epibentiska musslor eller perenna alger och nivå 6 är arter eller mer specificerade artgrupper, som blåmussla eller perenna filamentösa alger (se faktaruta). Det klassade materialet har sedan modellerats i flera steg med hjälp av randomForest, som är en klassifikationsalgoritm (Breiman 2001, Cutler m fl 2007), och tillgängliga miljövariabler. I ett första steg aggregerades klasser med få förekomster till närmast högre nivå, för att få klasser med tillräckligt många förekomster för att kunna modellera dem. I den första modellen användes dessa aggregerade klasser. Modellen utvärderades, och klasser med alltför låg träffsäkerhet grupperades till en högre nivå. De nya nivåerna modellerades och utvärderades på nytt, varefter proceduren upprepades ytterligare två gånger tills klasserna fick rimliga utvärderingsresultat eller inte kunde grupperas högre.

Resultat

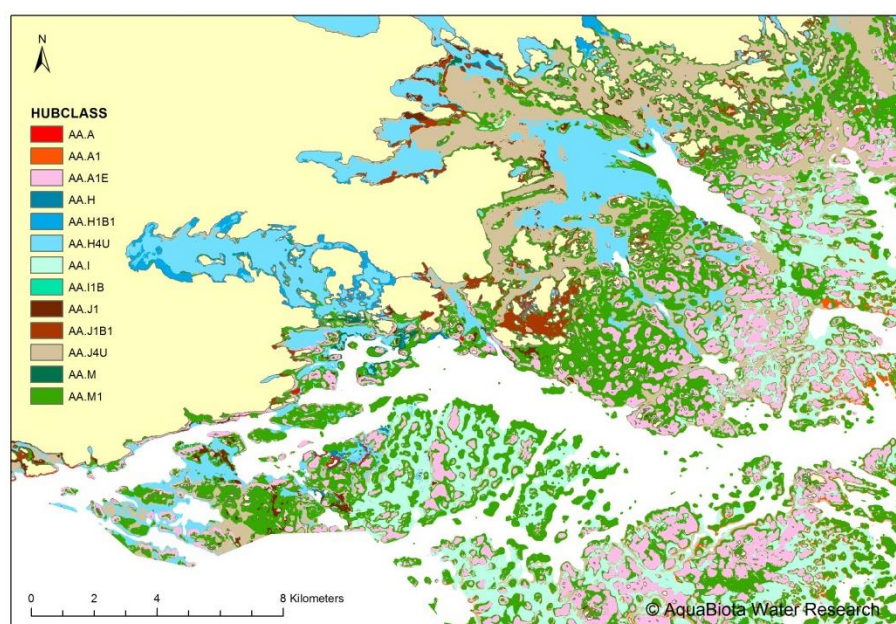
I den slutliga modellen (figur 38) (Sjöfartverkets spridningstillstånd 13-03710) ingick 13 klasser, varav två (AA.H1B1 Baltic photic muddy sediment dominated by pondweed samt AA.J1B1 Baltic photic sand dominated by pondweed) modellerades till nivå 6 (tabell 10). Modellen är inte validerad, och eftersom data inte är insamlad för denna typ av biotopklassificering är resultaten att betrakta som preliminära. Utvärderingen visar att endast tre klasser, AA.A1E (Baltic photic rock and boulders dominated by epibenthic bivalves), AA.H4U (Baltic photic muddy sediment dominated by no macrocommunity) och AA.J4U (Baltic photic sand dominated by no macrocommunity) blir tillfredsställande (tabell 11). Dessa tre hör också till de vanligaste klasserna.

Tabell 10. Modellerade HUB-klasser i Södermanland

Klass	Beskrivning
AA.A	Baltic photic rock and boulders
AA.A1	Baltic photic rock and boulders characterized by macroscopic epibenthic biotic structures
AA.A1E	Baltic photic rock and boulders characterized by epibenthic bivalves
AA.H	Baltic photic muddy sediment
AA.H1B1	Baltic photic muddy sediment dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterized by no macrocommunity
AA.I	Baltic photic coarse sediment
AA.I1B	Baltic photic coarse sediment characterized by submerged rooted plants
AA.J1	Baltic photic sand characterized by macroscopic epibenthic structures
AA.J1B1	Baltic photic sand dominated by pondweed (<i>Potamogeton perfoliatus</i> and/or <i>Stuckenia pectinata</i>)
AA.J4U	Baltic photic sand characterized by no macrocommunity
AA.M	Baltic photic mixed substrate
AA.M1	Baltic photic mixed substrate characterized by macroscopic epibenthic biotic structures

Tabell 11. Utvärdering av HUB-modelleringen.

	AA.A	AA.A1	AA.A1E	AA.H	AA.H1B1	AA.H4U	AA.I	AA.I1B	AA.J1	AA.J1B1	AA.J4U	AA.M	AA.M1	class.error
AA.A	0	2	1	0	0	6	0	0	0	0	1	1	2	1
AA.A1	2	2	11	1	0	4	0	0	0	2	3	0	25	0.96
AA.A1E	0	1	90	0	0	4	2	0	1	1	4	0	23	0.29
AA.H	0	0	0	1	0	6	0	0	0	0	2	1	2	0.92
AA.H1B1	0	0	0	0	4	9	0	0	0	1	1	0	0	0.73
AA.H4U	1	2	1	2	1	120	0	0	2	2	41	2	4	0.33
AA.I	0	0	6	1	0	0	6	0	0	0	12	2	5	0.81
AA.I1B	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	3	0.6
AA.J1	0	0	3	0	0	5	0	0	5	7	26	0	30	0.93
AA.J1B1	0	0	1	0	1	5	0	0	2	20	4	1	28	0.68
AA.J4U	0	2	9	2	0	20	2	0	6	5	141	3	20	0.33
AA.M	1	0	4	0	0	3	1	0	2	3	10	1	3	0.96
AA.M1	0	6	28	1	2	5	2	1	5	12	26	0	98	0.47
	1	0.87	0.42	0.88	0.5	0.36	0.54	0.33	0.78	0.62	0.48	0.91	0.6	



Figur 38. Modellerade HUB-klasser

6. NATURVÄRDEN

Bakgrund

Naturvärdesbedömningen har till största delen följt den metodik som tagits fram inom SUPERB-projektet (Wikström m fl 2013). Det är en metod för regional kartering av biologiska värden, där man värderar habitat och biotoper som kan karteras på regional skala. Hur väl metoden fungerar beror framförallt på huruvida tillräckligt många biotop- och habitatkartor kan tas fram för studieområdet, samt att datatillgången tillåter en objektiv bedömning av värdet för varje biotop och habitat för de kriterier som satts upp. Idealet är att valet av kriterier såväl som värderingen görs i samarbete mellan specialister och förvaltare med god kännedom om lokala förhållanden.

Material och metoder

Dropvideodata samt zoobentosdata har klassats till HUB nivå 6 och sedan grupperats per biotop oaktat substrattyp. Värderingen har baserats på unikheter/raritet, diversitet, hot, livstidsviktigt område (LVO) samt funktion. Värdena för varje kategori har satts i samarbete med representanter från Länsstyrelserna i Södermanland och Stockholm, samt Havs- och vattenmyndigheten. Unikheter och diversitet har beräknats från data. Varje HUB-klass som motsvaras av någon predikterad art eller artgrupp har fått värden enligt ovan. Värdena är antingen 0 (inget specifikt värde), 1 (lägre värde) eller 10 (hög värde). Vid summeringen antas ett maxvärde på 10, så att ingen biotop får ett högre värde än 10 i den slutgiltiga klassningen.

I djupintervallet 0-30 m delades punkterna in i två grupper, eftersom grunda områden är kraftigt översamplade. Sedan beräknades ytan av respektive djupintervall och användes för att vikta förekomsten. För fotisk zon är unikheter/raritet lokalt beräknat på förekomst i rådata i förhållande till ytan av respektive djupintervall. Biotoper som förekommer i mindre än 0.1 % av ytan räknas som unika. För afotisk zon är detta inte viktat mot yta, utan andelen av biotopen är bara beräknad på indata. Ingen av biotoperna i afotisk zon är ovanlig. Diversitet är räknat som genomsnittligt antal arter per HUB-klass direkt på rådata, utan viktning. I fotisk zon bedömdes att förekomst av 5 arter eller mer räknas som "diverst", medan i afotisk zon krävs det 7. I fotisk zon räknas biotoper som diversa eller unika om de är det i något av länen. Hot är baserat på huruvida HUB-klassen har definierats som hotad av HELCOM. Om biotopen är hotad på något substrat har klassen som helhet fått ett värde för hot. För funktion har habitatbildande arter fått ett värde. Om de dessutom finns med högre täckningsgrad har denna fått ett högre värde, undantaget blåmusslor där även täckningsgrad på $\geq 50\%$ samt vitmärta >100 individer/m² fått värdet 1 (tabell 12 och 13).

Alla områden i det sammanslagna lagret för varmvattenlekande piscivorer (rovfiskar) som pekats ut av minst någon modell får värdet 10 för funktion (tabell 14). Eftersom spigg via trofiska kaskader kan ha en negativ inverkan på kvaliteten hos livsmiljöer som är viktiga för rekryteringen av rovfiskar (Sieben m fl 2011), har områden med god förutsättning för förekomst av spigg fått värdet -1.

Från abundansmodellen för årsyngel har enbart den högsta abundansklassen fått värdet 1. Stor rovfisk har fått värdet 1 för områden med god eller mycket god förutsättning för förekomst.

Tabell 12. Värdering av olika modellerade habitat i fotisk zon, 0–30 m.

Fotisk zon				Unikt/ungef lika ofta förekommer i detta viktigt nedskrivna område	Diversitet (i % av snittet i eller fler arter i klassen)	Hög	(redlistan) eller hot mot habitat	Främst rödliga arter	Livsavgörande område (LVO)	Funktion	Summa
Dominerat av	HUB	Modellerade arter									
Inventeringsområde											
Fucus spp.	C1 0-30	Fucus vesiculosus	1						1		2
	C1	Fucus vesiculosus >25%	1						10		10
perennial nonfilamentous corticated red algae	C2 0-30	Furcellaria lumbricalis							1		1
perennial foliose red algae	C3 0-30	Coccotylus/rödblad									0
perennial filamentous algae	C5 0-30	Rhodomela confervoides	1								1
filamentous annual algae	S1 0-30	Pylaiella/Ectocarpus									0
	S1	Cladophora glomerata									0
Chorda filum and/or Halosiphon tomentosus	S2 0-30	Chorda filum									0
pondweed (Potamogeton perfoliatus and/or Stuckenia pectinata)	B1 0-30	Stuckenia pectinata				1			1		2
	B1	Stuckenia pectinata >25%				1			10		10
	B1	Potamogeton perfoliatus				1			1		2
watermilfoil (Myriophyllum spicatum and/or Myriophyllum sibiricum)	B3 0-30	Myriophyllum spicatum/slingor	1			1			1		3
common eelgrass (Zostera marina)	B7 0-30	Zostera marina				1			10		10
Mytilidae	E1 0-30	Mytilus edulis									1
		Mytilus edulis >50%									1

Tabell 13. Värdering av olika modellerade habitat i afotisk zon, 9–108 m.

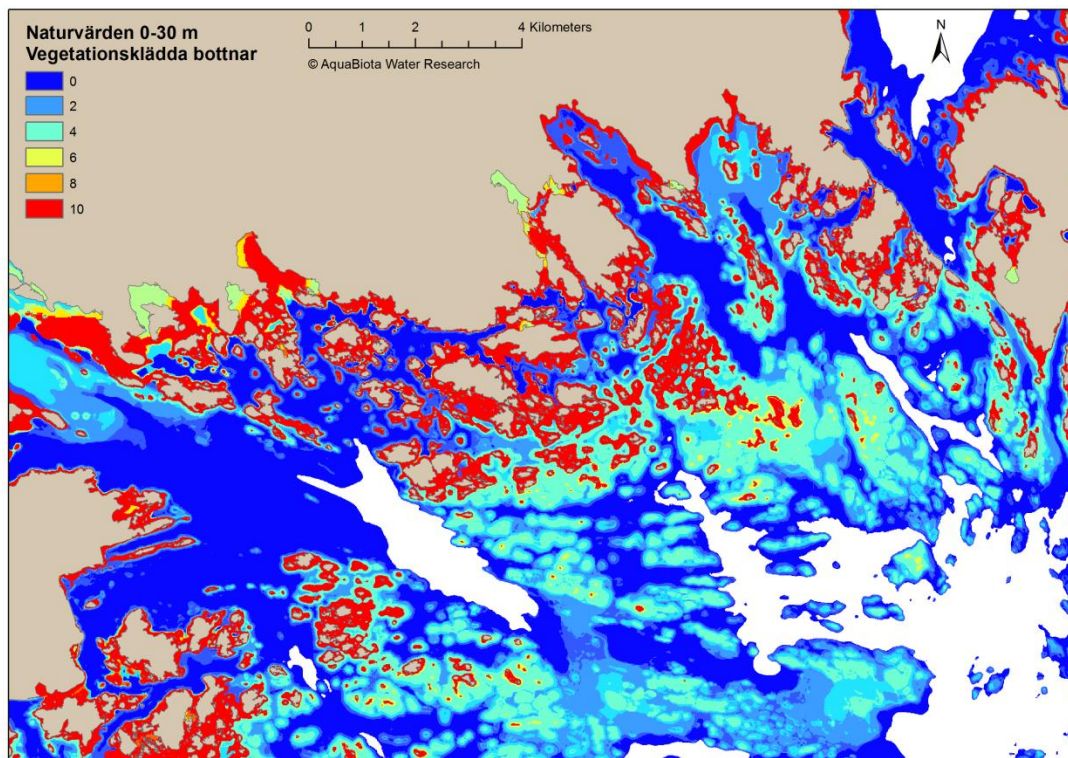
Fotisk zon				Unikt/ungef lika ofta förekommer i detta viktigt nedskrivna område	Diversitet (i % av snittet i eller fler arter i klassen)	Hög	(redlistan) eller hot mot habitat	Främst rödliga arter	Livsavgörande område (LVO)	Funktion	Summa
Dominerat av	HUB	Modellerade arter									
Inventeringsområde											
Fucus spp.	C1 0-30	Fucus vesiculosus	1						1		2
	C1	Fucus vesiculosus >25%	1						10		10
	C1	Fucus vesiculosus >50%	1						10		10
perennial nonfilamentous corticated red algae	C2 0-30	Furcellaria lumbricalis							1		1
perennial foliose red algae	C3 0-30	Coccotylus/rödblad									0
perennial filamentous algae	C5 0-30	Rhodomela confervoides	1								1
filamentous annual algae	S1 0-30	Pylaiella/Ectocarpus									0
	S1	Cladophora glomerata									0
Chorda filum and/or Halosiphon tomentosus	S2 0-30	Chorda filum									0
common reed (Phragmites australis)	A1 0-30	Phragmites australis	1			1			1		3
pondweed (Potamogeton perfoliatus and/or Stuckenia pectinata)	B1 0-30	Stuckenia pectinata				1			1		2
	B1	Stuckenia pectinata >25%				1			10		10
	B1	Potamogeton perfoliatus				1			1		2
watermilfoil (Myriophyllum spicatum and/or Myriophyllum sibiricum)	B3 0-30	Myriophyllum spicatum/slingor	1			1			1		3
Mytilidae	E1 0-30	Mytilus edulis									1
		Mytilus edulis >50%									1
hydroids (Hydrozoa)	G1 0-30	Hydroider									0

Tabell 14. Värdering av olika modellerade fiskarter/grupper

Fisk		Unikhet / raritet lokalt (förekommer <0.1% av data, vittat medelvärde)	Diversitet (genomsnitt 5 eller fler arter i klassen)	Hot (rödlistan) eller hot mot habitat	Främst rörliga arter	Funktion	Summa
	Modellerade arter						
	2-8 cm (sand-&lerstubb, spigg, YOY strömming)				1		1
	8-13 cm skarpill						0
	14-28 cm adult strömming						0
	>51 cm stora predatorer				1		1
negativ	Spigg					-1	-1
	Piscivoryngel (MMSS)			10	10	10	10

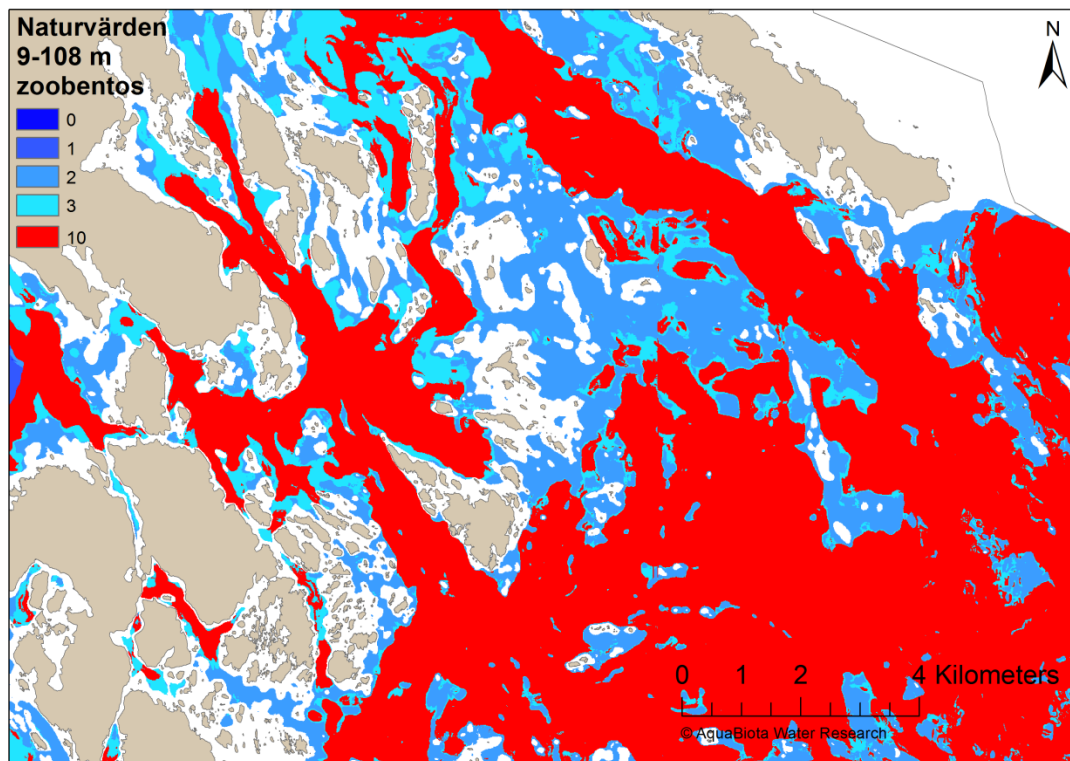
Resultat

Höga naturvärden på vegetationsklädda bottenar identifieras framförallt i grunda vikar och längs stränder (figur 39). God eller mycket god förutsättning för förekomst av blåstång eller borstnate med täckningsgrad om mer än 25%, eller förekomst av ålgräs bidrar till de högsta värdena. Kransalger är exempel på arter som brukar förknippas med höga naturvärden. Dock har inga prediktioner gjorts för dessa och de är således inte heller inkluderade i naturvärdesbedömningen.



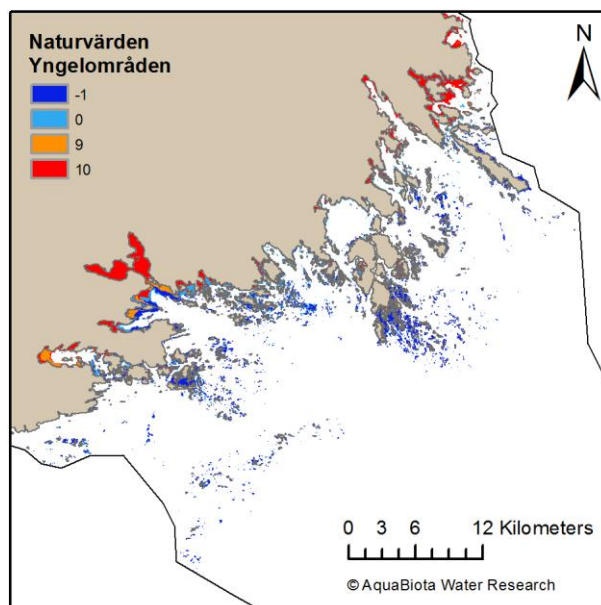
Figur 39. Naturvärden vegetationsklädda bottenar 0-30 m

På djupare bottenar blir ganska stora områden identifierade som intermediärt värdefulla, då förutsättningen för förekomst av både östersjömussla och vitmärta är god eller mycket god i stora delar av länet (figur 40).



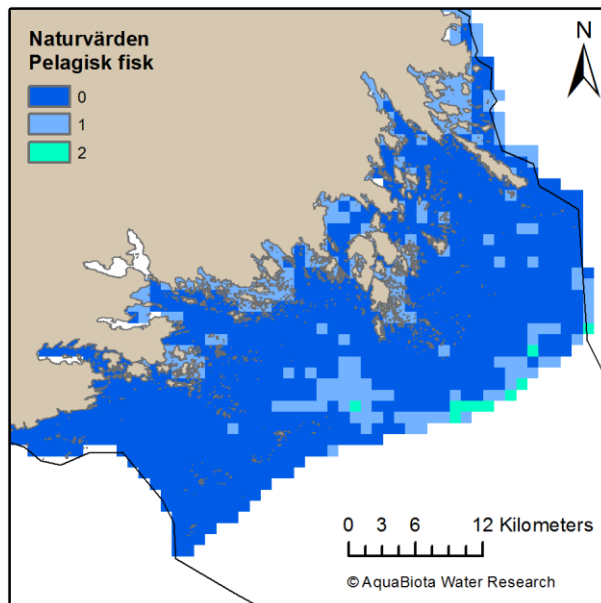
Figur 40. Naturvärden zoobentos 9-108 m

Viktiga områden för piscivoryngel förväntas sammanfalla med rekryteringshabitat för arterna, och dessa får därför höga naturvärden. Då spigg kan påverka livsmiljön för andra arter negativt via trofiska kaskader får områden med goda förutsättningar för spigg ett minusvärde. Områden med värdet 9 indikerar konfliktområden mellan spigg och piscivoryngel (figur 41).



Figur 41. Naturvärden rekryteringshabitat

Naturvärden för pelagisk fisk är baserade på småfisk/yngel samt stora predatorer, då dessa klasser representerar viktiga värden. Då de ingående modelleringarna som högst har fått värdet 1 blir det högsta sammantagna naturvärdet 2 (figur 42).



Figur 42. Naturvärden pelagisk fisk

7. DISKUSSION

Modelleringarna av bottenlevande djur på djupare botten är inte heltäckande då datamängden inte var tillräcklig. De provtagningshugg som finns i de inre delarna var i stor utsträckning alltför gamla för att kunna användas i modelleringen av nutida förhållanden. Kompletterande undersökningar i form av provtagningshugg, antingen enligt miljöövervakningsstandard eller förenklade hugg där abundanser räknas direkt i fält, i de inre delarna av länet skulle kunna möjliggöra en heltäckande modellering av zoobentos. En viktig parameter som vi i dagsläget saknar heltäckande information om är förekomsten av syrefria botten. Syrebrist vid botten kan antas ha stor påverkan på utbredningen av flertalet bottenlevande arter.

När detta projekt påbörjades var inte klassificeringssystemet för HUB (HELCOM Underwater Biotope and habitat classification) färdigutvecklat. Därför är inte heller det data som använts för HUB-klassificeringen egentligen insamlad för detta ändamål. Det gör ovanliga biotoper svåra att modellera eftersom de förekommer i alltför liten utsträckning i data. Nu när klassificeringssystemet är färdigt kunde en större ansträngning göras för att specifikt kartera HUB, med fokus på ovanliga och/eller hotade biotoper. En fältverifiering av ovanliga biotoper bör också göras efter modelleringen eftersom dessa inte undersöks tillräckligt väl genom slumpmässigt spridda stationer.

Naturvärdesbedömningarna bygger på HUB-klassificeringen, vilket gör att ovanligare biotoper saknas även i denna analys. Biotoper som förekommer i data, men inte i tillräcklig mängd för att vara möjligt att modellera, är till exempel ålgräs och olika arter

av kransalger. Denna brist påverkar givetvis slutresultatet eftersom biotoperna dessutom är skyddsvärda. Den predikterade ytan för förekomst av en viss biotop bör också få en större tyngd i bedömningen. Särskilt för djupare bottnar får stora områden höga naturvärden på grund av att förutsättningen för förekomst av vitmärta är förhållandevis god. Även sammanvägningen av de olika naturvärdena kan diskuteras. Enligt rådande metodik är maxvärdet satt till 10, vilket kommer att innefatta större och större områden ju flera biotoper eller habitat som kan inkluderas i analysen. Detta är ju rimligt i bemärkelsen att fler naturvärden inkluderas, men om en mycket stor del av kustvattnen pekas ut för höga naturvärden minskar möjligheten att skydda de viktigaste områdena och att prioritera i förvaltningen. För närvarande finns ingen nationell standard för hur marina naturvärden skall definieras och karteras. Havs och Vattenmyndigheten tog initiativ till en förstudie 2012 (Schreiber m fl 2013) som sammanställde de ansatser som gjorts till dess. Detta arbete har inte följts upp av ett projekt som fastställer principerna för svensk marin naturvärdeskartering ännu, vilket vi ser ett behov av.

Då olika miljövariabler får olika stor betydelse beroende på vilken skala man använder dem, så kan lokala modeller, och därmed prediktioner, komma att skilja sig från regionala. Utifrån befintliga data borde det vara möjligt att reda ut vilken skala som bör användas för att produkterna skall bli så användbara som möjligt i förvaltningen. Detta skulle stärka modelleringen samt ge information om hur områden bör delas upp. Denna förbättringspotential har nyligen identifierats och kunde därför inte angripas inom ramen för MMSS.

REFERENSER

- Aneer, G. 1989. Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. Fisheries Research, 8: 169-195.
- Axenrot, T. & Hansson, S., 2004. Seasonal dynamics in pelagic fish abundance in a Baltic Sea coastal area. Estuarine, Coastal and Shelf Science: 60, 541-547.
- 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., G. Sundblad, A.-L. Downie, M. Snickars, C. Boström, and M. Lindegarth. 2013. Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea using species distribution modelling. Journal of Applied Ecology 50:680-690.
- Bergström U., Sundblad G., Fredriksson R., Karås P., Sandström A. Yngelprovfiske med små undervattensdetonationer. Undersökningstyp, Naturvårdsverket. Manuskript.
- Blank, M., A. O. Laine, m fl 2008. "Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species' current distribution in the Baltic Sea." Helgoland Marine Research 62(2): 129-141.
- Blomqvist, M. & Olsson, P. 2007. Översyn av det nationella marina övervakningsprogrammet för vegetationsklädda bottnar. Rapport Naturvårdsverket. 34 sid. http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/rapporter/hav/2007.oversyn_vegetationskladda_bottnar.pdf.
- Blomqvist, M. 2008. Transektinventering av marina bottnar. Manual för applikationen MarTrans. http://swenviro.naturvardsverket.se/dokument/epi/basinventering/basdok/pdf/Transektinventering_av_marina_bottnar_manual_20080922.pdf.
- Breiman, L., 2001. Random forests. Machine learning 45, 5–32.
- Bucas, M., U. Bergstrom, A.-L. Downie, G. Sundblad, M. Gullstrom, M. von Numers, A. Siaulys, & M. Lindegarth. 2013. Empirical modelling of benthic species distribution, abundance, and diversity in the Baltic Sea: evaluating the scope for predictive mapping using different modelling approaches. ICES Journal of Marine Science, 70: 1233–1243.
- Cutler, D. R., T. C. Edwards, K. H. Beard, A. Cutler, K. T. Hess, J. Gibson, & J. J. Lawler. 2007. Random forests for classification in ecology. Ecology 88:2783-2792.
- DHI, 2010, EU SeaMAP contribution by DHI on energy layers.
- Didrikas, T. & Hansson, S. 2004. *In situ* target strength of the Baltic Sea herring and sprat. ICES Journal of Marine Science, 61: 378-382
- Ehrenberg, S.Z., Hansson, S. & Elmgren, R. 2005. Sublittoral abundance and food consumption of Baltic gobies. Journal of Fish Biology, 67: 1083-1093.
- Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee, & C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distributions 17:43-57.

