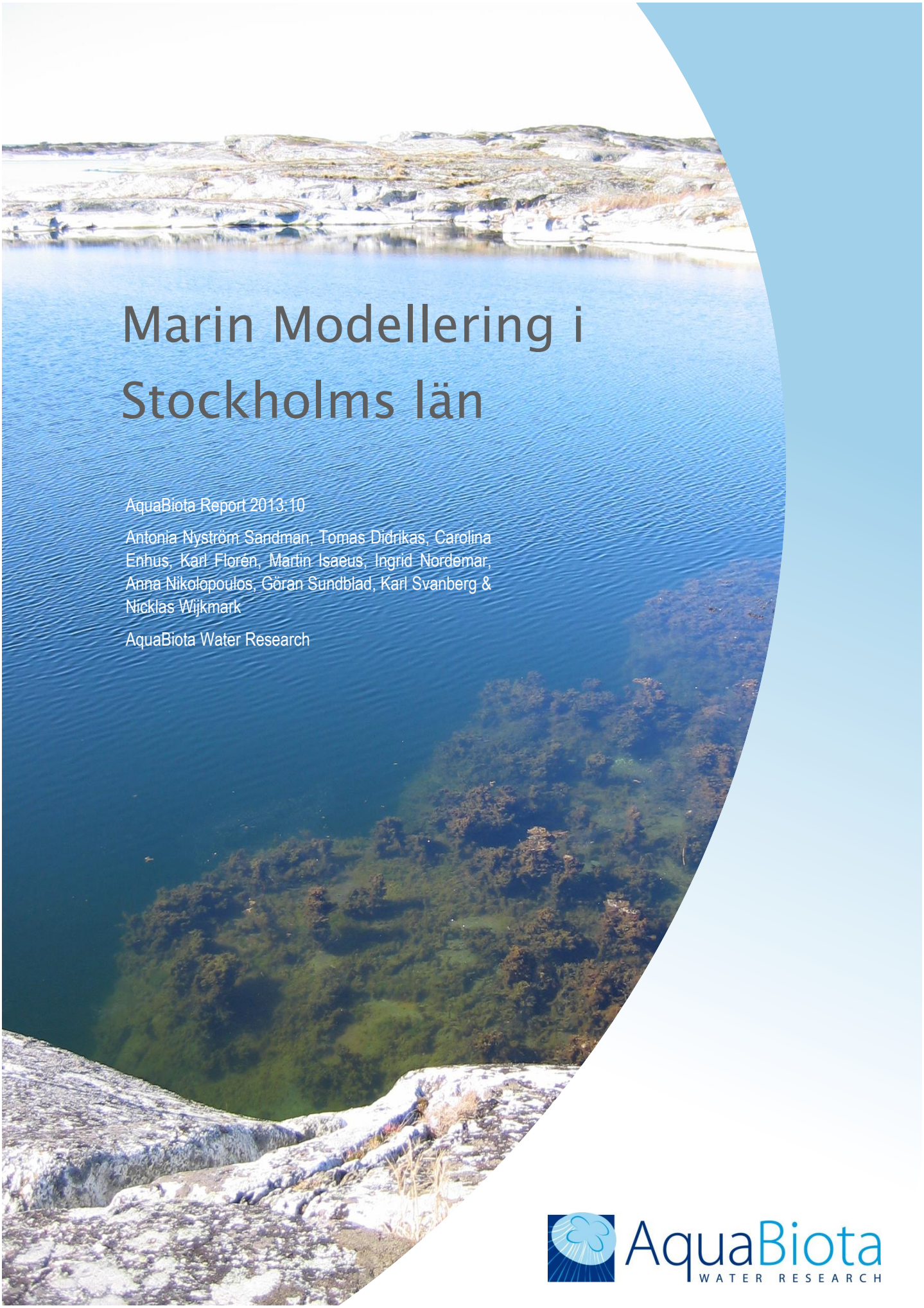


Marin Modellering i Stockholms län

AquaBiota Report 2013:10

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

AquaBiota Water Research

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 Sandman[1] (antonia.sandman@aquabiota.se), Tomas Didrikas[1], Carolina Enhus[1], Karl Florén[1], Martin Isaeus[1], Ingrid Nordemar[2], Anna Nikolopoulos[1], Göran Sundblad[1], Karl Svanberg[3] & Nicklas Wijkmark[1]

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

Omslagsfoto:
Vegetationsklädd botten, Huvudskär, 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 för kartor som bygger på djupinformation: Sjöfartsverkets beteckningar 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 Stockholms län. AquaBiota Rapport 2013:10. 76 sid.

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

AquaBiota Report 2013:10
Projektnummer: MMSS 2010002, 20100025, 20100026

ISBN: 978-91-85975-30-3

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....20
3.4. Siktdjup....22
3.5. Vågexponering....24
3.6. Substrat....25
4. Artmodeller....26
4.1. Vegetation....26
4.2. Zoobentos....39
4.3. Pelagisk fisk....48
4.4. Kustnära rekryteringsmiljöer för fisk....59
5. HELCOM underwater biotopes (HUB)....63
6. Naturvärden....66
7. Diskussion....70
Referenser....72
Bilagor....76

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 salthalt, temperatur, potentiellt förorenade områden, djup och olika djupderivat. Kartor för siktdjup finns även för delar av länet.

Sammanlagt presenteras kartor över förutsättning för förekomst av tre arter av kärlväxter, åtta arter eller artgrupper av alger, blåmussla, pungräkor, hydroider, svavelbakterier, 19 arter av bottenlevande djur på djupare bottnar, 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 (sektor-övergripande) och sektorsspecifik 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 användasför 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 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, and 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 salinity, temperature, potentially contaminated areas, depth and depth derivatives. Maps describing Secchi depth are available for parts of the county.

In total, maps of probability of presence are presented for three species of vascular plants, eight species or species groups of alga, blue mussels, opossum shrimps, hydroids, sulfur bacteria, 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 where 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 försämras 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 exploateringstillstånd.

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 Stockholms län finns för närvarnade fyra marina 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. Stora delar av Stockholms skärgård är ett riksintresse för naturvården 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.

Stora delar av Stockholms 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 länsstyrelsers och kommuners miljö- och naturvårdsarbete är att hantera samråd och ansökningar om dispenser eller tillstånd enligt miljöbalken för många olika typer av verksamheter som berör den marina miljön. Tillstånd eller samråd behövs för vattenverksamhet, åtgärder i strandskyddsområde och för åtgärder som kan påverka naturmiljön, t.ex. anläggningar i vattenområden, grävningar/muddringar, kablar/ledningar, fiskodlingar, m.m. För många verksamheter krävs en miljökonsekvens-beskrivning. 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 fösta 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 avvärjande 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 områdens 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 anpassade till planerarnas behov, och avvägningen mellan generalisering och tillförlitlighet behöver bestämmas i diskussion mellan planerare och modellerare. En modellerad art- eller habitatutbredningskarta, en s.k. prediktion, visar den sannolika utbredningen av en art eller ett habitat. Precisionen i prediktionen, alltså kartans kvalitet, styrs främst av underlagens upplösning och kvalitet, modelleringens utförande (bl.a. i vilken upplösning den görs) och inneboende egenskaper hos arten eller habitatet. En grövre upplösning genererar normalt en prediktion av högre kvalitet, men en alltför grov upplösning är inte användbar för förvaltning på läns- och kommunal nivå. Å andra sidan minskar normalt kvaliteten med en finare upplösning, vilket inte heller är önskvärt ur förvaltningssynpunkt. 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.

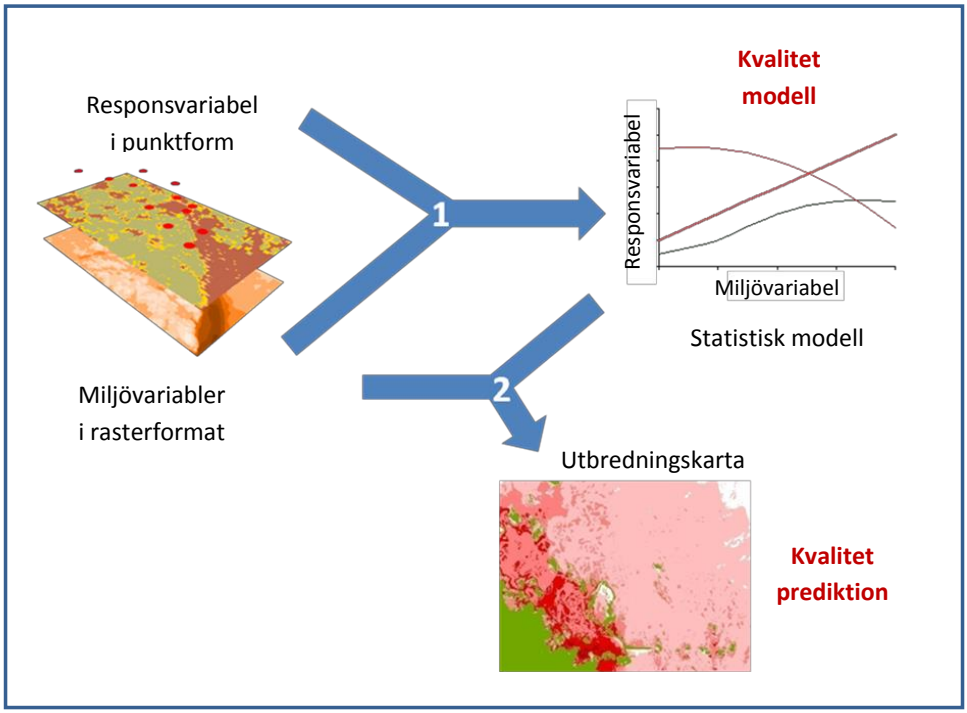
2.2. Steg 1 – Modell

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 inventerings-positionerna. 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.

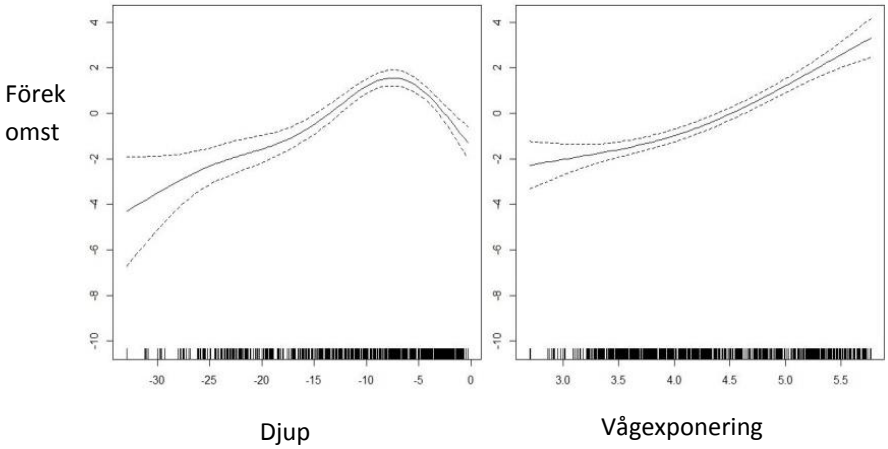
Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. Miljövariabler som korrelerar starkt med varandra bör inte användas i samma modell. För att kontrollera att miljövariablerna inte påverkar varandra i för stor utsträckning kontrolleras dels deras inbördes 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

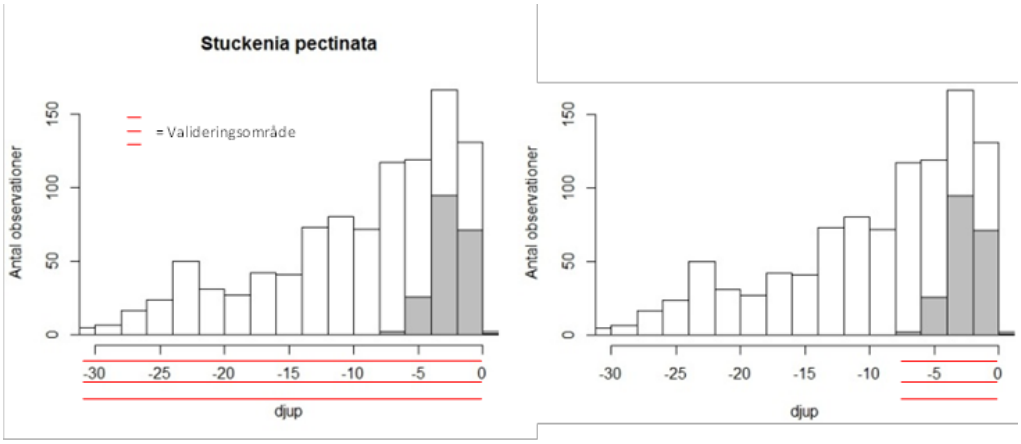
För att bedöma prediktionens kvalitet bör den valideras med externa data. Detta innebär att prediktionen jämförs med oberoende fältdata som inte använts tidigare i modelleringsprocessen. Modeller som anger sannolikheten att en responsvariabel förekommer (s.k. sannolikhetsmodeller) utvärderas lämpligen 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 erhölls. Nedre figur: Prediktionen validerades i 1.2*djupintervallet och ett mapAUC-värde erhölls.*

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
Fucus vesiculosus	0 - 7.3	0.90	0.75
Stuckenia pectinata	0.1 - 5.6	0.89	0.71
Potamogeton perfoliatus	0.1 - 5.1	0.92	0.68
Myriophyllum sp.	0.4 - 5.2	0.80	0.80
Chorda filum	0 - 16.2	0.87	0.76
Furcellaria lumbricalis	0 - 14.1	0.95	0.89
Fintrådiga rödalger	0.1 - 29.1	0.93	0.90

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

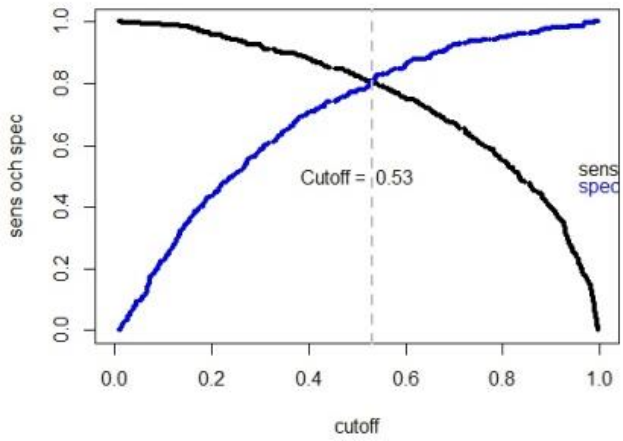
AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att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

I dagsläget saknas koncensus 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 anlednig att justera skalan, efetrsom 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. I kartornas legender har det angivits hur ofta vi observerat



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 6). 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 aggregerades till 200 m upplösning, varefter den klassades om så att alla värden större än ±2 m betraktades som osäkert.

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

3. MILJÖVARIABLER

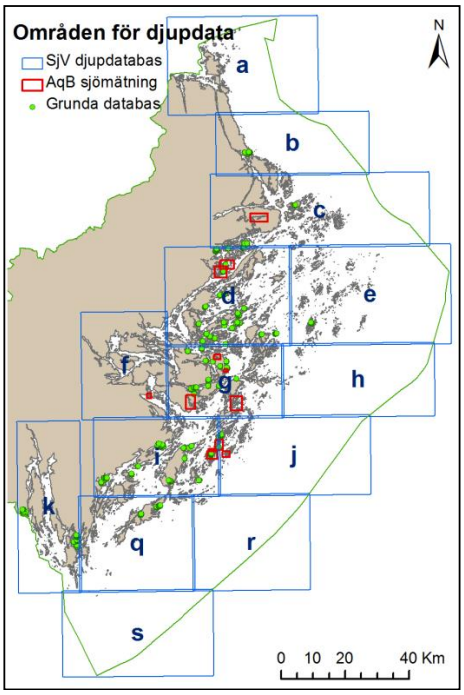
I detta avsnitt beskrivs hur miljövariablerna djup och djupderivat, salinitet, temperatur, vågexponering, siktdjup samt det antropogena skiktet PFO (potentiellt förorenade områden) har tagits fram för Stockholms marina område.

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 13-02473).

Sammanställningen av batymetrin i Stockholms län baserades på data från Sjöfartsverkets djupdatabas (DIS), egna sjömätningsdata, data från undersökningar av grunda vikar (Hansen 2012) samt fastighetskartans strandlinje.

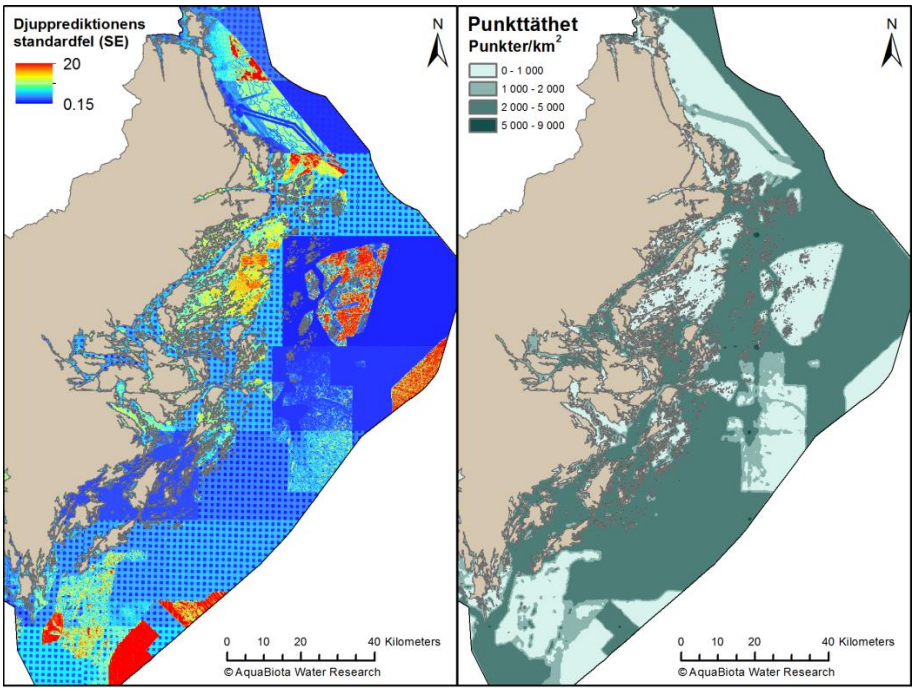
Data från Sjöfartsverket levererades för hela länet i punktform (kartprojektion RT90 2.5 gonV, referensyta MVY2000) där de uppmätta djuppunkterna filtrerats i 20-meters rutor. Våra sjömätningsdata (tillstånd för sjömätning 18600:57990) vattenstånds-korrigerades till samma referensyta (MVY2000). Fastighetskartans strandlinje (djup=0 m) gjordes om till punktform var 10:e meter. Alla data lades sedan samman till en gemensam punktfil, som delades upp i 14 delområden för att få hanterbara datamängder, se figur 5.



Figur 5. Datatäckning för de djupdata som ingick i framställningen av djupkartan för Stockholms län. Djupinterpoleringen gjordes separat för varje delområde (a–k, q–s).

Interpoleringmetoden valdes till Ordinär Kriging, och beräkningarna genomfördes i *ESRI ArcGIS Geostatistical analyst* (output type=prediction map). Interpoleringen gjordes separat för varje separat delområde (figur 5), i 8 riktningar, med 5 (minst 2) grannpunkter, och med en kombinerad Gaussisk/Exponentiell semivariogrammodell. Som utgångsläge användes 25 m *lag-size* (antalet *lag*=10) för alla områden. Interpoleringen utvärderades med hjälp av korsvalidering under processens gång samt genom manuell inspektion av de resulterande delkartorna gentemot de uppmätta

djuppunkterna och av helheten som så. För vissa delområden, särskilt i partier med lägre datatäthet (jfr figur 6), sågs 25 m *lag* inte sällan leda till artefakter i form av falska grund resp. djuphålor. På bekostnad av ett större standardfel (SE) i de uppmätta punkterna (figur 6), men med färre artefakter i de interpolerade rastren som följd, varierades *lag-size* till 50-100 m för ungefär hälften av delområdena.

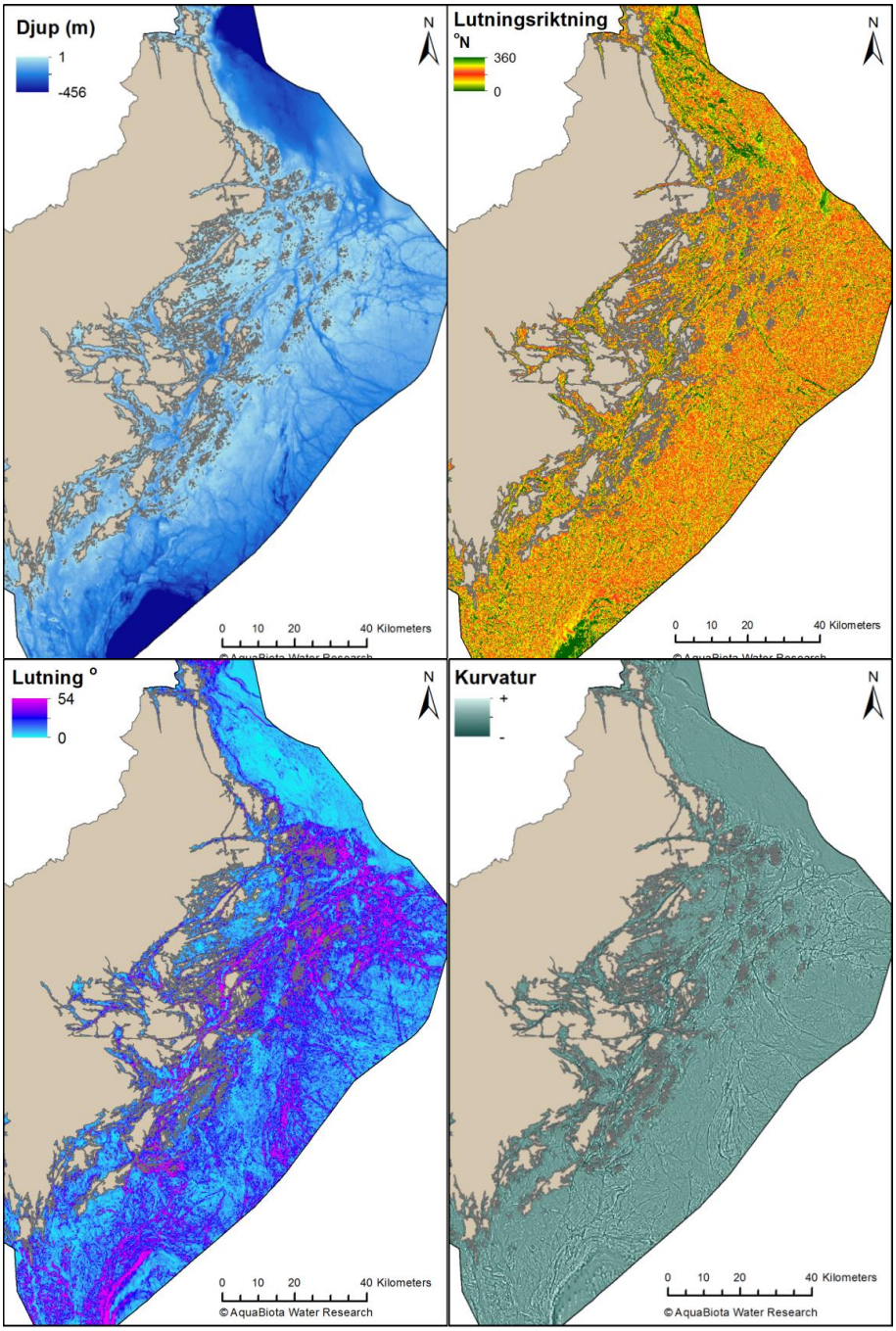


Figur 6. Tätheten (antal punkter/km²) av datapunkterna som användes för djupinterpoleringen samt djupkartans standardfel (SE) i meter, båda i 200 m upplösning.

De interpolerade delkartorna sattes slutligen samman till en länstäckande djupkarta i 10 meters upplösning genom ArcGIS-funktionen *Mosaic to New Raster* enligt *blend*-metoden. Djupkartan för Stockholms havsområde visas i 200 meters upplösning i figur 7.

Djupderivat

Baserat på det interpolerade djuprastret i 10 m upplösning beräknades raster för bottens 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 bottens 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 bottens lutning, lutningsvinkel och kurvatur i Stockholms marina område visas i figur 7.



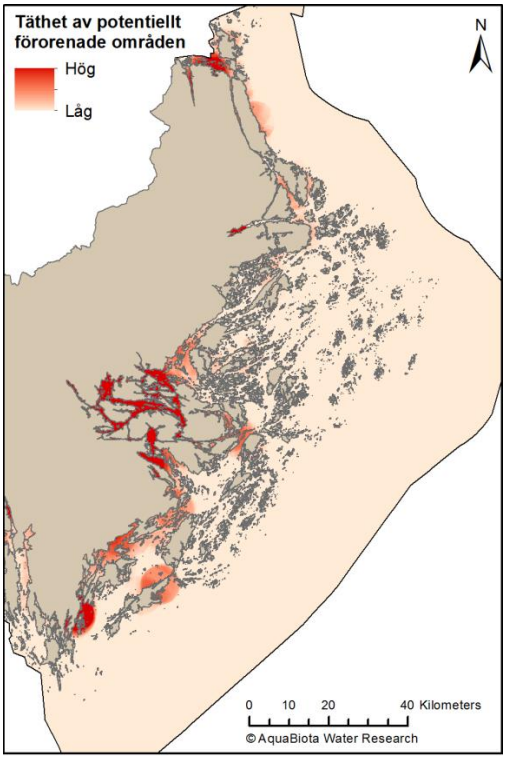
Figur 7. Djup, lutningsriktning, lutning och kurvatur i 200 m upplösning

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 Stockholm hade 10487 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. 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 8). I denna analys togs ingen hänsyn till branschklass eller inventeringsresultat. För analysen användes en cirkelradie på 5 km.



Figur 8. Punkttäthetsanalys av samtliga identifierade, potentiellt förorenade områden i Stockholms län (PFO).

3.3. Hydrografiska variabler

Bakgrund

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 sammanställdes därför underlagsskikt för temperatur och salthalt över hela Stockholms läns havsområde. För båda dessa parametrar beräknades medelvärden, minimivärden (10-percentilen) och maximivärden (90-percentilen) vid ytan respektive nära botten. Skikten är kompositer av två olika typer av hydrodynamiska modeller.

Data

Som utgångspunkt användes data från kustbassängmodellen CouBa (Engqvist, 2008). Denna endimensionella modell täcker länets kustnära områden och är uppbyggd av ett antal sammanlänkade reservoarer enligt havsområdena i Svenskt Vattenarkiv (SVAR) (figur 9). För områdena utanför CouBa användes istället data från den storskaliga tredimensionella modellen Arch3D, med 0,5 x 0,5 nm (ca 900 x 900 m) upplösning (Engqvist & Andrejev, 2003). De två modellerna är relaterade till varandra i det avseendet att CouBa delvis drivs m h a data från Arch3D.

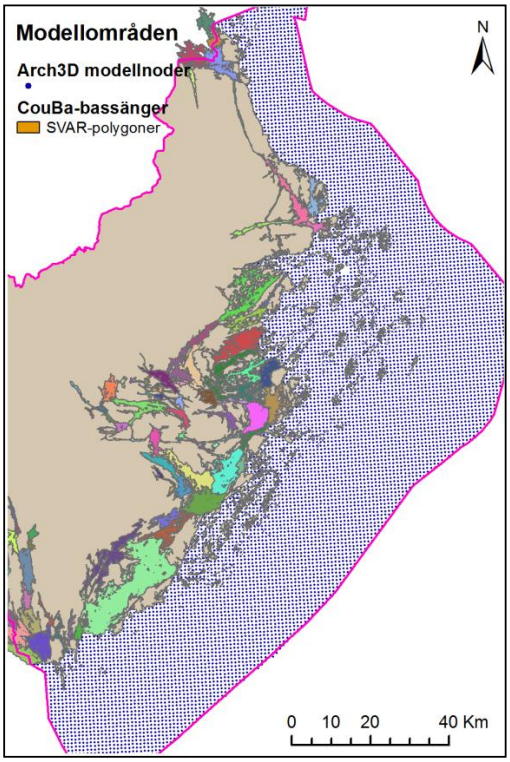
Från båda modellerna tillhandshölls data i form av månatliga djupprofiler (månadsmedelvärden på ett antal djup genom hela vattenmassan) av temperatur resp. salthalt under perioden januari 1993 - december 2004, vilket var årtalen med tillgängliga resultat för området.

Heltäckande raster i 10 meters upplösning sammanställdes för ytvärden utifrån värdena på 0,5 meters djup i varje djupprofil (en profil per bassäng i CouBa resp. en profil per nod i Arch3D, se figur 9). 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 13-02473.

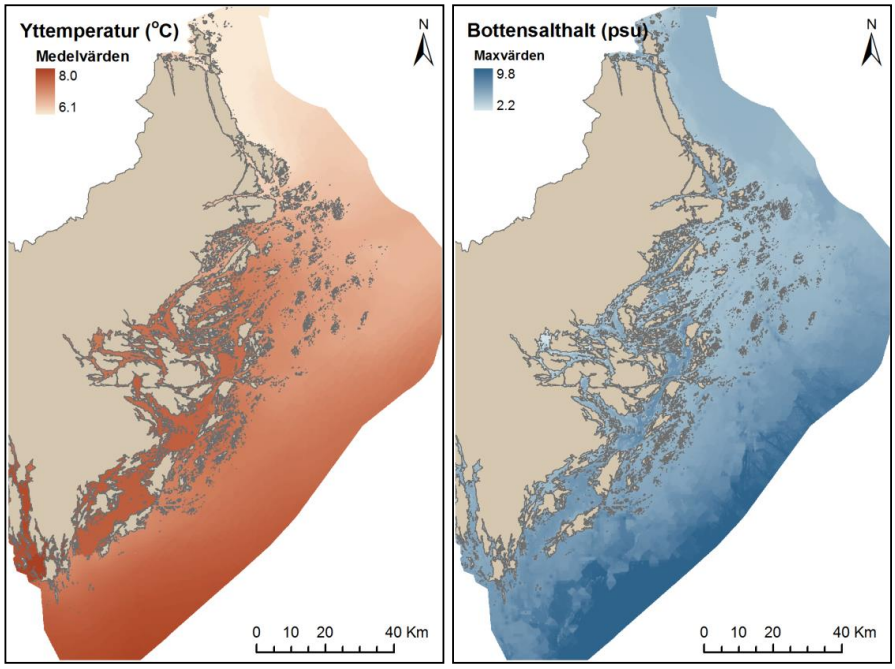
Resultat

Baserat på förväntat bidrag till art- och habitatmodelleringen sammanställdes totalt nio hydrografiska raster; medelvärden, minimivärden och maximivärden för salthalt resp. temperatur, alla både vid ytan och nära botten. Som ett mer representativt värde för minimiförutsättningarna än enstaka extremvärden användes 10-percentilen av alla månatliga värden istället för det absoluta minimivärdet. På motsvarande sätt användes 90-percentilen av alla månatliga värden som värde för maximiförutsätningarna.

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



Figur 9. Datatäckningen för de två hydrografiska modellerna som använts. Punkter visar modellnoderna i Arch3D-modellen medan färgade polygoner visar de kopplade delbassängerna i CouBa-modellen. Data för temperatur resp. salthalt erhölls som månatliga djupprofiler i varje nod resp. delbassäng.



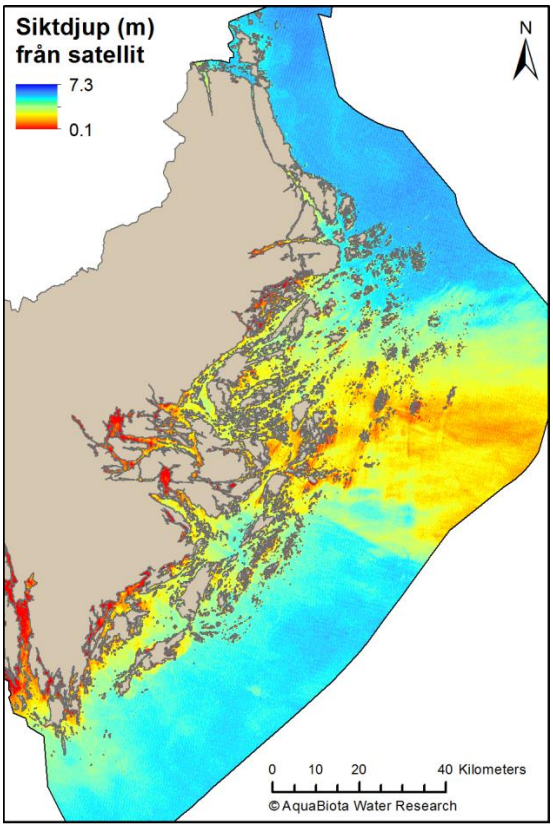
Figur 10. Ett urval av de länstäckande hydrografiska miljövariablerna. Vänster: medeltemperatur vid ytan och höger: maximisalthalt (90:e percentilen) nära botten.

3.4. Siktdjup

Satellitbaserad siktdjupskarta

Bottenlevande kärlväxter 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 framställdes en högupplöst siktdjupskarta för Södermanlands län (Florén m fl 2012). Samma metodik applicerades sedan på Stockholms län. Siktdjupet påverkas av graden närsalter i vattnet vilket gör att en siktdjupskarta även skulle indikera graden av övergödning.

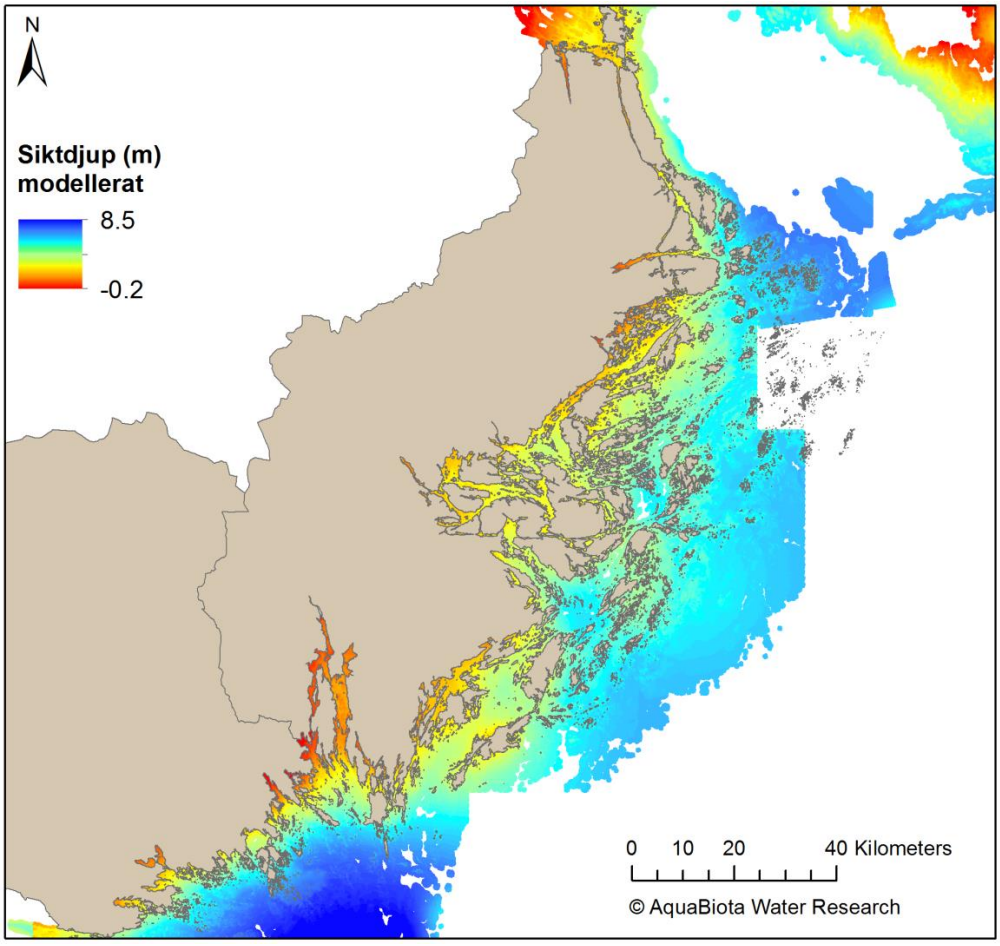
Satellitsensorn MERIS är konstruerad för oceanografiska tillämpningar och har en välutvecklad metodik för atmosfärskorrektion, vilken är nödvändig i denna tillämpning. Upplösningen är dock 300 m vilket är för grovt för kartering i finskalig skärgårdsmiljö med trånga sund och vikar. Landsat TM har en 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 Stockholms län

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

I modelleringarna av vegetation för Stockholms län användes siktdjupet ej som miljövariabel då inget av lagren var heltäckande.

3.5. Vågexponering

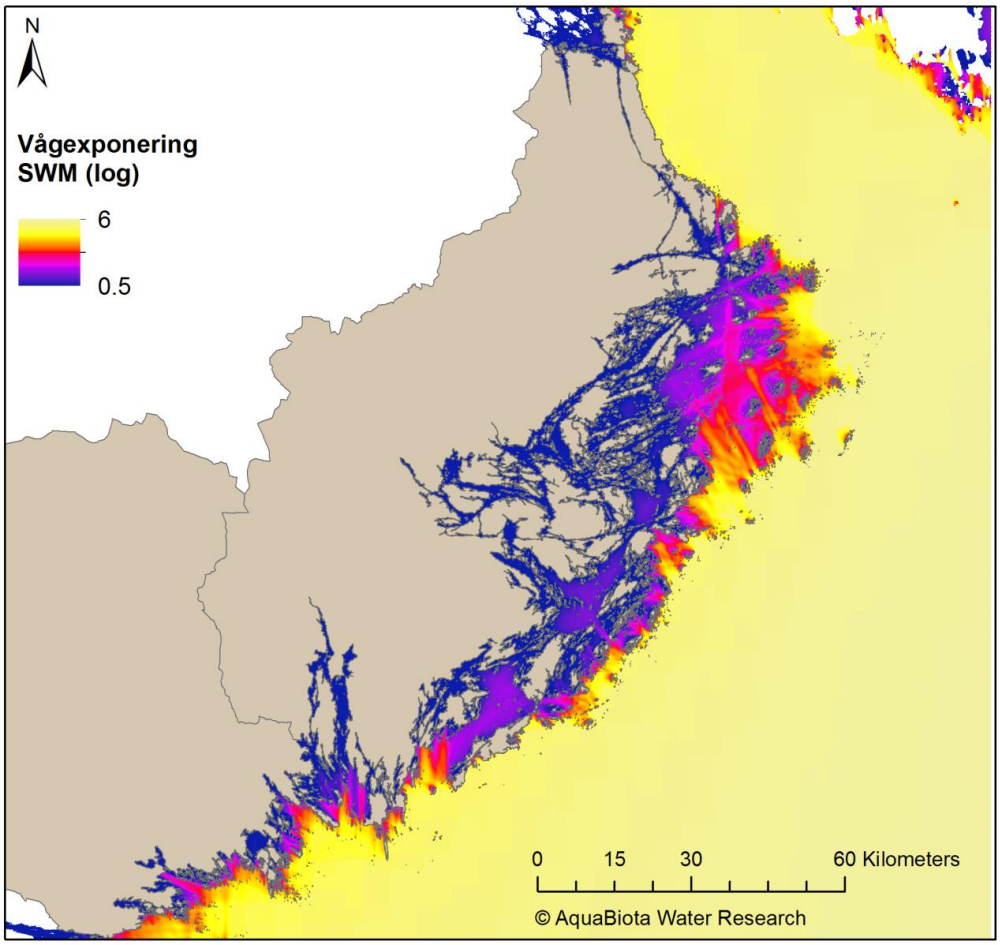
Bakgrund

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.fl. 2004, Bekkby m.fl. 2008, Sandman m.fl. 2008). Vågexponeringen (SWM) för de inre delarna av Stockholm 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 våghöjdslager, Significant Wave Height, för utsjön framtaget av DHI (DHI 2010) räknades om till SWM (Wijkmark & Isaeus 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

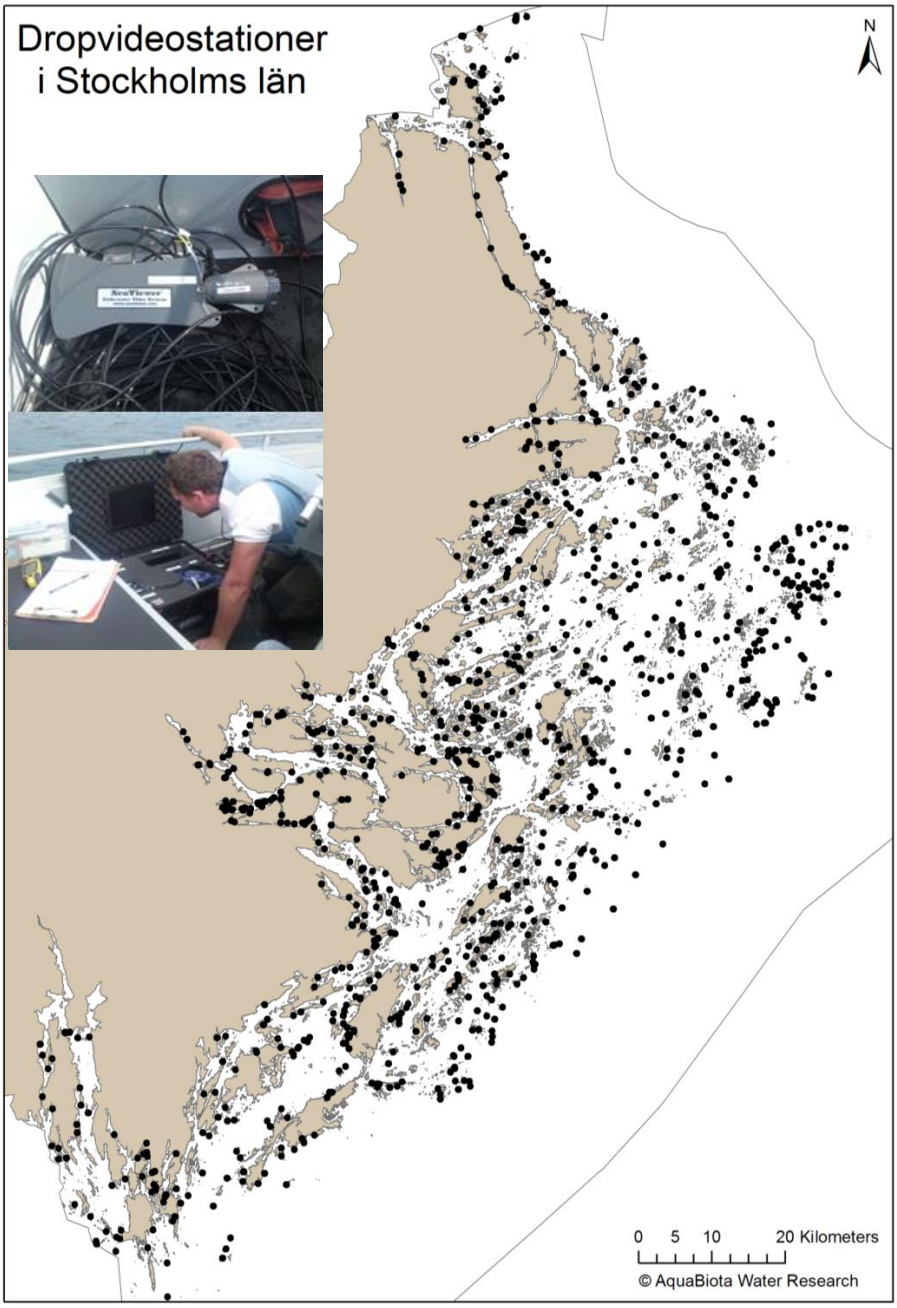
I detta avsnitt beskrivs det dataunderlag för bottenlevande växter och djur som har använts i modelleringarna av vegetationsklädda bottnar. De svenska artnamn som används i rapporten följer Tolstoy & Österlund (2003), Mossberg m.fl. (1992) och World Register of Marine Species (2012) .

Dropvideo används främst för att inventera fastsittande arter och bottensubstrat. Vid dropvideoinventering 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. Dropvideoinventering är en kostnadseffektiv metod för att samla in statistiskt oberoende datapunkter som lämpar sig väl för modellering. Förutsatt att inventeringspunkterna placeras slumpmässigt erhålls ett dataset som är representativt för det inventerade området. Nackdelen med metoden är att det inte är möjligt att identifiera lika många arter som vid t.ex. dyktransekter. Anledningarna är att vissa arter, t.ex. fintrådiga alger, är svåra att skilja åt i bild och det är större risk att missa småväxta arter eller arter med låg täckningsgrad. Vidare kan påväxt, dålig sikt eller lösliggande alger försvåra inventeringen.

Under 2010 inventerades bottenlevande växter och djur med hjälp av dropvideo (metodbeskrivning: Isaeus 2009). Den inventerade ytan var ca 5*5 meter. Sammanlagt samlades data in från 1038 stationer (figur 14). Placeringen av stationerna var slumpmässsig, men stratifierad utifrån vågexponeringsskiktet (se miljövariabler) och djup hämtade från sjökort. Genom att dela in djup och vågexponering i klasser och se till att samtliga kombinationer av dessa klasser blev lika representerade erhölls ett balanserat dataset. Anledningen till denna viktade slumpning var att få ett dataset som på ett bra sätt representerar de skilda miljöerna som förekommer i länet. All dropvideodata fördes in i databasen MarTrans.

Dropvideoundersökning i Saltsjön

Foto: Nicklas Wijkmark, AquaBiota Water Research



Figur 14. Positioner för de 1038 dropvideostationer 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.

Metoden för insamlingen av dropvideodatat är anpassad för att få ett statistiskt oberoende dataset som är anpassat för modellering. Av de 1038 stationerna användes 912 i modelleringen Från detta dataset användes 612 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 valideirngsstationer**	**mapAUC baseras på kartans kvalitet i djupintervallet**
Axslinga *(Myriophyllum spicatum)*	0.4 – 5.2 m	161	0 – 5.6 m
Blåmussla *(Mytilus edulis)*	0 - 30 m	300	0 - 30 m
Blåmussla >50 % täckning *(Mytilus edulis)*	0 – 23.1 m	284	0 – 26.1 m
Blåstång *(Fucus vesiculosus)*	0 – 7.3 m	186	0 – 8.1 m
Blåstång >25 % täckning *(Fucus vesiculosus)*	0 – 5.7 m	182	0 – 6.2 m
Blåstång >50 % täckning *(Fucus vesiculosus)*	0 – 5.7 m	182	0 – 6.2 m
Borstnate *(Stuckenia pectinata)*	0 – 5.6 m	177	0 – 6.2 m
Borstnate >25 % täckning *(Stuckenia pectinata)*	0.1 – 3.9 m	162	0 – 4.3 m
Fintrådiga epifyta alger	0 – 16.2 m	241	0 – 17.8 m
Fintrådiga rödalger *(Polysiphonia spp.)* *(Ceramium spp.)* *(Rhodomela confervoides)*	0.1 – 29.1 m	300	0 - 30 m
Fintrådiga rödalger >25% täckning *(Polysiphonia spp.)* *(Ceramium spp.)* *(Rhodomela confervoides)*	1.6 – 15.1 m	237	0.3 – 16.4 m
Grönslick *(Cladophora* spp.*)*	0 – 3.6 m	164	0 – 4.4 m
Hydroider	0 – 30 m	300	0 – 30 m
Kräkel *(Furcellaria lumbricalis)*	0 – 14.1 m	236	0 – 16.9 m
Pungräka *(Mysis relicta)*	0 – 30 m	300	0 – 30 m
Rödblad *(Coccotylus truncatus)*	0.1. – 22 m	277	0 – 24.1 m
Sudare *(Chorda filum)*	0 – 16.2 m	241	0 – 17.8 m
Svavelbakterier *(Beggiatoa)*	3.9 – 30 m	229	1.3 – 30 m
Trådslick/Molnskick *(Pilayella/Ectocarpus)*	0 – 6.8 m	186	0 – 7.4 m
Vass *(Phragmites australis)*	0 – 2.1 m	97	0 – 2.3 m

[1] Baserat på datasetet insamlat med dropvideo 2011

Resultat

I det här avsnittet beskrivs resultaten från de rumsliga modelleringarna av blåmussla, bottenlevande alger samt kärlväxter i Stockholms 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 länet (Sjöfartsverkets spridningstillstånd 13-03482).

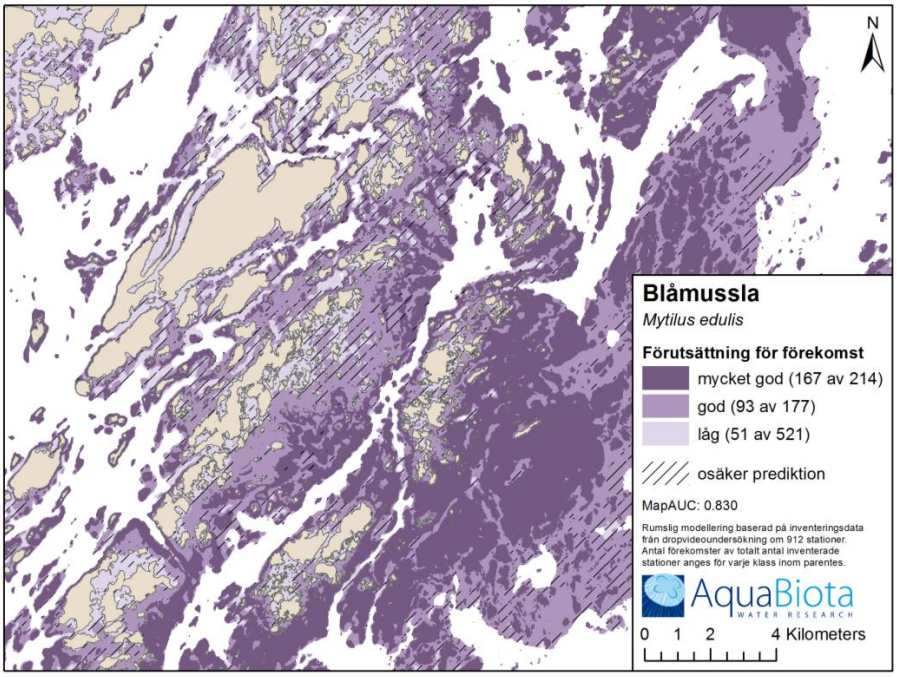
Samtliga modelleringsresultat som presenteras i rapporten från denna grupp är av god kvalitet (mapAUC>0,7; se kapitel 2.3). Sammanlagt presenteras kartor över förutsättning för förekomst av blåmussla, pungräkor, hydrioider, svavelbakterier, 8 arter eller artgrupper av alger samt 5 arter eller artgrupper av kärlväxter (tabell 2 och 3). 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 täckningsgrader ≥25% och ≥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.

Modeller

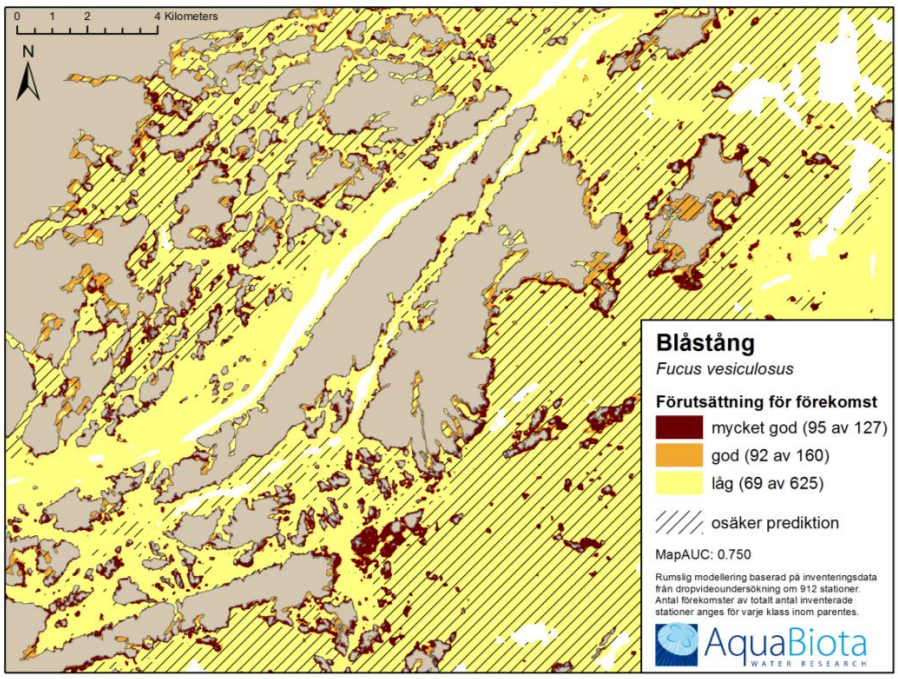
Axslinga (*Myriophyllum spicatum*) kan bli upp till 1 m lång och växer oftast i grunda relativt skyddade miljöer med flack botten. Enligt prediktionerna återfinns arten också i dessa miljöer i hela skärgården. De största områdena med höga sannolikheter för förekomst predikterades dock i de inre och mellersta delarna av skärgården.

Blåmussla (*Mytilus edulis*) blir sällan mer än tre centimeter lång i Östersjön. Den fäster sig på hårt underlag som klippor, block och sten, men även på t.ex. döda skal på mjukbottnar. Arten förekommer talrikt upp till norra Kvarken. Enligt prediktionerna förekommer blåmussla främst i mer exponerade miljöer. Förekomsten är som störst på djup kring 10-15 m. Arten påträffas längs hela Stockholms läns kust med undantag av de innersta delarna av skärgården. I de mellersta och yttre delarna av skärgården predikterades ofta höga täckningsgrader så länge djupförhållanden och bottentopografi var gynnsamma. Ett exempel på ett sådant område är utanför Nämndö (figur 15). Prediktioner gjordes för förekomst och ≥ 50 % täckningsgrad.

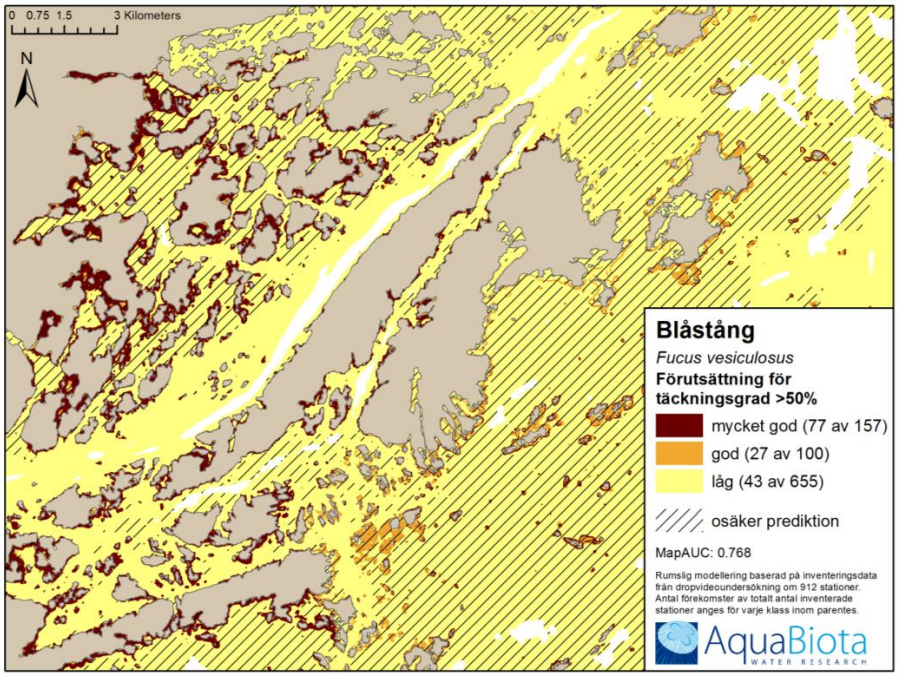


Figur 15. Modellerad förutsättning för förekomst av blåmussla (Mytilus edulis)

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. Blåstången förekommer upp till norra kvarken. Prediktioner gjordes för förekomst och ≥ 25 % samt ≥50 % täckningsgrad. Prediktionerna visar att arten förekommer på grunda (1 – 3 m djup) bottnar i hela skärgården med undantag av de innersta delarna. Prediktionerna av 50 % täckningsgrad eller mer visar dock att den framförallt är bältesbildande i de mellersta delarna av skärgården (figur 16 och 17).



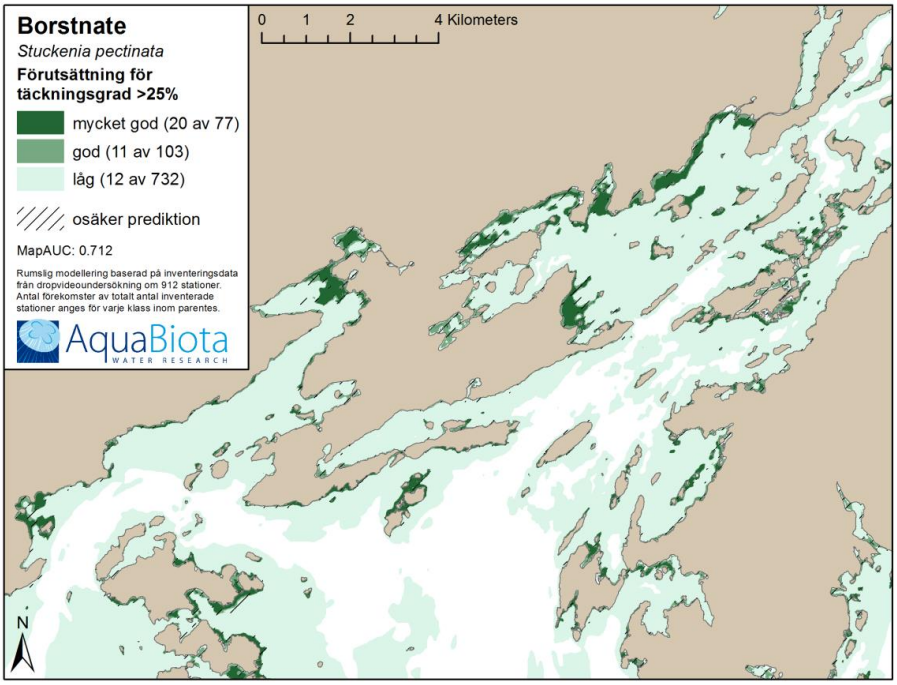
Figur 16. Modellerad förutsättning för förekomst av blåstång (Fucus vesiculosus)



Figur 17. Modellerad förutsättning för förekomst av minst 50% täckningsgrad av blåstång (Fucus vesiculosus)

Borstnate (*Stuckenia pectinata*) är en högväxande kärlväxt med smala blad. Med sitt växtsätt bildar arten en tredimensionell struktur där fisk och andra djur kan söka skydd och föda. Arten växer i näringsrikt bräckt och salt vatten, särskilt på mjukbottnar i relativt skyddade havsvikar. I dropvideoinventeringen förekom arten ner till 3.9 m djup.

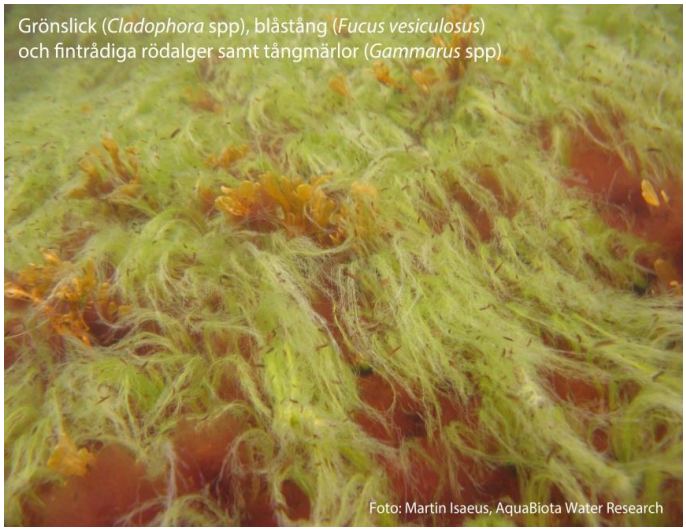
Enligt prediktionerna trivs arten bäst på flacka bottnar i grunda (1 – 3 m djup) relativt skyddade till medelexponerade områden. Prediktioner gjordes för förekomst och ≥ 25 % täckningsgrad (figur 18).



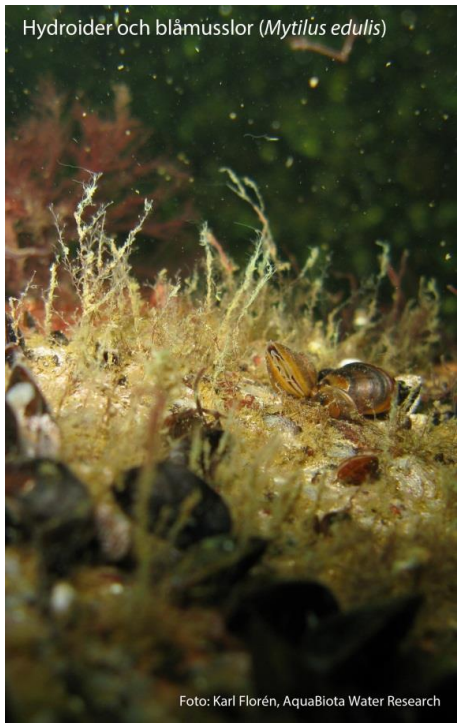
Figur 18. Modellerad förutsättning för förekomst av minst 25% täckningsgrad av borstnate (Stuckenia pectinata)

Fintrådiga epifyta (påväxta) alger är ofta ettåriga och gynnas av ökad näringstillgång i havet. De är trådformiga, kortlivade och snabbväxande. De (oftast) fleråriga alger eller kärlväxter de växer på kan slås ut då de skuggas så att de inte kan fotosyntetisera. Fintrådiga alger som slitits loss och ansamlats på botten kan orsaka syrebrist då de skall brytas ned. Vid tillfället för dropvideoundersökningen återfanns fintrådiga epifyter framförallt på grunda, flacka bottnar med intermediär vågexponering.

De fintrådiga rödalgerna 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 dropvideoinventeringar och ofta förekommer tillsammans har de modellerats som grupp. Gruppen förekommer främst på 5-15 meters djup i exponerade miljöer.

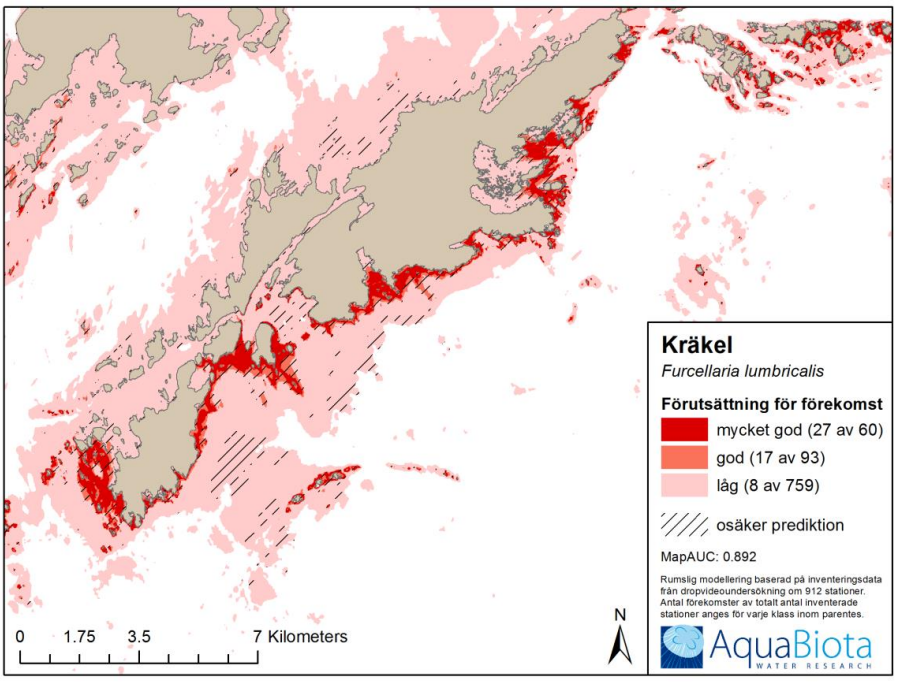


Grönslickar (Cladophora spp.) är vanligt förekommande i Stockholms län. *Cladophora glomerata* en av de vanligaste arterna i familjen och bildar ofta ett grönt bälte precis i strandkanten på hårda substrat. I tidigare undersökningar har arten varit underrepresenterad i dropvideodata och därför har andra data insamlade med andra metoder använts för modellering. I Stockholm har dock extra vikt lagts på att få med även de grundaste miljöerna i dropvideoundersökningen. Enligt prediktionen trivs arten bäst i grunda exponerade miljöer med låg lutning.



Hydroider är nässeldjur med generationsväxling mellan ett polypstadium och ett frisimmande medusastadium. Polypstadiet är kolonibildande och ser ut som grått ludd på framförallt hårda substrat. Det är det fastsittande stadiet som har modellerats. Prediktionen visar att arten framför allt finns i djupa områden i ytterskärgården, då förutsättningen för förekomst ökar med djup och vågexponering.

Kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) är en flerårig upp till 10 cm hög, buskig, gaffelgrenad rödalg som är allmänt förekommande från Falsterbo till södra Bottenviken. I data från dropvideoundersökningen förekom arten ned till 14 m djup. Prediktionen visar att arten har sin huvudutbredning på 5 – 10 m djup. Den är förknippad med klart vatten och hög exponering. Störst områden med god eller mycket god förutsättning för förekomst återfinns främst i länets yttre skärgårdsområden. Figur x visar ett område från Utös utsida (figur 19).