Engqvist, A. and Andrejev, O. 2003. Water exchange of the Stockholm archipelago – A cascade framework modeling approach. *Journal of Sea Research* 49, 275–294.

Engqvist, A. 2008: Modellering av Svealandskustens skärgårdsområden och dess närsaltsbelastning – Ett BEVIS-delprojekt, 44 sid.

http://web.abo.fi/fak/mnf/biol/huso/bevis/BEVIS2_Svealandskusten_modell_web.pdf

Eriksson, B. K., Sandström A, 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.

Eriksson, B., K. Sieben, J. Eklöf, L. Ljunggren, J. Olsson, M. Casini, & U. Bergström. 2011. Effects of Altered Offshore Food Webs on Coastal Ecosystems Emphasize the Need for Cross-Ecosystem Management. *Ambio* 40:786-797.

Florén, K., Philipson, P., Strömbeck, N., Nyström Sandman, A., Isaeus, M. & Wijkmark, N. 2012. Satellite-Derived Secchi Depth for Improvement of Habitat Modelling in Coastal Areas. *AquaBiota Report* 2012-02.

Foote, K. G. 1982. Optimizing copper spheres for precision calibration of hydroacoustic equipment. *Journal of the Acoustic Society of America*, 71: 742-747.

Foote, K. G., Knudsen, H. P., Vestnes, G., MacLennan, D. N. & Simmonds, E. J. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. *ICES Cooperative Research Report*, 144. 69 pp.

Granberg, M. E., J. S. Gunnarsson, m fl 2008. Bioturbation-driven release of organic contaminants from Baltic sea sediments mediated by the invading polychaete *Marenzelleria neglecta*. *Environmental Science & Technology* 42(4): 1058-1065.

Hallberg, O., Nyberg, J., Elhammer, A. & Erlandsson, C. 2010. Ytsubstratklassning av maringeologisk information. SGU-rapport: Dnr 08-1565/2009, Rapport Maringeologi nr 2010:1

Hastie, T.J., Tibshirani, R., 1986. Generalized Additive Models. *Statistical Science* 1, 297–310.

Helsinki Commission 2013: Baltic Marine Environment Protection Commission Baltic Sea Environment Proceedings No. 139, HELCOM HUB Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification.

<http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP139.pdf>

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.

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.

Isaeus, M. 2009. Metodbeskrivning Drop-video version 1.1 AquaBiota. 2009-08-07

Jurvelius, J., Lienikki, J., Mamylov, V. & Pushkin, S., 1996. Stock assessment of pelagic three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*): A simultaneous up- and down-looking echo-sounding study. *Fisheries Research*, 27: 227-241.

- Karås, P. & E. Neuman. 1981. First year growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus*) in a heated Baltic Bay., Institute of Freshwater Research, Report no 59, Drottningholm.
- Kullander, S. O., & B. Delling. 2012. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Ryggsträngsdjur: Strålfeniga fiskar : *Chordata: Actinopterygii*. Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lewis, J. R. 1964. The ecology of rocky shores (1st ed.). The English Universities Press, London. 323 sid.
- Lindgarth, M., U. Bergström, J. Mattila, S. Olenin, M. Ollikainen, A. L. Downie, G. Sundblad, M. Bučas, M. Gullström, M. Snickars, M. von Numers, J. R. Svensson & A.-K. Kosenius. Testing the potential for predictive modeling and mapping and extending its use as a tool for evaluating management scenarios and economic valuation in the Baltic Sea (PREHAB). AMBIO in press.
- Ljunggren, L., A. Sandström, U. Bergström, J. Mattila, A. Lappalainen, G. Johansson, G. Sundblad, M. Casini, O. Kaljuste & B. K. Eriksson. 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. ICES Journal of Marine Science 67:1587-1595.
- Modig, H. & E. Olafsson 1998. Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events. Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology 229(1): 133-148.
- Mossberg, B., Stenberg, L., Ericsson, S. 1992. Den nordiska floran. Wahlström & Widstrand: 6996 sid.
- Naturvårdsverket 1999. Metodik för inventering av förorenade områden. Naturvårdsverket rapport 4918.
- Naturvårdsverket 2007. Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Bilaga B till handbok 2007:4.
- Nilsson, J. 2006. Predation of northern pike (*Esox lucius* L.) eggs: a possible cause of regionally poor recruitment in the Baltic Sea. Hydrobiologia 553:161-169.
- R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Ribiero P.J. & Diggle J.P. (2001). geoR: a package for geostatistical analysis. R-NEWS, 1, 15-18.
- Sandman, A., Isaeus, M., Bergström, U. & Kautsky, H. 2008. Spatial predictions of Baltic phytobenthic communities: Measuring robustness of Generalized Additive Models based on transect data. Journal of Marine Systems 74: 86-96.
- Sandström, A., B. K. Eriksson, P. Karås, M. Isæus, & H. Schreiber. 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. Ambio 34:125-130.

- Sieben, K., L. Ljunggren, U. Bergström, & B. K. Eriksson. 2011. A meso-predator release of stickleback promotes recruitment of macroalgae in the Baltic Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 397:79-84.
- Schreiber, H., Haglund, A. 2013. Metoder för bedömning av naturvärden i marina områden. En förstudie på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten.
- Snickars, M., A. Sandström, A. Lappalainen, & J. Mattila. 2007. Evaluation of low impact pressure waves as a quantitative sampling method for small fish in shallow water. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 343:138-147.
- Snickars, M., A. Sandström, A. Lappalainen, J. Mattila, K. Rosqvist, & L. Urho. 2009. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: The relative importance of local and regional environmental gradients. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81:247-256.
- Snickars, M., G. Sundblad, A. Sandström, L. Ljunggren, U. Bergström, G. Johansson & J. Mattila. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Marine Ecology Progress Series* 398:235-243.
- Sundblad, G., U. Bergström & A. Sandström. 2011. Ecological coherence of marine protected area networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 48:112-120.
- Sundblad, G., U. Bergström, A. Sandström & P. Eklöv. 2013. Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish. *ICES Journal of Marine Science*, in press. DOI: 10.1093/icesjms/fst056
- Tolstoy, A. & Österlund, K. 2003. Alger vid Sveriges Östersjökust: en fotoflora. ArtDatabanken, SLU: 282 sid.
- Wijkmark N & Isaeus M 2010. Wave Exposure calculations for the Baltic Sea. http://aquabiota.se/PublikationerSvEng/pdf/ABWR_Report_2010_02_BaltExp.pdf
- Wikström, S. A., Enhus, C., Fyhr, F., Näslund, J. & Sundblad, G. 2013. Distribution of biotopes, habitats and biological values at Holmöarna and in the Kvarken Archipelago. AquaBiota Report 2013:06
- World Register of Marine Species, 2010. <http://www.marinespecies.org/>.
- Wood, S.N. 2006. Generalized additive models: An introduction with R. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL.
- Wood, S.N. & Augustin, N.H. 2002. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. *Ecol. Model.*, 157, 157-177.

BILAGA 1

Vegetation

Fria att sprida ur sekretessynpunkt enligt tillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 13-03482)

Latinskt_namn	Svenskt_namn	Täckningsgrad	file
<i>Mytilus edulis</i>	Blåmussla	> 0 %	AqB_MMSS_D_Mytilus
<i>Mytilus edulis</i>	Blåmussla	> 50 %	AqB_MMSS_D_Mytilus50
<i>Fucus vesiculosus</i>	Blåstång	> 0 %	AqB_MMSS_D_Fucus
<i>Fucus vesiculosus</i>	Blåstång	> 25 %	AqB_MMSS_D_Fucus25
<i>Stuckenia pectinata</i>	Borstnate	> 0 %	AqB_MMSS_D_S_pectinata
<i>Stuckenia pectinata</i>	Borstnate	> 25 %	AqB_MMSS_D_S_pectinata25
	Fintrådiga rödalger	> 0 %	AqB_MMSS_D_Fintr_rodalger
	Fintrådiga rödalger	> 25 %	AqB_MMSS_D_Fintr_rodalger25
<i>Cladophora spp</i>	Grönslickar	> 0 %	AqB_MMSS_D_Cladophora
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Hornsärv	> 0 %	AqB_MMSS_D_Ceratophyllum
<i>Furcellaria lumbicalis</i>	Kräkel	> 0 %	AqB_MMSS_D_Furcellaria
<i>Coccotylus</i>	Rödblad	> 0 %	AqB_MMSS_D_Coccotylus
<i>Rhodomela confervoides</i>	Rödris	> 0 %	AqB_MMSS_D_Rhodomela
<i>Myriophyllum spp</i>	Slingor	> 0 %	AqB_MMSS_D_Myriophyllum
<i>Chorda filum</i>	Sudare	> 0 %	AqB_MMSS_D_Chorda
<i>Zostera marina</i>	Ålgräs	> 0 %	AqB_MMSS_D_Zostera
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Ålnate	> 0 %	AqB_MMSS_D_P_perfoliatus

Zoobentos

Fria att sprida ur sekretessynpunkt enligt tillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 13-03482)

Latinskt_namn	Svenskt_namn	Antal/m2	file
<i>Bylgides sarsi</i>		> 0	AqB_MMSS_D_Bylgides
<i>Chironomidae</i>	Fjädermygglarver	> 0	AqB_MMSS_D_Chironomidae
<i>Corophium volutator</i>	Slammärla	> 0	AqB_MMSS_D_Corophium
<i>Gammarus</i>	Tångmärlor	> 0	AqB_MMSS_D_Gammarus
<i>Halicryptus spinulosus</i>	Korvmask	> 0	AqB_MMSS_D_Halicryptus
<i>Halicryptus spinulosus</i>	Korvmask	> 0	AqB_MMSS_D_Halicryptus50
<i>Hediste diversicolor</i>	Rovborstmask	> 0	AqB_MMSS_D_Hediste
<i>Hydrobia/Potamopyrgus antipodarum</i>	Tusensnäckor	> 0	AqB_MMSS_D_Hydrobia
<i>Jaera albifrons</i>	Jaeragråsugga	> 0	AqB_MMSS_D_Jaera
<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla	> 0	AqB_MMSS_D_Macoma
<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla	> 500	AqB_MMSS_D_Macoma500
<i>Marenzelleria</i>		> 0	AqB_MMSS_D_Marenzelleria
<i>Marenzelleria</i>		> 100	AqB_MMSS_D_Marenzelleria100
<i>Monoporeia affinis</i>	Vitmärla	> 0	AqB_MMSS_D_Monoporeia
<i>Monoporeia affinis</i>	Vitmärla	> 100	AqB_MMSS_D_Monoporeia100
<i>Mya arenaria</i>	Sandmussla	> 0	AqB_MMSS_D_Mya
<i>Pontoporeia femorata</i>		> 0	AqB_MMSS_D_Pontoporeia
<i>Pygospio elegans</i>		> 0	AqB_MMSS_D_Pygospio
<i>Saduria entomon</i>	Skorv	> 0	AqB_MMSS_D_Saduria
	BQI		AqB_MMSS_D_BQI

Pelagisk fisk

Fria att sprida ur sekretessynpunkt. Baserad på djupinformation med spridningstillstånd: Sjöfartsverkets beteckning 11-03461

Storleksklass	Fisk	fil (bilaga 2)
2-8 cm	Spigg, YOY	AqB_MMSS_D_spigg_yoy
8-13 cm	Skarpsill	AqB_MMSS_D_skarpsill
14-28 cm	Strömming	AqB_MMSS_D_stromming
> 51 cm	Rovfiskar	AqB_MMSS_D_rov51cm

Kustnära fisk

Fria att sprida ur sekretessynpunkt. Baserad på djupinformation med spridningstillstånd: Sjöfartsverkets beteckning 13-01222

Rovfisk		AqB_MMSS_D_yngel_kust
Spigg		AqB_MMSS_D_spigg_kust

HUB

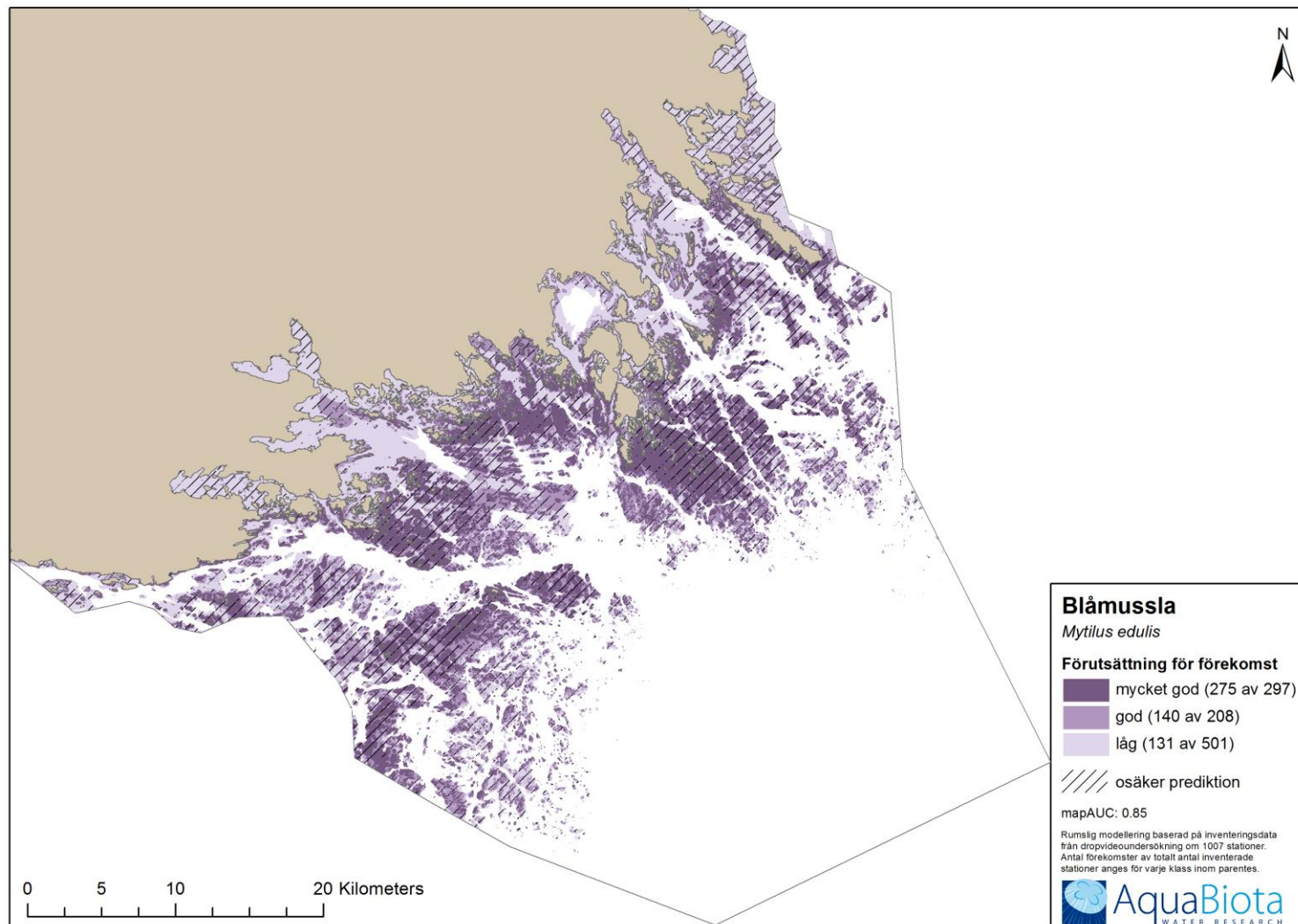
Fri att sprida ur sekretessynpunkt enligt tillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 13-03710)

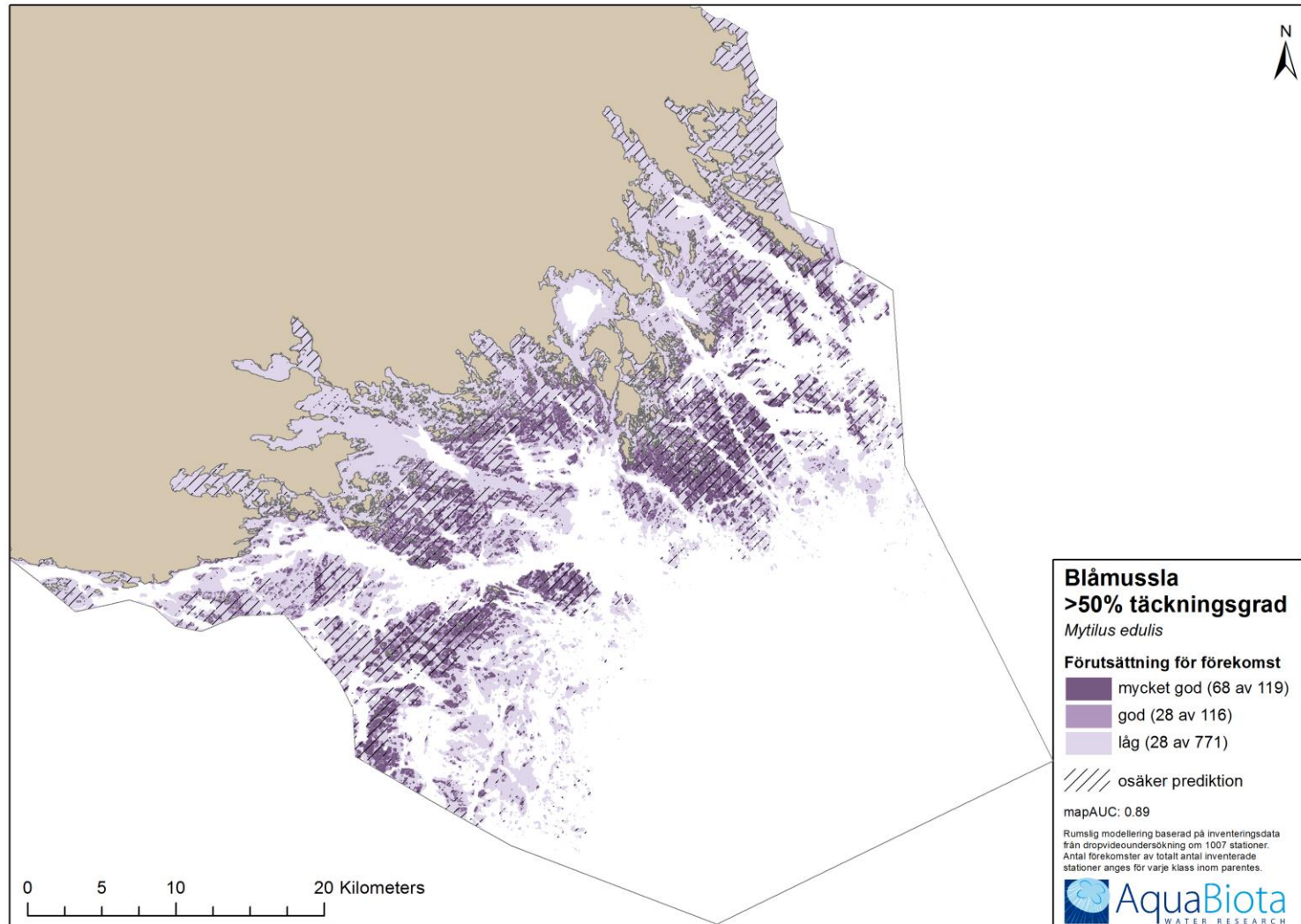
HELCOM Underwater Biotopes	AqB_MMSS_D_HUB
----------------------------	----------------

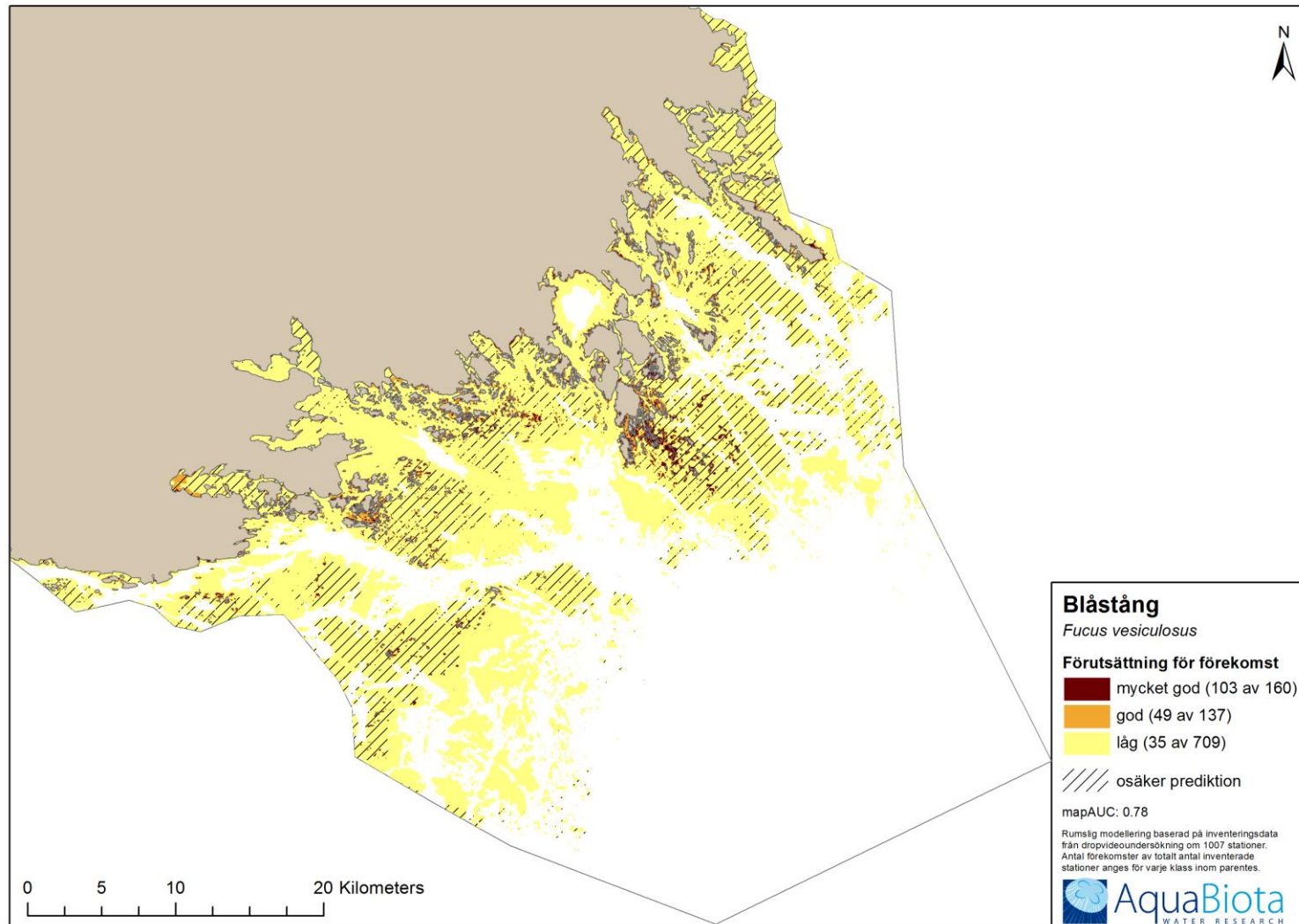
Naturvärden

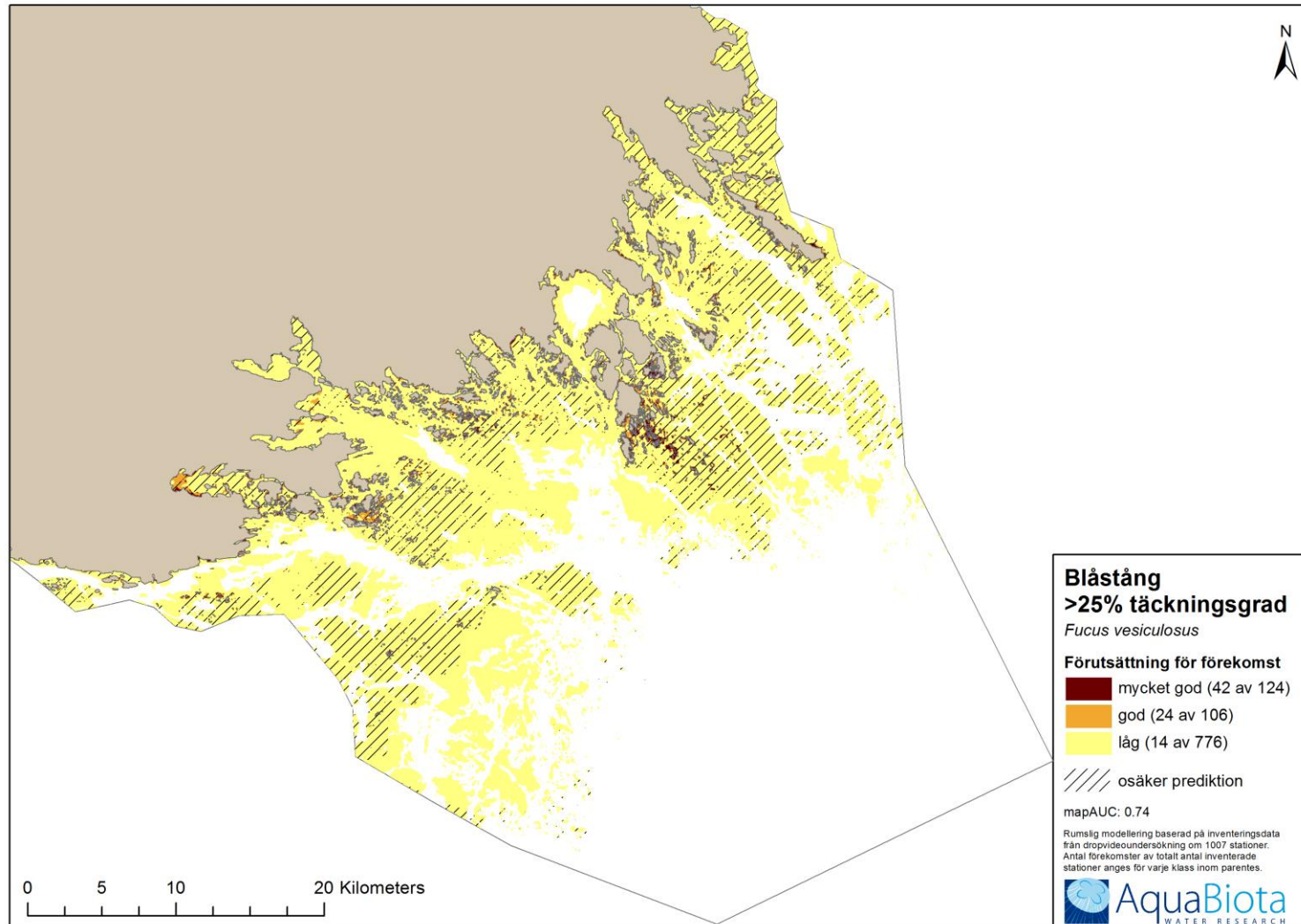
Fria att sprida ur sekretessynpunkt. Baserat på modeller med spridningstillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 13-03482)

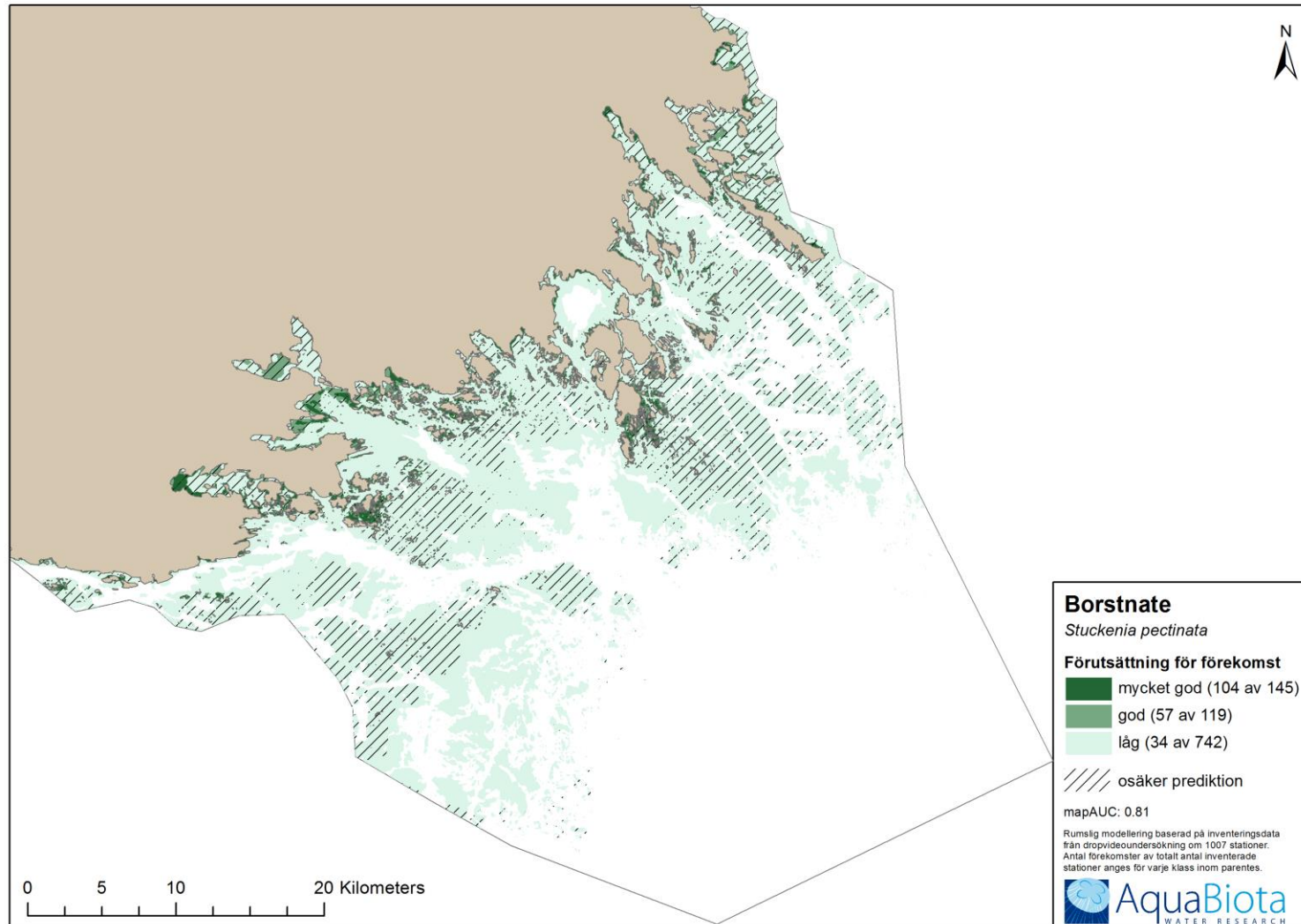
Vegetation	AqB_MMSS_D_NV_vegetation
Zoobentos	AqB_MMSS_D_NV_zoobentos
Pelagisk fisk	AqB_MMSS_D_NV_pelfisk
Kustnära fisk	AqB_MMSS_D_NV_yngel_kust