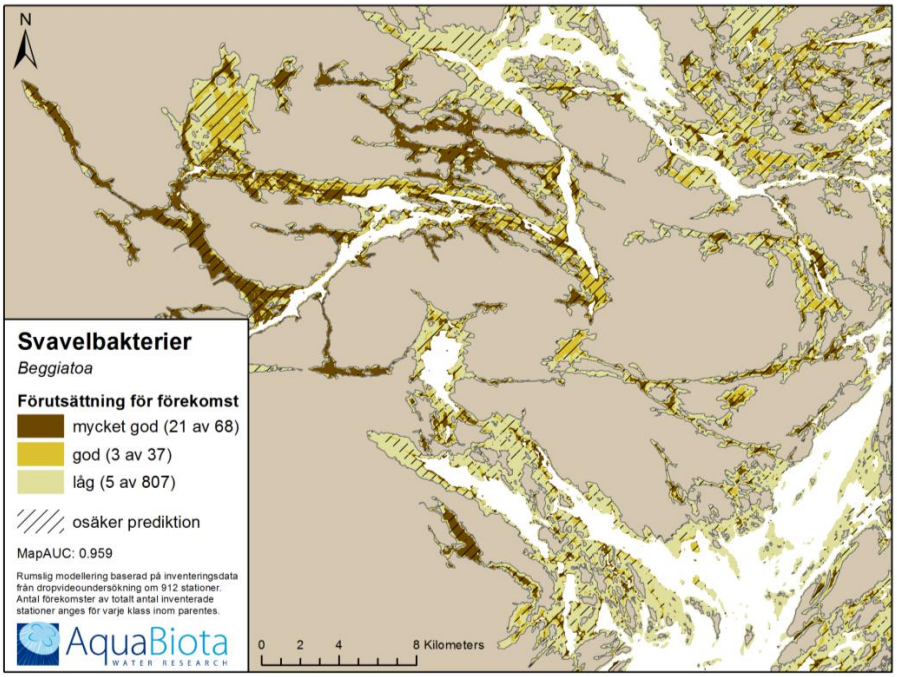
Figur 19. Modellerad förutsättning för förekomst av kräkel (Furcellaria lumbricalis)

Pungräkor eller mysider (Mysidacea) är 15-20 mm långa kräftdjur. Flera arter Mysider förekommer i Östersjön och det finns både littorala som rent pelagiska arter. De littorala arterna förekommer normalt sett ner till 10-15 meters djup och kustnära. Till skillnad från de littorala mysiderna är de pelagiska arterna extremt ljusskygga och förekommer därför nästan uteslutande i områden med djup > 30 m. Då de även är intoleranta mot höga temperaturer rör de sig sällan grundare än språngskiktet. Mysider är omnivorer och äter såväl detritus från botten som pelagiska djurplankton. Mysider anses också vara en viktig energikälla för många fiskar då de är mycket proteinrika och feta. Enligt prediktionen ökar förutsättningen för förekomst med djup men minskar med vågexponering och närhet till potentiellt förorenade områden (PFO).

Arterna kilrödblad (*Coccotylus truncatus*) och blåtonat rödblad (*Phyllophora pseudoceranoides*) är svåra att skilja i fält och modellerades därför tillsammans. Kilrödblad 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 rödblad har ett liknande utseende men förekommer troligen inte lika djupt. Båda arterna är fleråriga. De refereras i fortsättningen till som *Coccotylus* eller Rödblad. Rödblad påträffades ner till 22 m djup i dropvideoundersökningen. Enligt prediktionen trivs arten bäst på djup runt 10 m i exponerade miljöer, men förutsättningen för förekomst minskar med närhet till potentiellt förorenade områden (PFO).

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. Enligt modellen förknippas arten med grunda (1 – 4 m djup) medelexponerade miljöer med hög salinitet. Enligt prediktionen råder gynnsamma förhållanden till exempel i området runt Svartlöga i norra delen av skärgården.

Svavelbakterier (*Beggiatoa*) förekommer i synnerhet i svackor där organiskt material ansamlas och bryts ner, vilket leder till syrebrist. Detta är framförallt vanligt i de inre delarna av skärgården. Prediktionen visar att förutsättningen för förekomst är högst på djupare bottnar i de inre delarna av skärgården, då svavel-bakterierna ökar med djup, men minskar med vågexponering, lutning och salinitet (figur 20).



Figur 20. Modellerad förutsättning för förekomst av svavelbakterier (Beggiatoa)

Trådslick (*Pylaiella littoralis*) och molnslick (*Ectocarpus siliculosus*) är brunalger som växer på hårda ytor och på andra alger i strandzonen. Eftersom dessa två arter är svåra att skilja åt i fält har de modellerats tillsammans. Arterna är tämligen allmänna längs hela Sveriges Östersjökust. Prediktionen visar att arterna finns i grunda miljöer i mellan- och ytterskärgård.

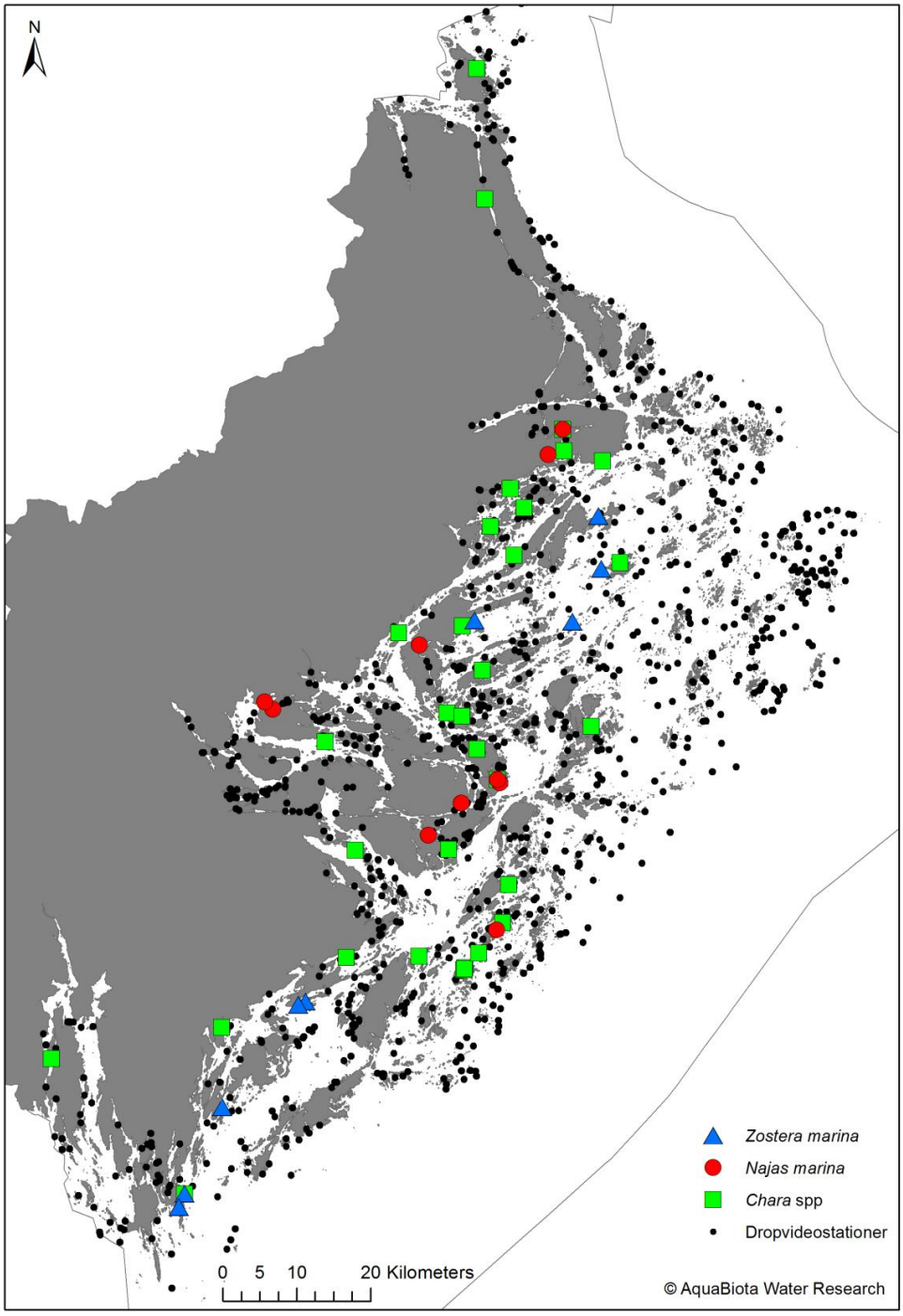
Vass (*Phragmites australis*) är Nordens största gräs. Arten är näringsgynnad och växer i de flesta sorters sjöar och våtmarker ner till 2.5 m djup. I Östersjön återfinns den oftast längst in i skyddade vikar. Enligt prediktionen trivs den bäst i grunda, skyddade, utsötade miljöer.

Prediktioner togs även fram för hornsärv (*Ceratophyllum demersum*) och ålnate (*Potamogeton perfoliatus*), men dessa redovisas inte separat då utvärderingen blev för svag (mapAUC = 0.69 respektive 0.68). Prediktionerna ingår dock i naturvärdesbedömningen.

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]
Axslinga (*Myriophyllum spicatum)*	Kärlväxt	Deviance explained: 0.21 Sensitivity/Specificity: 0.79	MapAUC: 0.8	Vågexponering Djup Min temp (b) Lutning
Blåmussla (*Mytilus edulis*)	Djur	Deviance explained: 0.45 Sensitivity/Specificity: 0.8	MapAUC: 0.83	Djup Kurvatur Vågexponering PFO
Blåmussla >50 % täckning (*Mytilus edulis*)	Djur	Deviance explained: 0.54 Sensitivity/Specificity: 0.84	MapAUC: 0.86	Djup Vågexponering Kurvatur Min salinitet (b)
Blåstång (*Fucus vesiculosus*)	Brunalg	Deviance explained: 0.46 Sensitivity/Specificity: 0.82	MapAUC: 0.75	Djup Min salinitet (b) Kurvatur PFO
Blåstång >25 % täckning (*Fucus vesiculosus*)	Brunalg	Deviance explained: 0.36 Sensitivity/Specificity: 0.8	MapAUC: 0.76	Djup Min salinitet (b) Lutning PFO
Blåstång, >50% täckningsgrad (*Fucus vesiculosus*)	Brunalg	Deviance explained: 0.33 Sensitivity/Specificity: 0.79	MapAUC: 0.77	Min salinitet (b) Djup Max temp (b) Lutning
Borstnate (*Stuckenia pectinata*)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.4 Sensitivity/Specificity: 0.83	MapAUC: 0.71	Vågexponering Djup Lutningsriktning Lutning
Borstnate >25 % täckning (*Stuckenia pectinata*)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.32 Sensitivity/Specificity: 0.82	MapAUC: 0.71	Vågexponering Lutning Djup
Fintrådiga epifyter		Deviance explained: 0.34 Sensitivity/Specificity: 0.77	MapAUC: 0.81	Djup Vågexponering Min salinitet (b) Lutning
Fintrådiga rödlager (*Polysiphonia* spp.) (*Ceramium* spp.) (*Rhodomela confervoides*)	Rödalg	Deviance explained: 0.52 Sensitivity/Specificity: 0.86	MapAUC: 0.9	Djup Vågexponering Min salinitet (b) Min temp (b)
Fintrådiga rödlager >25 % täckning (*Polysiphonia* spp.) (*Ceramium* spp.) (*Rhodomela confervoides*)	Rödalg	Deviance explained: 0.44 Sensitivity/Specificity: 0.84	MapAUC: 0.86	Djup Vågexponering Lutning
Grönslick (*Cladophora* spp)	Grönalg	Deviance explained: 0.45 Sensitivity/Specificity: 0.82	MapAUC: 0.77	Djup Lutning Vågexponering PFO
Hydroider	Djur	Deviance explained: 0.36 Sensitivity/Specificity: 0.77	MapAUC: 0.9	Djup Kurvatur Vågexponering PFO
Kräkel (*Furcellaria lumbricalis*)	Rödalg	Deviance explained: 0.51 Sensitivity/Specificity: 0.87	MapAUC: 0.89	Vågexponering Djup Max temp (b)
Pungräka (*Mysis relicta*)	Djur	Deviance explained: 0.37 Sensitivity/Specificity: 0.8	MapAUC: 0.88	Djup Min temp (b) Vågexponering PFO
Rödblad (*Coccotylus truncatus*)	Rödalg	Deviance explained: 0.43 Sensitivity/Specificity: 0.82	MapAUC: 0.87	Djup Vågexponering Min temp (b) PFO
Sudare (*Chorda filum*)	Brunalg	Deviance explained: 0.32 Sensitivity/Specificity: 0.83	MapAUC: 0.76	Vågexponering Min salinitet (b) Djup
Svavelbakterier (*Beggiatoa*)	Bakterie	Deviance explained: 0.48 Sensitivity/Specificity: 0.9	MapAUC: 0.96	Djup Min salinitet (b) Lutning Vågexponering
Trådslickar (*Pylaiella/Ectocarpus*)	Brunalg	Deviance explained: 0.39 Sensitivity/Specificity: 0.79	MapAUC: 0.7	Djup Min temp (b) Lutningsrikting Kurvatur
Vass (*Phragmites australis*)	Kärlväxt	Deviance explained: 0.53 Sensitivity/Specificity: 0.86	MapAUC: 0.87	Djup Min temp (b) Vågexponering Min salinitet (b)

[1] Extern validering inom artens naturliga djuputbredning *1.2 [2] I ordning efter inverkan i modellen



Figur 21. Förekomster av kransalger (Chara spp), Havsnajas (Najas marina) samt ålgräs (Zostera marina) i Stockholms läns marina område.

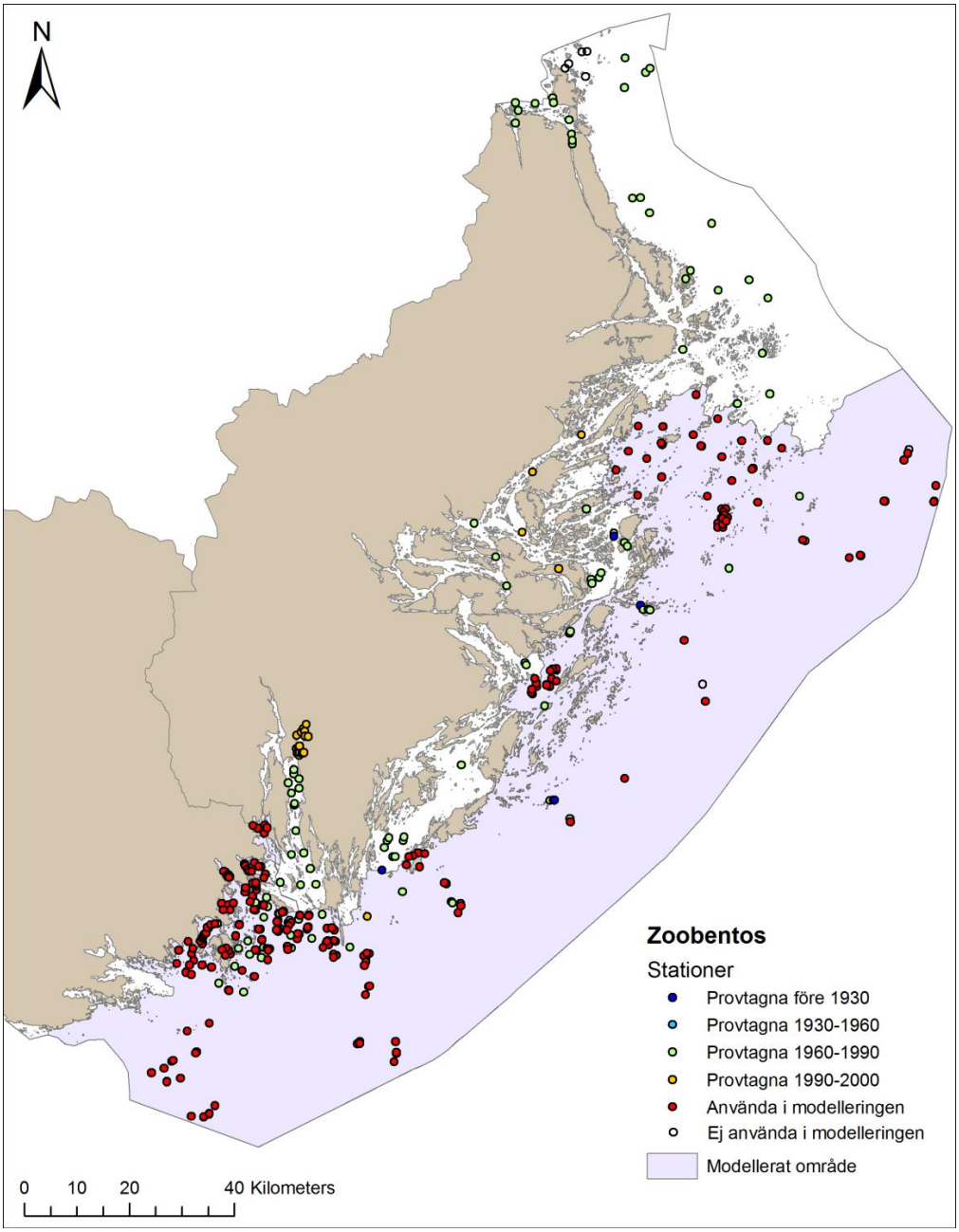
Kransalger (Charophyceae) förknippas ofta med höga naturvärden. Ingen av kransalgsarterna var tillräckligt vanliga i inventeringsdata för att kunna modelleras i detta projekt. Detsamma gällde för havsnajas (*Najas marina*) som också förknippas med fina miljöer. Baserat på dropvideodata togs prickkartor fram för dessa arter samt för ålgräs (*Zostera marina*) (figur 21).

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 22).



Figur 22. 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 bra kvalitet (mapAUC>0,7; se kapitel 2.3). Sammanlagt presenteras sannolikhetskartor för 19 arter samt av Benthic Quality Index (BQI) (tabell 4). 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/m^2 (d.v.s. förekomst/icke förekomst) har prediktioner tagits fram för tätheterna 50, 100 och 5000 individer/m^2. 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 4.

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 bygger 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 bottnar 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 bottnar 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 fjädermygglarver är förknippad med grunda bottnar ned till 20 m djup samt sänkor, dvs framförallt i kustnära vikar. Förekomst av fjädermygglarver är även förknippad med låg salthalt och grunda områden.

Slammärla (*Corophium volutator*) är ett bentiskt kräftdjur, en suspensionsätare som återfinns på mjukbotten. Modellen visar att slammärlan 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 relikt brackvattensart som finns på mjuka bottnar, främst djupare än 5 m. Arten är detritusätare. Prediktioner gjordes för förekomst samt förekomst av mer än 50 individer per m^2. 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 m^2 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 brackvattens-snäckor. 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 bottnar. *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 Råneфjärden i norra Bottenviken. Fyndet gjordes 2001. Prediktioner gjordes för förekomst samt för förekomst av >100 individer per m^2. Prediktionerna visar att förekomsten av *Marenzelleria* framförallt är förknippad med djup och vågexponering. Förekomsten av mer än 100 individer per m^2 är dock mera förknippad med salthalt vid botten (figur 23).

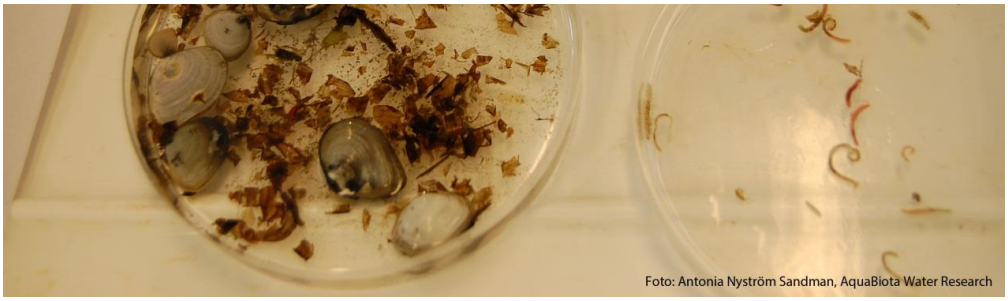
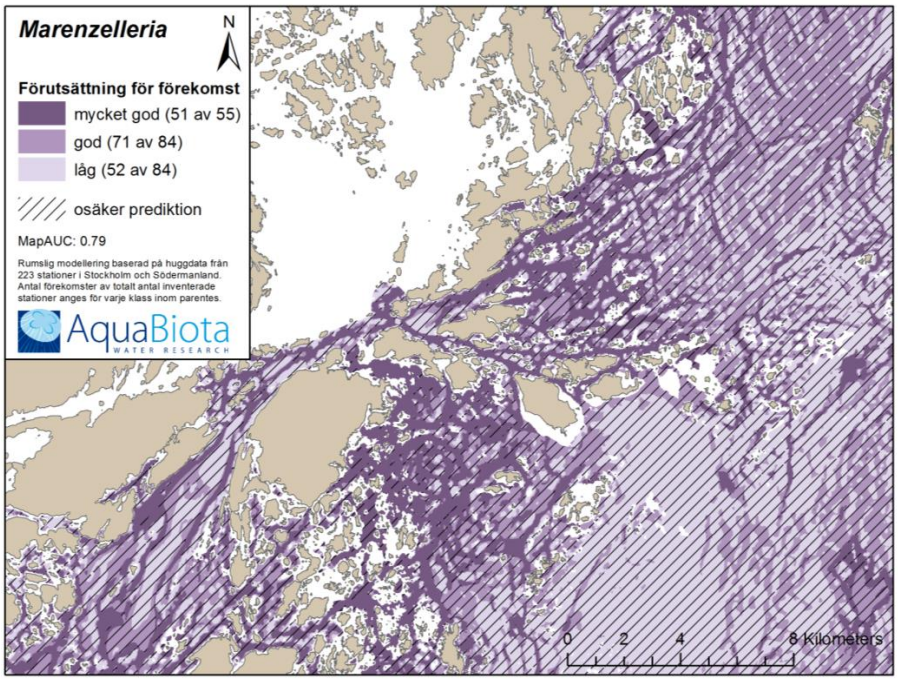
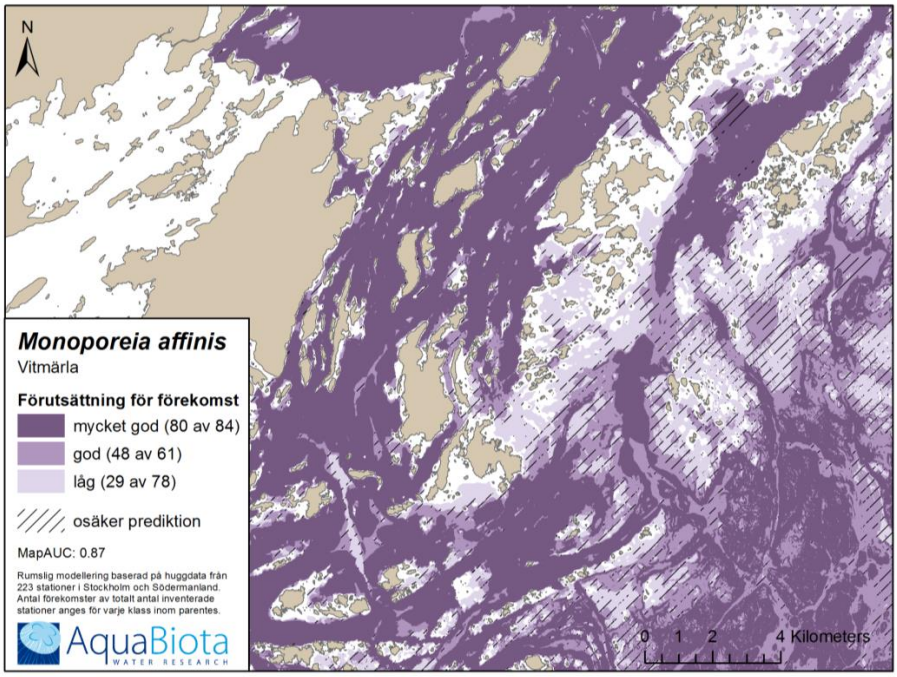


Foto: Antonia Nyström Sandman, AquaBiota Water Research



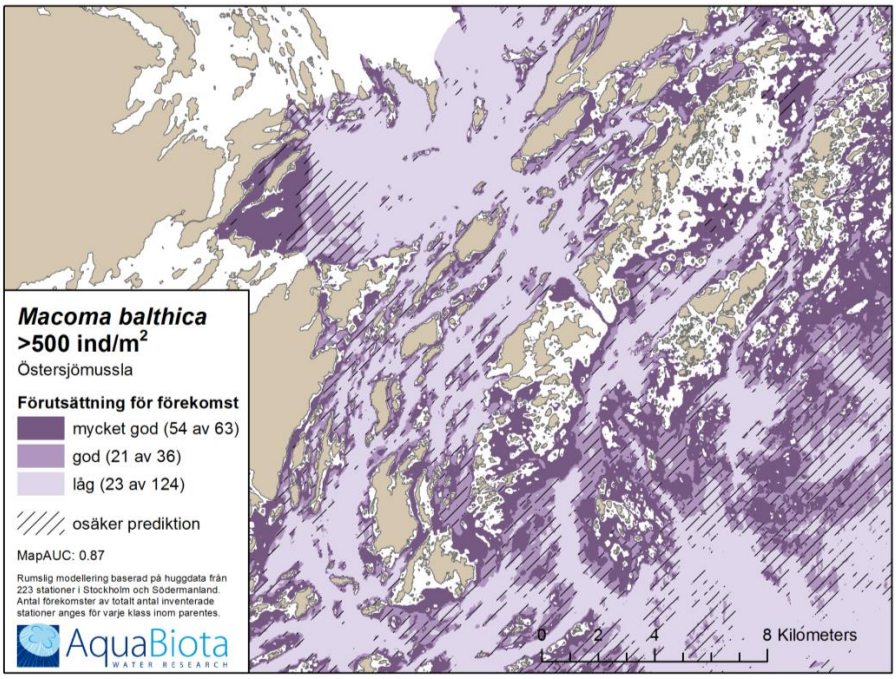
Figur 23. Modellerad förutsättning för förekomst av Marenzelleria

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 bottnar 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 m^2. Enligt prediktionerna förekommer vitmärla framförallt på bottnar runt 40 m. Förekomsten tycks inte vara kopplad till potentiellt förorenade områden (PFO), medan förekomsten av >100 individer per m^2 är negativt relaterad till närhet till PFO (figur 24).



Figur 24. Modellerad förutsättning för förekomst av vitmärla (Monoporeia affinis)

Östersjömussla (*Macoma balthica*) är en liten, upp till ca 2 cm stor mussla som lever nedgrävd på sandiga eller leriga bottnar. 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 bottnar 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 m^2. Prediktionerna visar att förekomsten av Östersjömussla är negativt kopplad till djup. För förekomst av mer än 500 individer per m^2 ökar sannolikheten med ökad närhet till potentiellt förorenade områden (PFO) (figur 25).



Figur 25. Modellerad förutsättning för förekomst av östersjömussla (Macoma balthica) med minst 500 inivider/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).

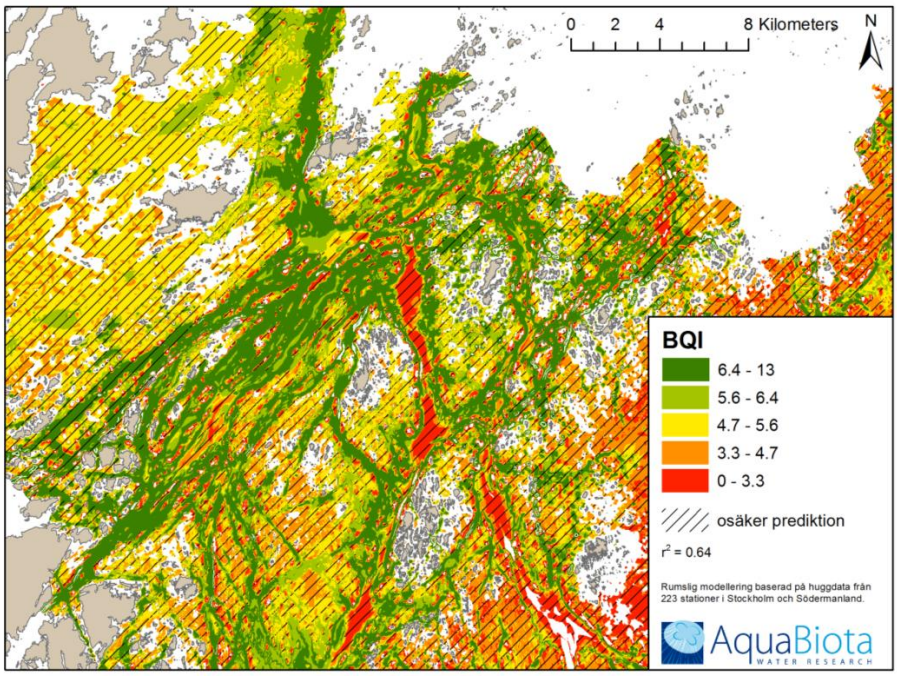
Pontoporeia femorata är ett brackvattenskräftdjur som lever på djupa mjuka bottnar. Enligt prediktionerna förekommer *Pontoporeia* på något djupare bottnar än vitmärlan, ca 50-60 m.

Pygospio elegans är vanligt förekommande på sandiga bottnar 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. Kurvaturens inflytande på modellen antyder att arten föredrar upphöjningar framför sänkor.

Skorv (*Saduria entomon*) är en relikt sötvattensart 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. Botten-samhällets sammansättning speglar därför miljö-

förhållanden 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 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 26).



Figur 26. Modellerat BQI

Tabell 4. Översikt över modelleringar och modelleringsresultat för zoobentos

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

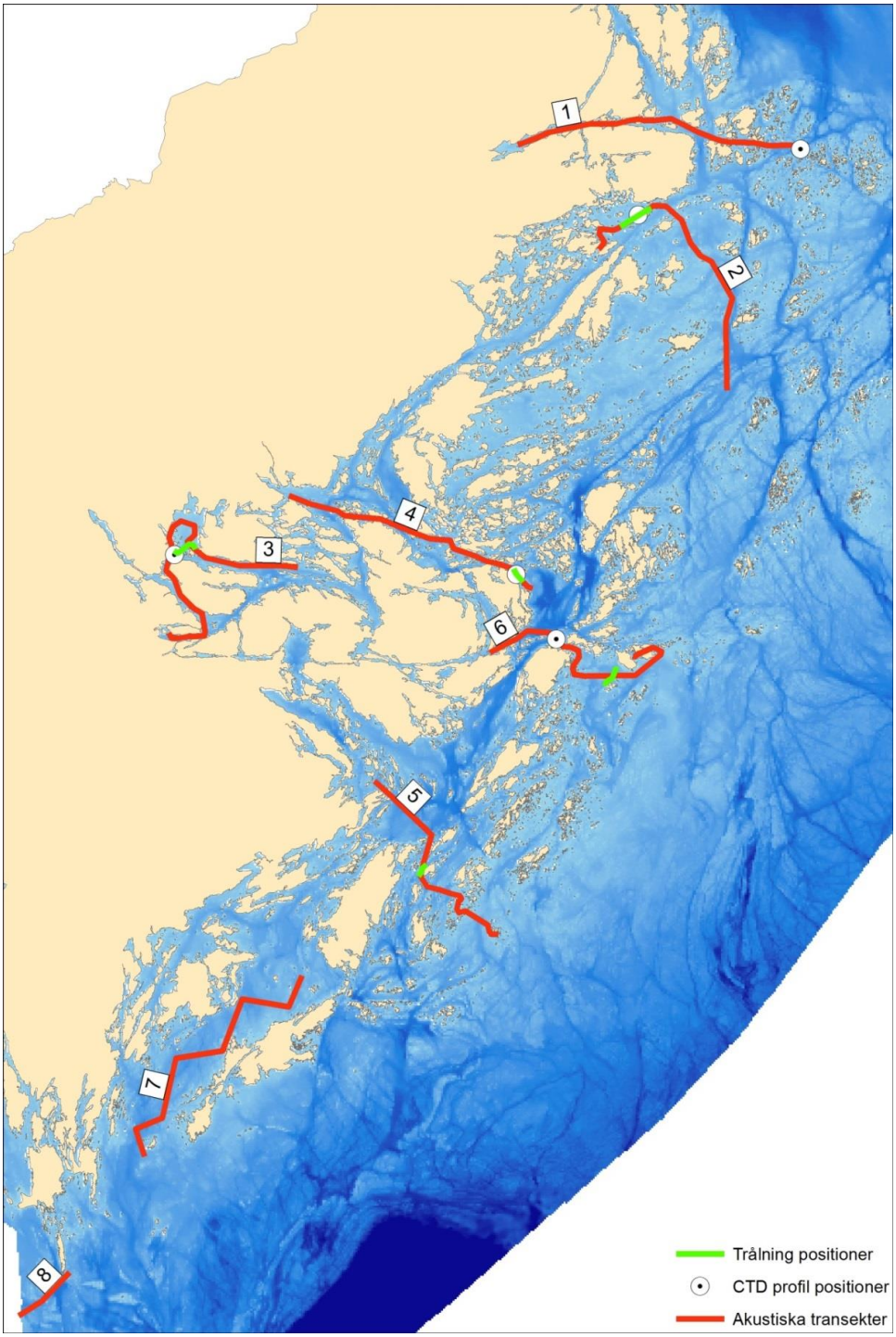
Kustområden är ofta viktiga habitat för många fiskarter; både som uppväxt- och rekryteringsområden. Kunskapen om var sådana områden kan förekomma är således viktig ur ett förvaltningsperspektiv. Övervakning och beståndsuppskattning av fisk är dock problematisk då fiskar sällan är stationära. En effektiv 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 Stockholm. 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 (fig. 27, tabell 5). 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 (Sv) och ekostyrka hos enskilda fiskar (target strength, TS) sattes till -80 respektive -65 dB.

Tabell 5. Hydroakustiska transekter i Stockholm i augusti 2011.

Akustiks transekt	Område	Tid start	Tid slut	Sträcka (km)
1	Norrtälje – Remmargrund	2011-08-02 00:42	2011-08-03 04:02	26,9
2	Kallshär – Furusund	2011-08-02 22:44	2011-08-02 22:44	29,0
3	Långholmsfjärden – Djursholm – Djurgården(inre Stockholm)	2011-08-05 22:09	2011-08-06 04:34	33,0
4	Kanholmsfjärden – Trälhavet	2011-08-04 22:03	2011-08-05 03:18	35,0
5	N. Dalarö – Jungfrufjärden - Norsten	2011-08-27 21:32	2011-08-28 01:58	26,0
6	Sandhamn - Bullandö	2011-08-03 22:10	2011-08-04 03:15	21,9
7	Mysingen	2011-08-27 02:07	2011-08-27 05:26	30
8	Landsort	2011-08-26 02:51	2011-08-26 03:49	5,9



Figur 27. Akustiska transekter, trålning och CTD profil positioner i Stockholm i augusti 2011.

Tabell 6. Trålning vid akustiska transekter, tider och fångst per ansträng som antal (NPUE) och biomassa (WPUE [g]; standardiserat för 30 min. trålning).

Akustiktransekt	Tid start	Tid slut	Totalt NPUE	Totalt WPUE
2	2013-08-03 02:41	2013-08-03 03:30	383	1111
3	2011-08-06 00:25	2011-08-06 01:07	93	2844
4	2011-08-04 22:25	2011-08-04 23:04	313	4551
5	2011-08-27 23:30	2011-08-27 23:57	846	2945
6	2013-08-03 23:43	2013-08-04 00:39	259	2375

För att relatera resultaten från ekolodningen till fiskbeståndens art- och storlekssammansättning genomfördes pelagisk trålning per undersökningstillfälle och transekt, med undantag av transekt 1 och 7, där det inte var säkert på grund av dimma (figur 27, tabell 6). 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 iakttogs 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 28, tabell 3). 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):

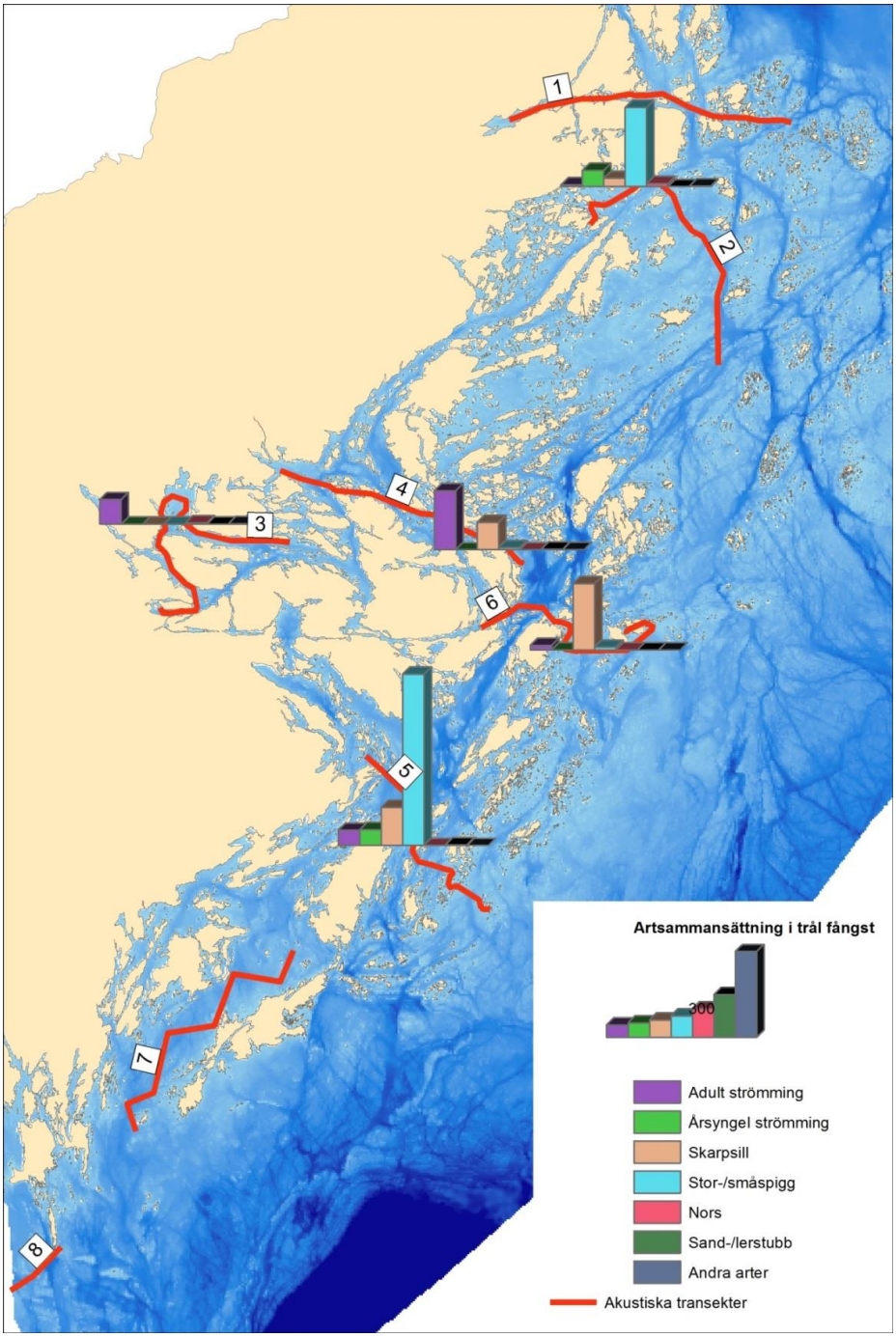
$$TS = 25{,}5 \log (L/10) - 74$$

Data från pelagisk trålning användes sedan för att tolka fisktätheter av olika längdklasser längs de akustiska transekterna. Pelagiska arter dominerade trålfångsterna (figur 28) 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.

Vattenkolumnen var tydligt skiktad under projektet med ett väldefinierat språngskikt (figur 29). Språngskiktet (termoklinen) låg grundare i de mer skyddade områdena (mellan ca 5 och ca 20 m) och något djupare på de mer exponerade utsjöstationerna (mellan ca 17 och 20-24 m).

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.

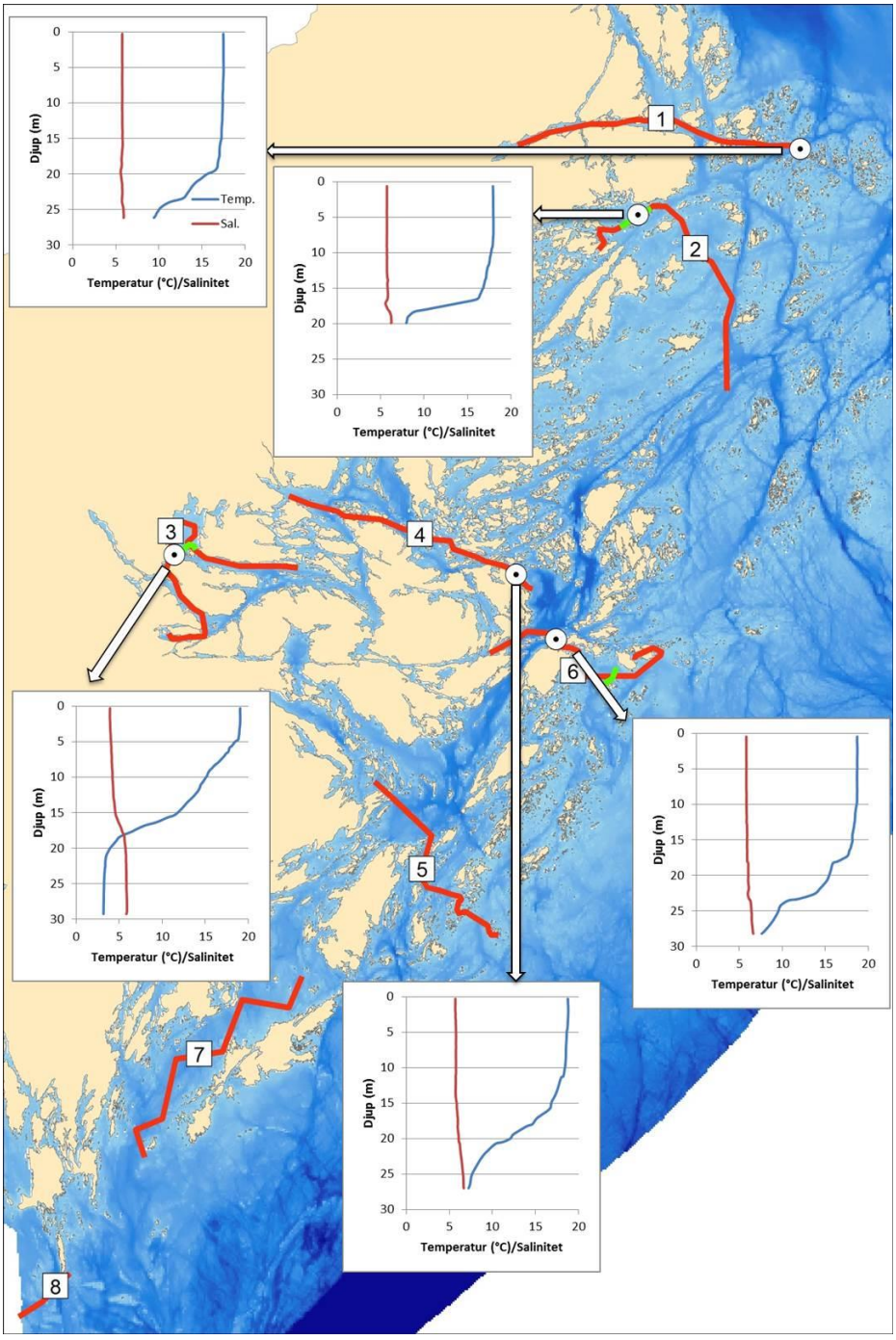
Modeller av tre fiskstorleksgrupper (2-8, 8-13 och 14-28 cm) byggdes för att prediktera abundans (antal per kvadratkilometer). Stor fisk (> 51 cm) observerades endast vid cirka 8 % av alla transektsegment, varför rumsliga modeller gjordes för att prediktera förutsättningen för förekomst. Utifrån modellerna gjordes prediktionskartor separat för varje län. All fisk modellerades även gemensamt, men detta lager har enbart använts i naturvärdesbedömningen.



Figur 28. Artsammansättning av pelagisk fisk i CPUE (fångst per ansträngning) i trålfångsterna.

Tabell 7. Storleksfördelning för fisk fångad vid trålning i Stockholm 2011. Sammanlagt fem tråltillfällen, CPUE (standardiserat för 30 min. trålning).

Längd (mm)	Årsyngel strömming	Adult strömming	Skarpsill	Nors	Stor-/ småspigg	Sand-/ lerstubb	Övriga
25					9	1	
30					47		
35					68	1	
40				1	19		
45	2			3	26	1	
50	9			1	231	1	
55	42				144		
60	28				128		
65	11				161		
70	10		4		56		
75	2				9		
80	7						
90	2		4				
100		5	169	3			2
110		51	128	1			
120		69	157	2			1
130		36	25	2			
140		38	4	1			
150		50		1			
160		55		1			
170		46					
180		14					
190		5					
200		1					
220		1					1
230							1



Figur 29. Vattentemperatur och salinitet djuprofiler (CTD) samt deras positioner.

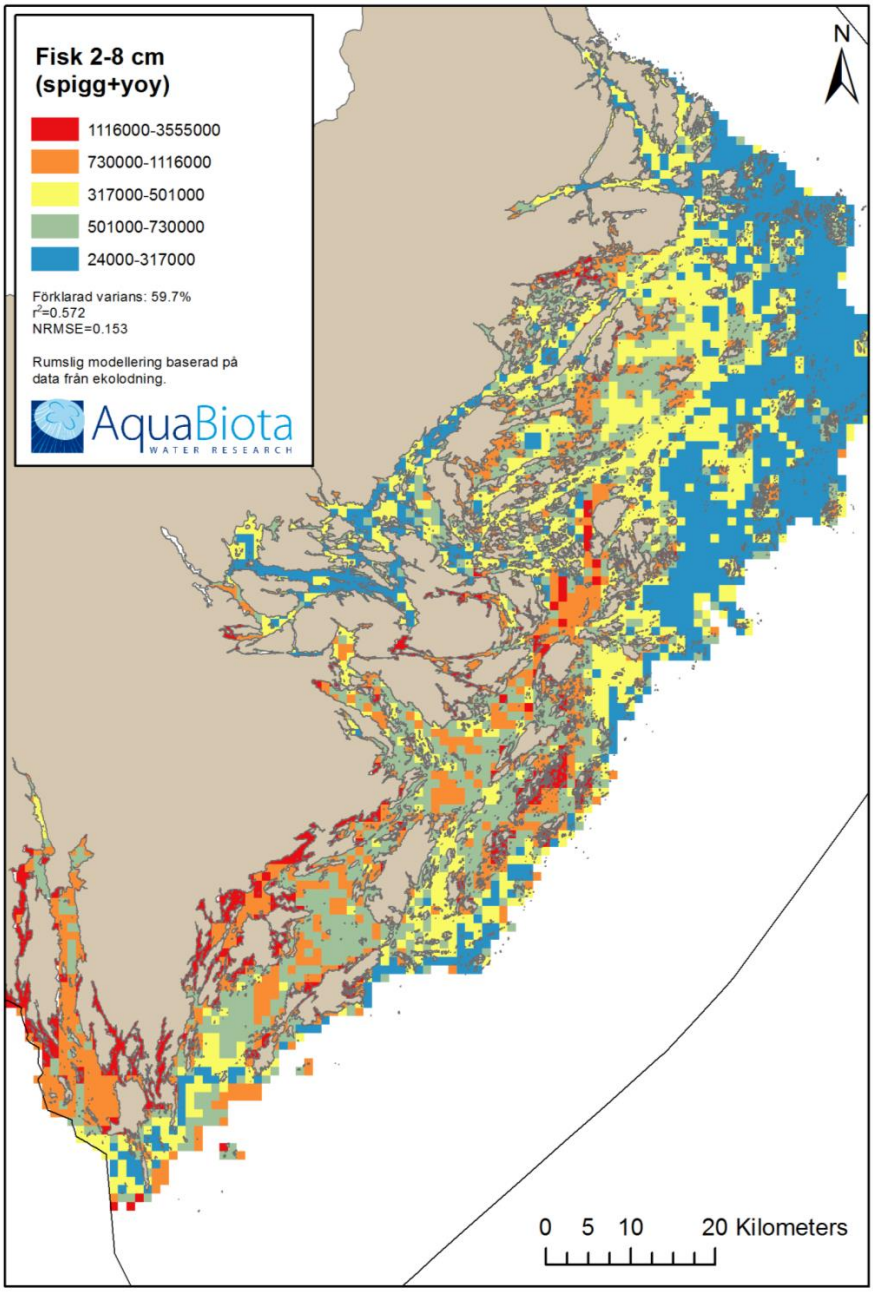
För modellering av rumslig fördelning av pelagisk fisk användes fisktäthet (medelvärde per 1 km) längs transekterna. Stockholms och Södermanlands län modellerades gemensamt för att öka datamängden och på så sätt få mer tillförlitliga modeller. För modelleringen användes samma fyra storleksgrupper som 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 13-02473.

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 30). 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 bottnen 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 (R2 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).

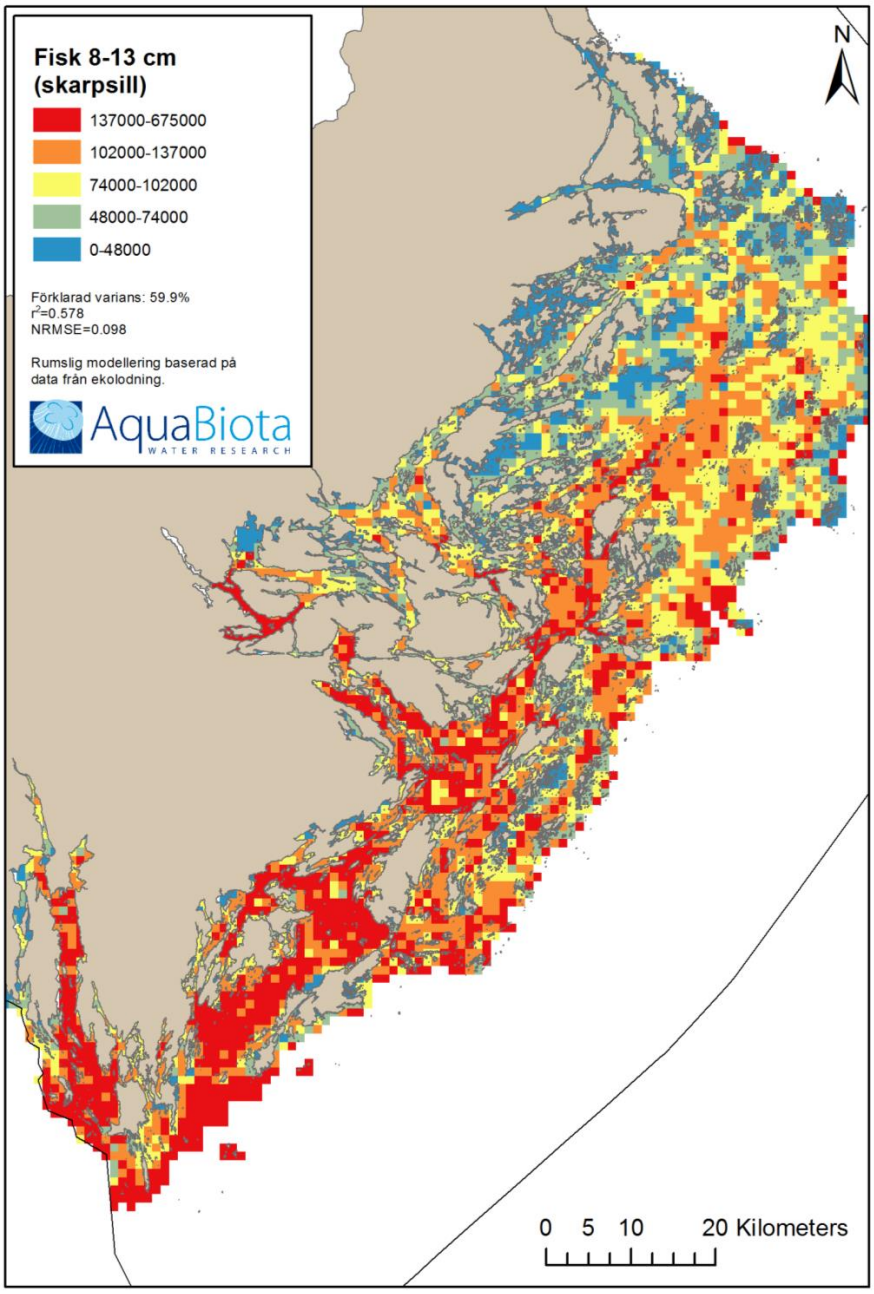


Figur 30. Fisk i storleksklass 2–8 cm

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 predikterades på öppet djupare vatten (figur 31), 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 (R2 0.578). Prediktion på tillbakahållna testdata testades med regression och var signifikant. Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0.098 vilket ligger under

vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).

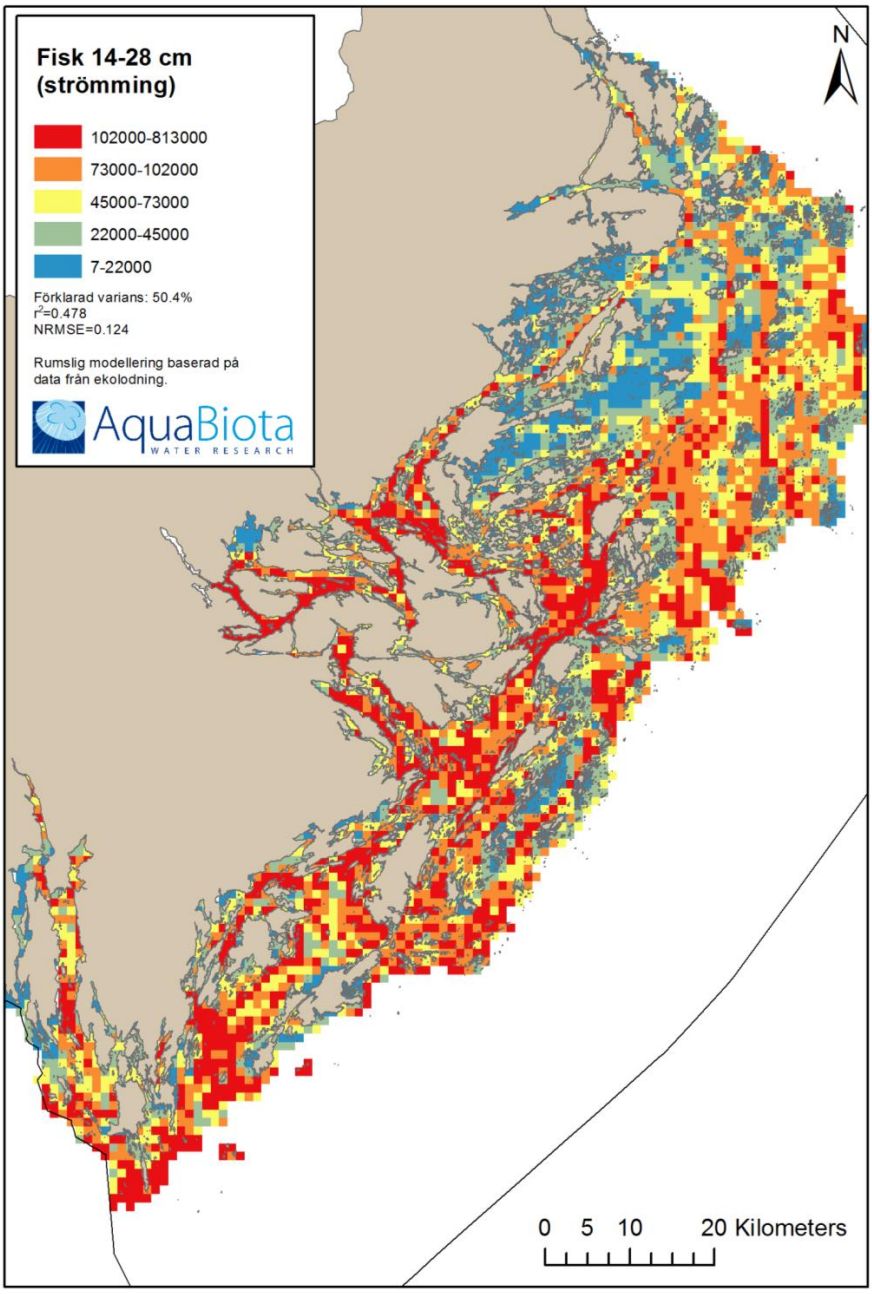


Figur 31. Fisk i storleksklass 8–13 cm

Fisk av storlek 14-28 cm

Storleksklassen består huvudsakligen av adult strömming. Högsta predikterad abundans av adult strömming återfanns på djupt och öppet vatten (figur 32), vilket stämmer med strömmingens biologi. Strömmingen leker hela sommaren från slutet av maj (oftast med maxintensitet i juni) på vegetation eller hårdbotten vanligen upp till 10 m djup (Aneer

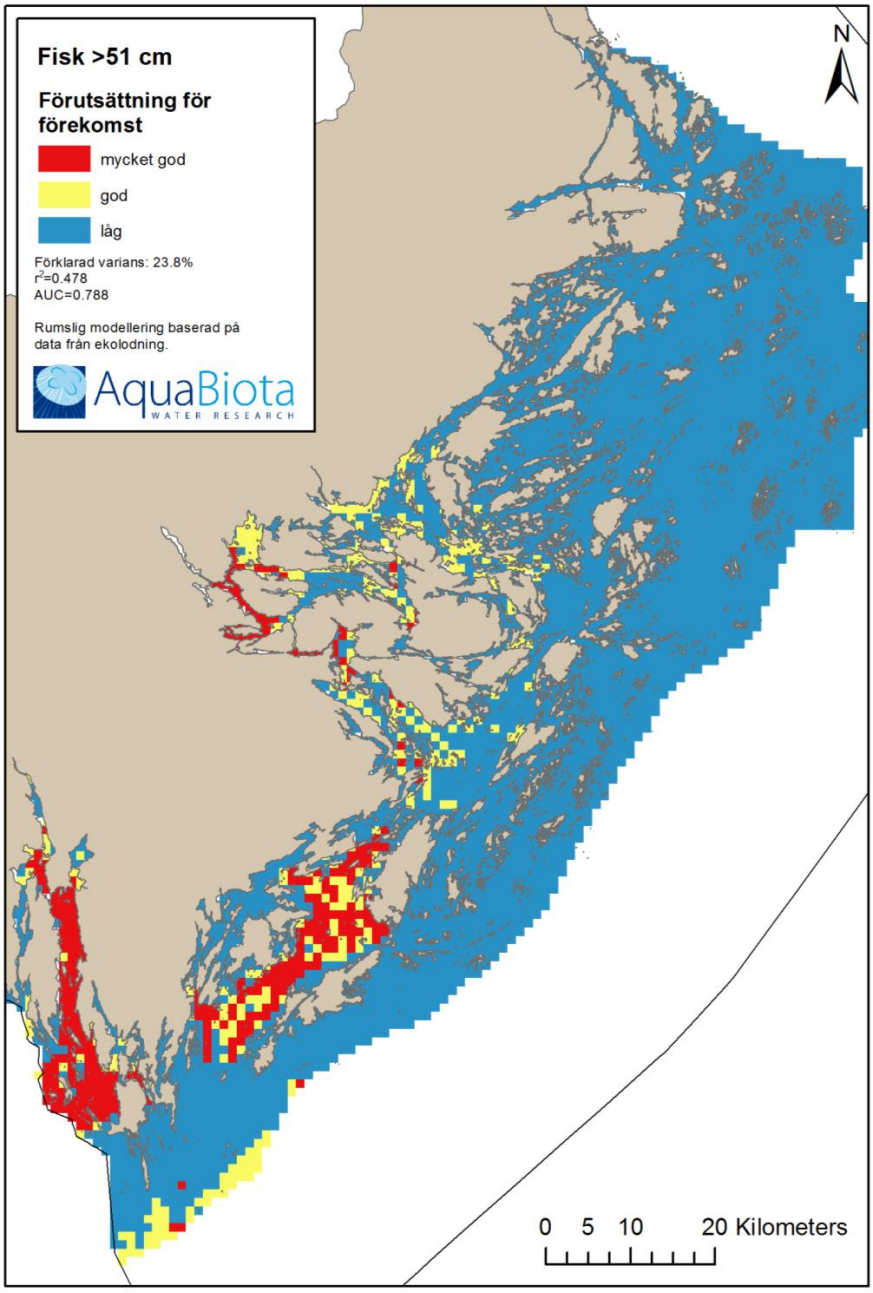
1989). Efter lek återgår adult fisk till djupare vanligen öppet vatten (t.ex. Axenrot och Hansson 2004). Vattendjupe, PFO, bottenlutning och medelvattentemperatur vid ytan var de viktigaste prediktorerna (av totalt sju) i GAM-modellen. Modellen förklarade 50.4 % av variansen (R^2 0.478). Normaliserat medelfel i prediktionen (NRMSE) var 0.124 vilket ligger under/i nivå med vad som observerats vid abundansmodellering av andra arter i Östersjön (Bucas m fl 2013).



Figur 32. 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 33). PFO, medelvattentemperatur vid ytan och botten, samt siktdjup var de viktigaste prediktorerna i GAM-modellen. Modellen förklarade 23.8 % av variansen (R2 0.478). AUC var 0.788.



Figur 33. 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 (Lindegarth 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 (strömming 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 estimera 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 additativa modeller (GAM), randomForest och Maxent (Wood 2006, Cutlier 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 framtagen 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 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 predikterat 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 13-02473.

Rovfiskar

Av det predikterade området, som sträckte sig från strandlinjen till 6 meters djup, var ca 40% av ytan bedömt som lämpligt rekryteringshabitat av någon av modellprediktionerna (figur 34, tabell 8). Överensstämmelsen mellan metoder (på cell-nivå) var som förväntat förhållandevis låg och mindre än 4% av den predikterade 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.

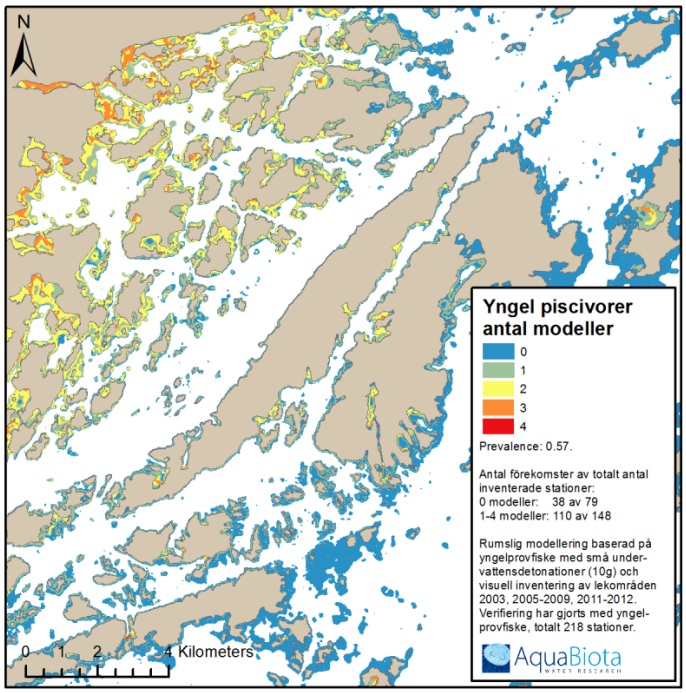
Tabell 8. Sammanställning per predikterad kategori av rovfiskmodellen. Klass anger antalet modeller som kategoriserat ytan som lämplig rekryteringsmiljö. Andel av ytan (%) är begränsad av djupkurvan 0–6 meter. Antal stationer anger antal replikat på skottnivå där yngelprovfiske genomförts, samt hur i 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	61	160	32	43
1	24	137	46	58
2	11	118	55	74
3	3.4	32	41	50
4	0.2	0	-	-
klass 1-4	38.7	287	49	64

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 predikterade rekryteringsmiljöer visade att det i utpekade habitat också förekom rekrytering i 74 % av fallen. Omvänt så visade kartorna att där rekrytering inte förväntas förekomma (klass

0) så återfanns inte heller yngel i 52 % av fallen för Stockholm. Dessa värden bör relateras till hur vanligt förekommande yngel var i datamaterialet (prevalence), vilket var 65 %. Modellen hade en korrekt klassificering (CCR) på 67 % i Stockholm.



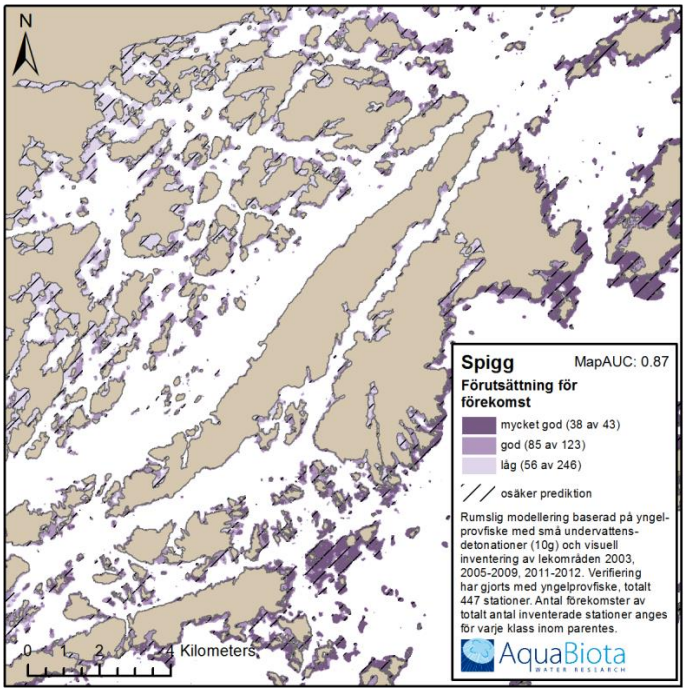
Figur 34. fig A piscivoryngel

Spigg

Spigg var av särskilt intresse på grund av förändrade födovävar i utsjön och kraftiga ökningar 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, bottentemperatur, kurvatur ochlutning. Av den modellerade ytan predikterades 35 % som olämplig (figur 35).