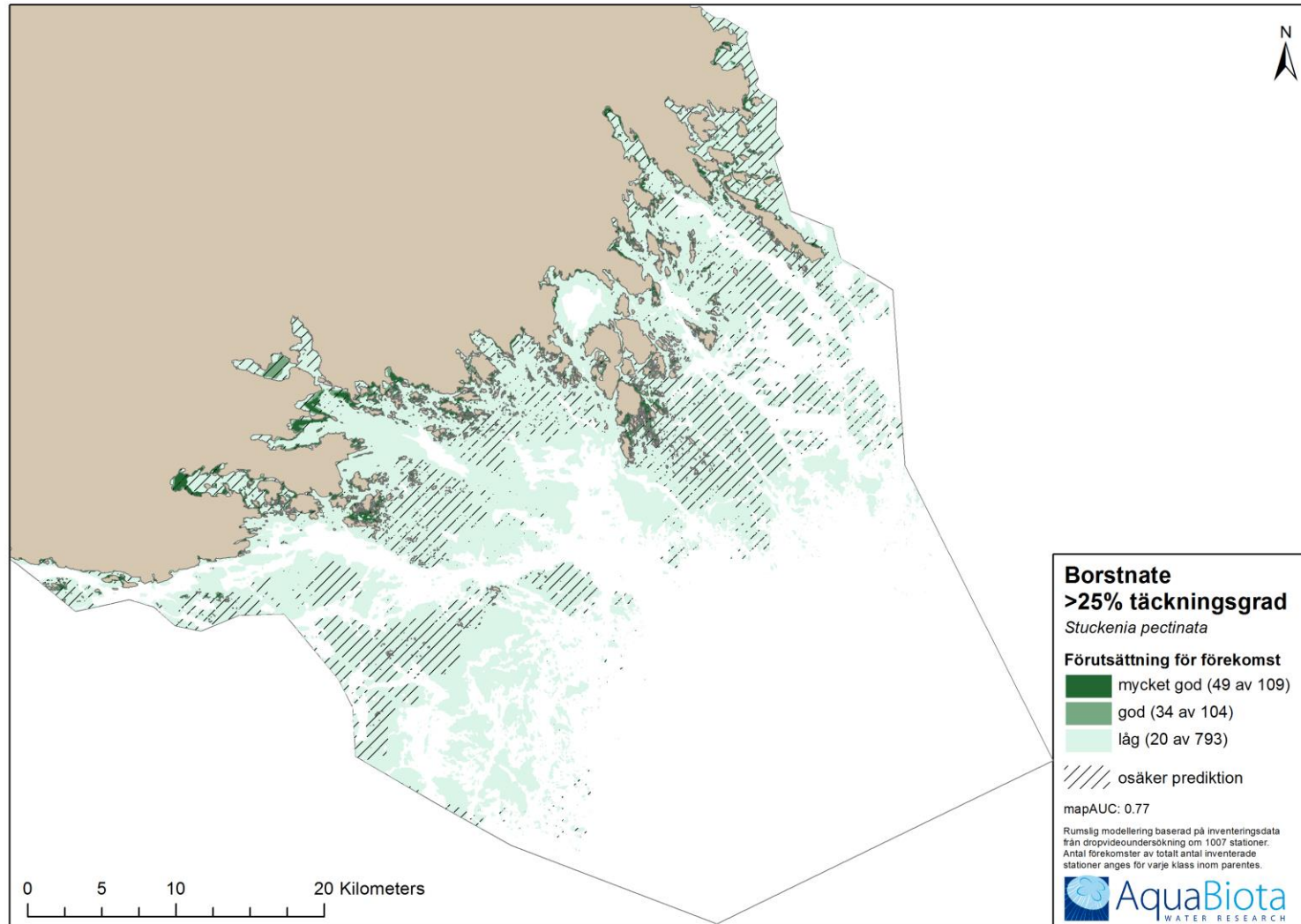


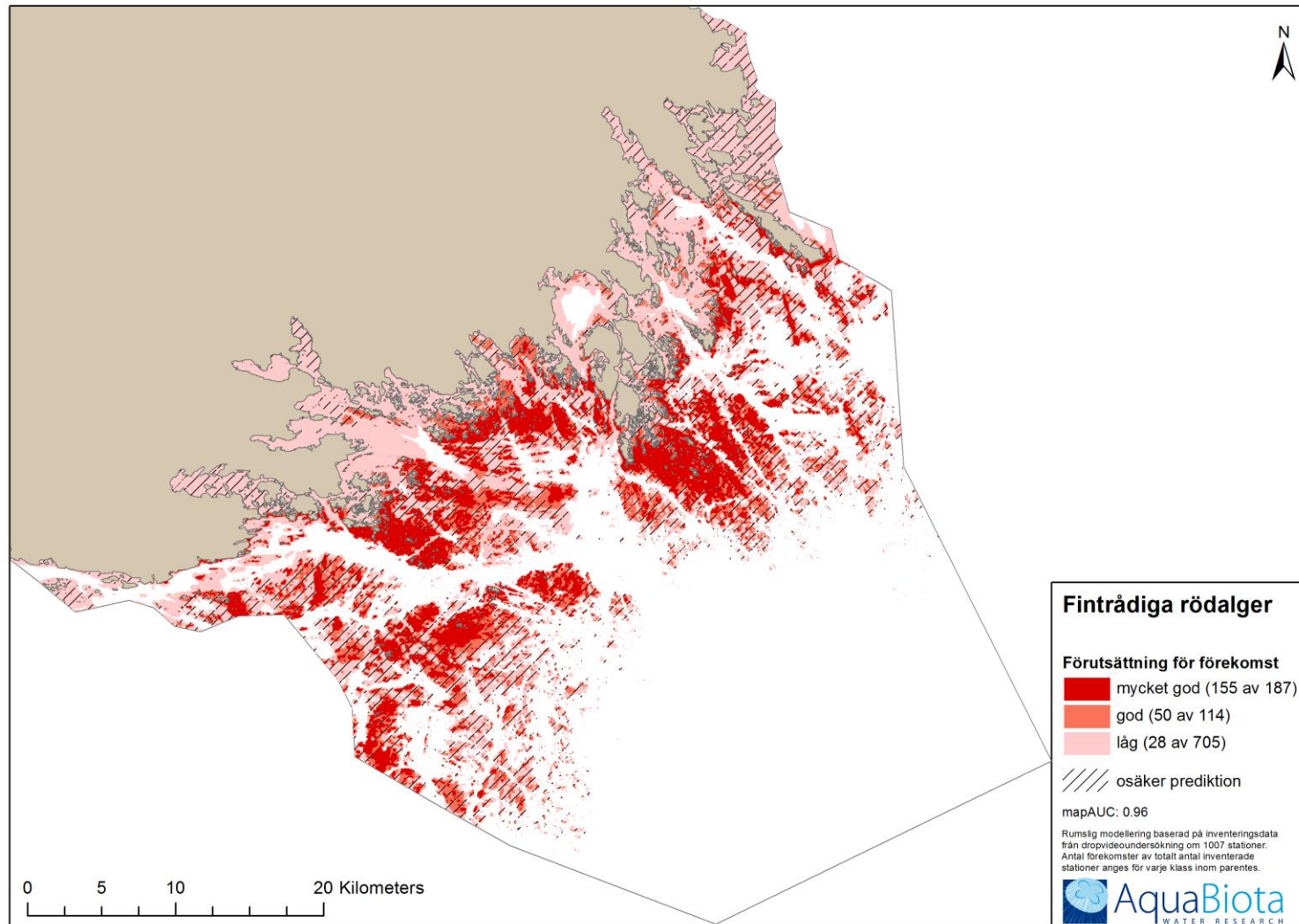


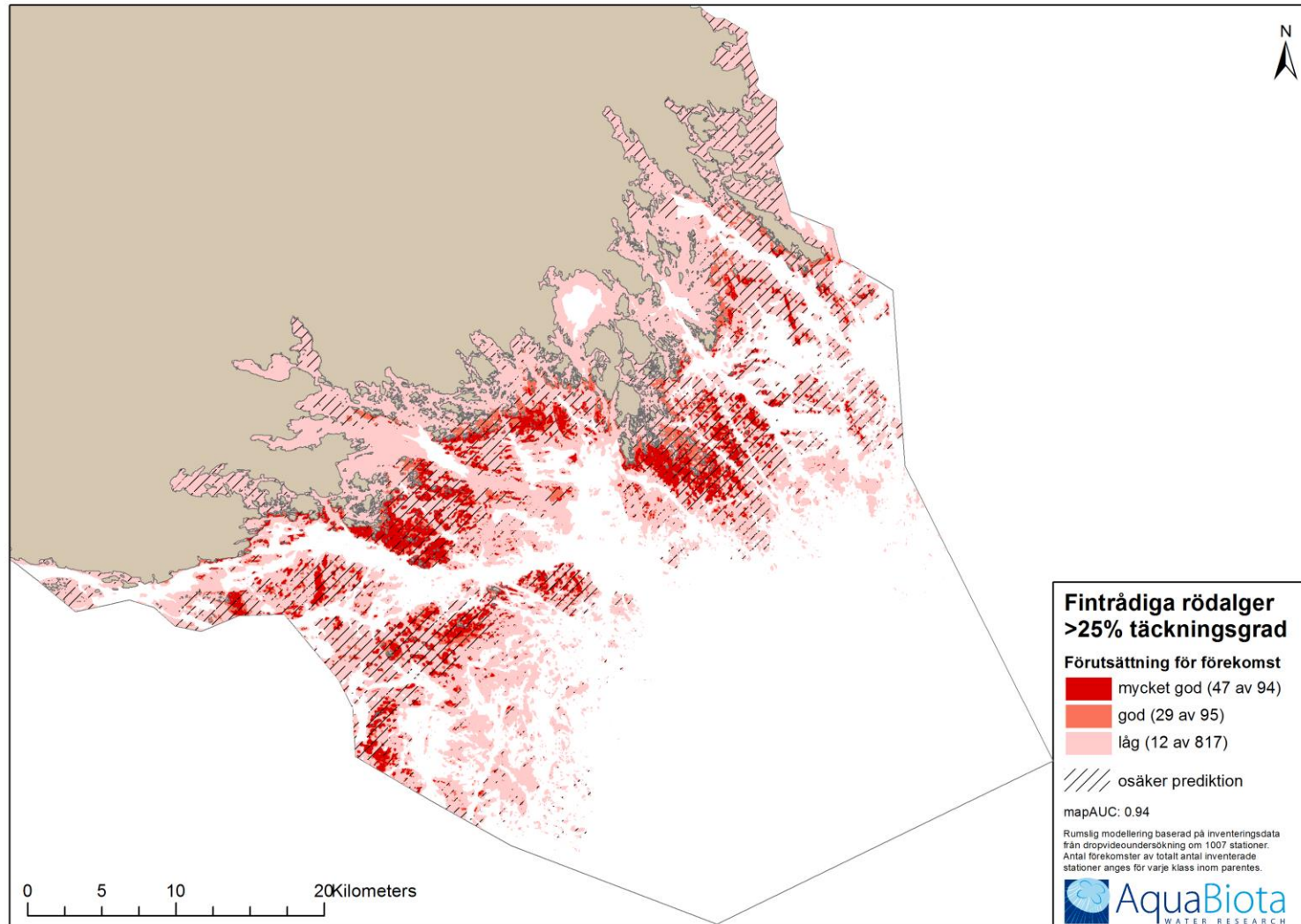


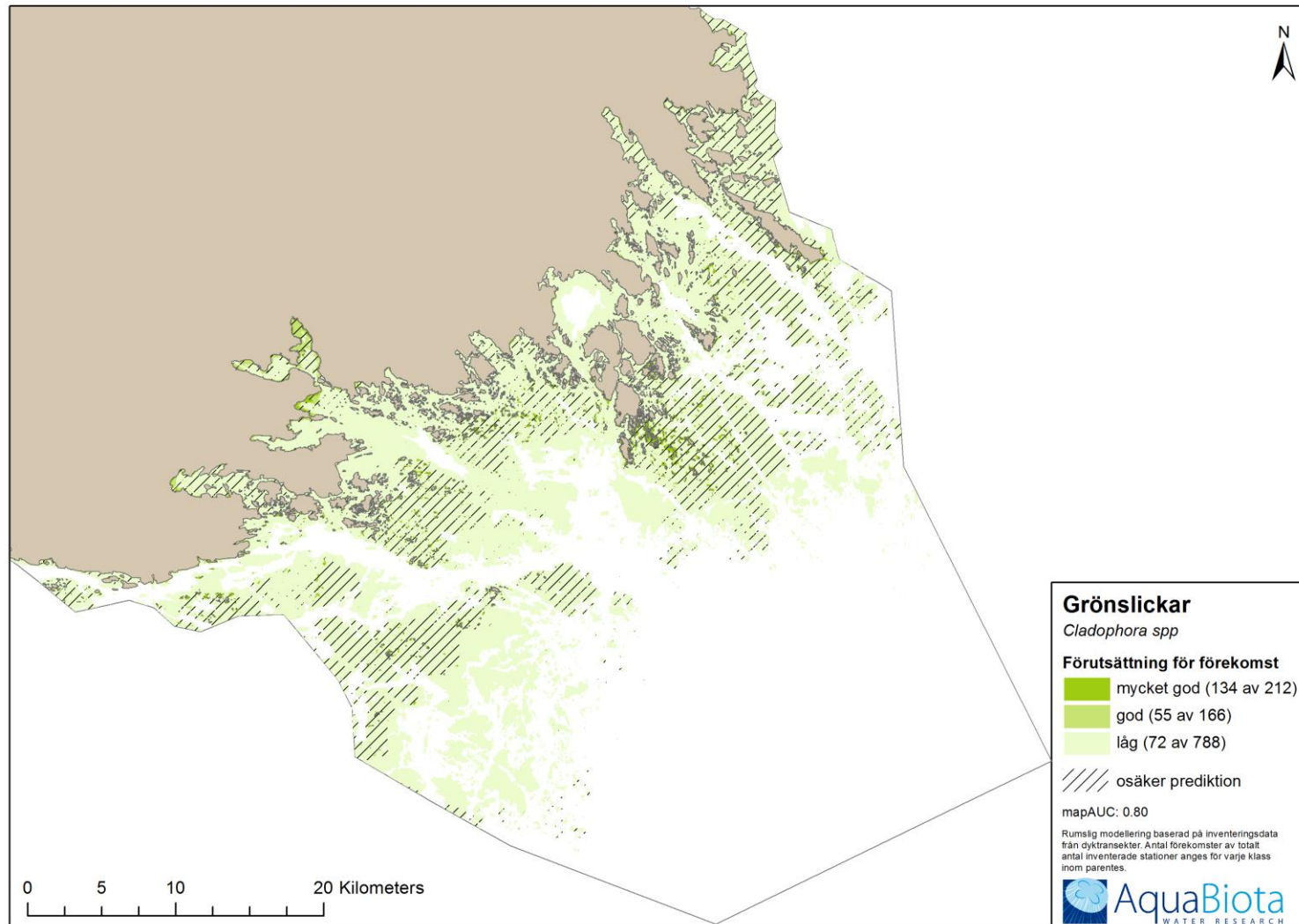


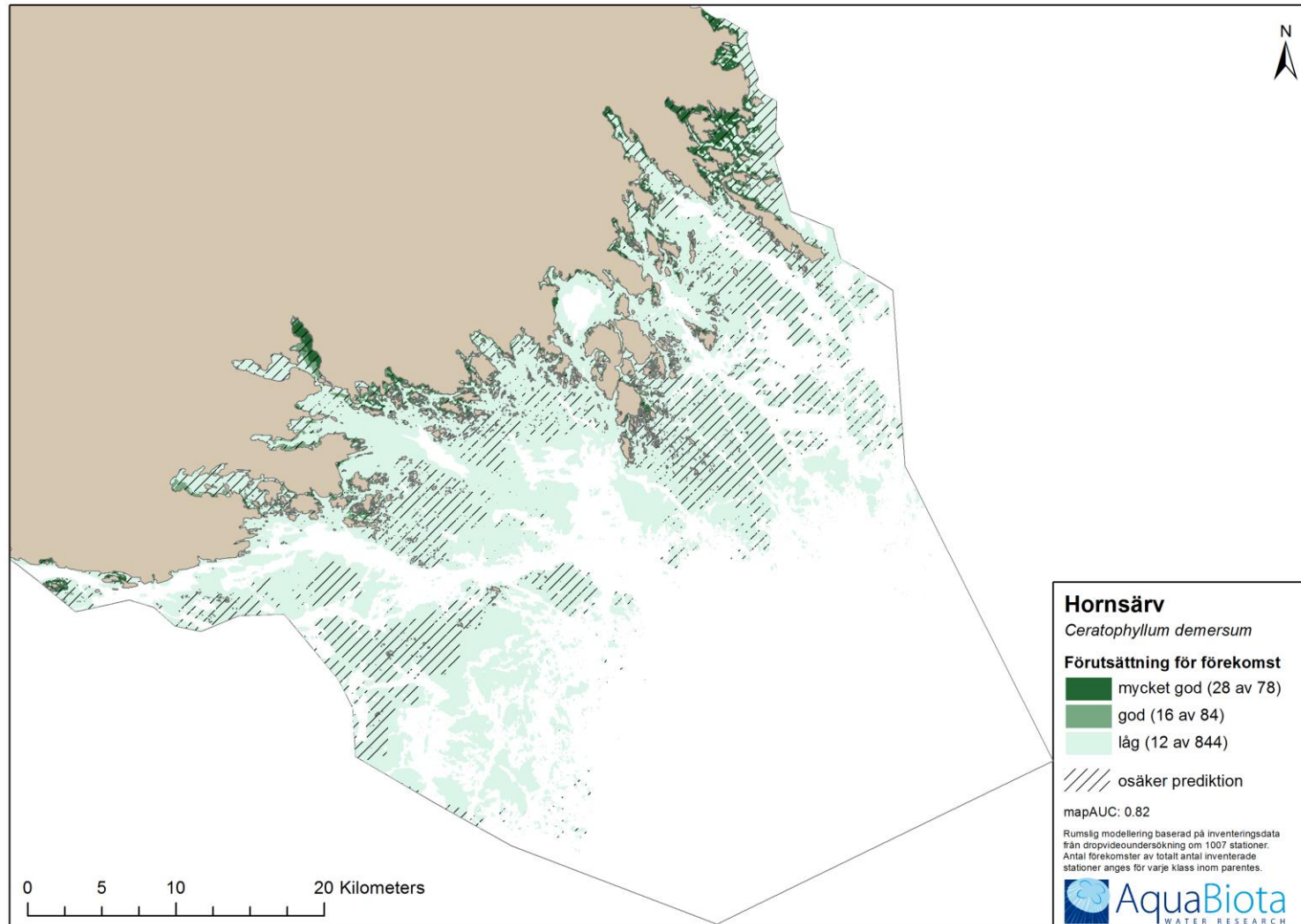


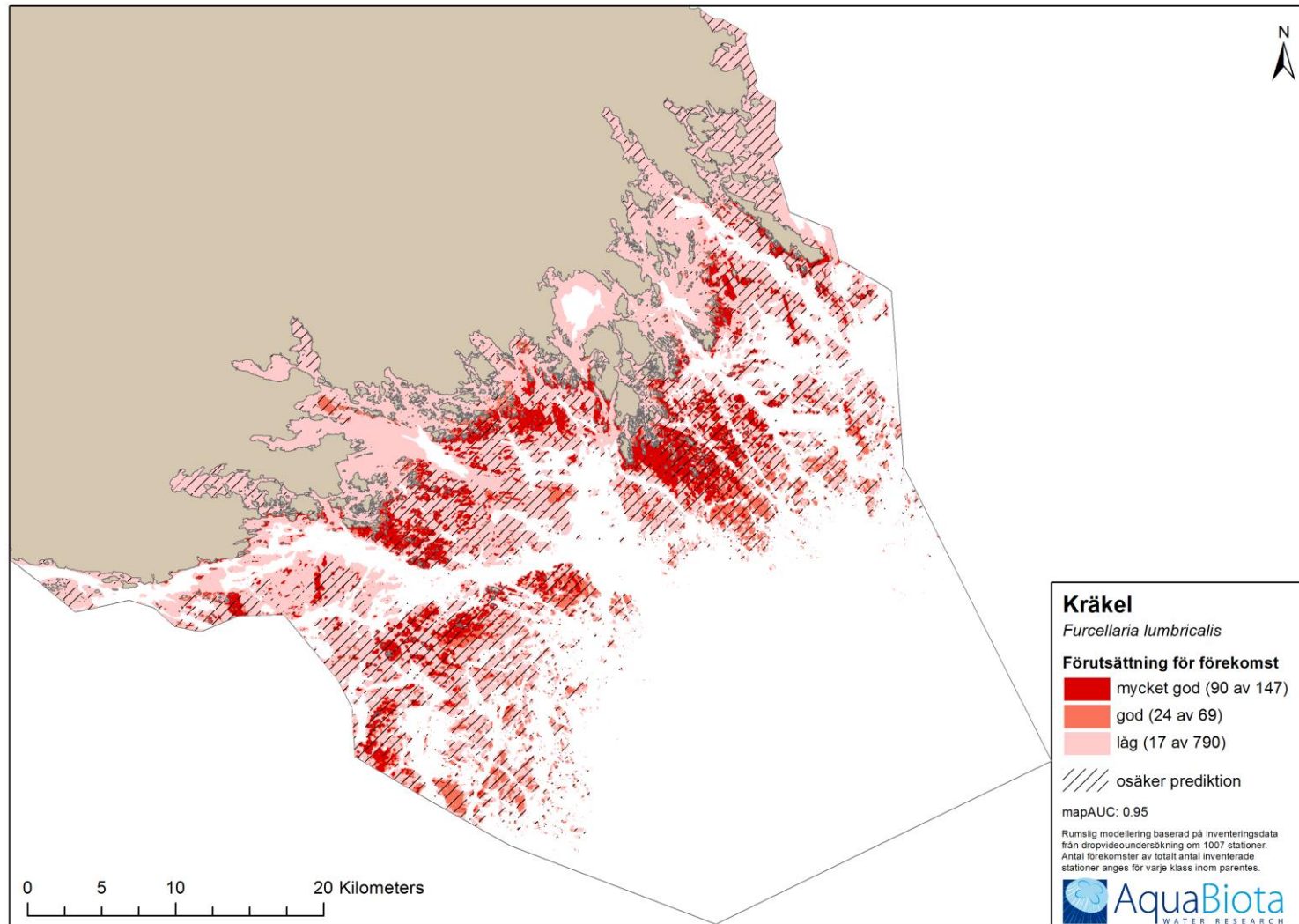


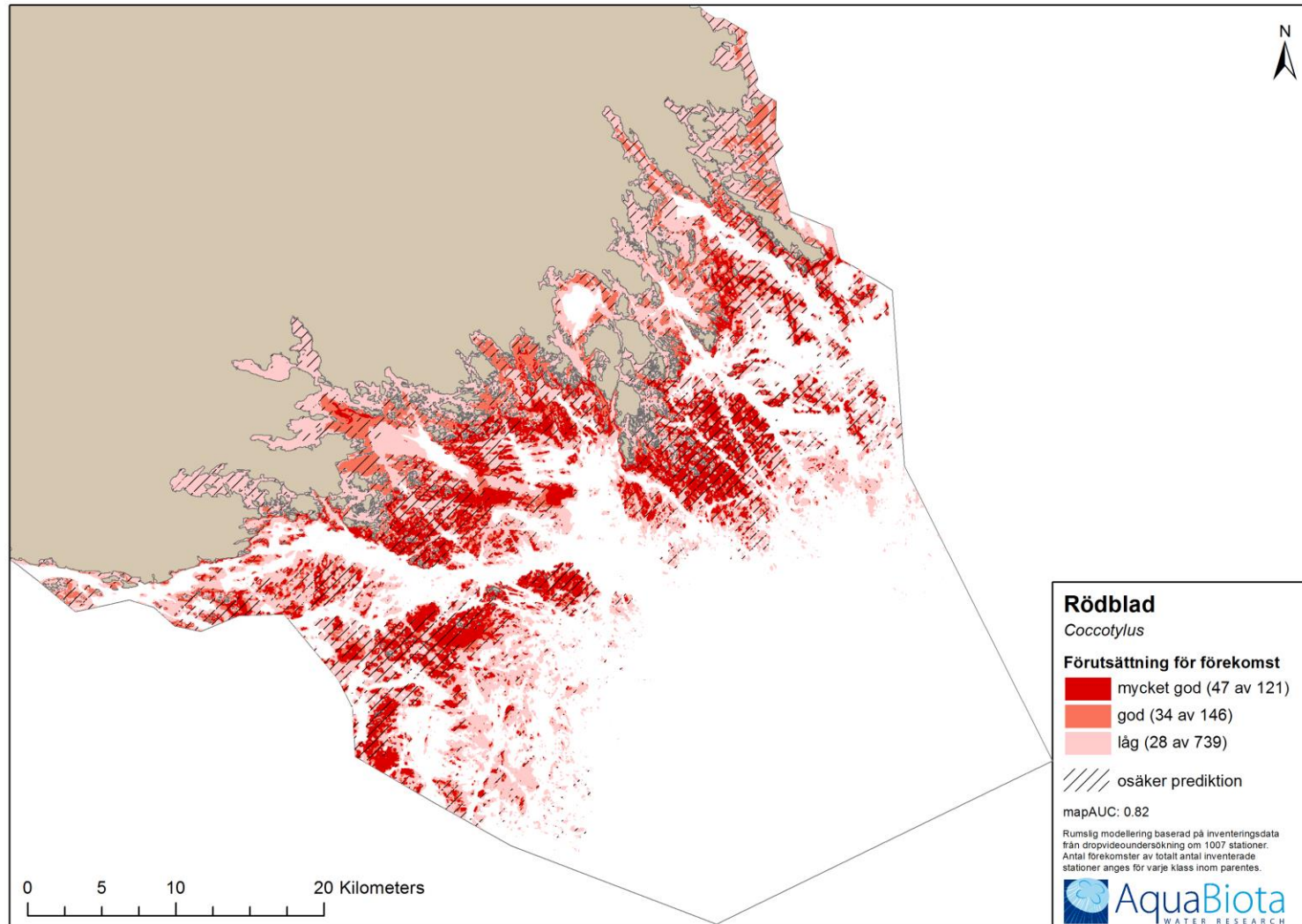


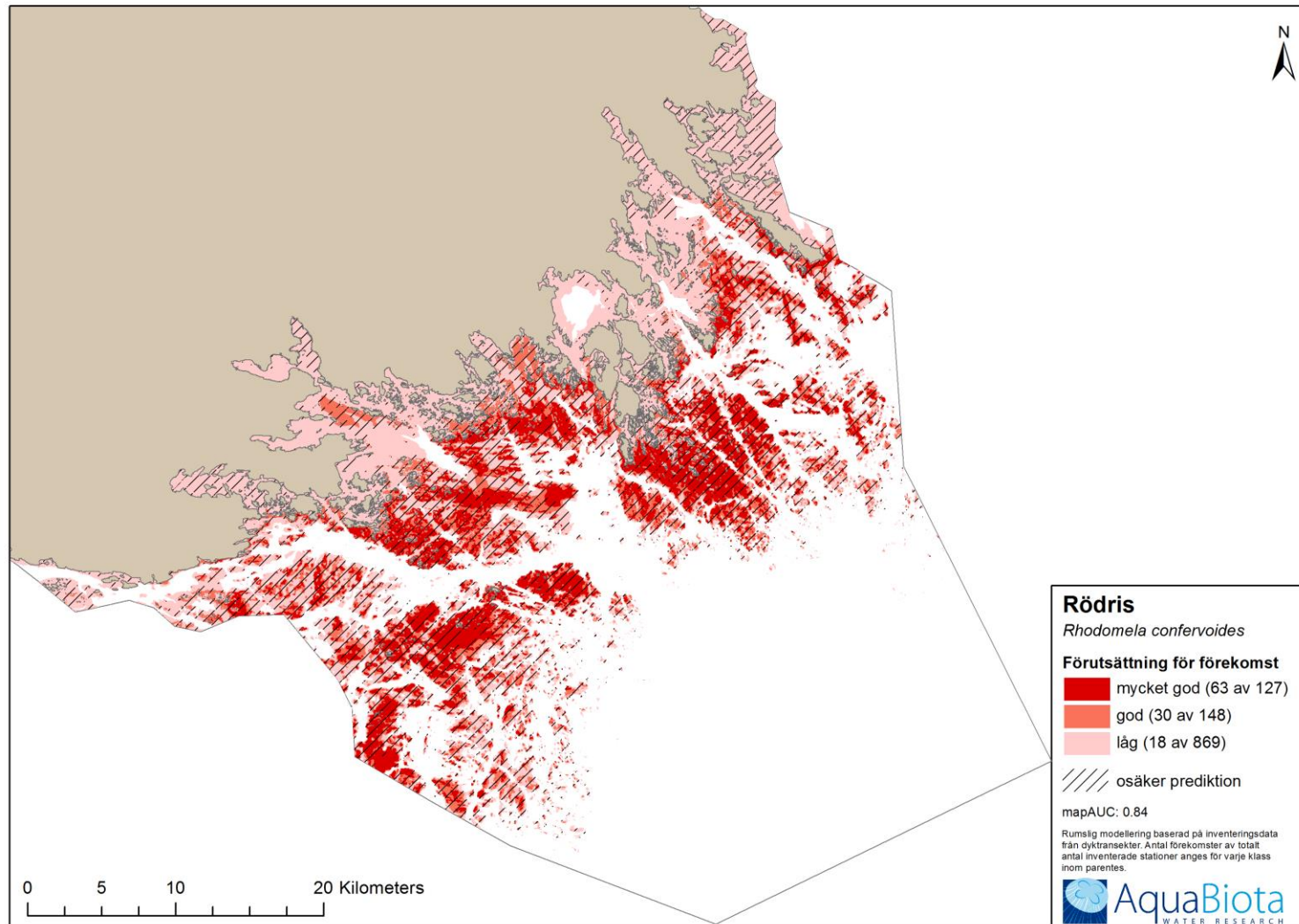


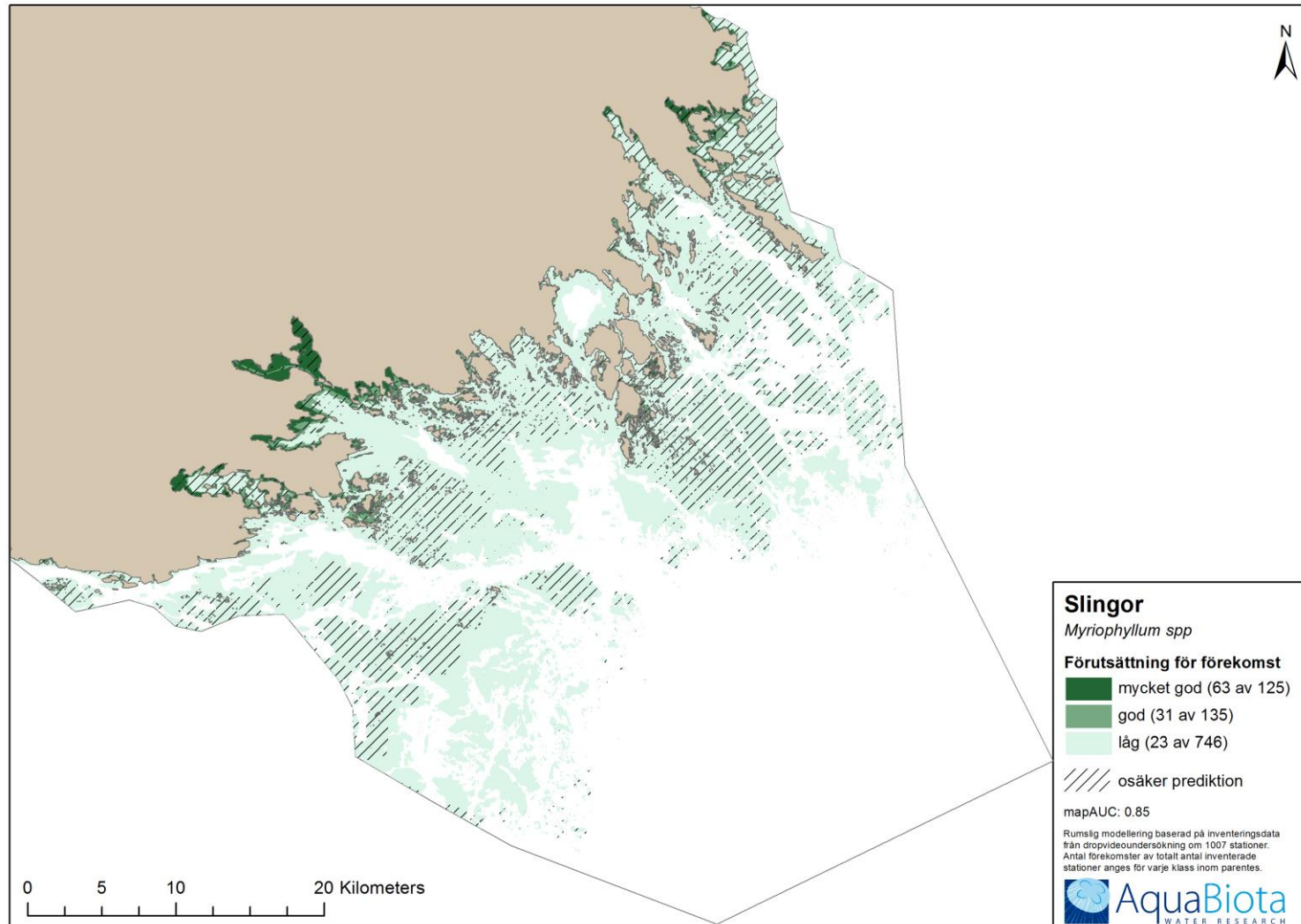


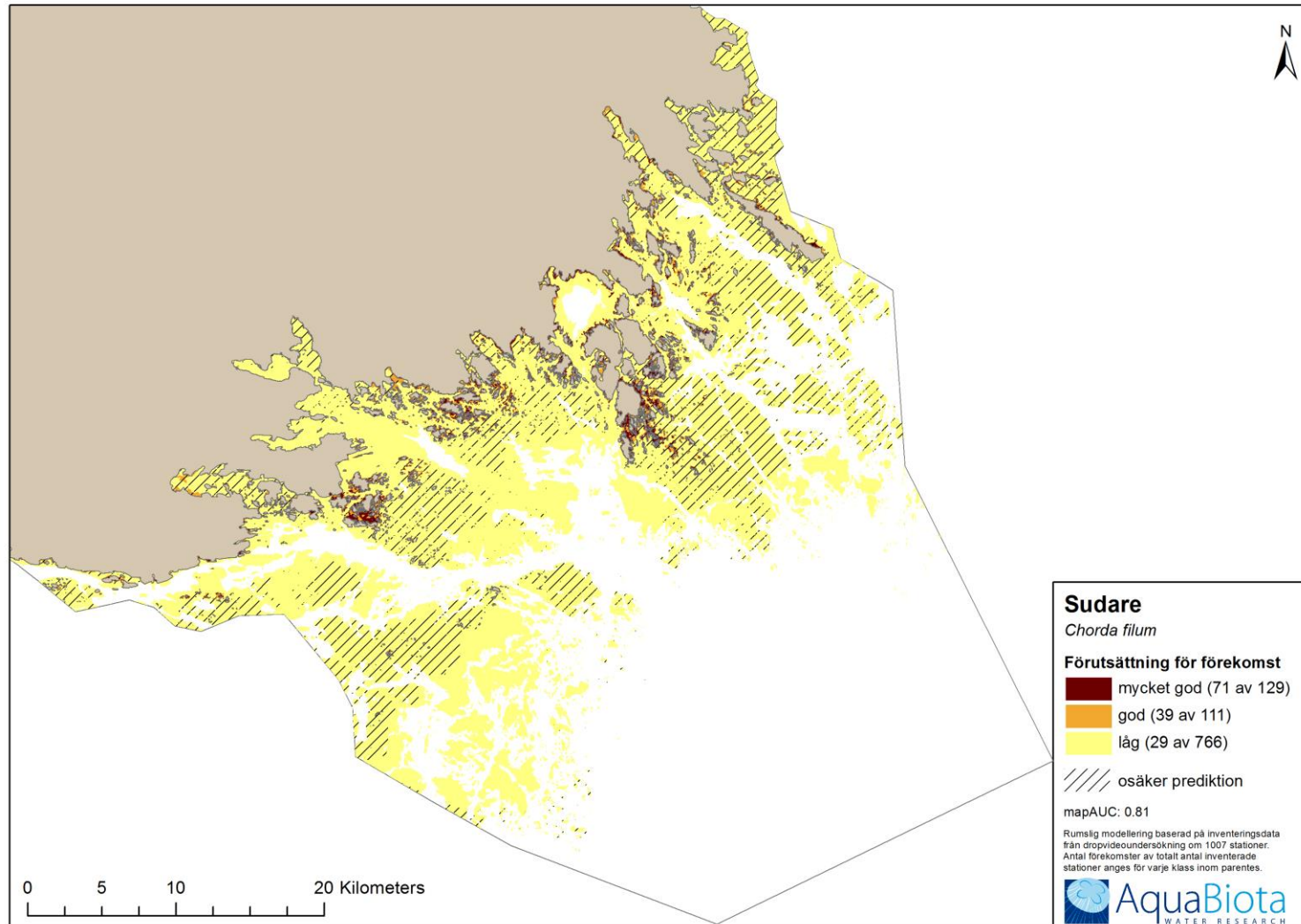


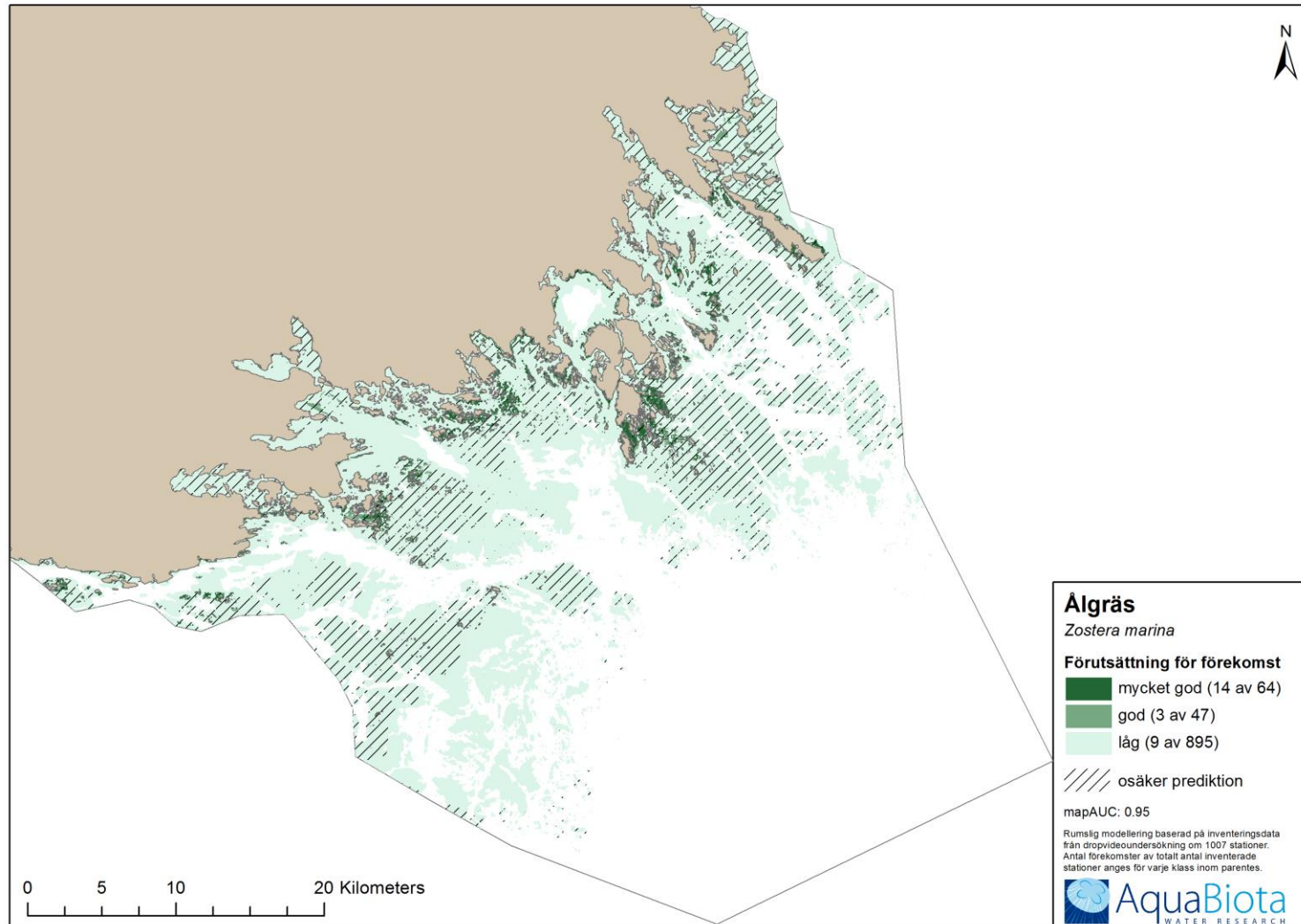