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 77 % av fallen.



Figur 35. fig A 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 biotop-komplex.

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 habitaten i fotiska och afotiska habitat (i eller utanför fotisk zon). Nivå 3 delar upp habitaten 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 (tex anuella alger eller kärlväxter) 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.H1B1 Baltic photic Muddy sediment dominated by pondweed (*Potamogeton perfoliatus* and/or *Stuckenia pectianta*

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 36) (Sjöfartverkets spridningstillstånd 13-03710) ingick 10 klasser, varav två (AA.H1Ci Baltic photic rock and boulders dominated by *Fucus* spp samt AA.A1E1 Baltic photic rock and boulders dominated by *Mytilidae*) modellerades till nivå 6 (tabell 9). Modellen är inte validerad, och eftersom data inte är insamlat för denna typ av biotopklassificering är resultaten att betrakta som preliminära. Utvärderingen visar att endast två klasser, AA.A1E (Baltic photic rock and bouders dominated by epibenthic bivalves) och AA.H4U (Baltic photic muddy sediment dominated by no

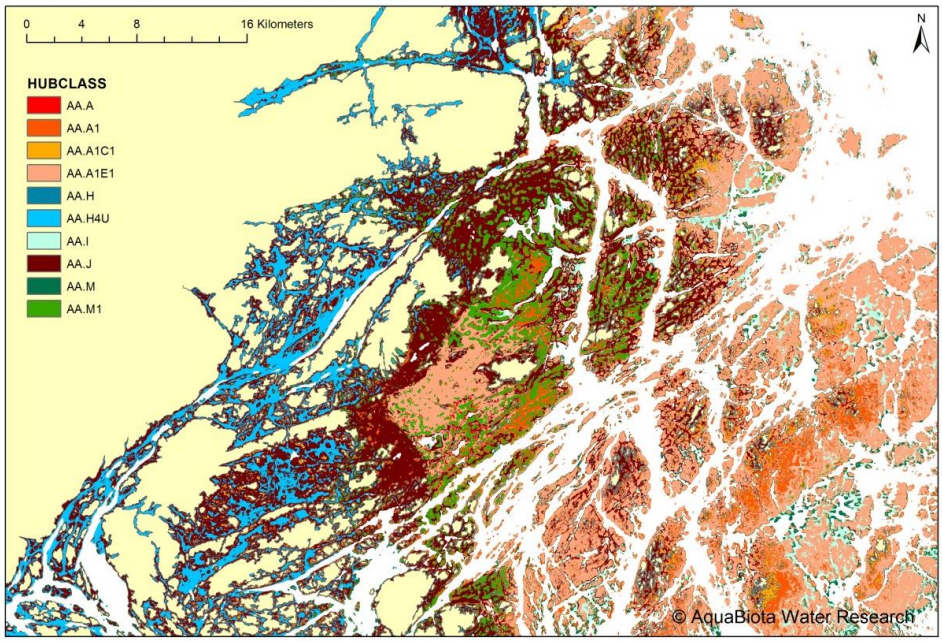
macrocommunity) blir tillfredsställande (tabell 10). Dessa tre hör också till de vanligaste klasserna.

Tabell 9. 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.A1C1	Baltic photic rock and boulders dominated by Fucus spp.
AA.A1E1	Baltic photic rock and boulders dominated by Mytilidae
AA.H	Baltic photic muddy sediment
AA.H4U	Baltic photic muddy sediment characterized by no macrocommunity
AA.I	Baltic photic coarse sediment
AA.J	Baltic photic sand
AA.M	Baltic photic mixed substrate
AA.M1	Baltic photic mixed substrate characterized by macroscopic epibenthic biotic structures

Tabell 10. Utvärdering av HUB-modelleringen.

	AA.A	AA.A1	AA.A1C1	AA.A1E1	AA.H	AA.H4U	AA.I	AA.J	AA.M	AA.M1	class.error
AA.A	3	4	10	13	0	4	0	16	4	2	0.95
AA.A1	0	27	25	33	0	2	3	21	7	11	0.79
AA.A1C1	1	11	71	11	1	0	0	18	0	15	0.45
AA.A1E1	1	23	12	91	0	0	1	8	5	5	0.38
AA.H	0	0	2	0	6	6	2	9	1	0	0.77
AA.H4U	1	0	0	0	3	80	0	40	3	2	0.38
AA.I	1	7	4	7	3	5	1	22	5	3	0.98
AA.J	2	9	9	6	1	34	7	102	10	14	0.47
AA.M	1	9	3	7	1	3	4	20	9	5	0.85
AA.M1	0	6	15	20	0	2	1	33	2	19	0.81
	0.7	0.72	0.53	0.52	0.6	0.41	0.95	0.65	0.8	0.75	



Figur 36. 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, baserat på kriterier från konventionen för biologisk mångfald (CBD), 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 unikhet/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. Unikhet 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 (högt 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 unikhet/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 ≥50 % fått värdet 1 (tabell 11 och 12). Prediktioner av hornsärv och ålnate är inkluderade i naturvärdesbedömningen även om modellerna var för svaga för att redovisas separat.

Alla områden i det sammanslagna lagret för varmvattenlekande piscivorer (rovfiskar) som pekats ut av minst någon modell får värdet 10 för funktion (tabell 13). 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 11. Värdering av olika modellerade habitat i fotisk zon, 0–30 m

Fotisk zon				Unik het/ raritet lokalt (förekommer <0.1% av data, viktat medelvärde)	Diversitet (i genomsnitt 5 eller fler arter i klassen)	Hot (rödlistan) eller hot mot habitat	Livstidsviktigt område (LVO) främst rörliga arter	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 sibiri	B3	0-30	Myriophyllum spicatum/slingor	1		1		1	3
Mytilidae	E1	0-30	Mytilus edulis					1	1
			Mytilus edulis >50%					1	1
hydroids (Hydrozoa)	G1	0-30	Hydroider						0

Tabell 12. Värdering av olika modellerade habitat i afotisk zon, 9–108 m

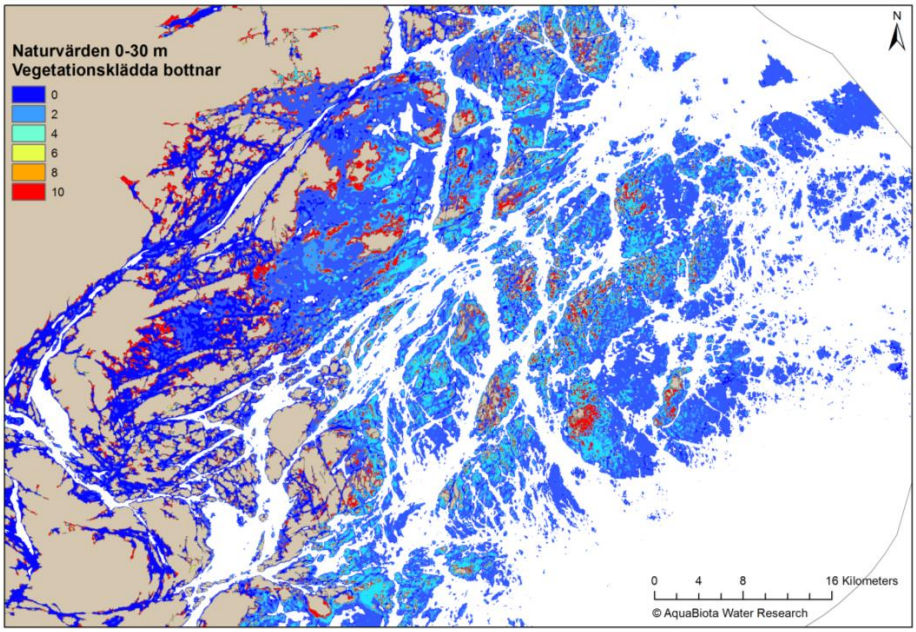
afotisk zon				Unik het/ raritet lokalt (förekommer <0.1% av data, viktat medelvärde)	Diversitet (i genomsnitt 7 eller fler arter i klassen)	Hot (rödlistan) eller hot mot habitat	Livstidsviktigt område (LVO) främst rörliga arter	Funktion	Summa
Dominerat av	HUB		Modellerade arter						
	Inventeringsområde								
Baltic tellin (Macoma baltica)	L1	9-108	Macoma balthica		1				1
			Mac>500		1				1
sand gaper (Mya arenaria)	L4	9-108	Mya arenaria						0
multiple infaunal bivalve species	L9	9-108	sammanvägda prediktioner?						0
Marenzelleria spp.	M3	9-108	Marenzelleria						0
			Marenzelleria>100						0
multiple infaunal polychaete species	M5	9-108	sammanvägda prediktioner?						0
Monoporeia affinis and/or Pontoporeia femorata	N1	9-108	Monoporeia affinis			1			1
			Monoporeia>100			10			10
Monoporeia affinis and Saduria entomon	N1	9-108	Monoporeia affinis + Saduria entomon						0
			Monoporeia>100 + Saduria entomon						0
midge larvae (Chironomidae)	P1	9-108	Chironomidae						0

Tabell 13. Värdering av olika modellerade fiskarter/grupper

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

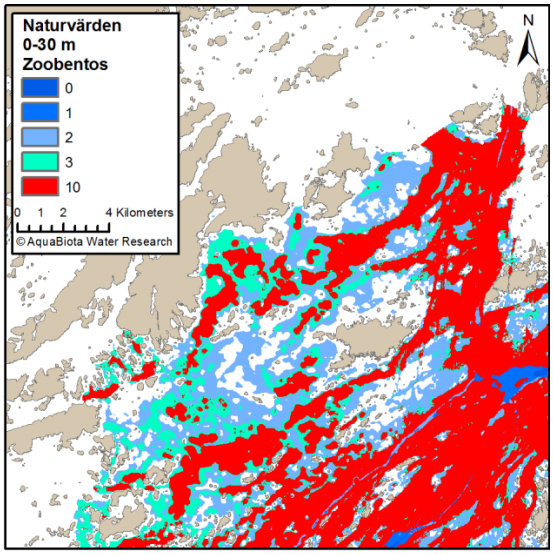
Resultat

Höga naturvärden på vegetationsklädda bottnar identifieras framförallt i grunda vikar och längs stränder (figur 37). God eller mycket god förutsättning för förekomst av blåstång eller borstnate med täckningsgrad om mer än 25% bidrar till de högsta värdena. Ålgräs och 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.



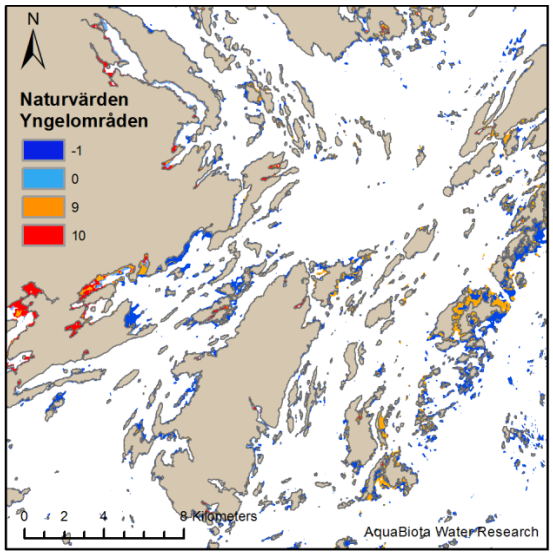
Figur 37. Naturvärden vegetationsklädda bottnar 0–30

På djupare bottnar blir ganska stora områden identifierade som intermediärt värdefulla, då förutsättningen för förekomst av både östersjömussla och vitmärla är god eller mycket god i stora delar av länet (figur 38).



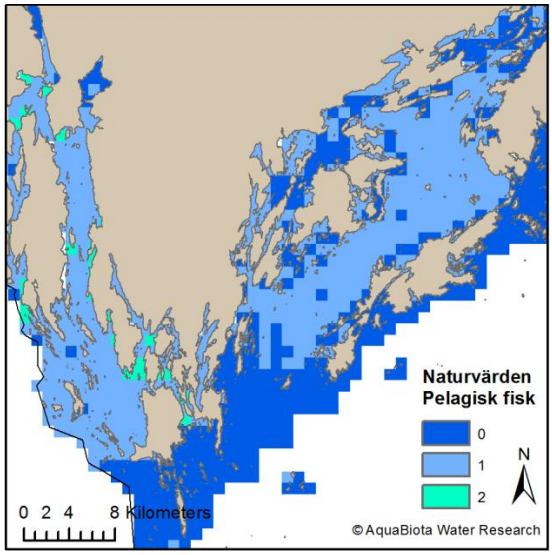
Figur 38. Naturvärden zoobentos 9-108 m

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 39).



Figur 39. 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 40).



Figur 40. Naturvärden pelagisk fisk

7. DISKUSSION

Modelleringarna av bottenlevande djur på djupare bottnar 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. Även i norra delarna av Stockholms län är provtagningen alltför gles i förhållande till de gradienter som styr utbredningen av många arter. Kompletterande undersökningar i form av provtagningshugg, antingen enligt miljövervakningsstandard eller förenklade hugg där abundanser räknas direkt i fält, i de inre och norra 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 bottnar. Syrebrist vid botten kan antas ha stor påverkan på utbredningen av flertalet bottenlevande arter.

För att få fram heltäckande prediktioner för ett område måste alla miljövariabler som inkluderas i modellen också täcka hela området. Siktdjupet, vilket är en variabel som påverkar vegetationens djuputbredning, är därför inte inkluderat som miljövariabel i modelleringarna av arter och artgrupper på vegetationsklädda bottnar, då ingen av kartorna var heltäckande.

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 insamlat 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 vitmärla 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, så kan lokala modeller, och därmed prediktioner, komma att skilja sig från regionala. Då Stockholms län är stort och flera miljövariabler spänner över stora gradienter kan lokal variation komma att få minskad betydelse i förhållande till regionala mönster. Ett exempel är modellerna för blåstång, där vågexponering brukar bidra signifikant på lokal skala I Stockholm får dock vågexponeringen så liten variabelbetydelse att den inte används i modellen. Detta är helt i linje med tidigare studier (Nyström Sandman m fl 2012), där vågexponeringens betydelse visat sig minska med ökat storlek på studieområdet. 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, & 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, & the species' current distribution in the Baltic Sea." Helgoland Marine Research 62(2): 129-141.

Blomqvist, M. 2008. Transektinventering av marina bottnar. Manual för applikationen MarTrans.
http://swenviro.naturvardsverket.se/dokument/epi/basinventering/basdok/pdfer/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 herringand 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. & 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. Estaurine, 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

Hansen, J. P. 20012. Benthic vegetation in shallow inlets of the Baltic Sea. Analysis of human influences and proposal of a method for assessment of ecological status. Plants & Ecology 2012/2, Department of Botany, Stockholm University

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.

Lindegarth, 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.

Nyström Sandman, A., Wikström, S.A., Blomqvist, M., Kautsky, H., Isaeus, M., 2012. Scale-dependent influence of environmental variables on species distribution: a case study on five coastal benthic species in the Baltic Sea. Ecography.

R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. SIBN 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.

Schreiber, H., Haglund, A. 2013. Metoder för bedömning av naturvärden i marina områden. En förstudie på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten.

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.

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	fil (bilaga 2)
Myriophyllum spp	Axslinga	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Myriophyllum
Mytilus edulis	Blåmussla	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Mytilus
Mytilus edulis	Blåmussla	> 50 %	AqB_MMSS_AB_Mytilus50
Fucus vesiculosus	Blåstång	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Fucus
Fucus vesiculosus	Blåstång	> 25 %	AqB_MMSS_AB_Fucus25
Fucus vesiculosus	Blåstång	> 50 %	AqB_MMSS_AB_Fucus50
Stuckenia pectinata	Borstnate	> 0 %	AqB_MMSS_AB_S_pectinata
Stuckenia pectinata	Borstnate	> 25 %	AqB_MMSS_AB_S_pectinata25
	Fintrådiga epifyter	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Fintr_epifyter
	Fintrådiga rödalger	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Fintr_rodalger
	Fintrådiga rödalger	> 25 %	AqB_MMSS_AB_Fintr_rodalger25
Cladophora spp	Grönslickar	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Cladophora
	Hydroider	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Hydroider
Furcellaria lumbricalis	Kräkel	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Furcellaria
Mysis relicta	Pungräka	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Mysis
Coccotylus	Rödblad	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Coccotylus
Chorda filum	Sudare	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Chorda
Beggiatoa	Svavelbakterier	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Beggiatoa
Pylaiella/Ectocarpus	Trådslickar	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Pylaiella
Phragmites australis	Vass	> 0 %	AqB_MMSS_AB_Phragmites

Zoobentos

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

Latinskt namn	Svenskt namn	Antal/m2	fil (bilaga 2)
Bylgides sarsi		> 0	AqB_MMSS_AB_Bylgides
Chironomidae	Fjädermygglarver	> 0	AqB_MMSS_AB_Chironomidae
Corophium volutator	Slammärla	> 0	AqB_MMSS_AB_Corophium
Gammarus	Tångmärlor	> 0	AqB_MMSS_AB_Gammarus
Halicryptus spinulosus	Korvmask	> 0	AqB_MMSS_AB_Halicryptus
Halicryptus spinulosus	Korvmask	> 50	AqB_MMSS_AB_Halicryptus50
Hediste diversicolor	Rovborstmask	> 0	AqB_MMSS_AB_Hediste
Hydrobia/Potamopyrgus antipodarum	Tusensnäckor	> 0	AqB_MMSS_AB_Hydrobia
Jaera albifrons	Jaeragråsugga	> 0	AqB_MMSS_AB_Jaera
Macoma balthica	Östersjömussla	> 0	AqB_MMSS_AB_Macoma
Macoma balthica	Östersjömussla	> 500	AqB_MMSS_AB_Macoma500
Marenzelleria		> 0	AqB_MMSS_AB_Marenzelleria
Marenzelleria		> 100	AqB_MMSS_AB_Marenzelleria100
Monoporeia affinis	Vitmärla	> 0	AqB_MMSS_AB_Monoporeia
Monoporeia affinis	Vitmärla	> 100	AqB_MMSS_AB_Monoporeia100
Mya arenaria	Sandmussla	> 0	AqB_MMSS_AB_Mya
Pontoporeia femorata		> 0	AqB_MMSS_AB_Pontoporeia
Pygospio elegans		> 0	AqB_MMSS_AB_Pygospio
Saduria entomon	Skorv	> 0	AqB_MMSS_AB_Saduria
	BQI		AqB_MMSS_AB_BQI

Pelagisk fisk

Fria att sprida ur sekretessynpunkt. Baserad på djupinformation med spridnings-tillstånd: Sjöfartsverkets beteckning 13-02473

Storleksklass	**Fisk**	**fil (bilaga 2)**
2-8 cm	Spigg, YOY	AqB_MMSS_AB_spigg_yoy
8-13 cm	Skarpsill	AqB_MMSS_AB_skarpsill
14-28 cm	Strömming	AqB_MMSS_AB_stromming
> 51 cm	Rovfiskar	AqB_MMSS_AB_rov51cm

Kustnära fisk

Fria att sprida ur sekretessynpunkt. Baserad på djupinformation med spridnings-tillstånd: Sjöfartsverkets beteckning 13-02473

Rovfisk	AqB_MMSS_AB_yngel_kust
Spigg	AqB_MMSS_AB_spigg_kust

HUB

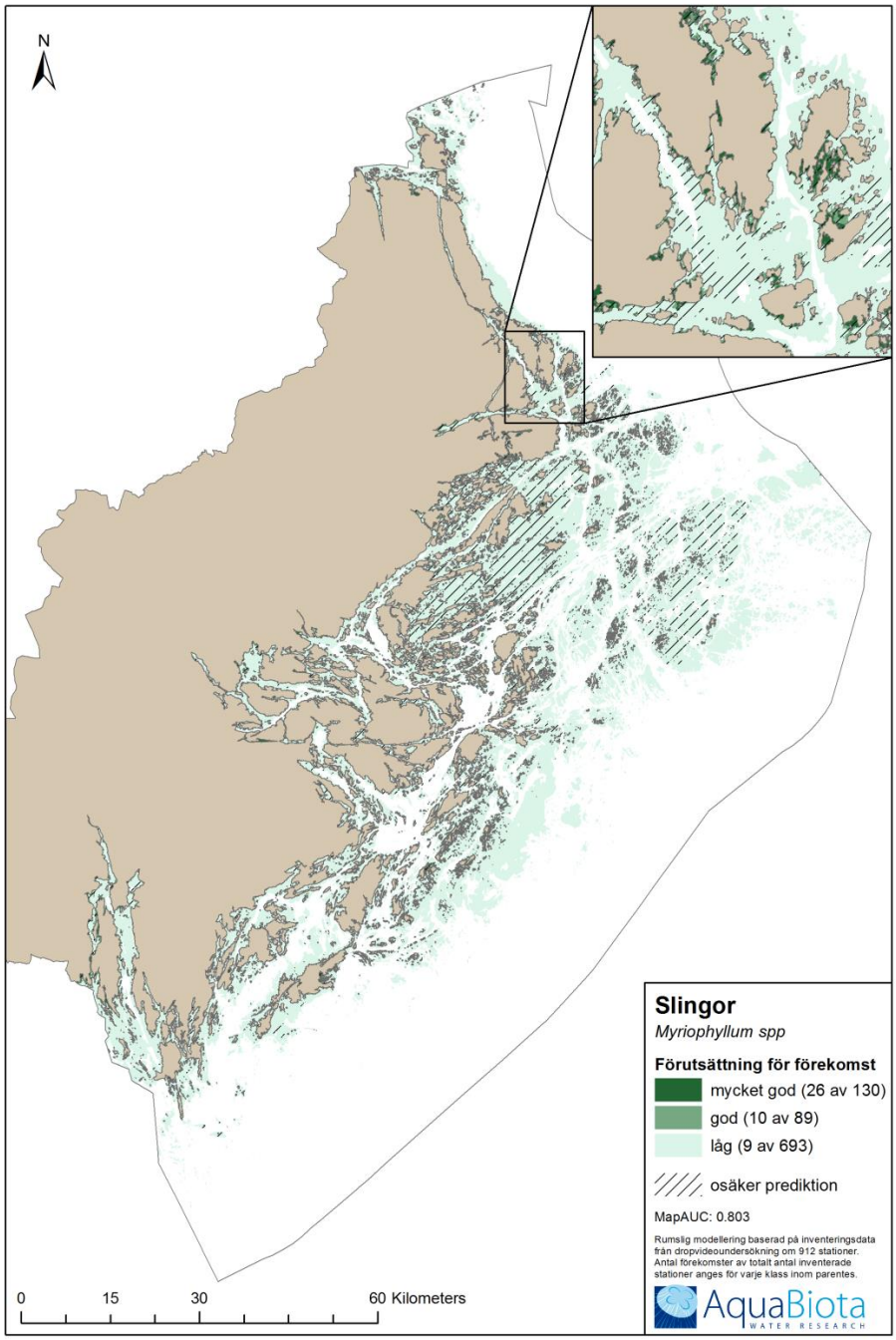
Fri att sprida ur sekretessynpunkt enligt tillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 13-03710)

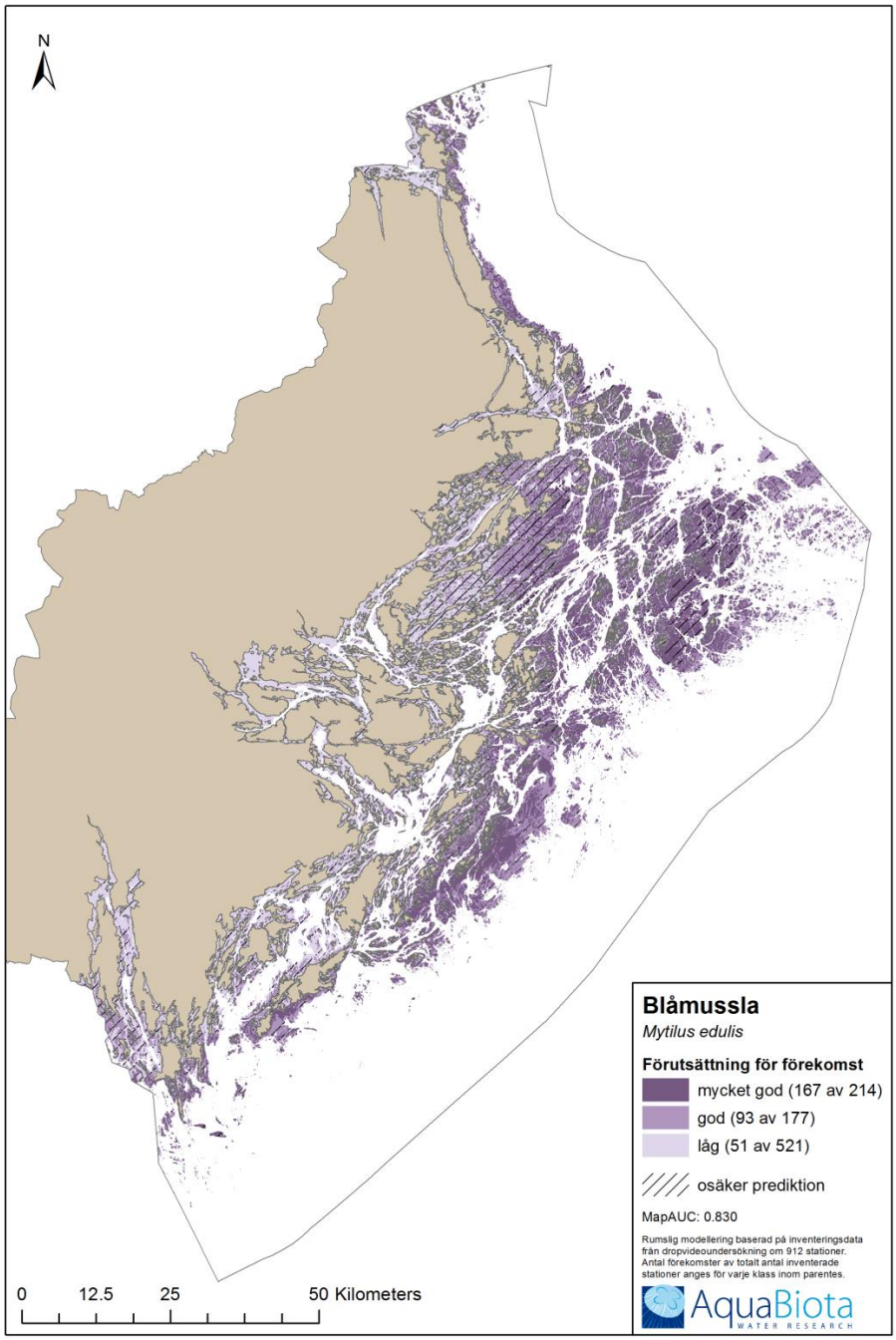
HELCOM Underwater Biotopes	AqB_MMSS_AB_HUB

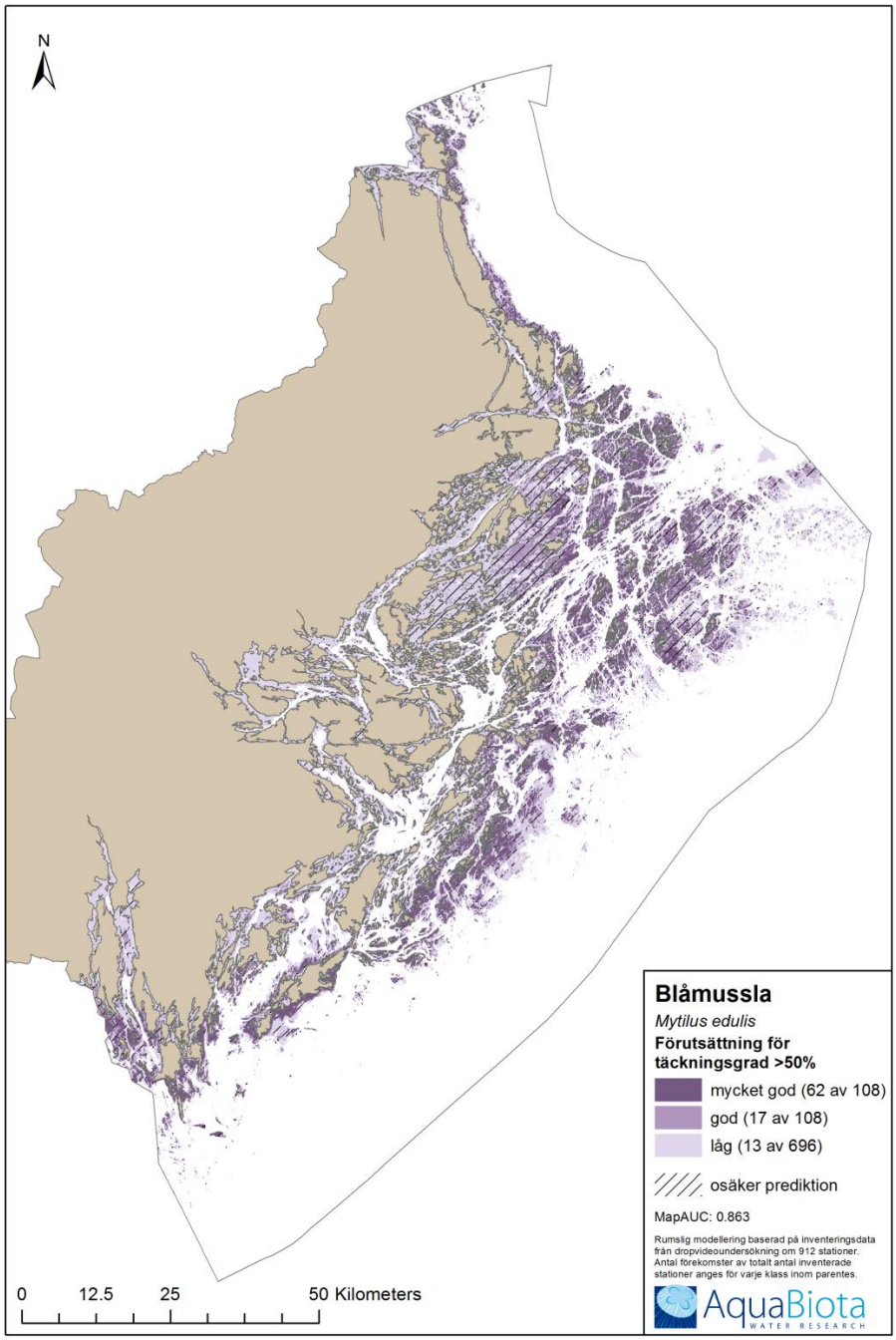
Naturvärden

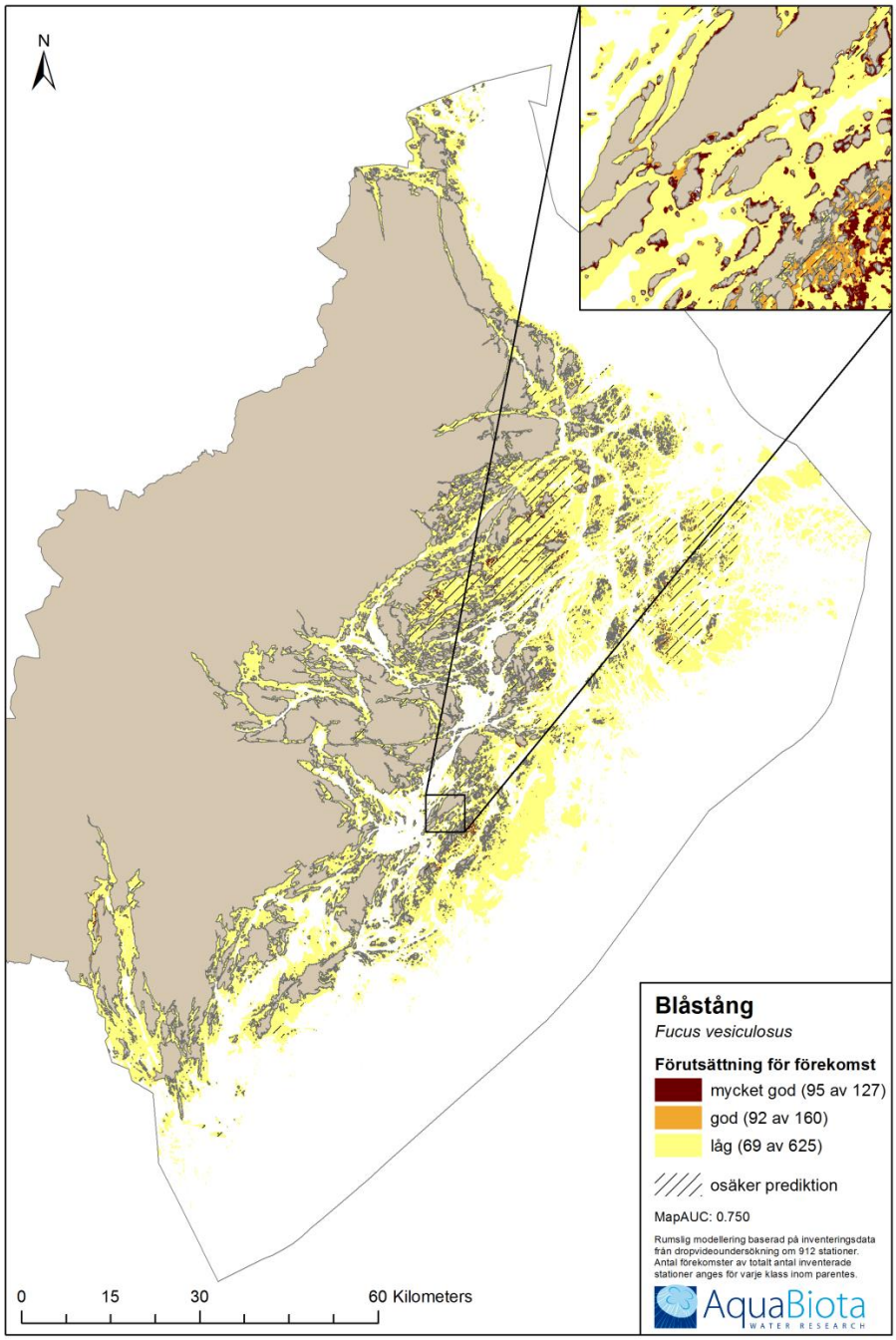
Fria att sprida ur sekretessynpunkt. Baserat på modeller med spridningstillstånd från Sjöfartsverket (beteckning 13-03482)

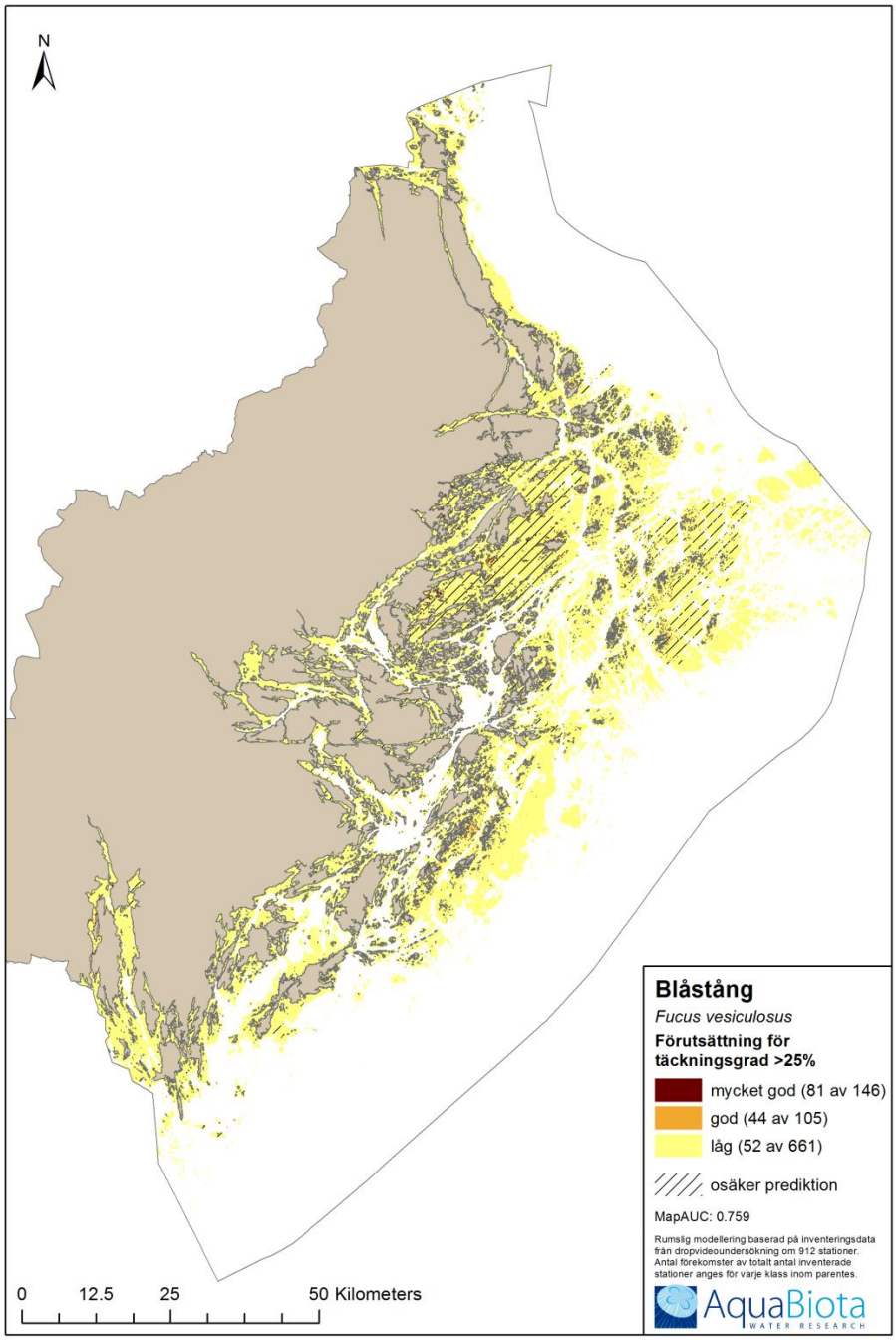
Vegetation	AqB_MMSS_AB_NV_vegetation
Zoobentos	AqB_MMSS_AB_NV_zoobentos
Pelagisk fisk	AqB_MMSS_AB_NV_pelfisk
Kustnära fisk	AqB_MMSS_AB_NV_yngel_kust

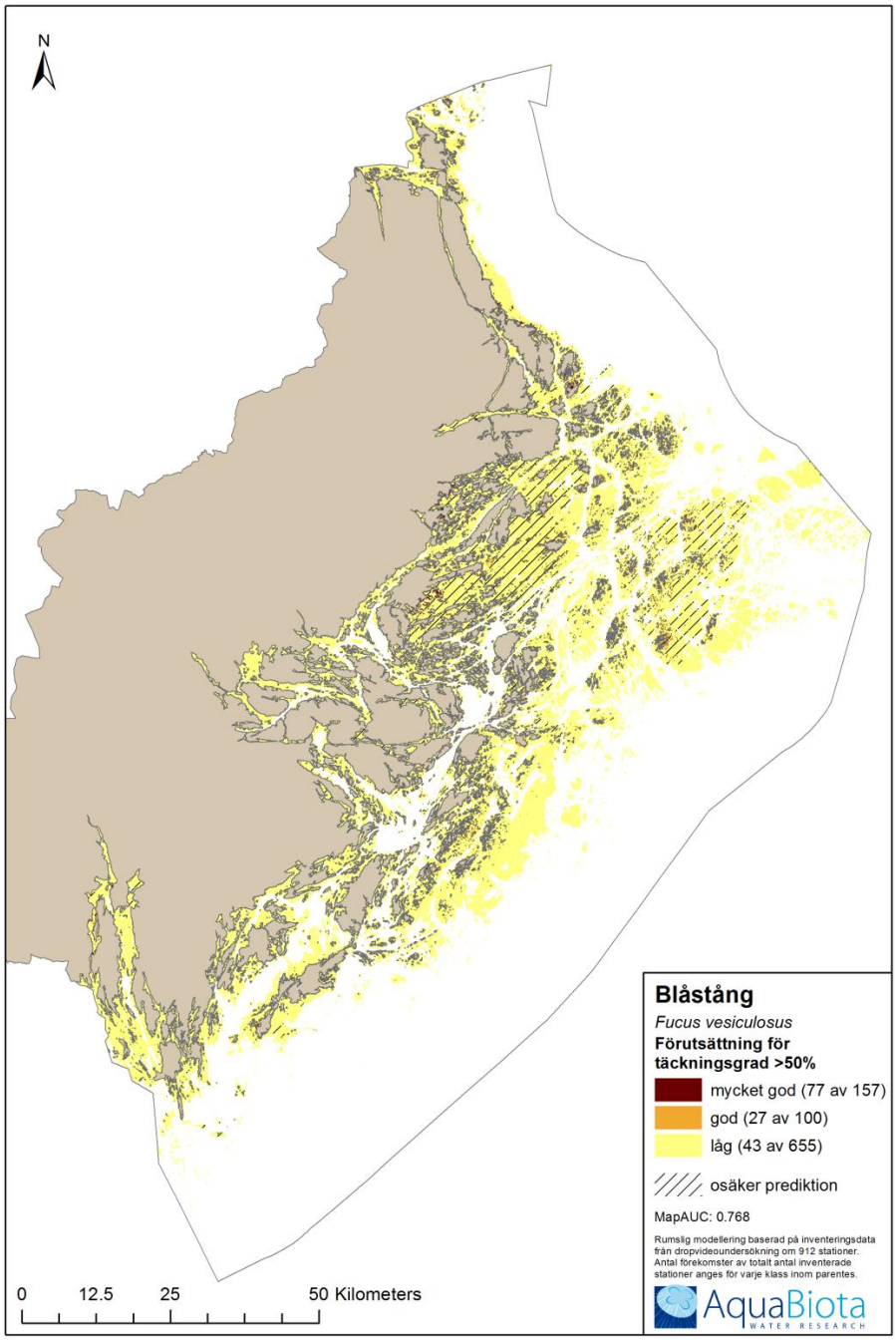

N
0
15
30
60 Kilometers
Slingor
Myriophyllum spp
Förutsättning för förekomst
mycket god (26 av 130)
god (10 av 89)
låg (9 av 693)
osäker prediktion
MapAUC: 0.803
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

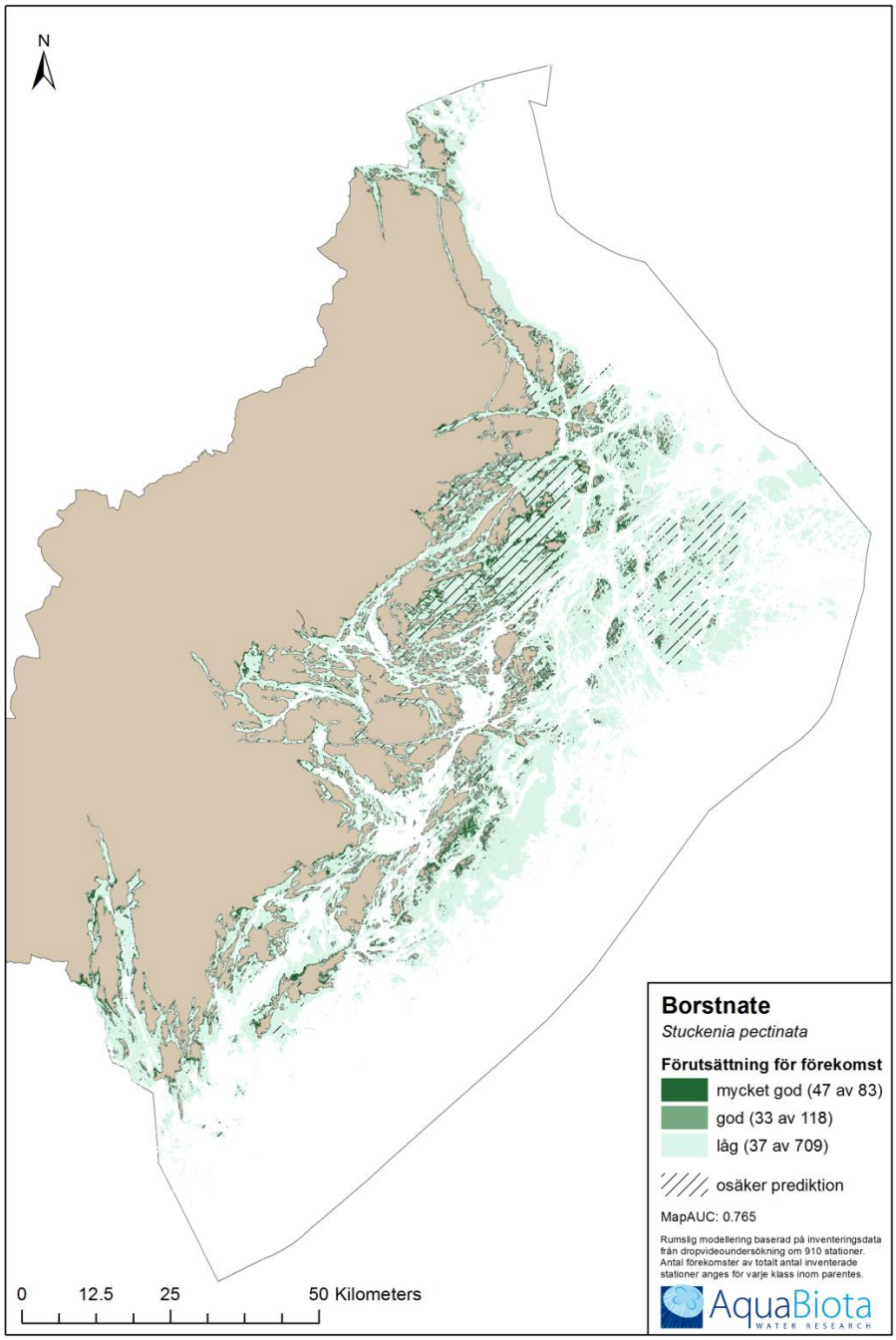

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Blåmussla
Mytilus edulis
Förutsättning för förekomst
mycket god (167 av 214)
god (93 av 177)
låg (51 av 521)
osäker prediktion
MapAUC: 0.830
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

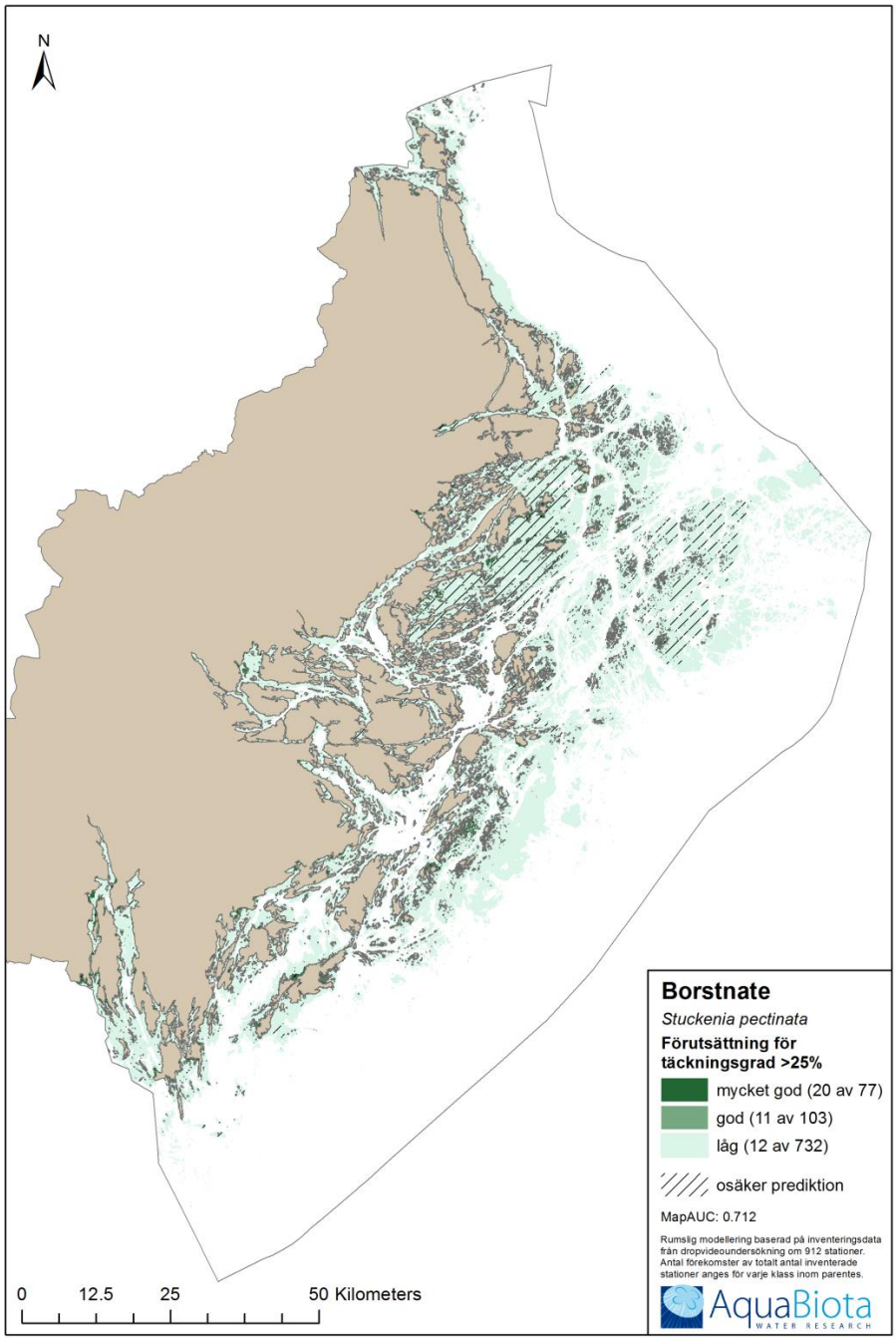

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Blåmussla
Mytilus edulis
Förutsättning för täckningsgrad >50%
mycket god (62 av 108)
god (17 av 108)
låg (13 av 696)
osäker prediktion
MapAUC: 0.863
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

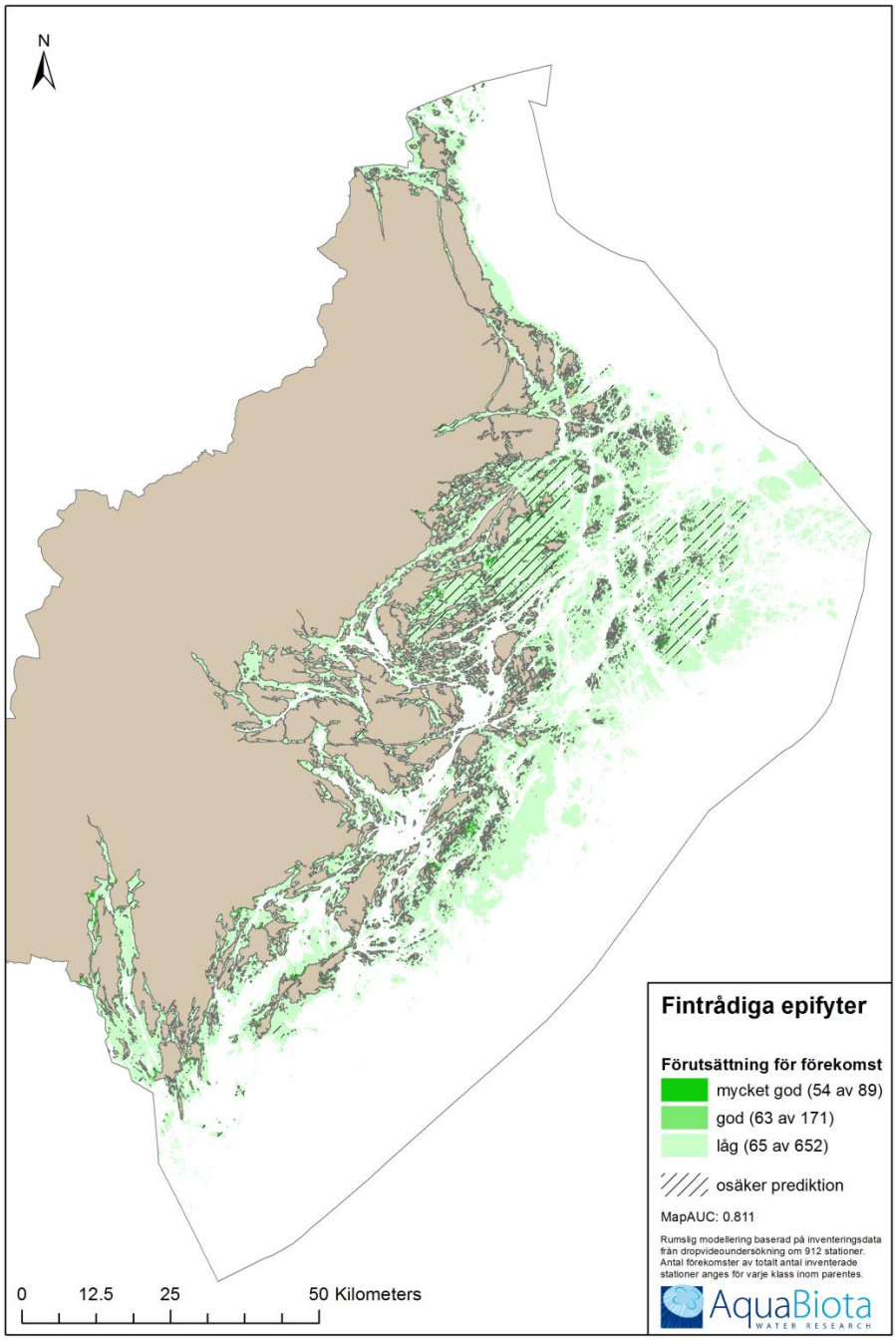

N
Blåstång
Fucus vesiculosus
Förutsättning för förekomst
mycket god (95 av 127)
god (92 av 160)
låg (69 av 625)
osäker prediktion
MapAUC: 0.750
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH
0
15
30
60 Kilometers

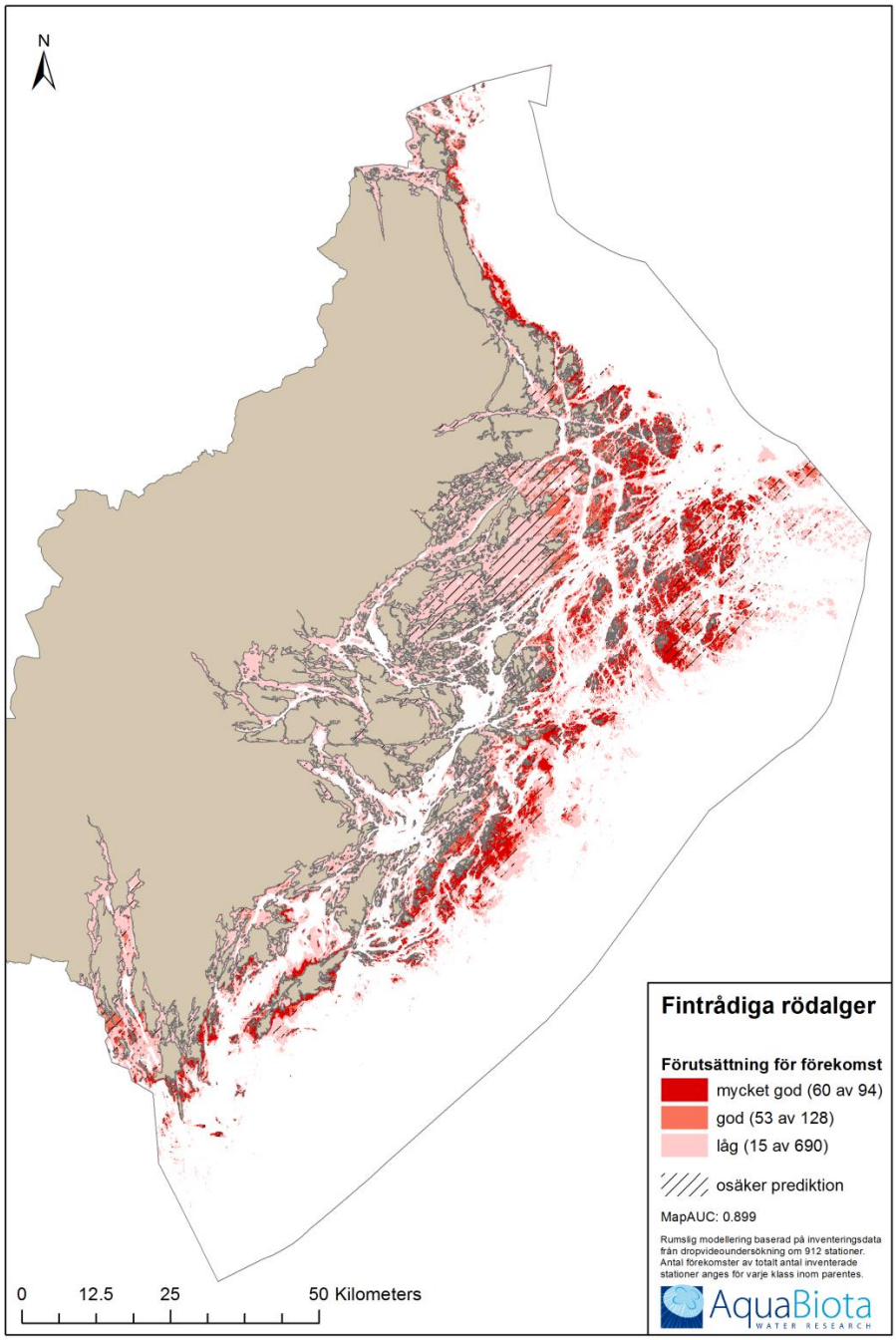

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Blåstång
Fucus vesiculosus
Förutsättning för täckningsgrad >25%
mycket god (81 av 146)
god (44 av 105)
låg (52 av 661)
osäker prediktion
MapAUC: 0.759
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

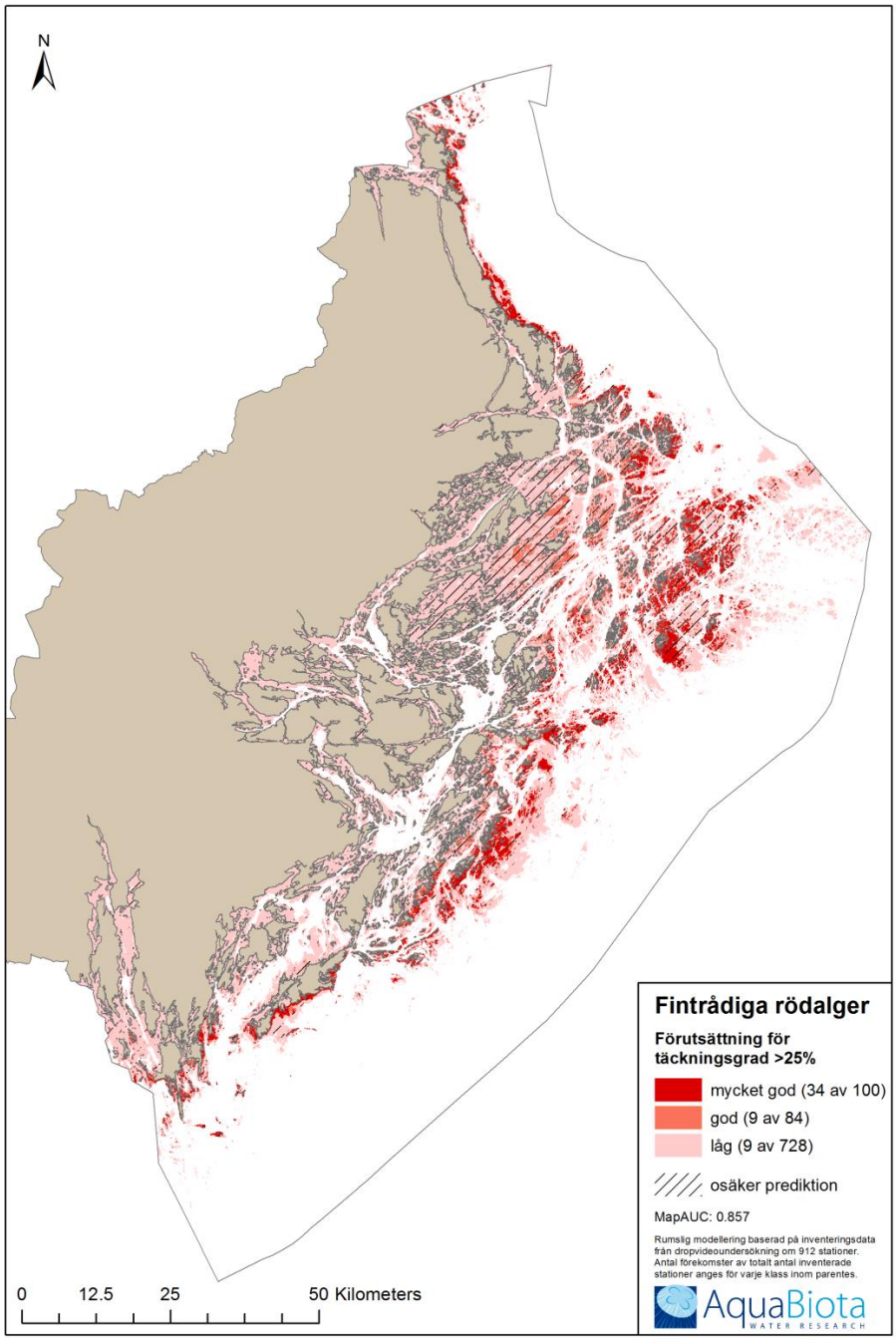

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Blåstång
Fucus vesiculosus
Förutsättning för täckningsgrad >50%
mycket god (77 av 157)
god (27 av 100)
låg (43 av 655)
osäker prediktion
MapAUC: 0.768
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

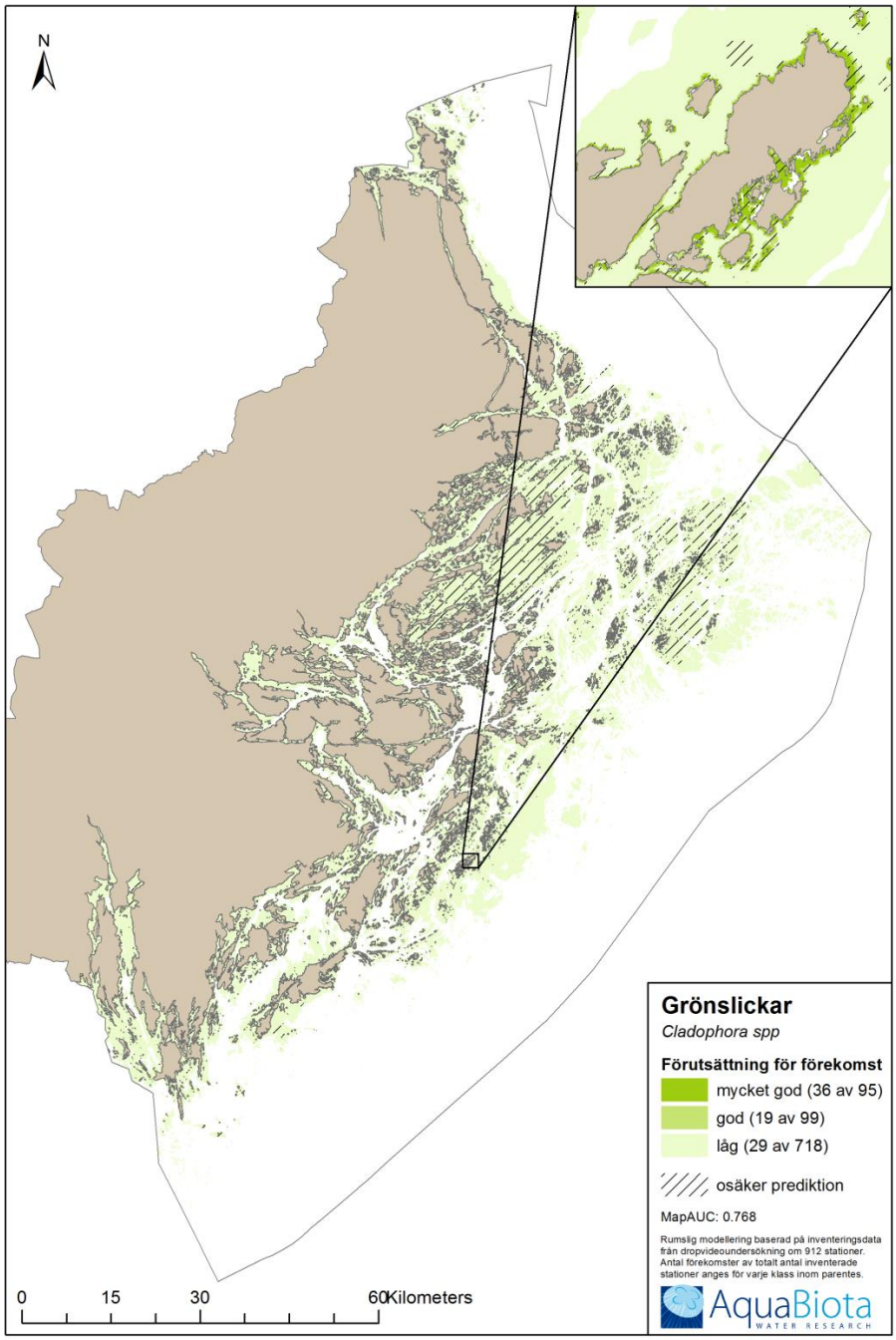

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Borstnate
Stuckenia pectinata
Förutsättning för förekomst
mycket god (47 av 83)
god (33 av 118)
låg (37 av 709)
osäker prediktion
MapAUC: 0.765
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 910 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