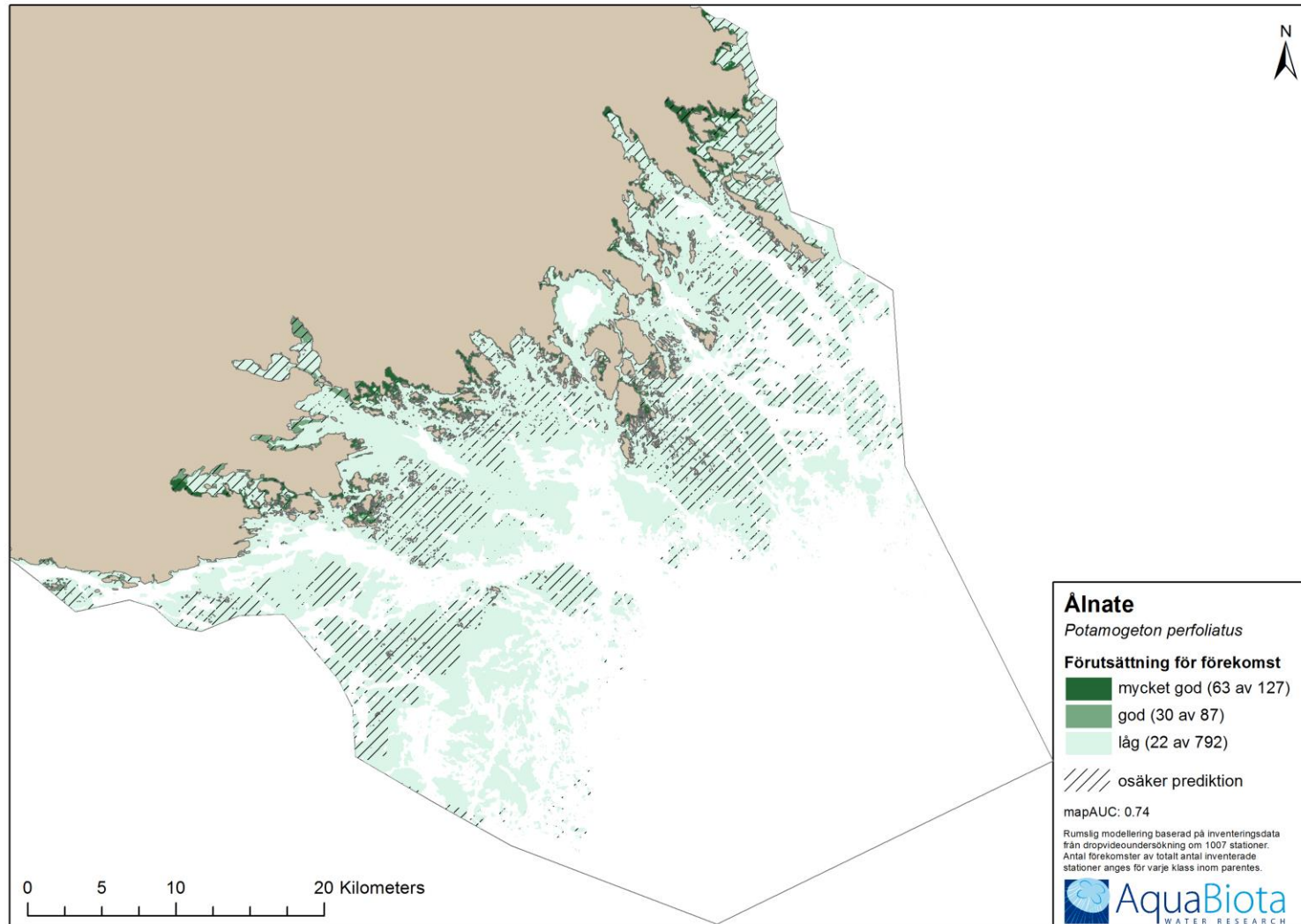


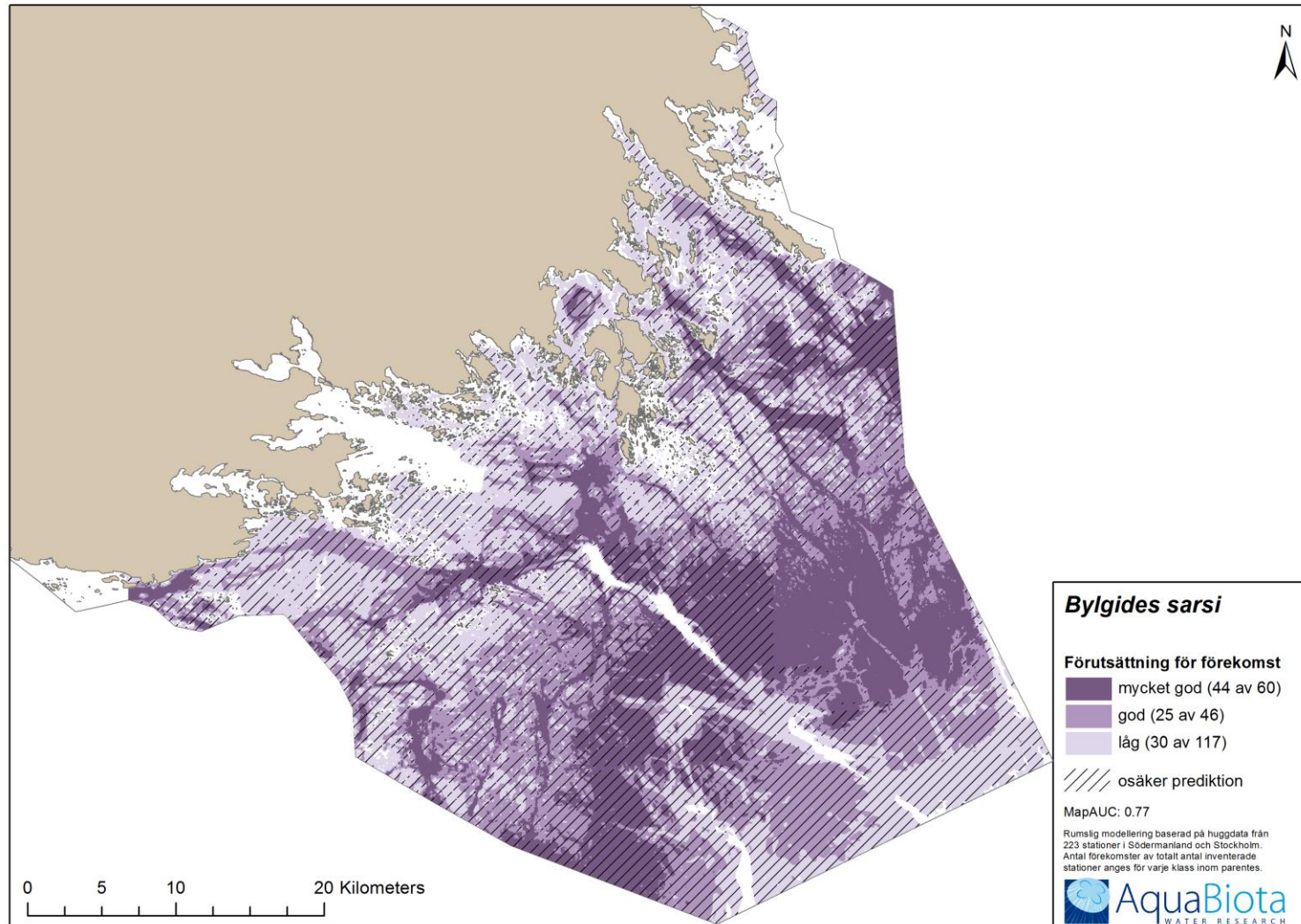


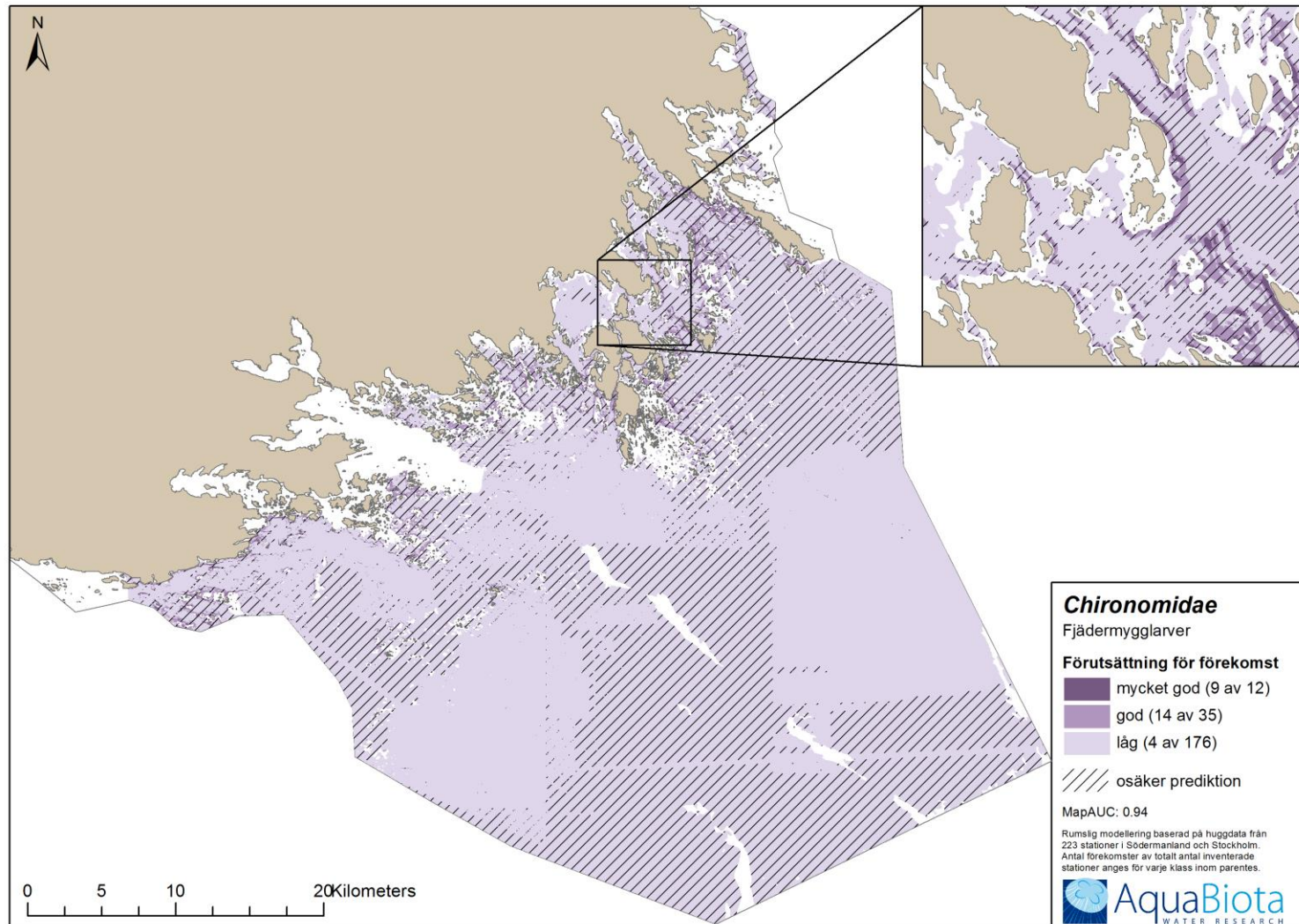


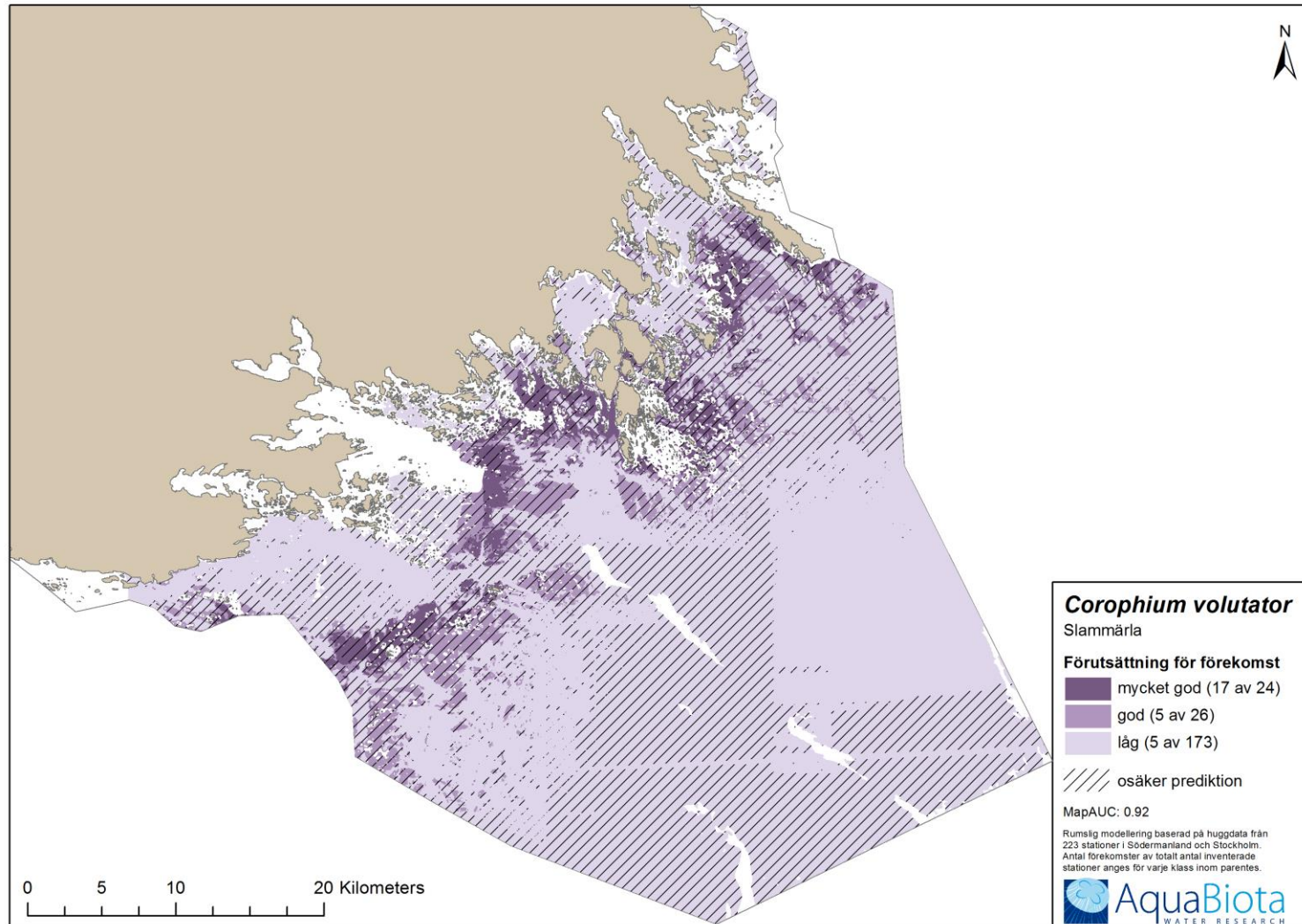


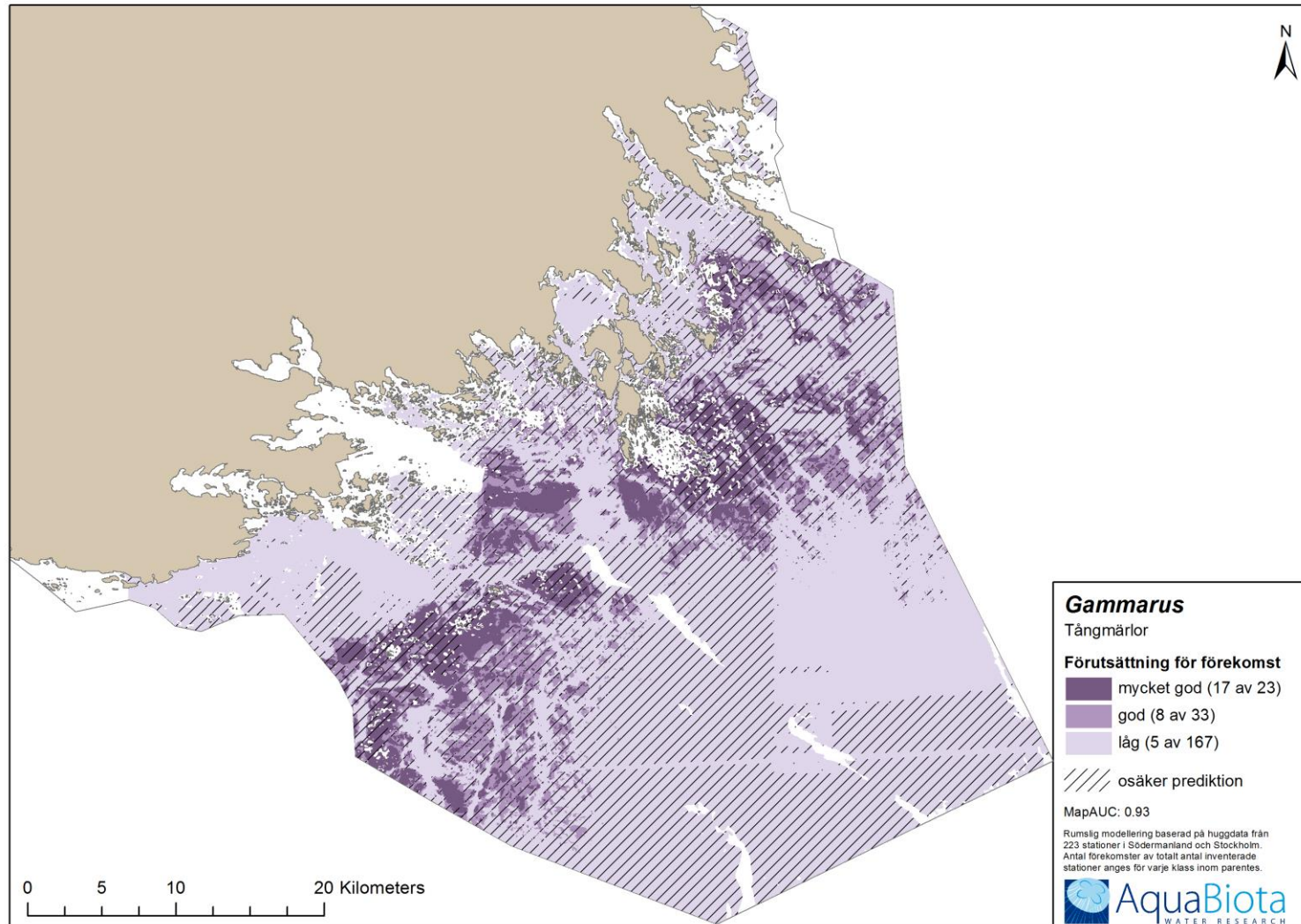


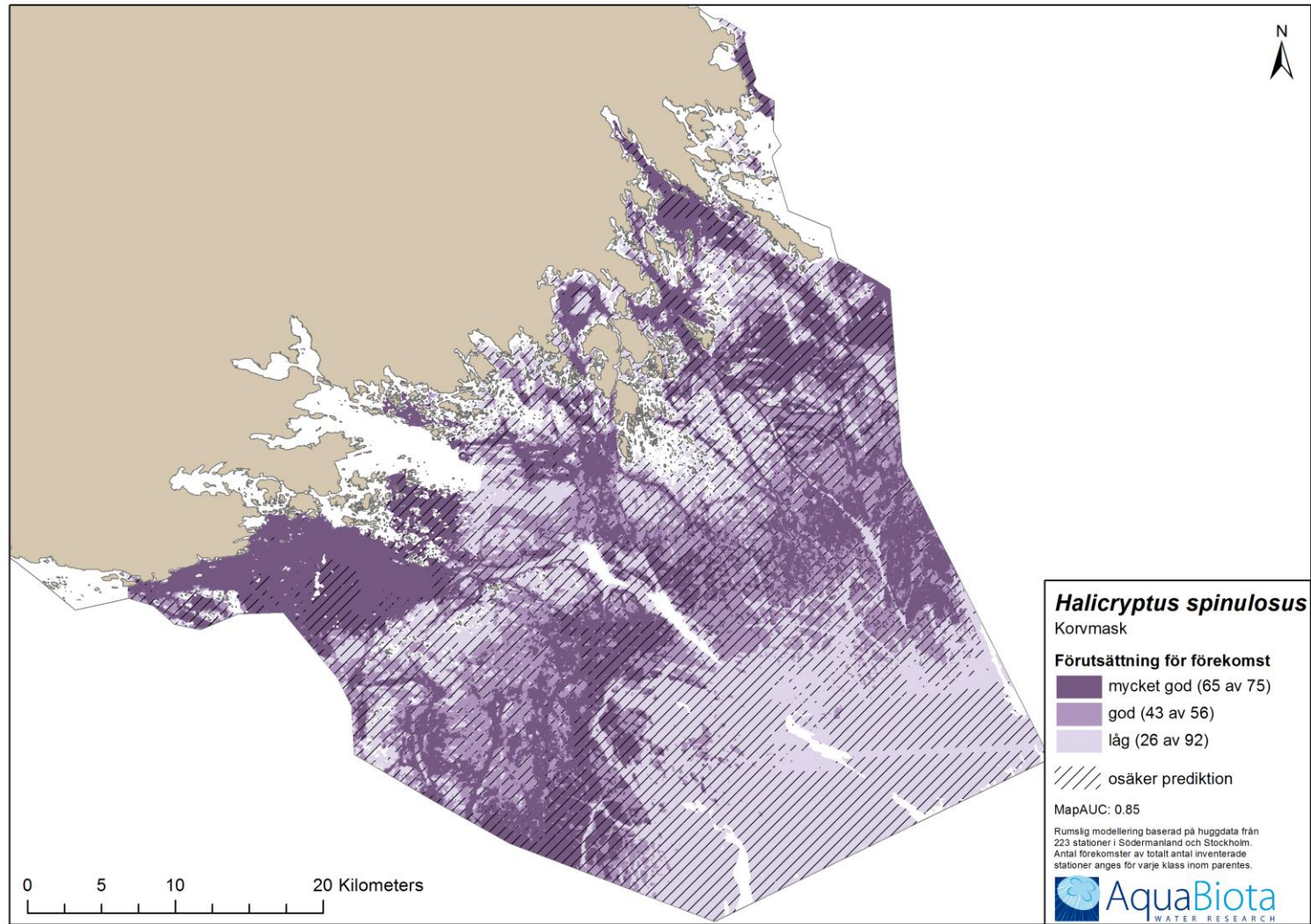


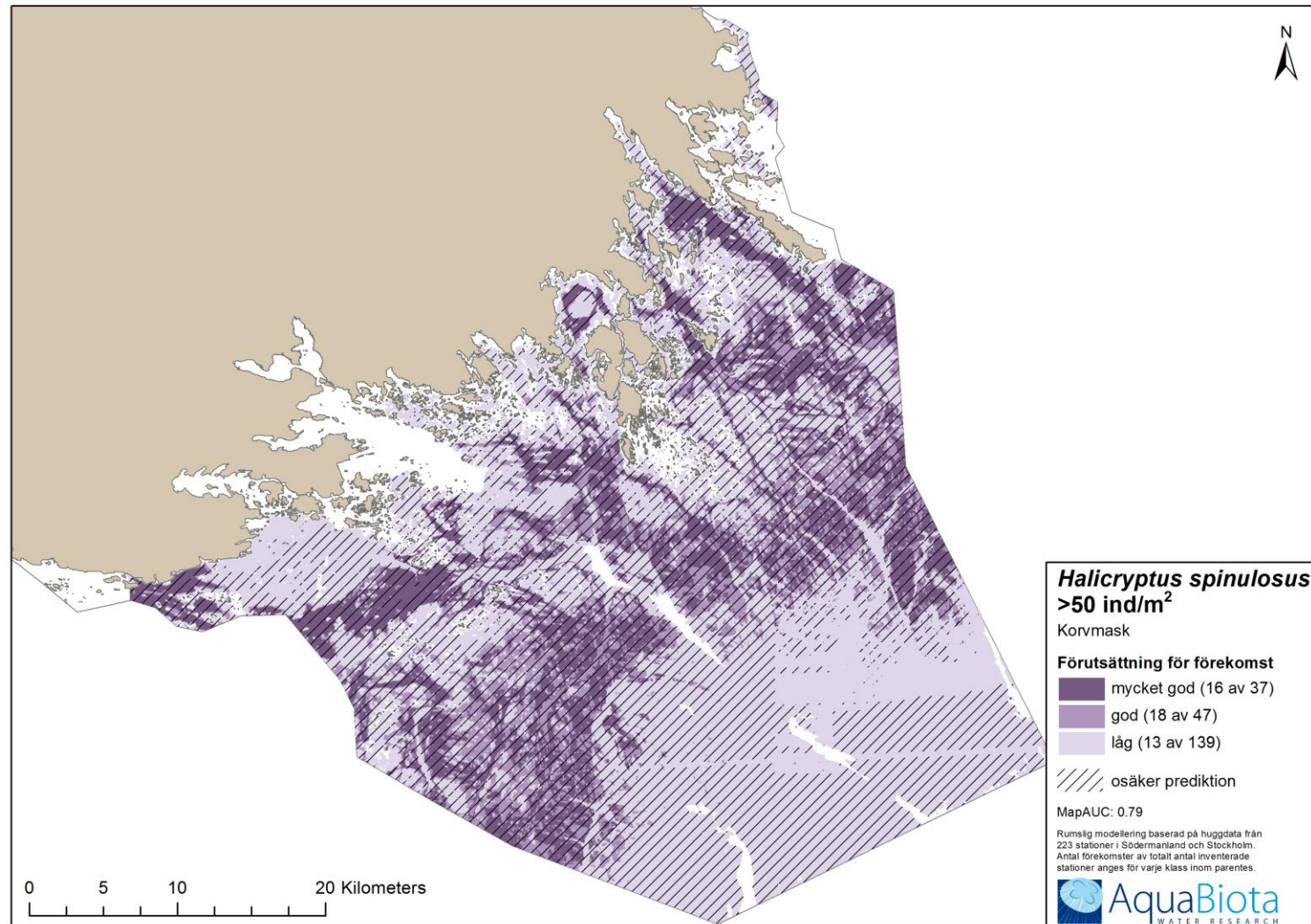


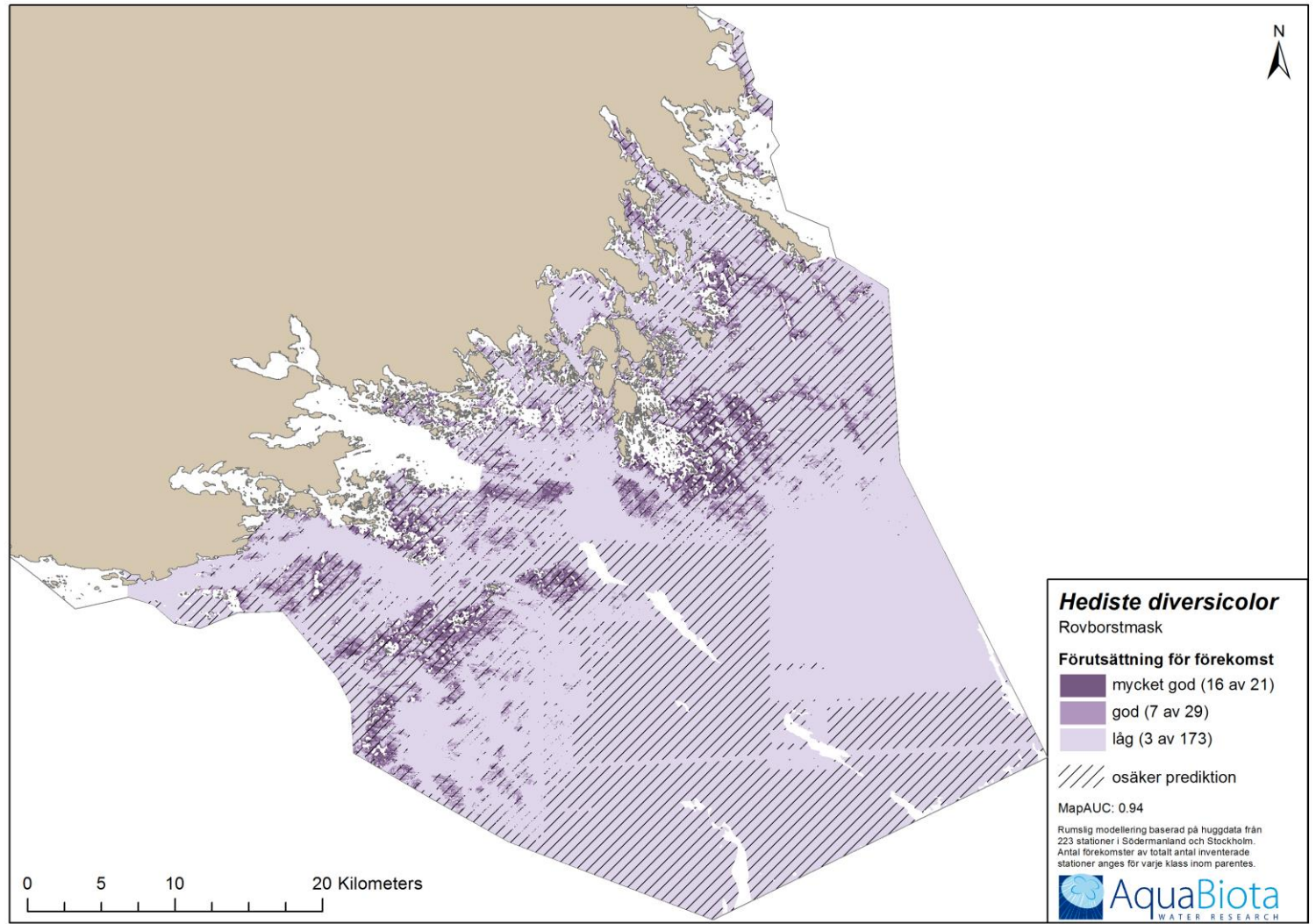


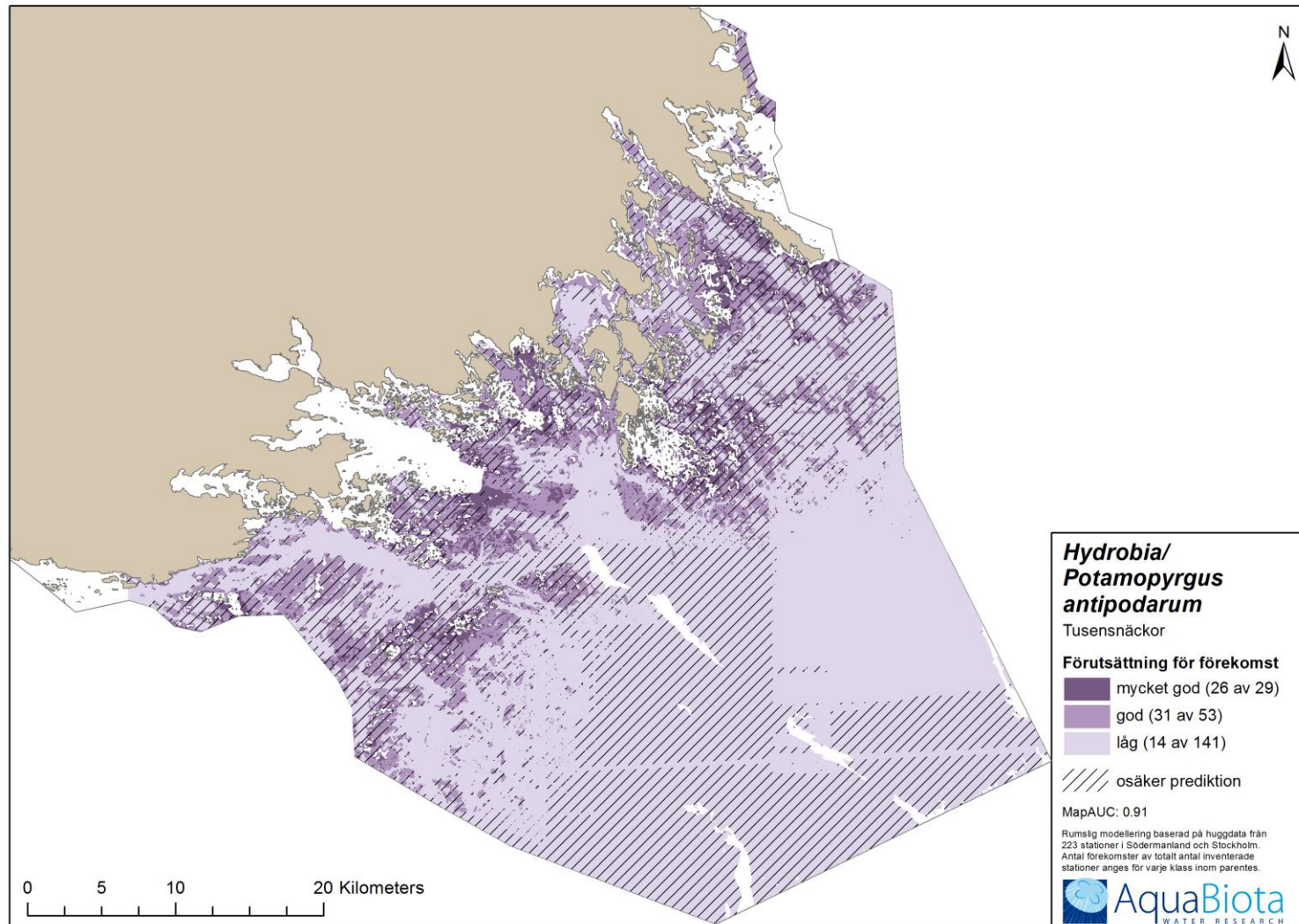


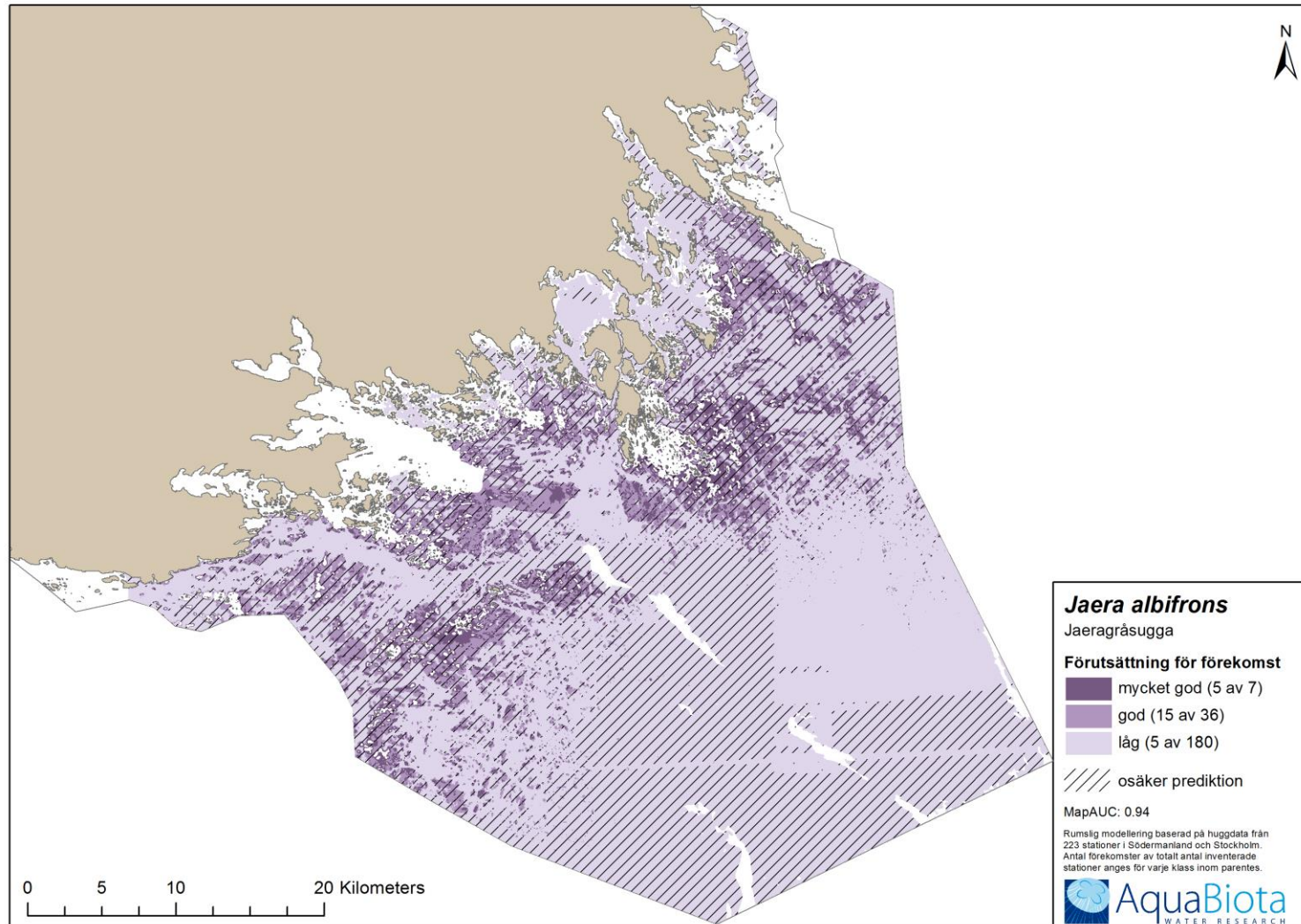


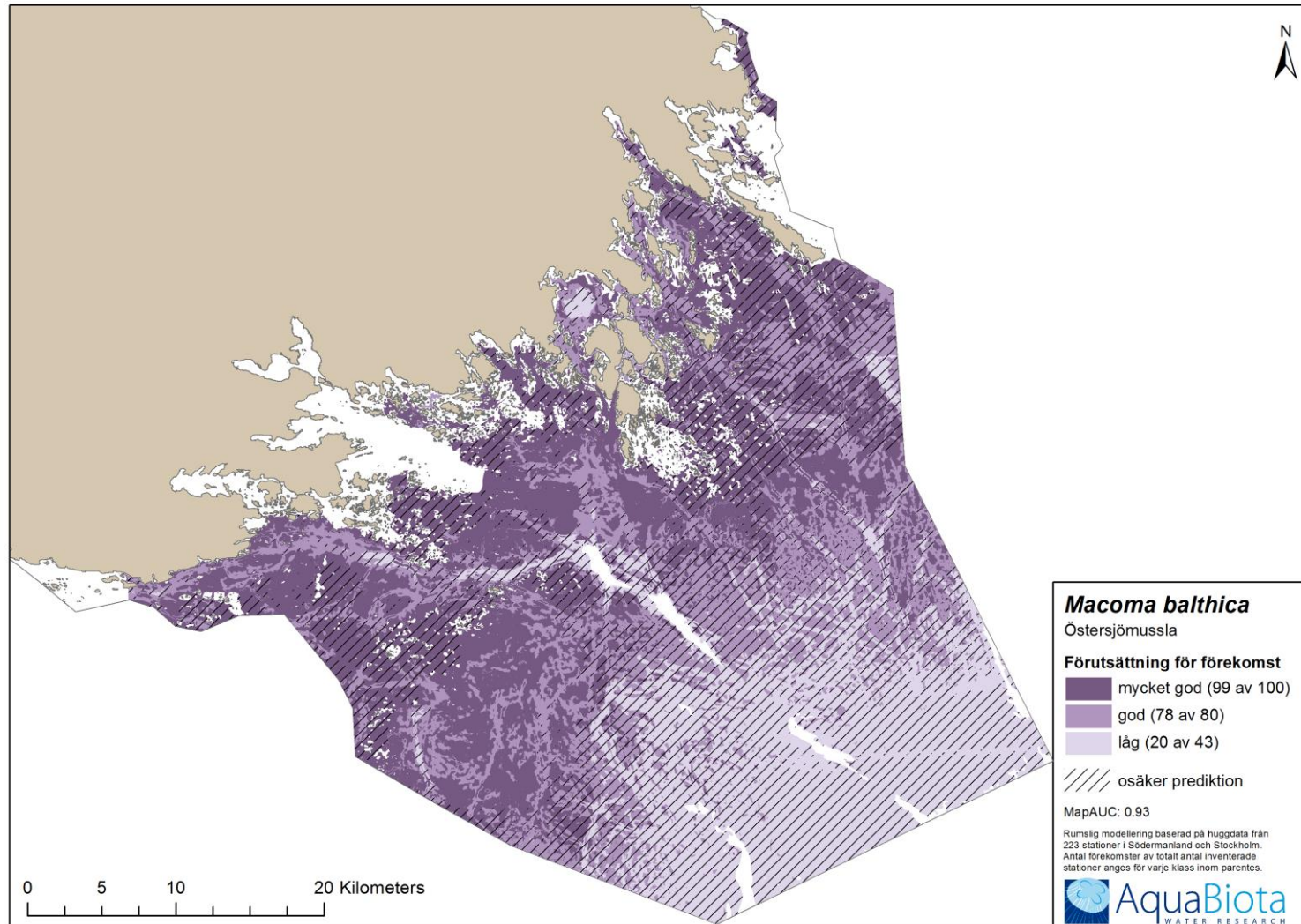