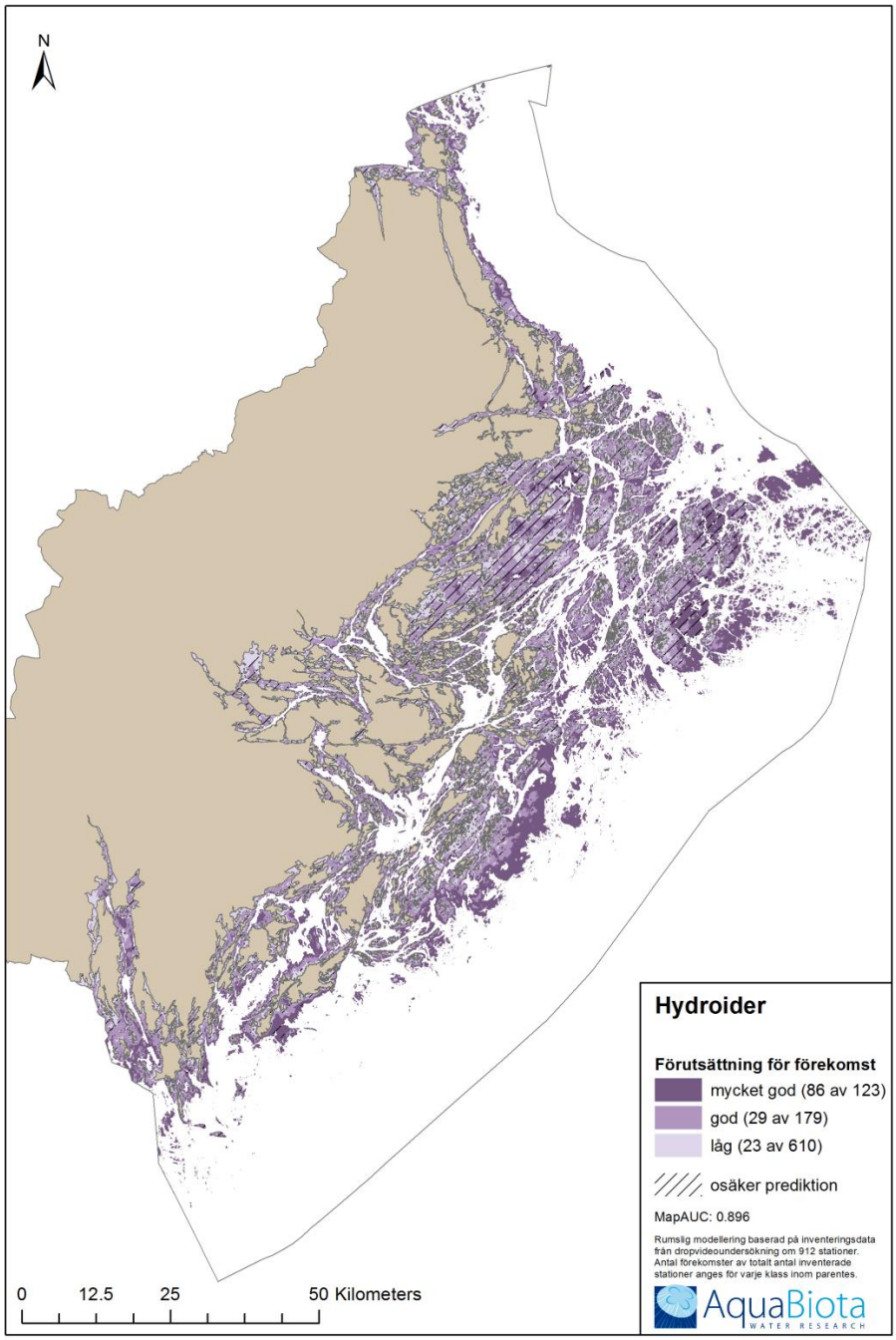

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Borstnate
Stuckenia pectinata
Förutsättning för täckningsgrad >25%
mycket god (20 av 77)
god (11 av 103)
låg (12 av 732)
osäker prediktion
MapAUC: 0.712
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

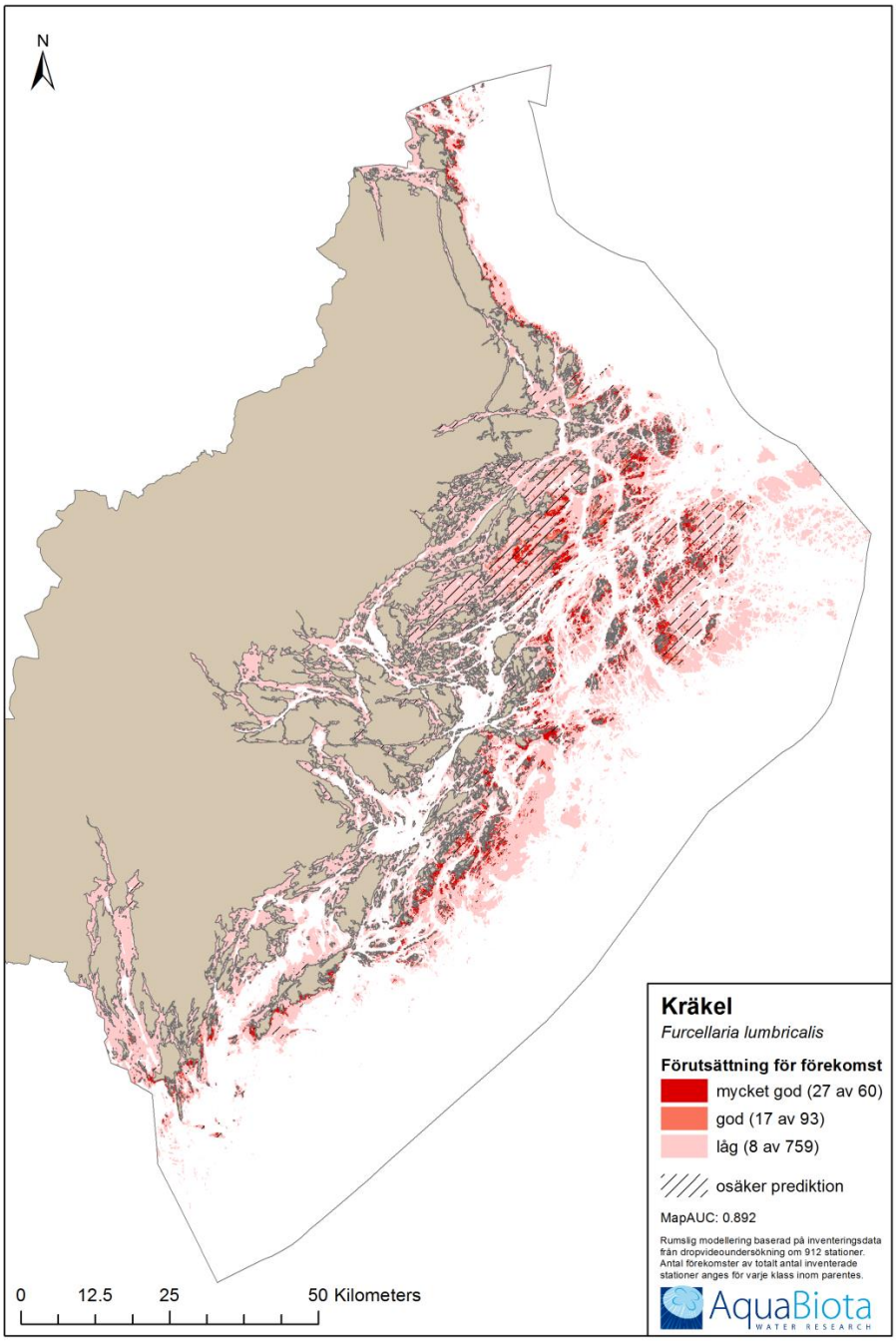

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Fintrådiga epifyter
Förutsättning för förekomst
mycket god (54 av 89)
god (63 av 171)
låg (65 av 652)
osäker prediktion
MapAUC: 0.811
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

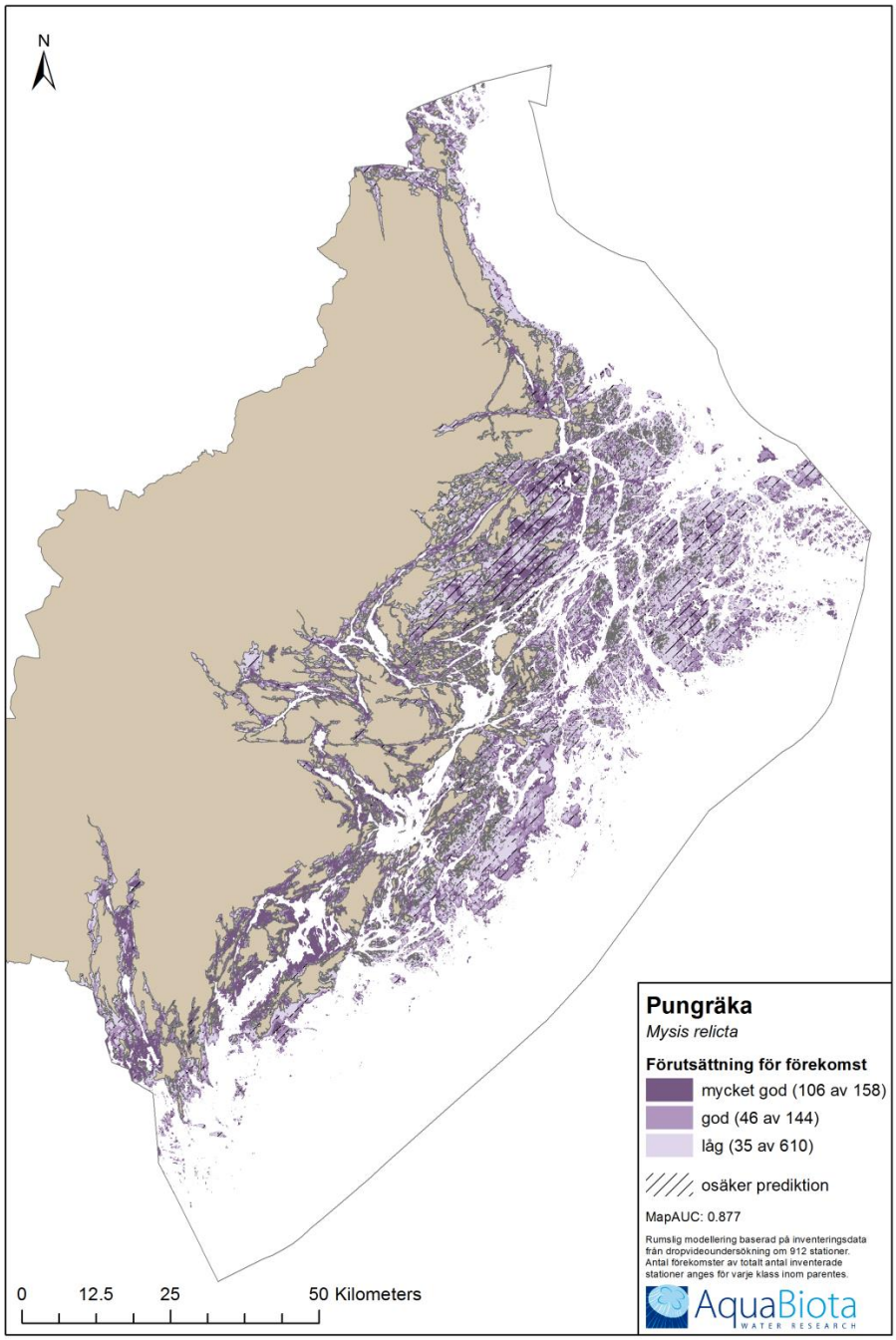

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Fintrådiga rödalger
Förutsättning för förekomst
mycket god (60 av 94)
god (53 av 128)
låg (15 av 690)
osäker prediktion
MapAUC: 0.899
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

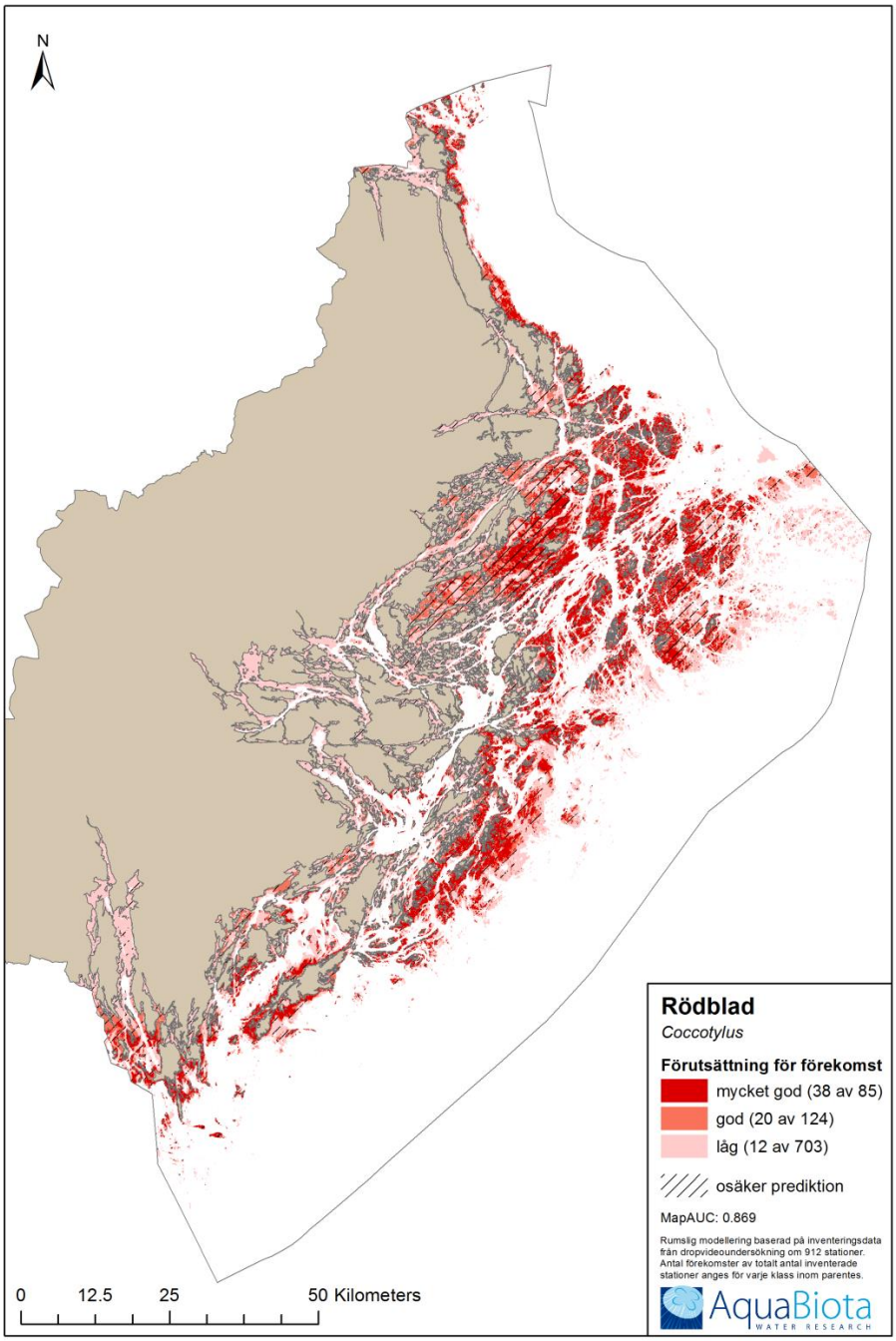

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Fintrådiga rödalger
Förutsättning för täckningsgrad >25%
mycket god (34 av 100)
god (9 av 84)
låg (9 av 728)
osäker prediktion
MapAUC: 0.857
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

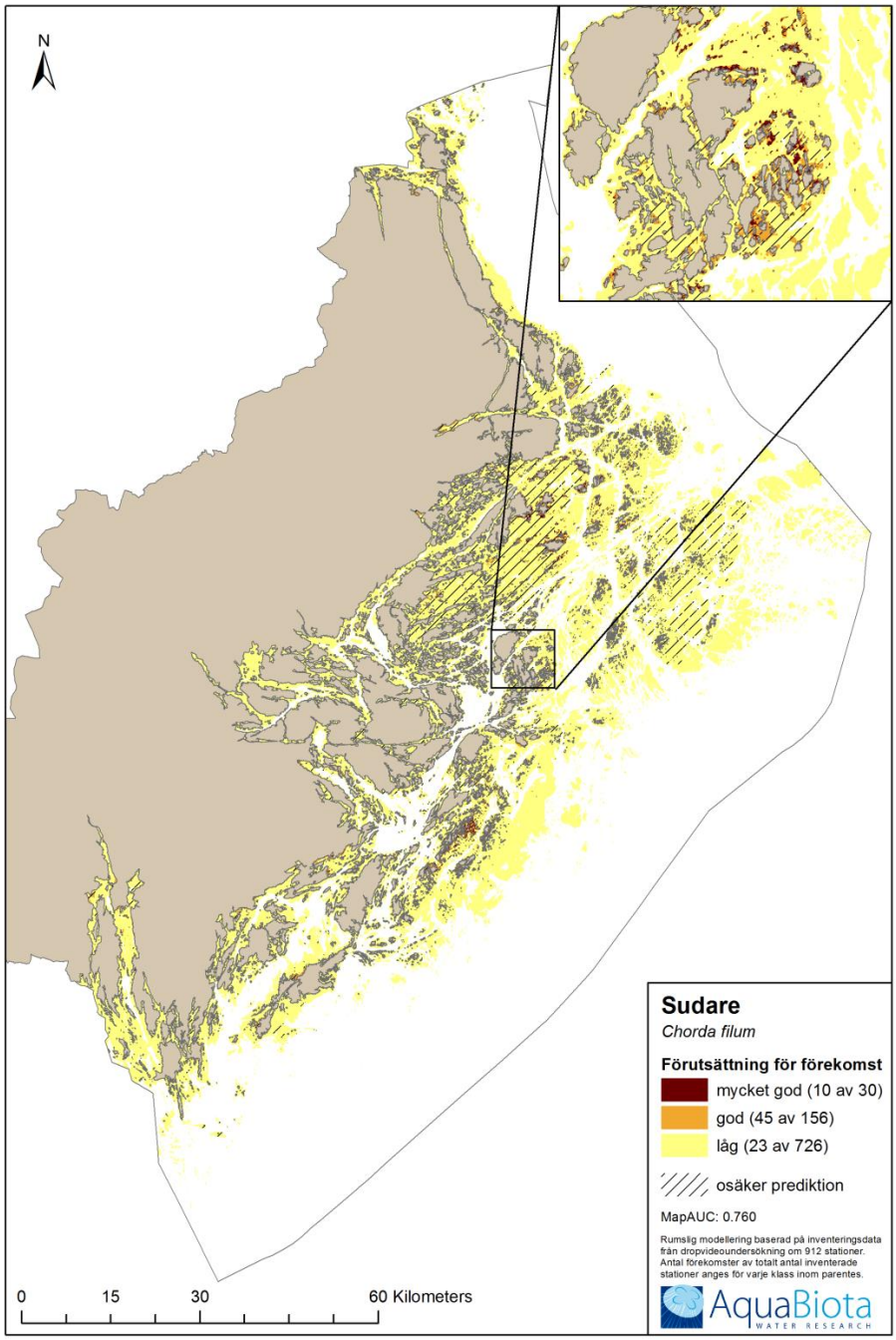

N
0
15
30
60Kilometers
Grönslickar
Cladophora spp
Förutsättning för förekomst
mycket god (36 av 95)
god (19 av 99)
låg (29 av 718)
osäker prediktion
MapAUC: 0.768
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

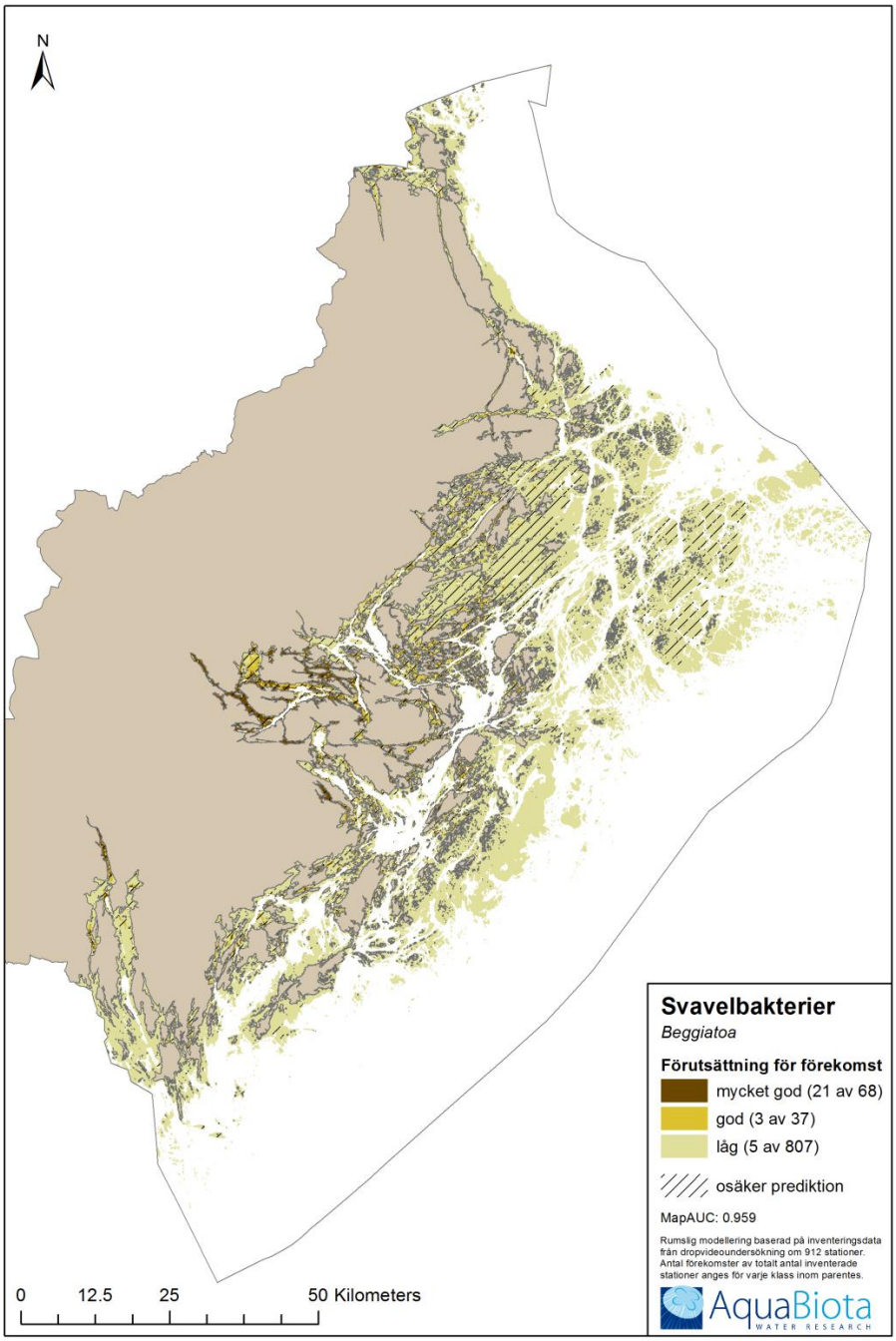

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Hydroider
Förutsättning för förekomst
mycket god (86 av 123)
god (29 av 179)
låg (23 av 610)
osäker prediktion
MapAUC: 0.896
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

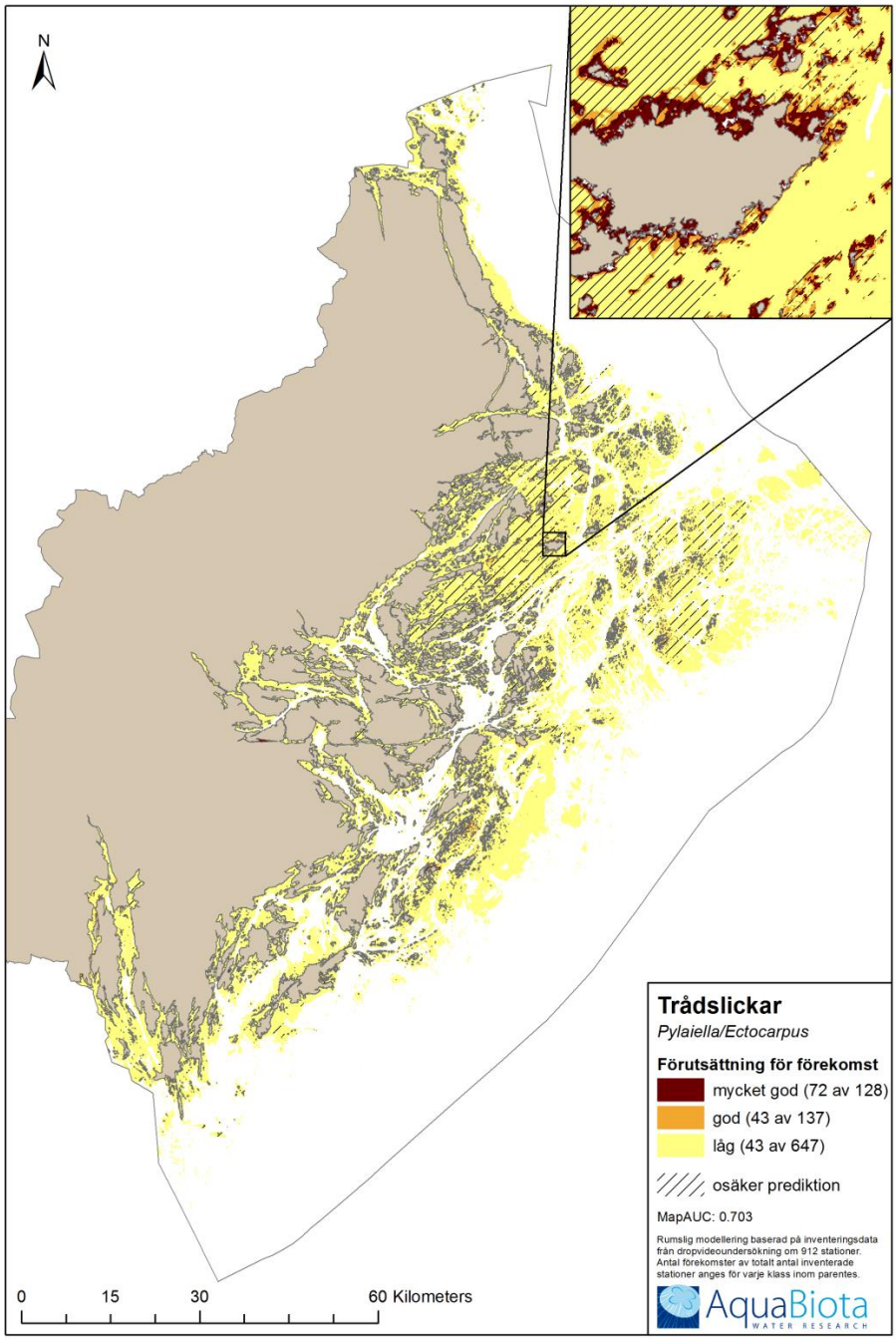

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Kräkel
Furcellaria lumbricalis
Förutsättning för förekomst
mycket god (27 av 60)
god (17 av 93)
låg (8 av 759)
osäker prediktion
MapAUC: 0.892
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

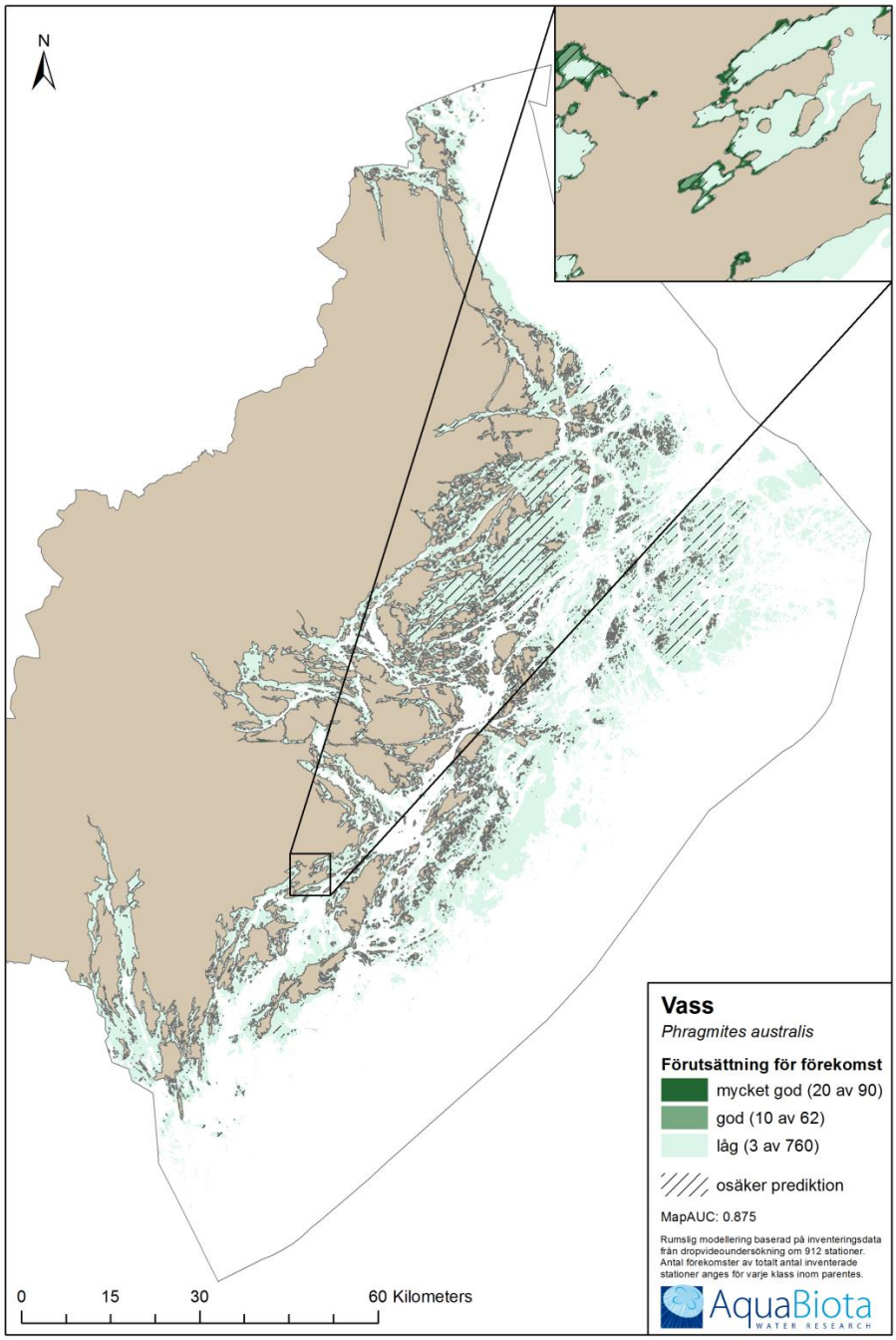

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Pungräka
Mysis relicta
Förutsättning för förekomst
mycket god (106 av 158)
god (46 av 144)
låg (35 av 610)
osäker prediktion
MapAUC: 0.877
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

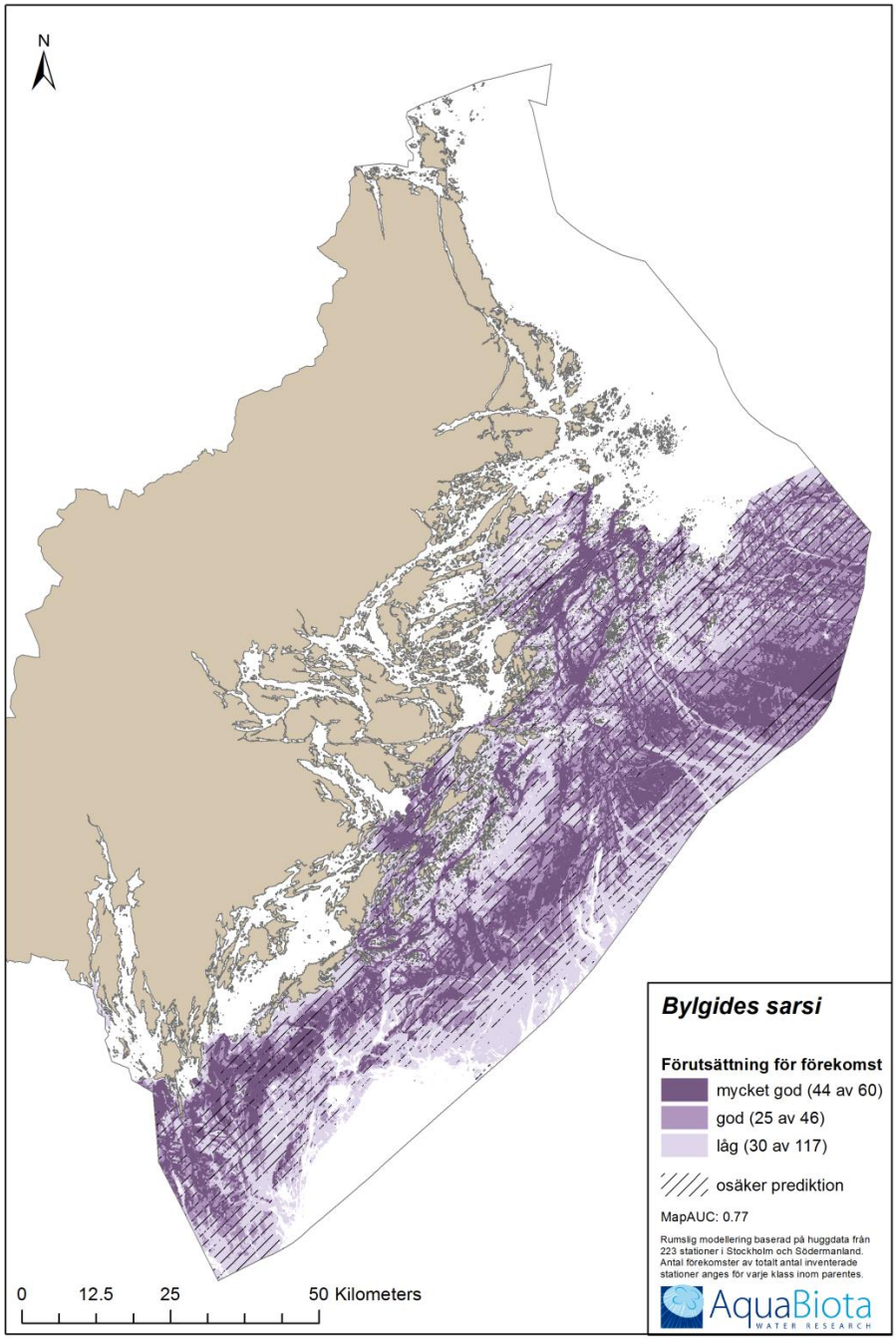

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Rödblad
Coccotylus
Förutsättning för förekomst
mycket god (38 av 85)
god (20 av 124)
låg (12 av 703)
osäker prediktion
MapAUC: 0.869
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