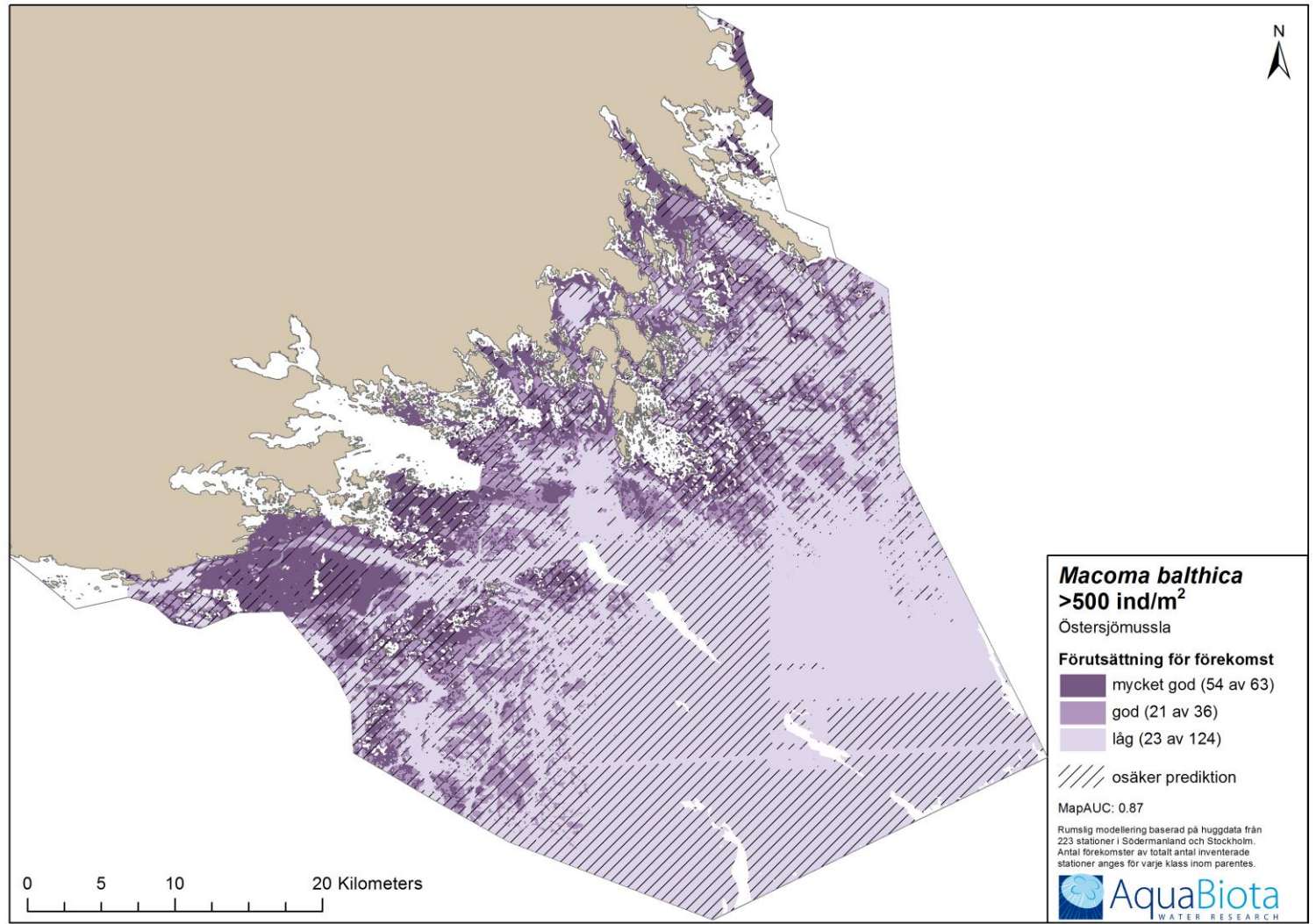


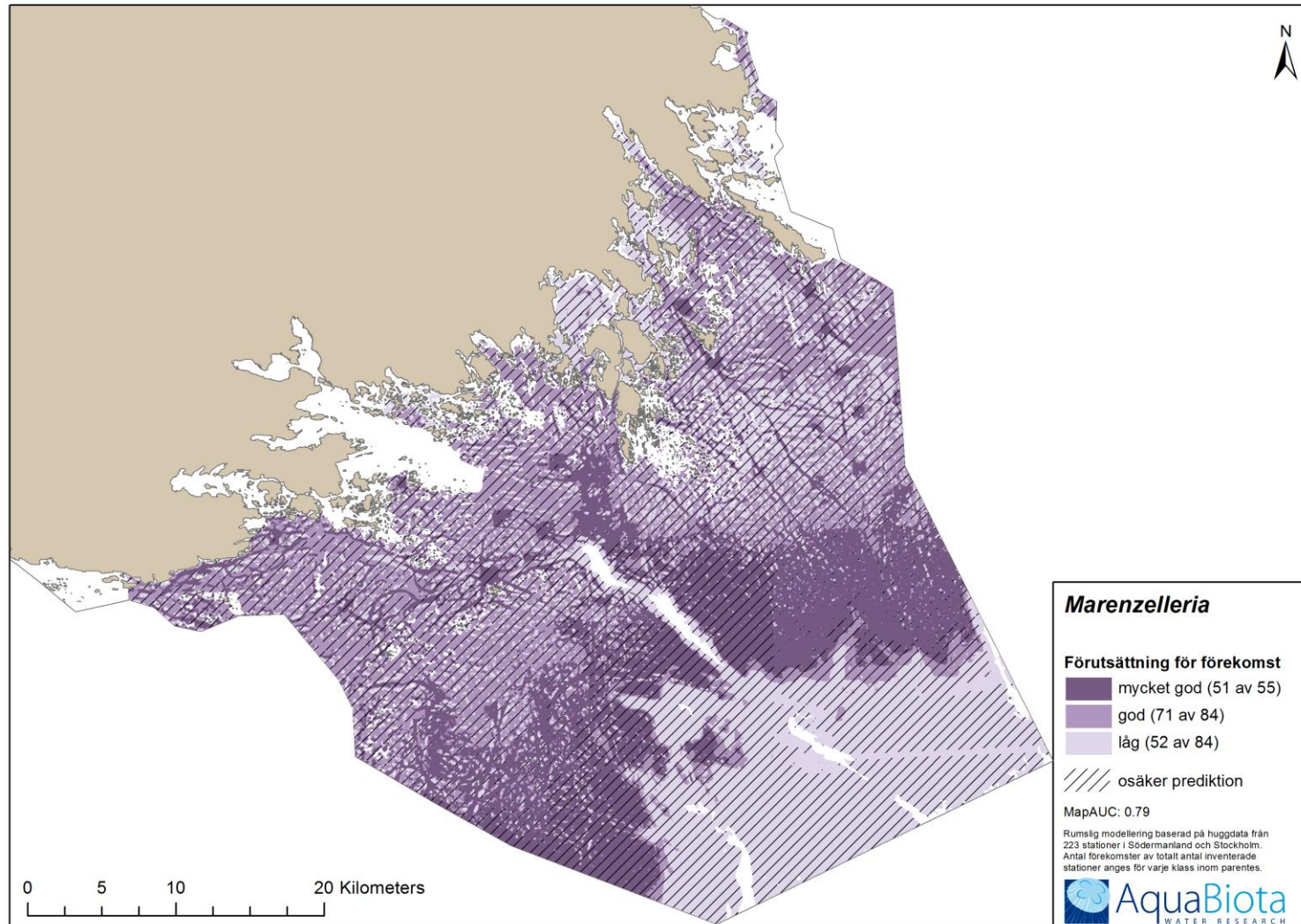


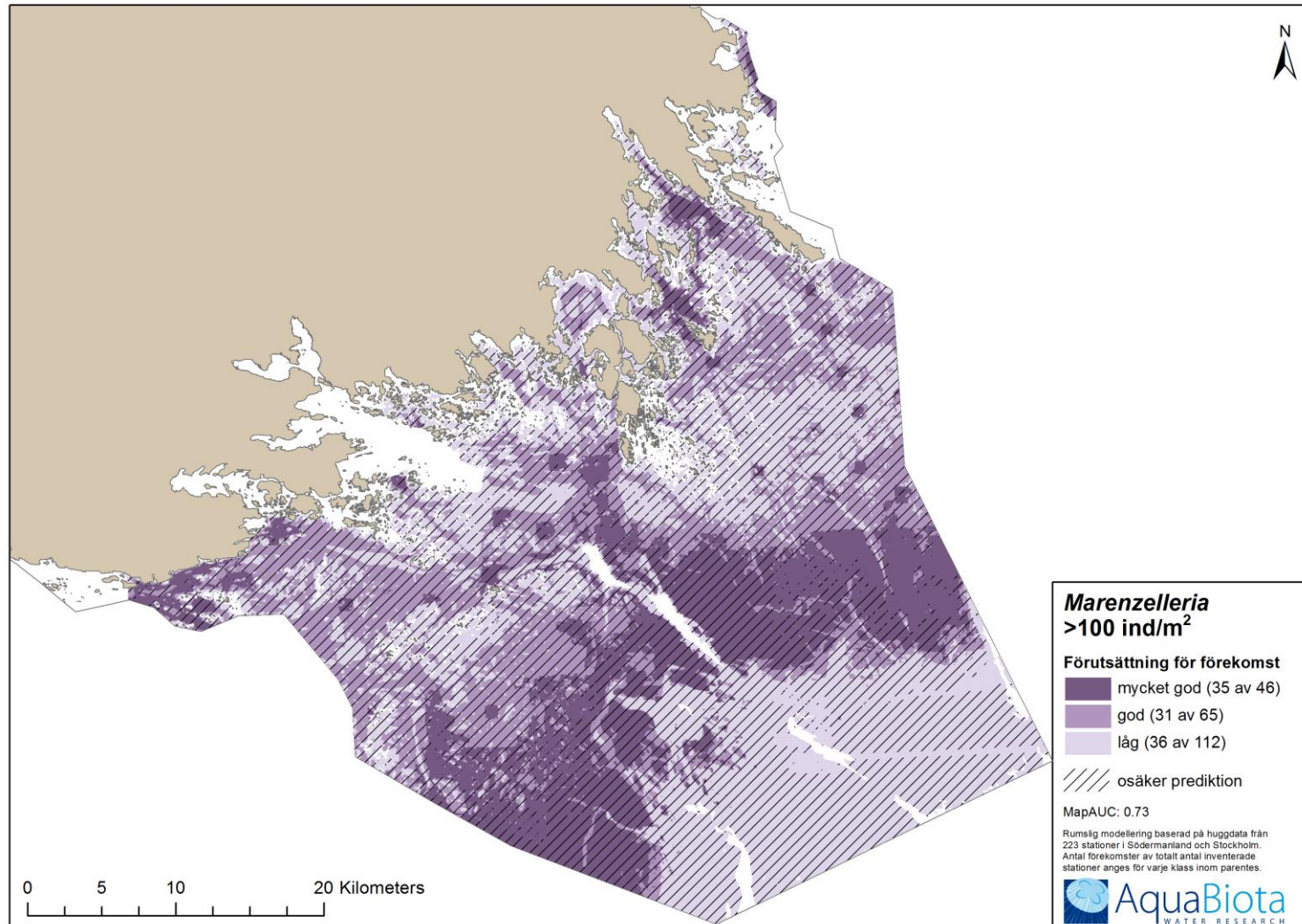


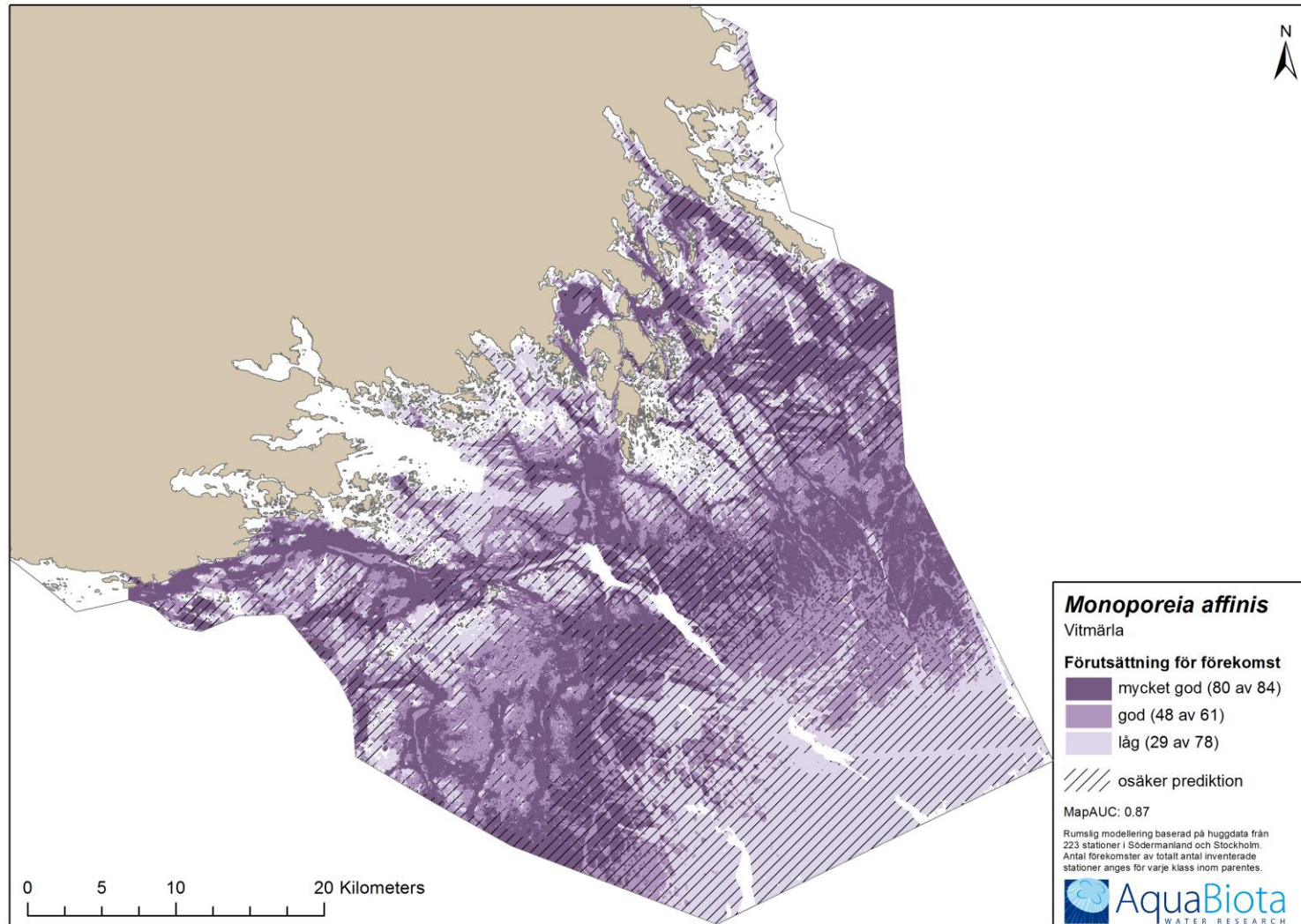


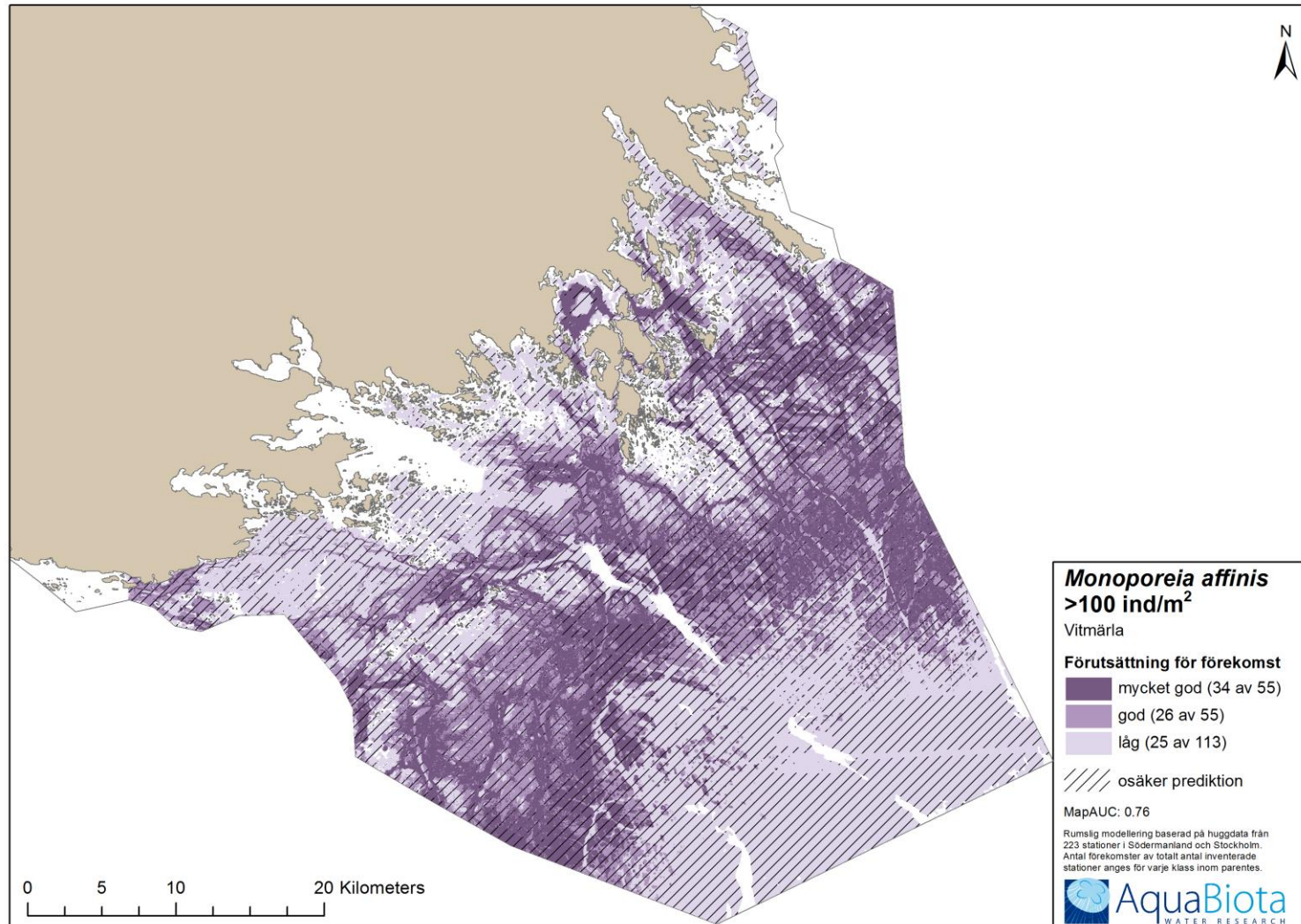


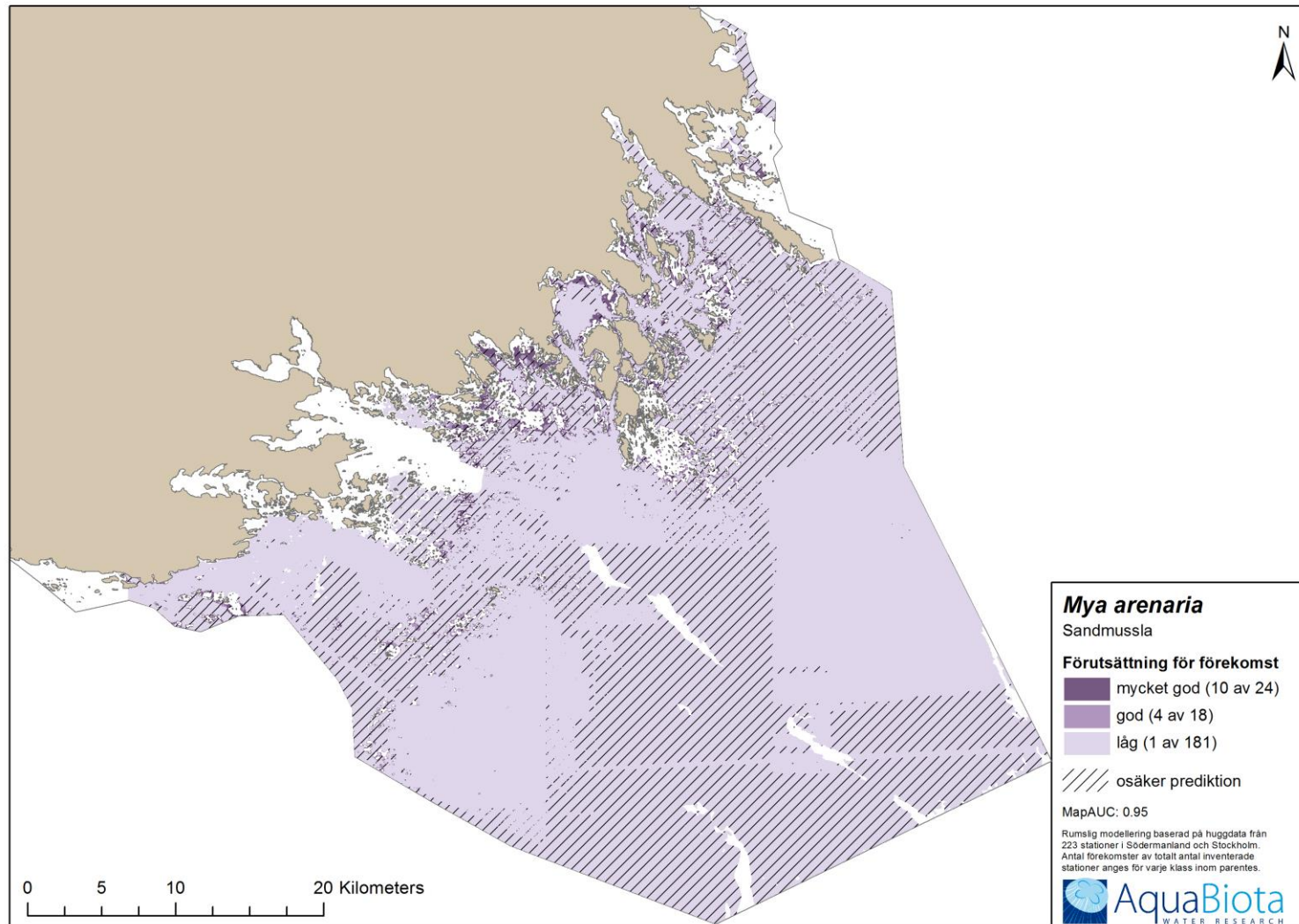


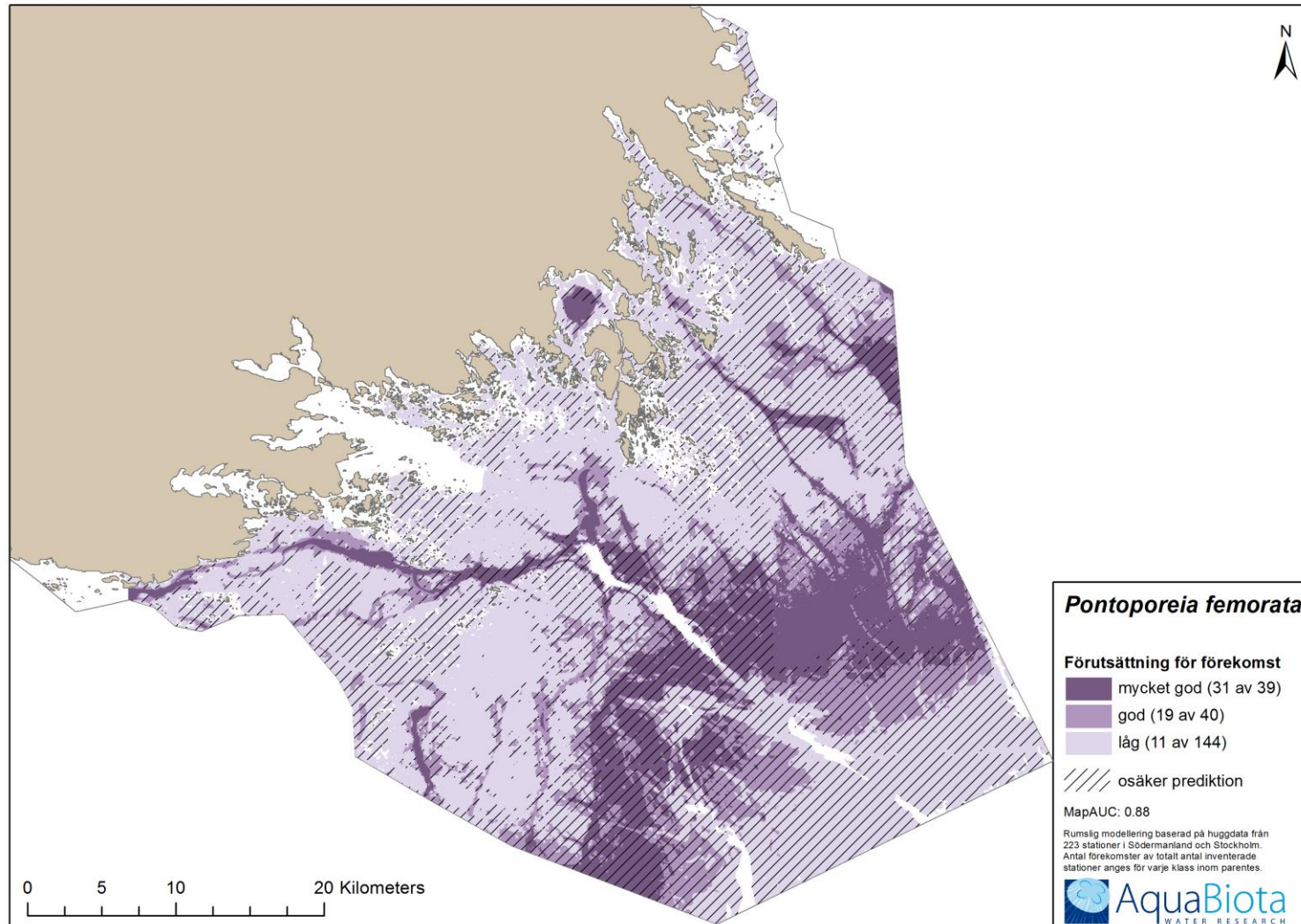


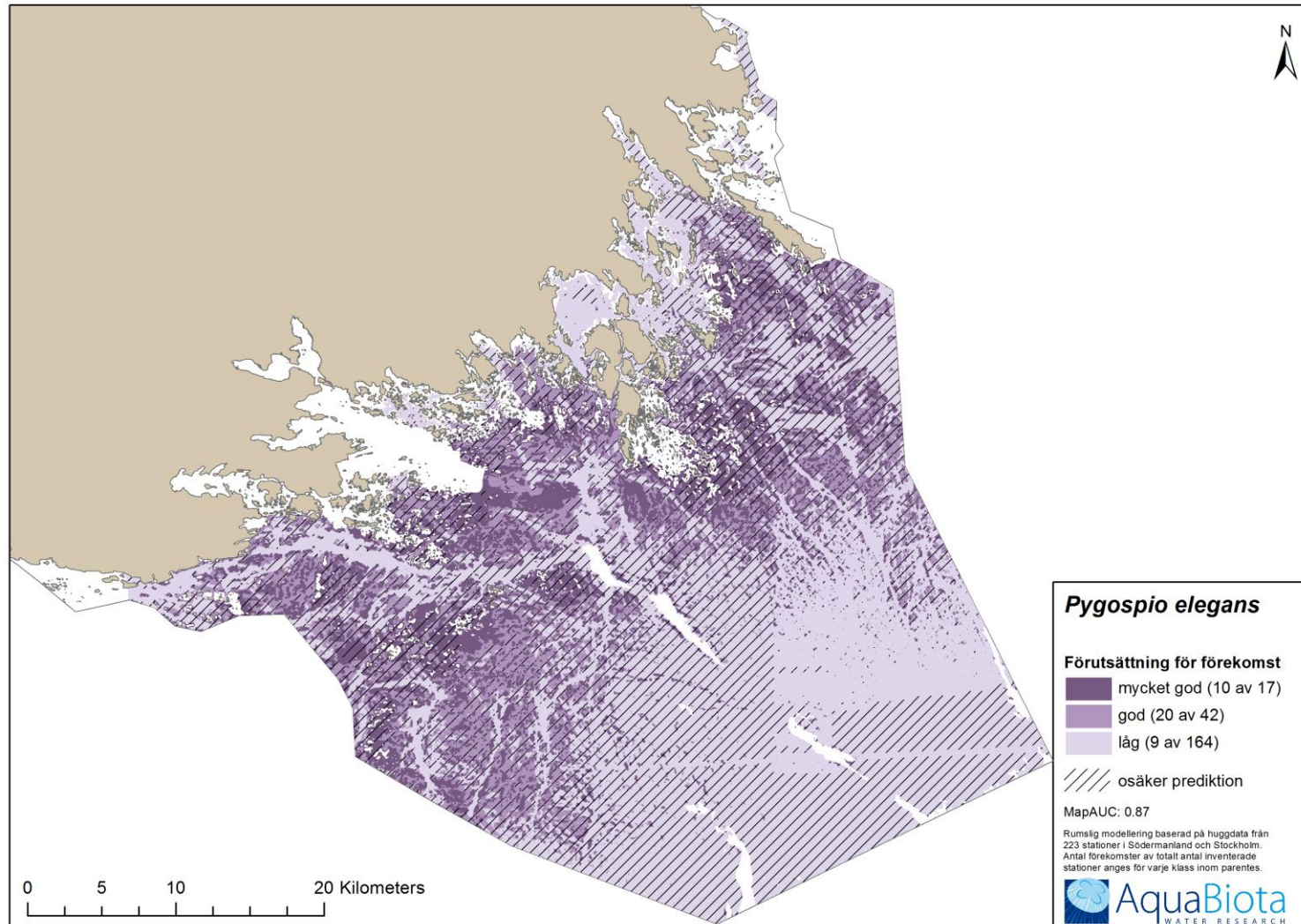


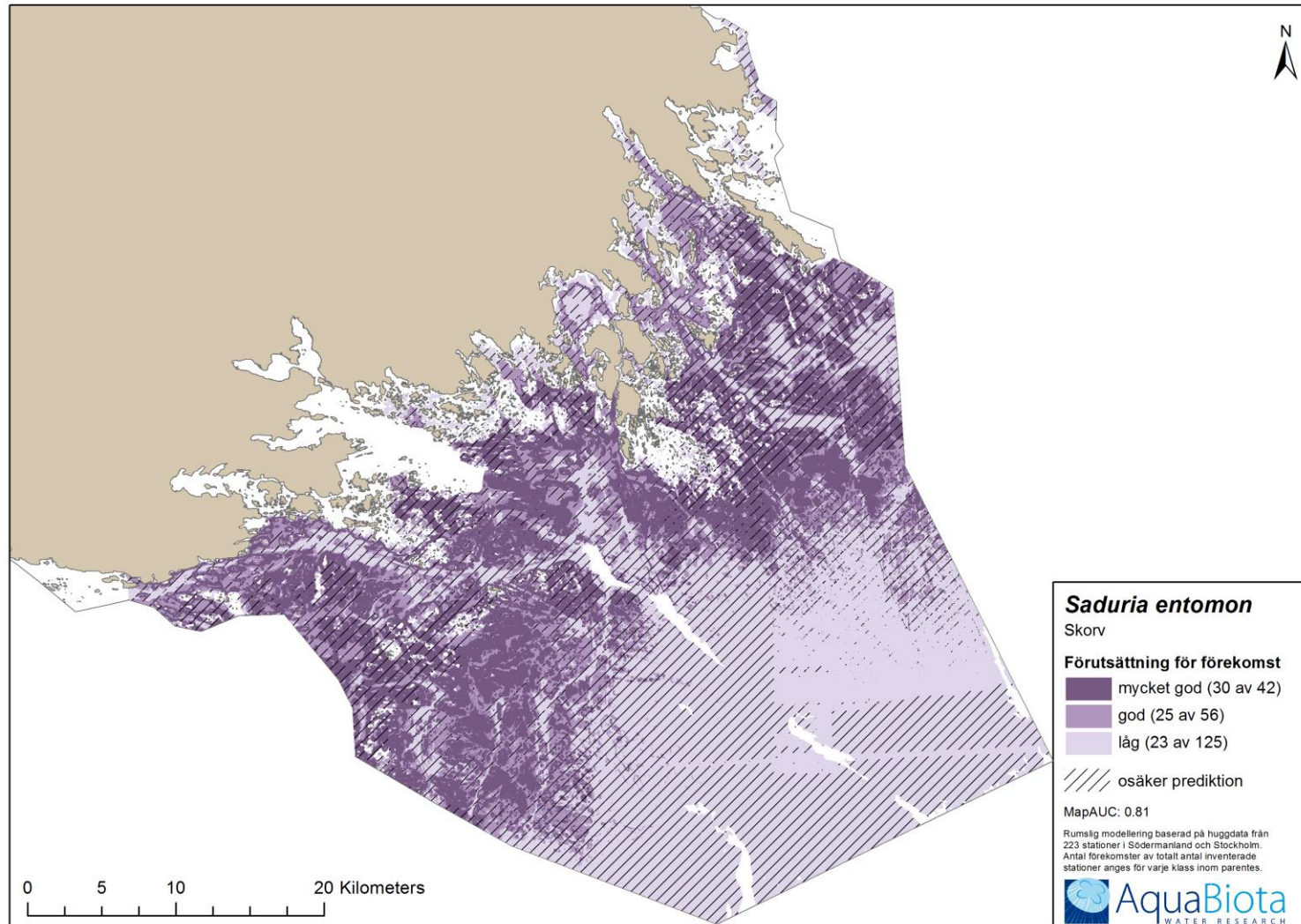


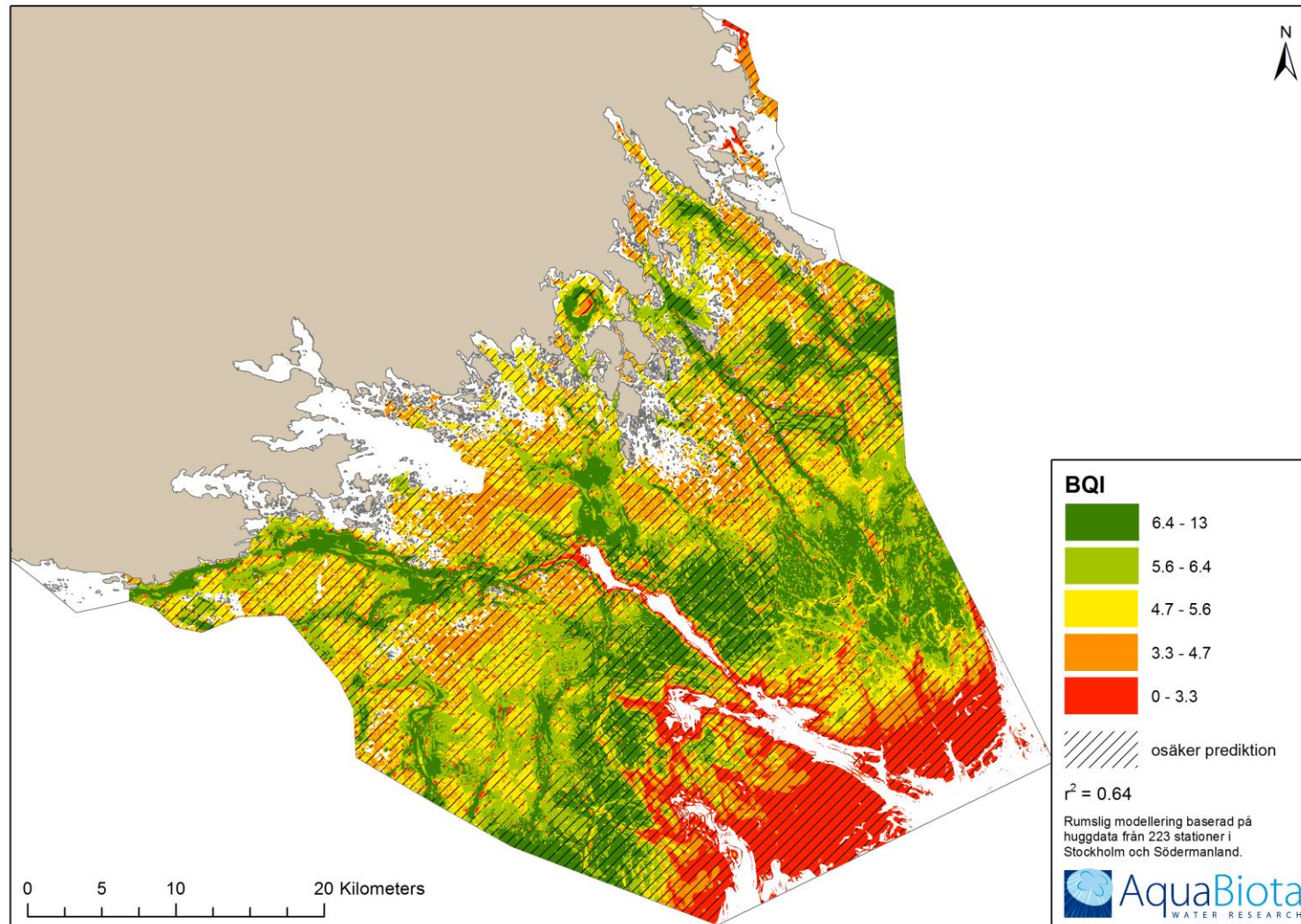


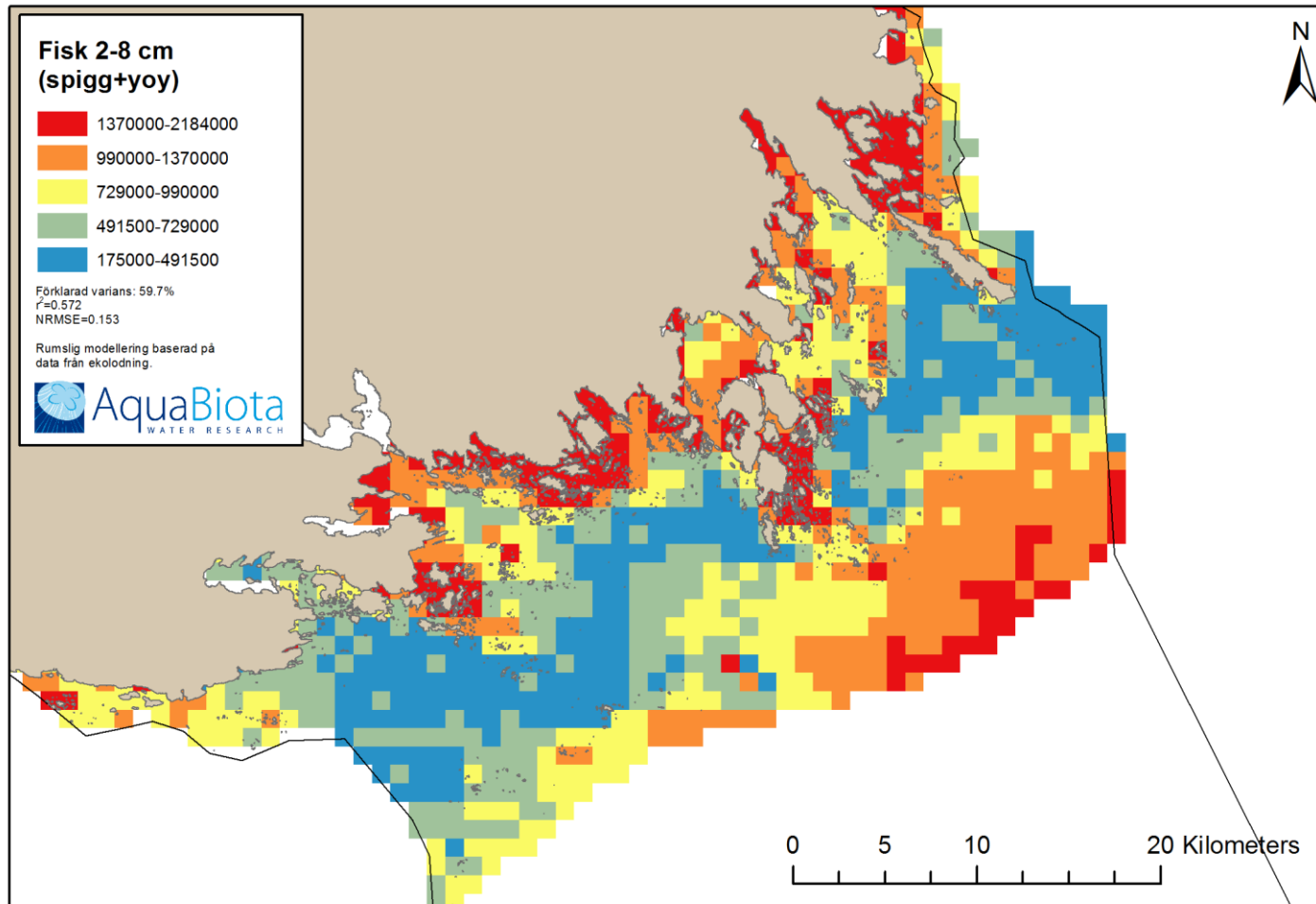


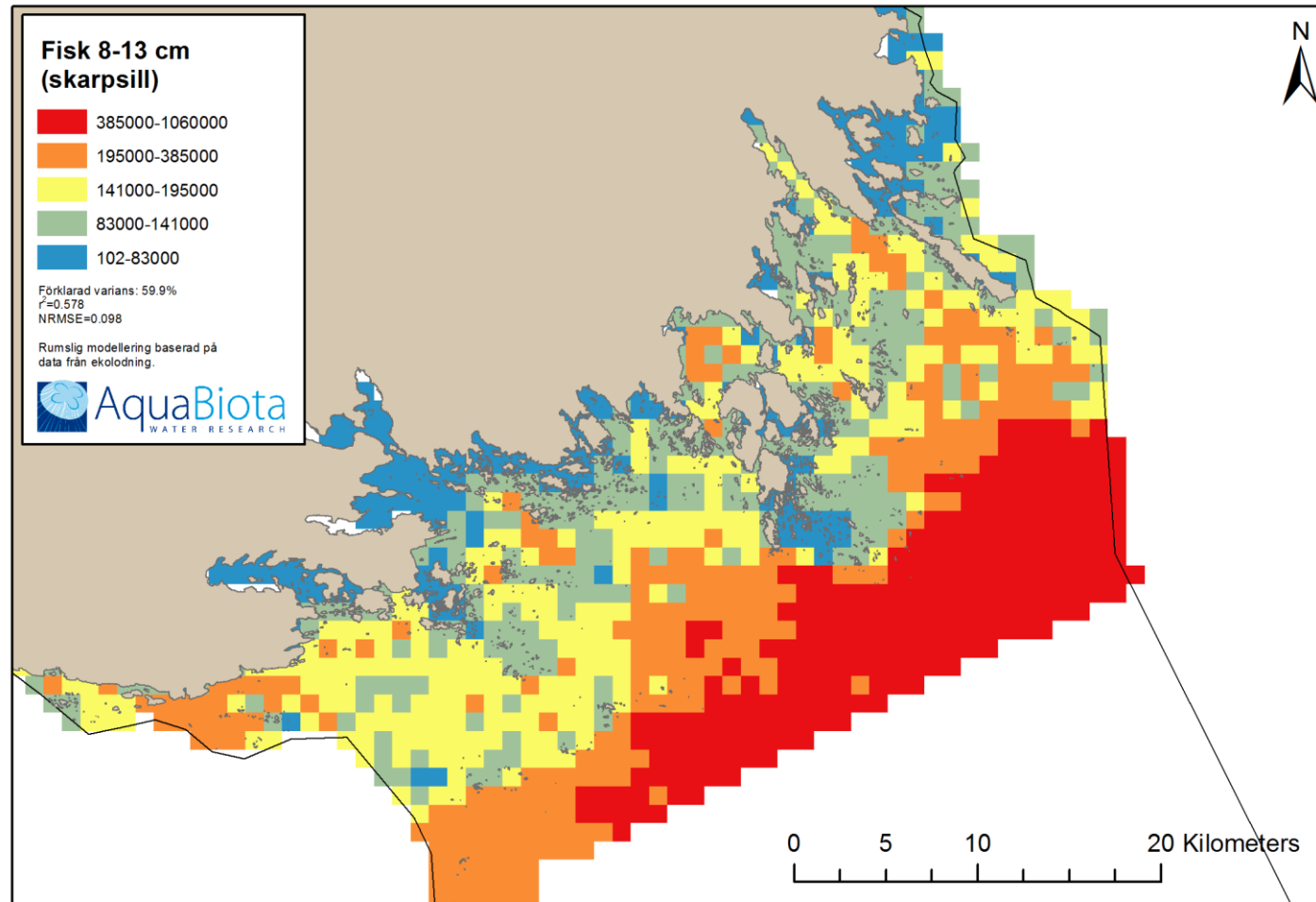


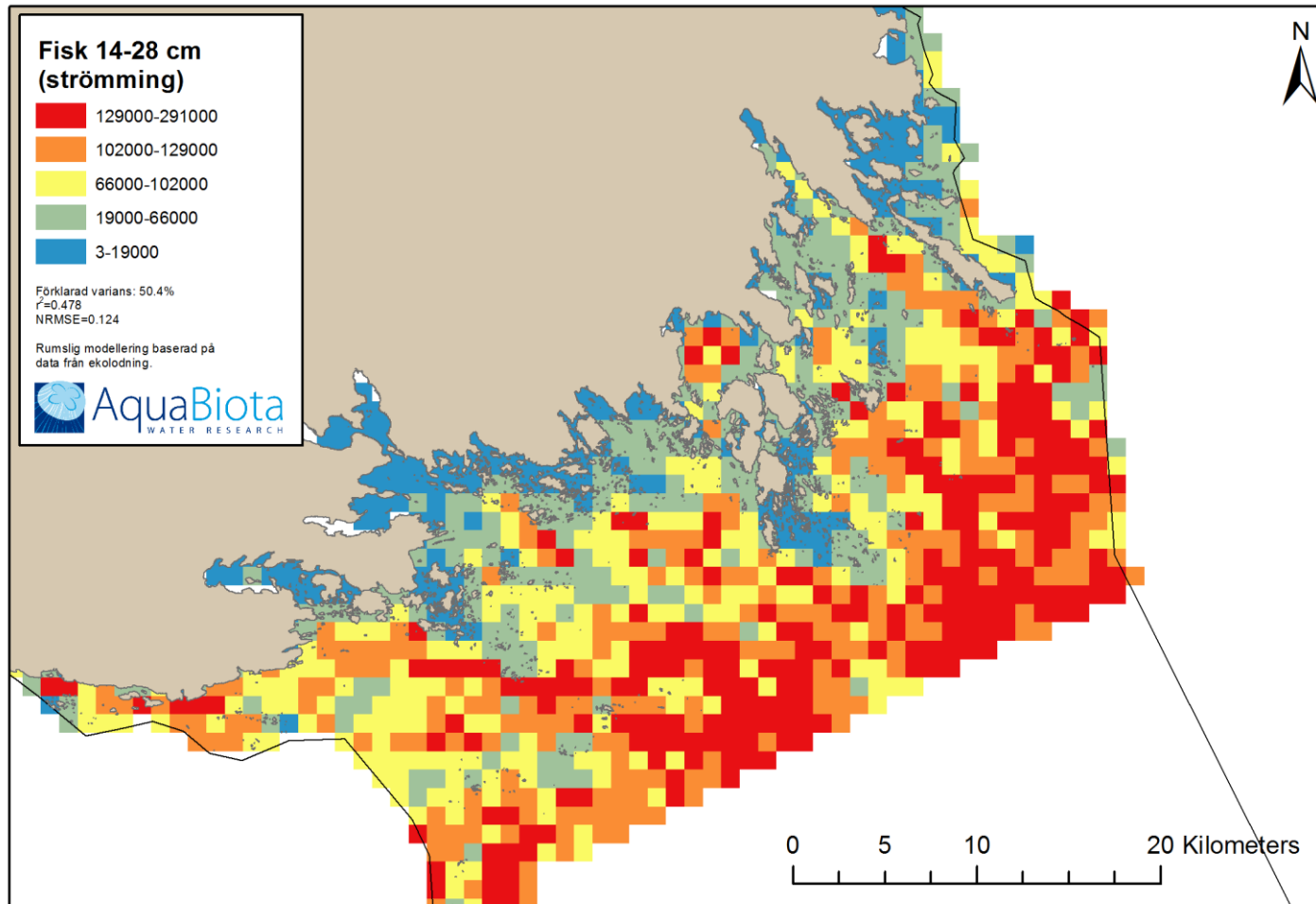


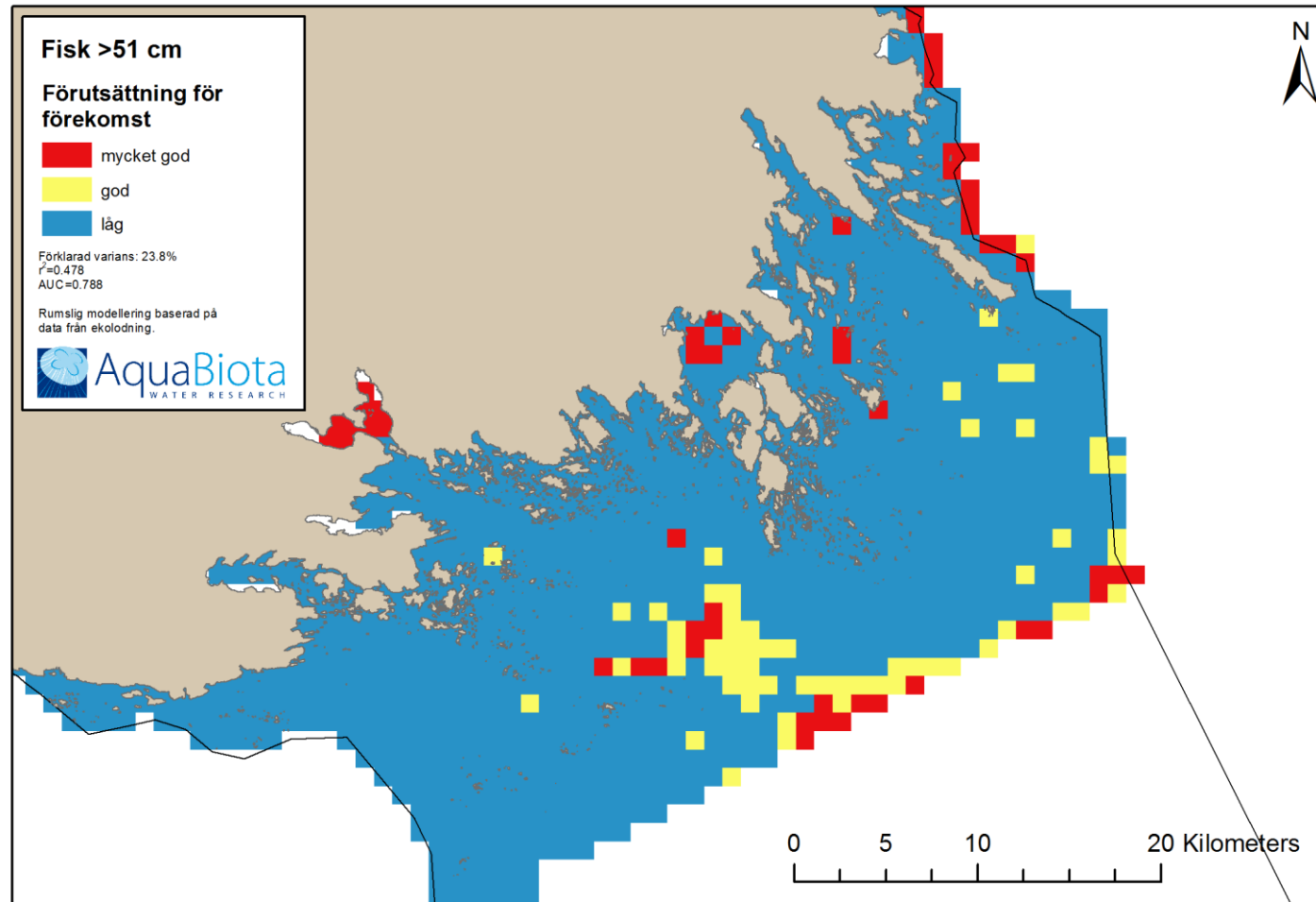


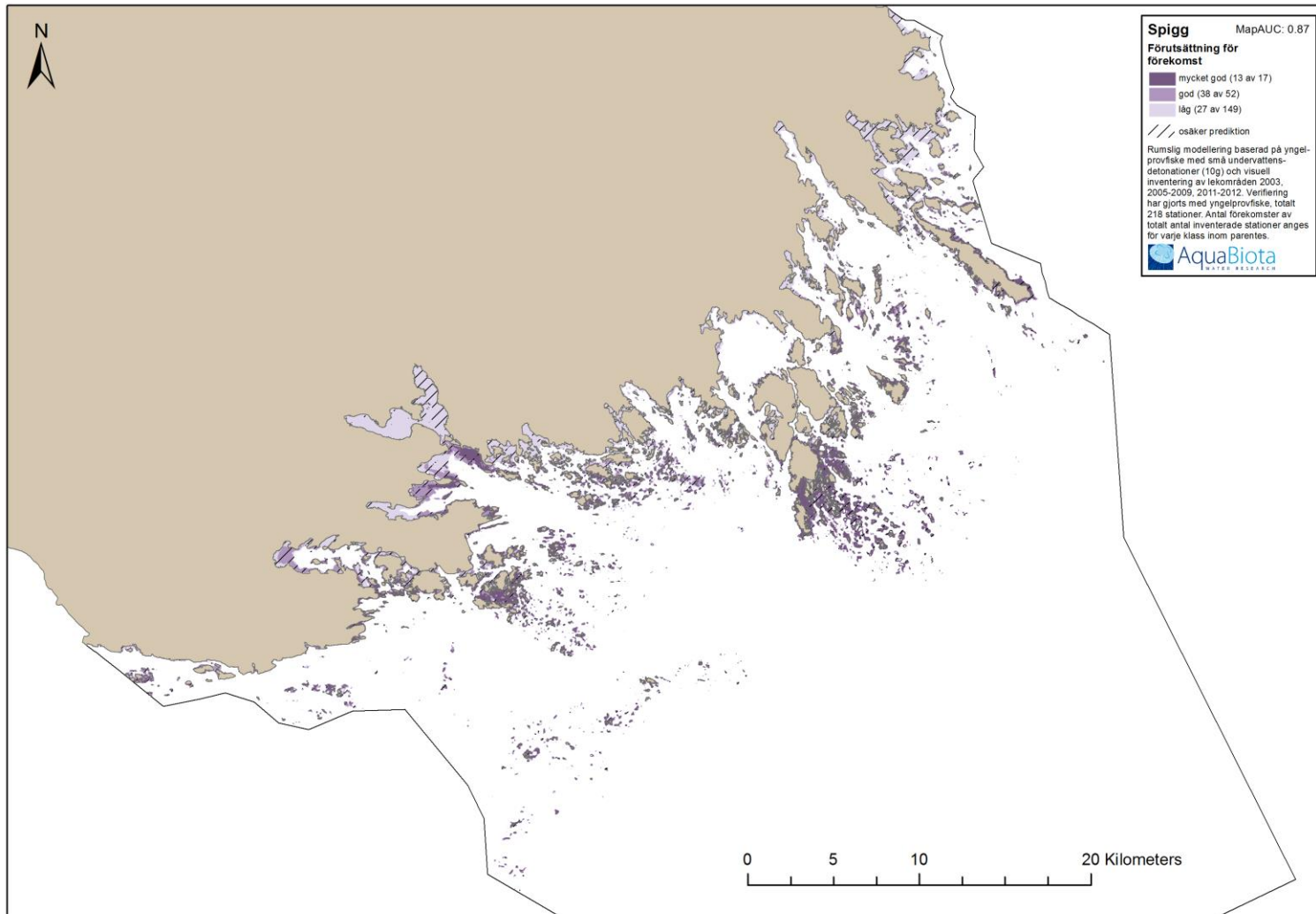


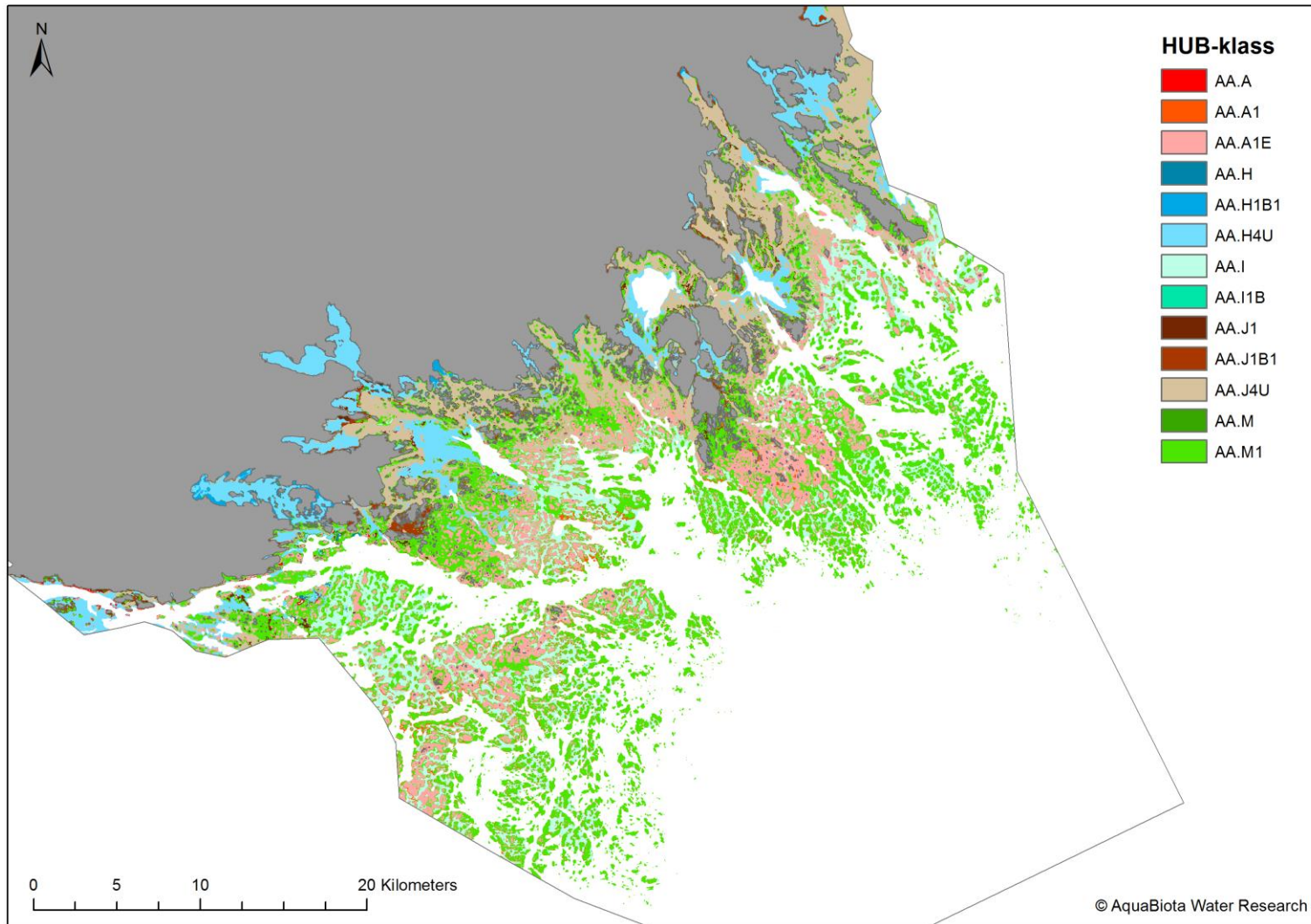


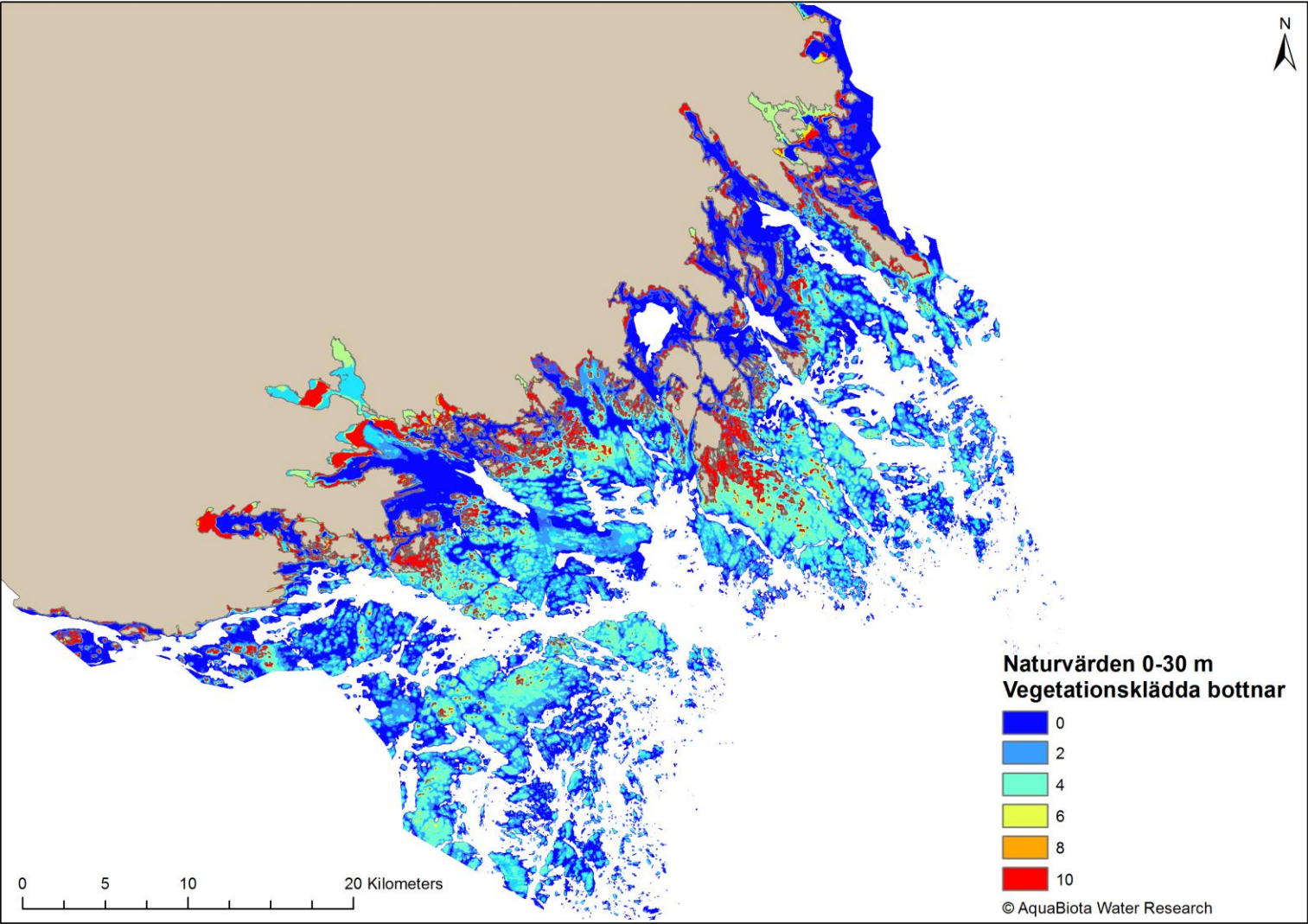


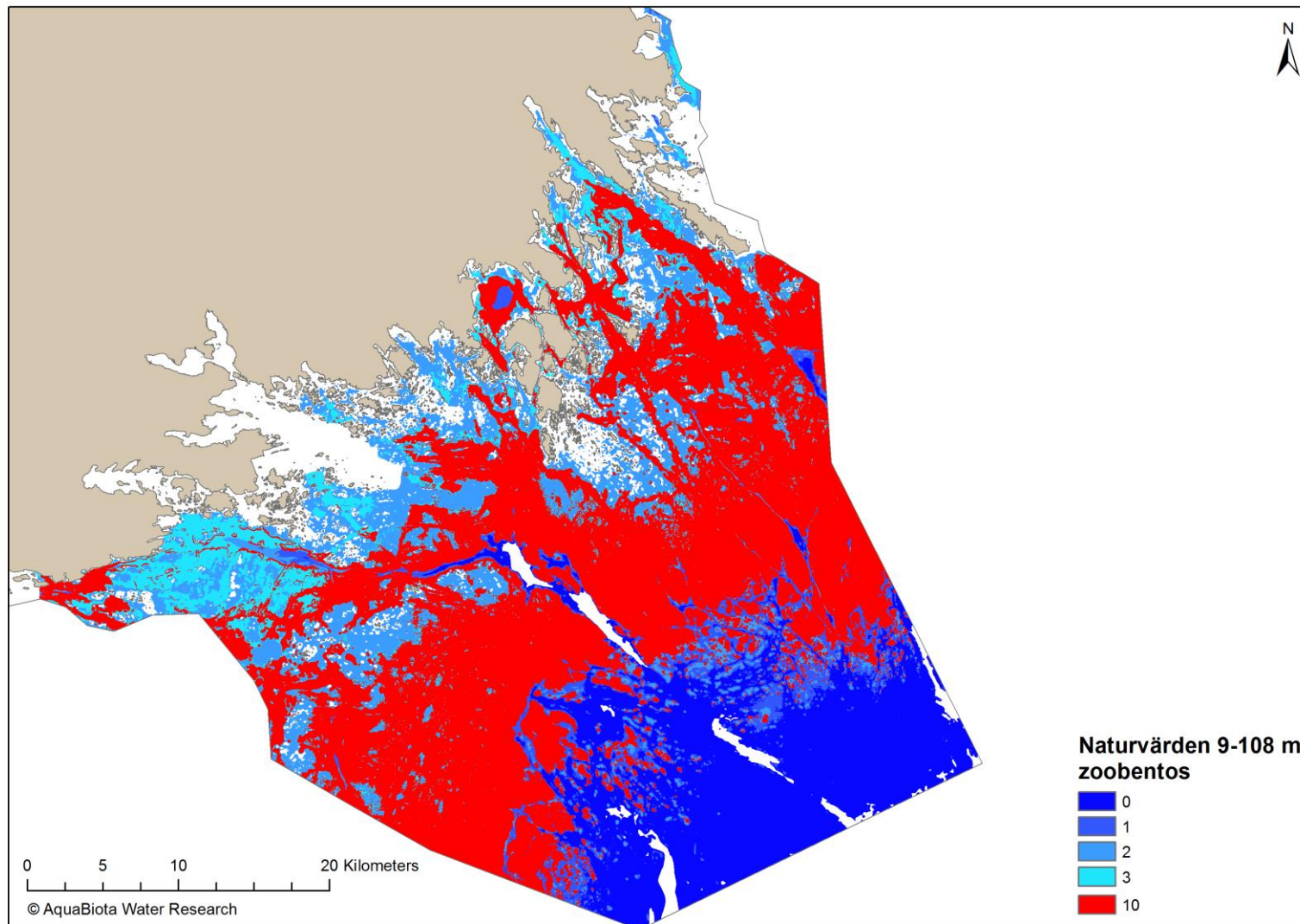


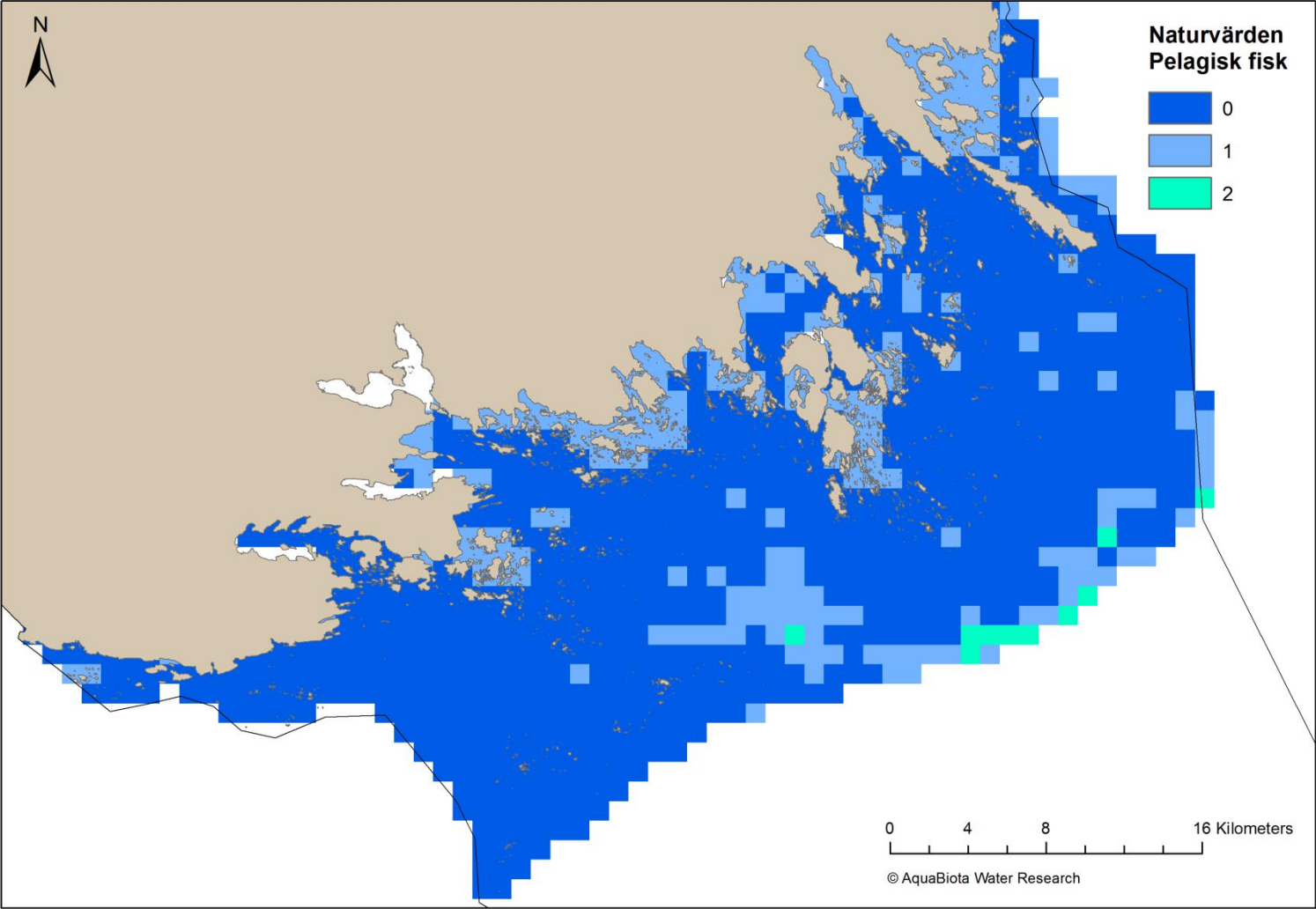


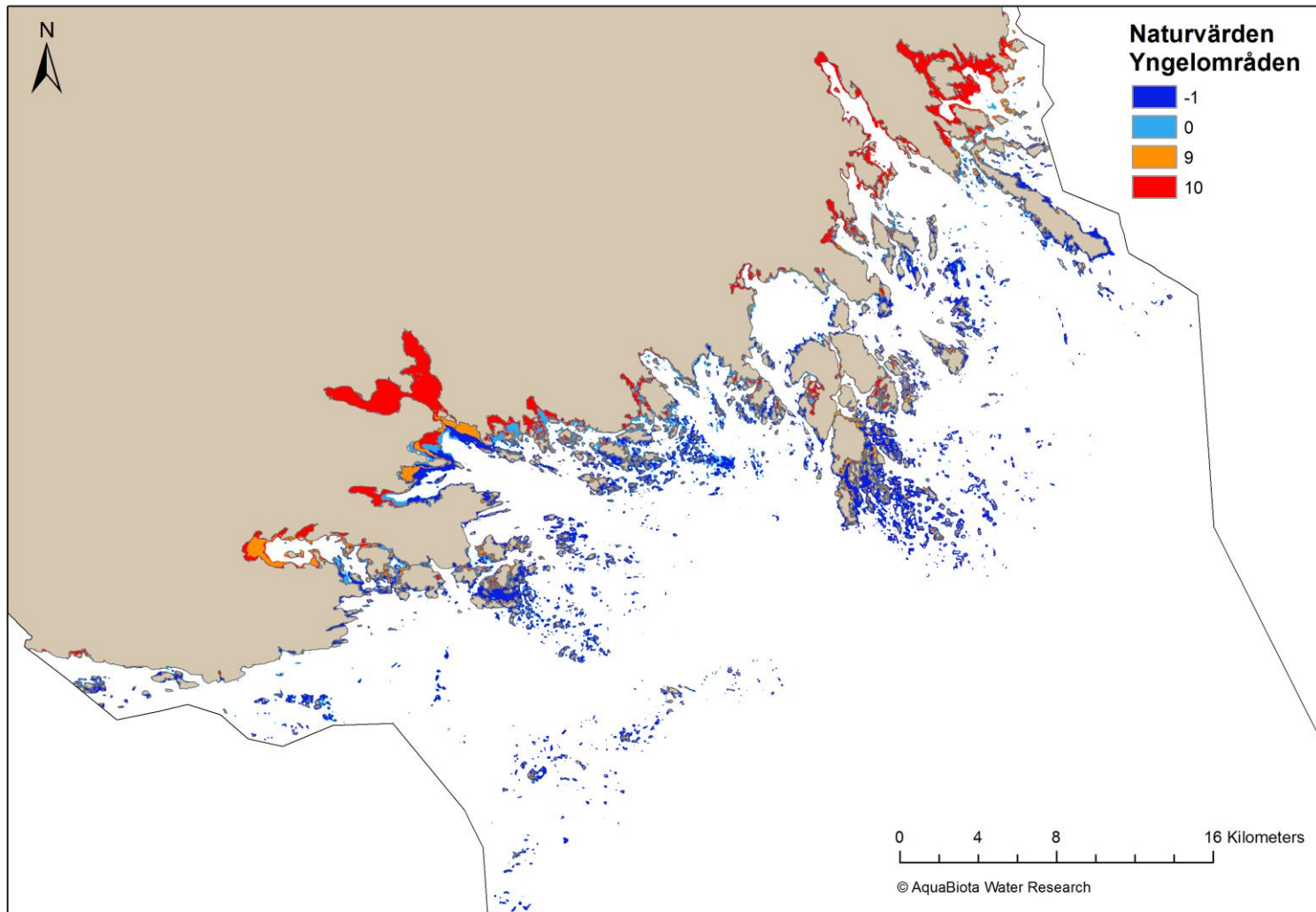












BILAGA 2

GIS-filer enligt lista i bilaga 1.

BILAGA 3

GIS-filer belagda med sekretess.

Mapp	fil	format	upplösning (m)	innehåll
HEMLIG	haqb_d_aspect	raster	10	Lutningsriktning i 10 m upplösning baserat på djup i 10 m
HEMLIG	haqb_d_curv	raster	10	Kurvatur i 10 m upplösning baserat på djup i 10 m. Kurvaturen beskriver hur djupet i varje punkt i kartan förhåller sig till medeldjupet i en ruta på 300*300m
HEMLIG	haqb_d_depth	raster	10	Djupinterpolation i 10 m upplösning
HEMLIG	haqb_d_slope	raster	10	Lutning i 10 m upplösning baserat på djup i 10 m

www.aquabiota.se