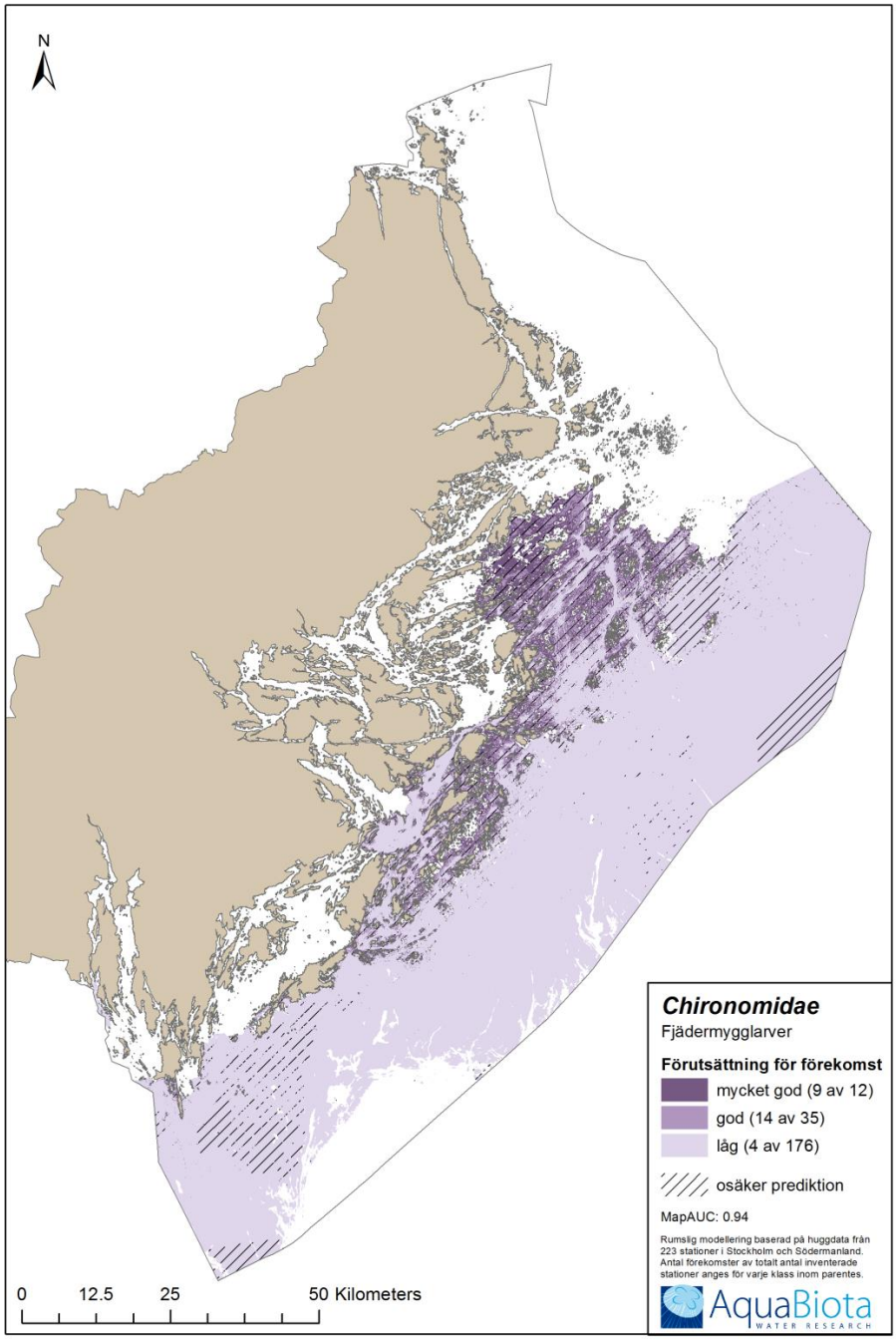

N
0
15
30
60 Kilometers
Sudare
Chorda filum
Förutsättning för förekomst
mycket god (10 av 30)
god (45 av 156)
låg (23 av 726)
osäker prediktion
MapAUC: 0.760
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

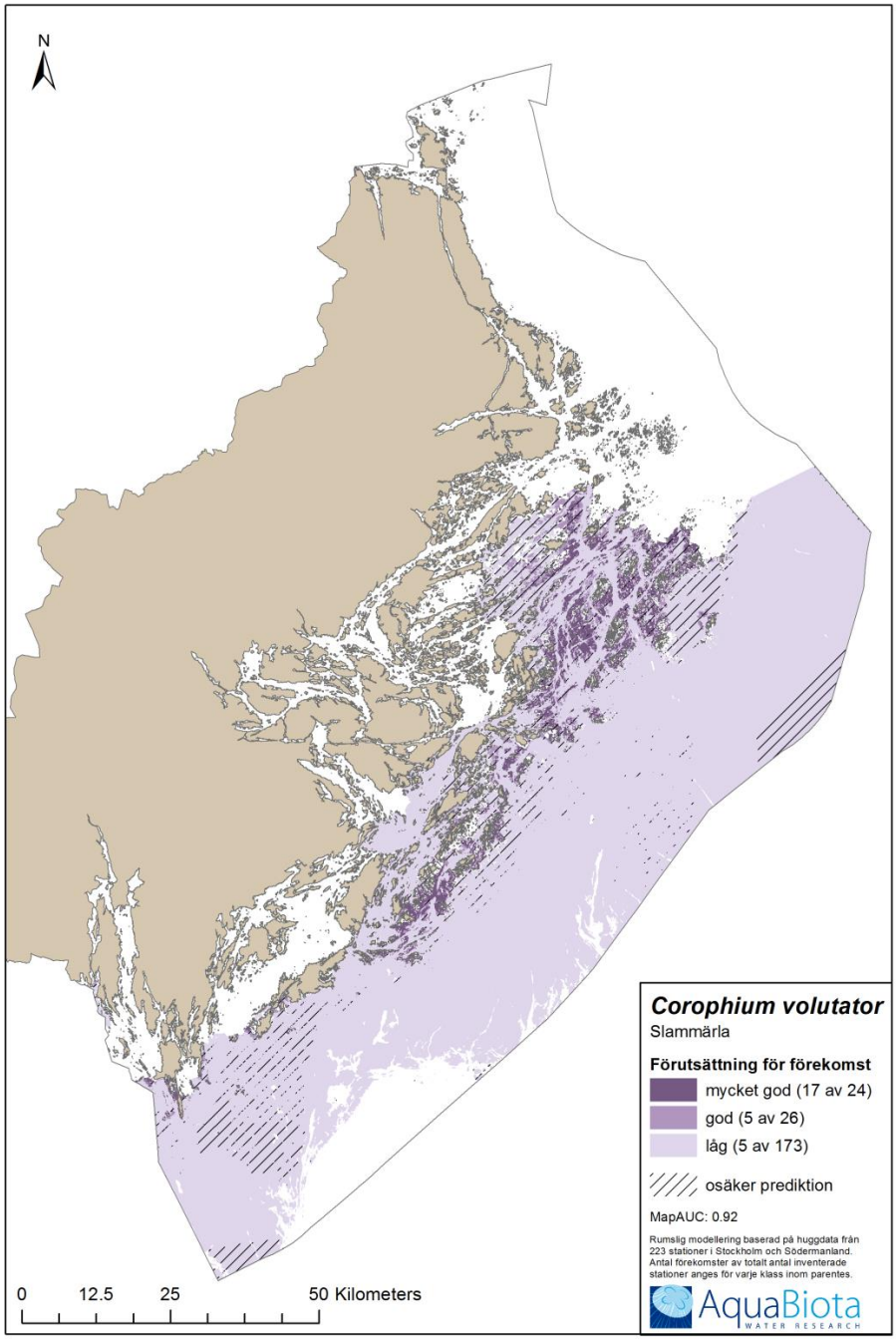

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Svavelbakterier
Beggiatoa
Förutsättning för förekomst
mycket god (21 av 68)
god (3 av 37)
låg (5 av 807)
osäker prediktion
MapAUC: 0.959
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

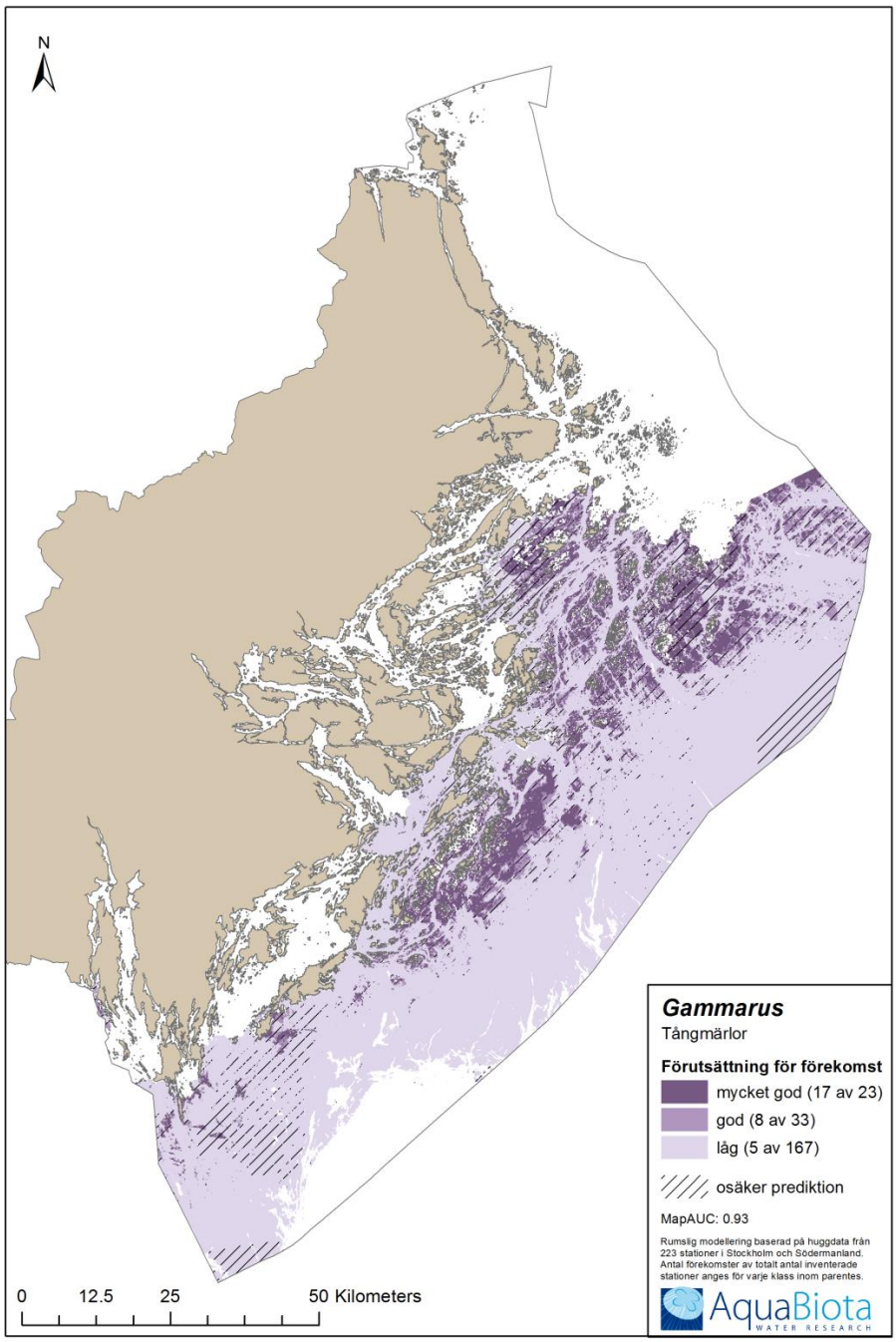

N
0
15
30
60 Kilometers
Trådslickar
Pylaiella/Ectocarpus
Förutsättning för förekomst
mycket god (72 av 128)
god (43 av 137)
låg (43 av 647)
osäker prediktion
MapAUC: 0.703
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

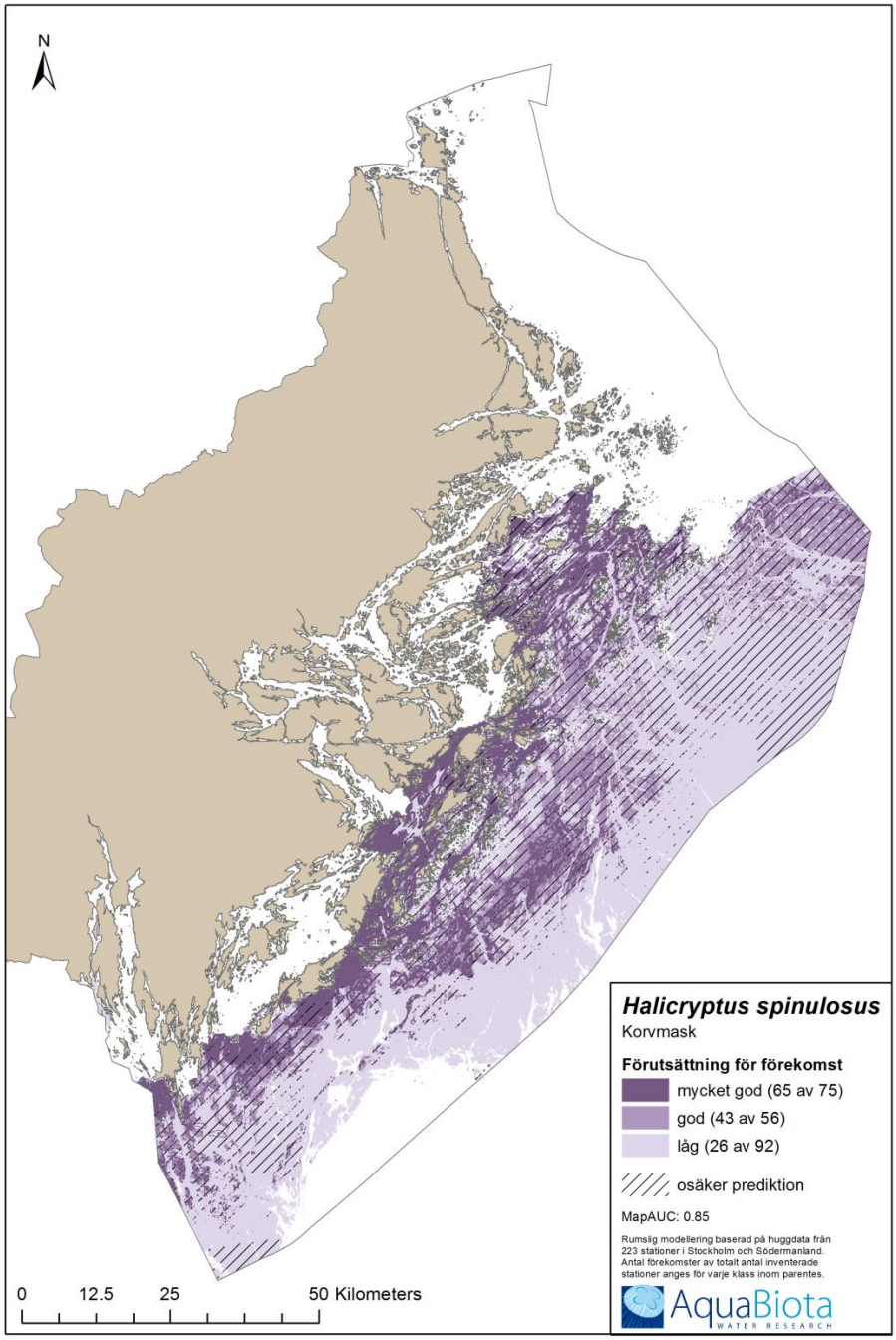

N
0
15
30
60 Kilometers
Vass
Phragmites australis
Förutsättning för förekomst
mycket god (20 av 90)
god (10 av 62)
låg (3 av 760)
osäker prediktion
MapAUC: 0.875
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från dropvideoundersökning om 912 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

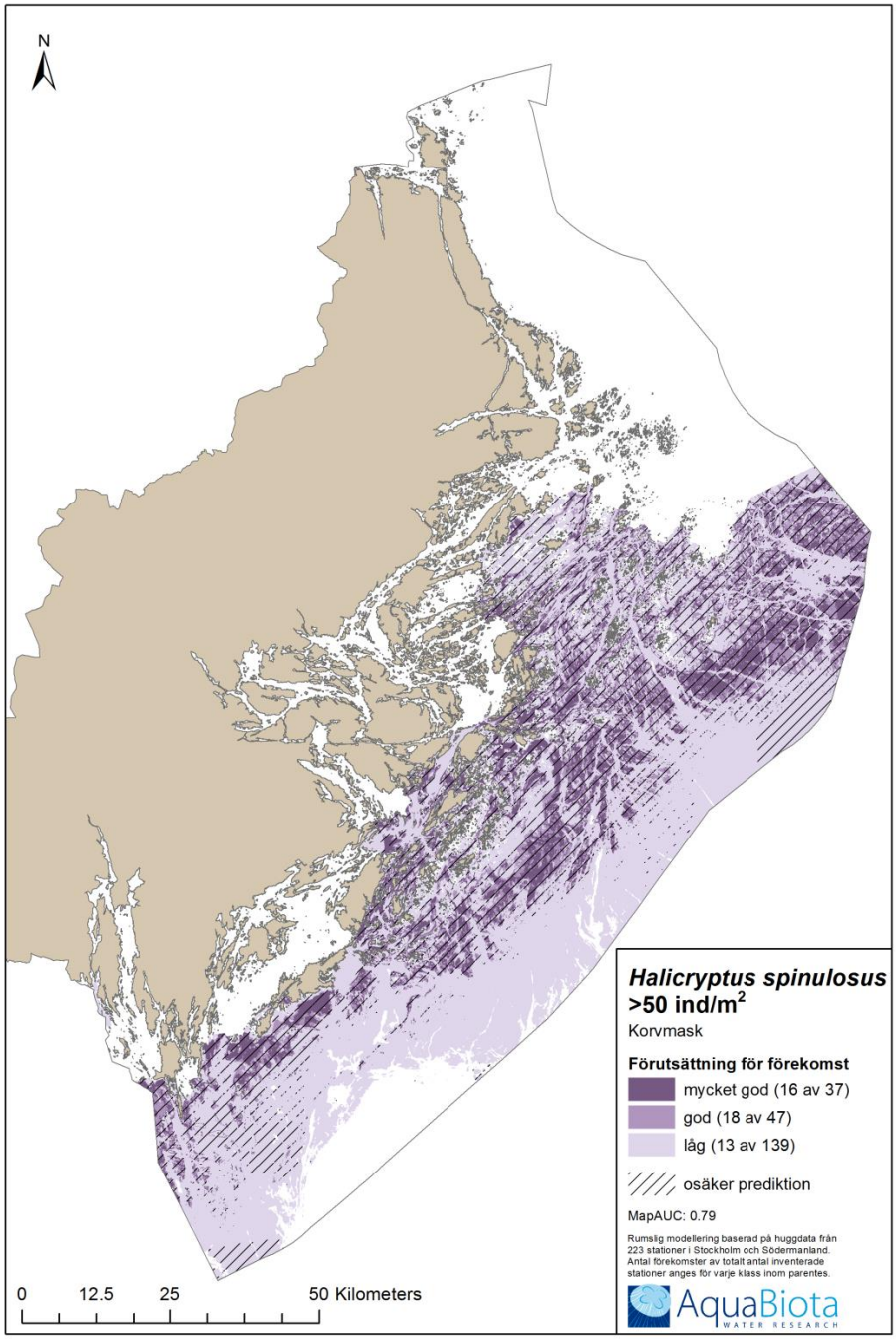

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Bylgides sarsi
Förutsättning för förekomst
mycket god (44 av 60)
god (25 av 46)
låg (30 av 117)
osäker prediktion
MapAUC: 0.77
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

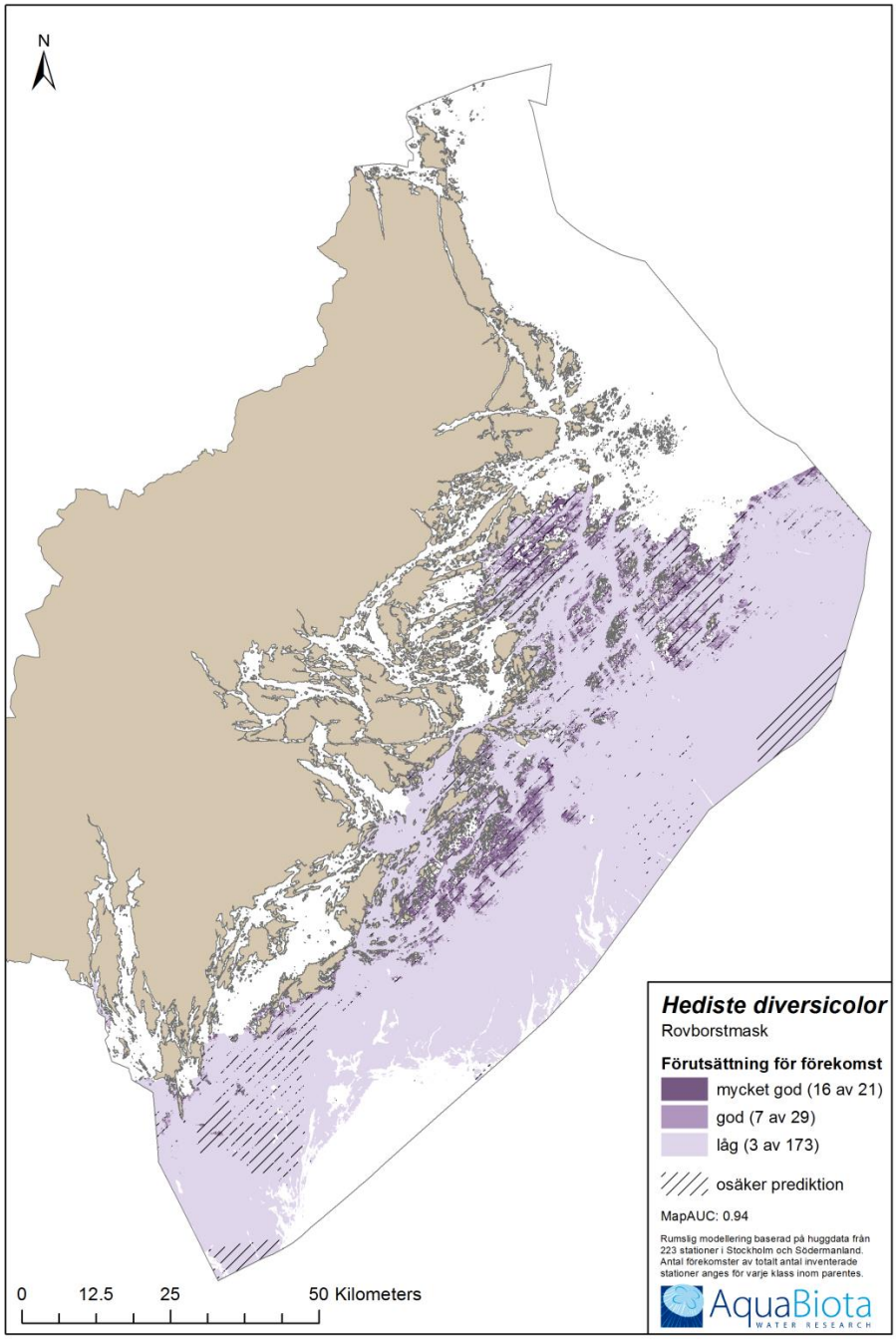

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Chironomidae
Fjädermygglarver
Förutsättning för förekomst
mycket god (9 av 12)
god (14 av 35)
låg (4 av 176)
osäker prediktion
MapAUC: 0.94
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

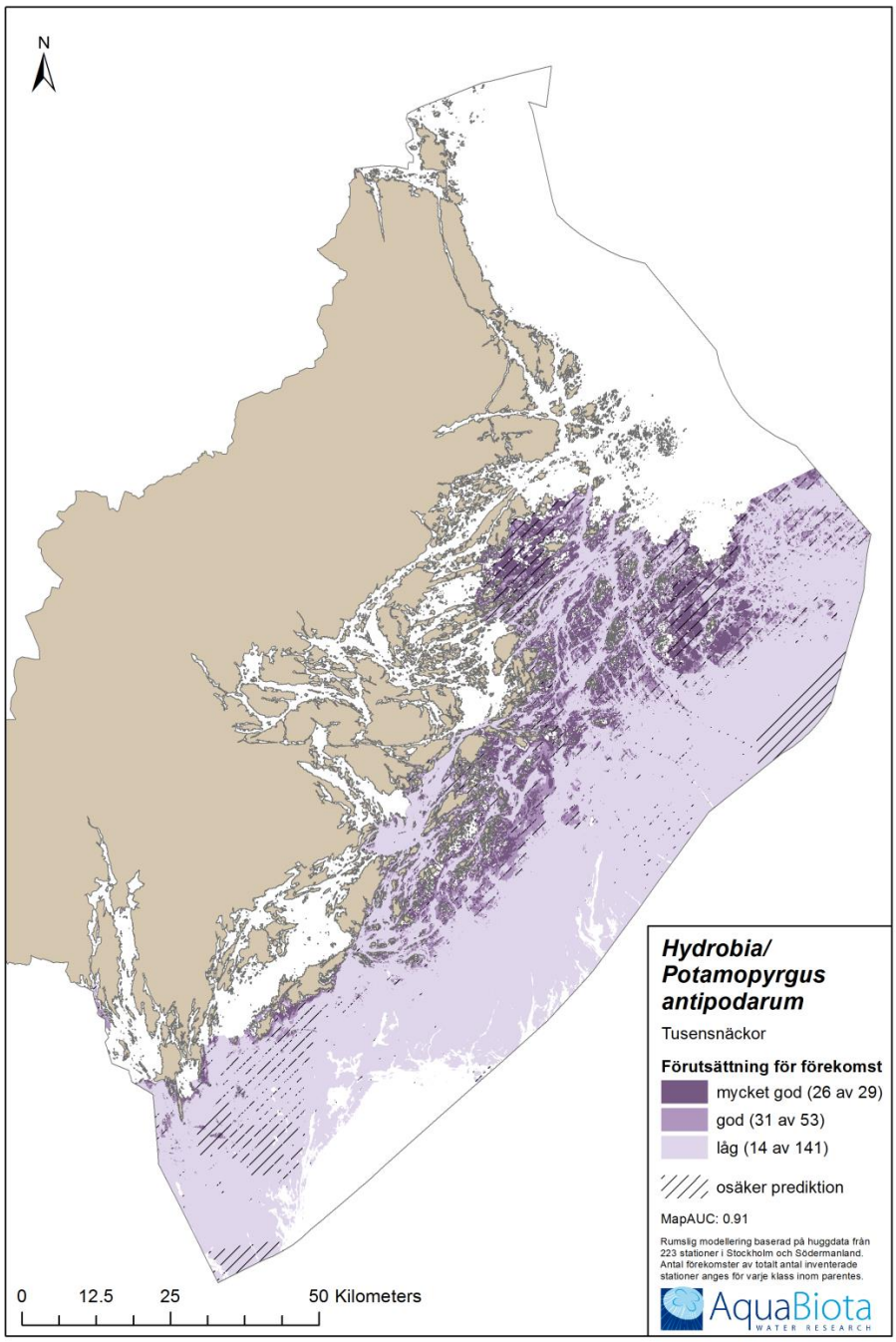

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Corophium volutator
Slammärla
Förutsättning för förekomst
mycket god (17 av 24)
god (5 av 26)
låg (5 av 173)
osäker prediktion
MapAUC: 0.92
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

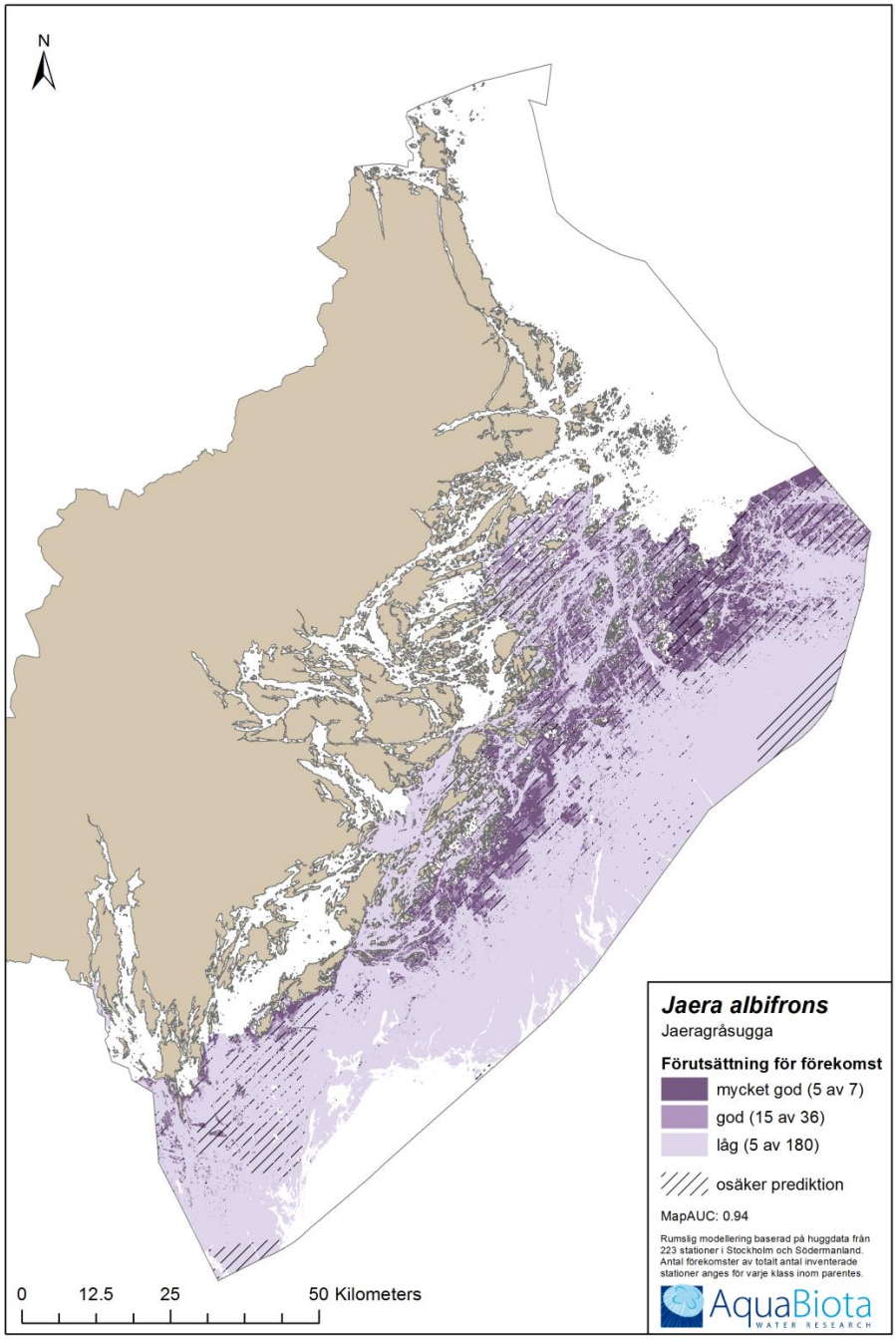

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Gammarus
Tångmärlor
Förutsättning för förekomst
mycket god (17 av 23)
god (8 av 33)
låg (5 av 167)
osäker prediktion
MapAUC: 0.93
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

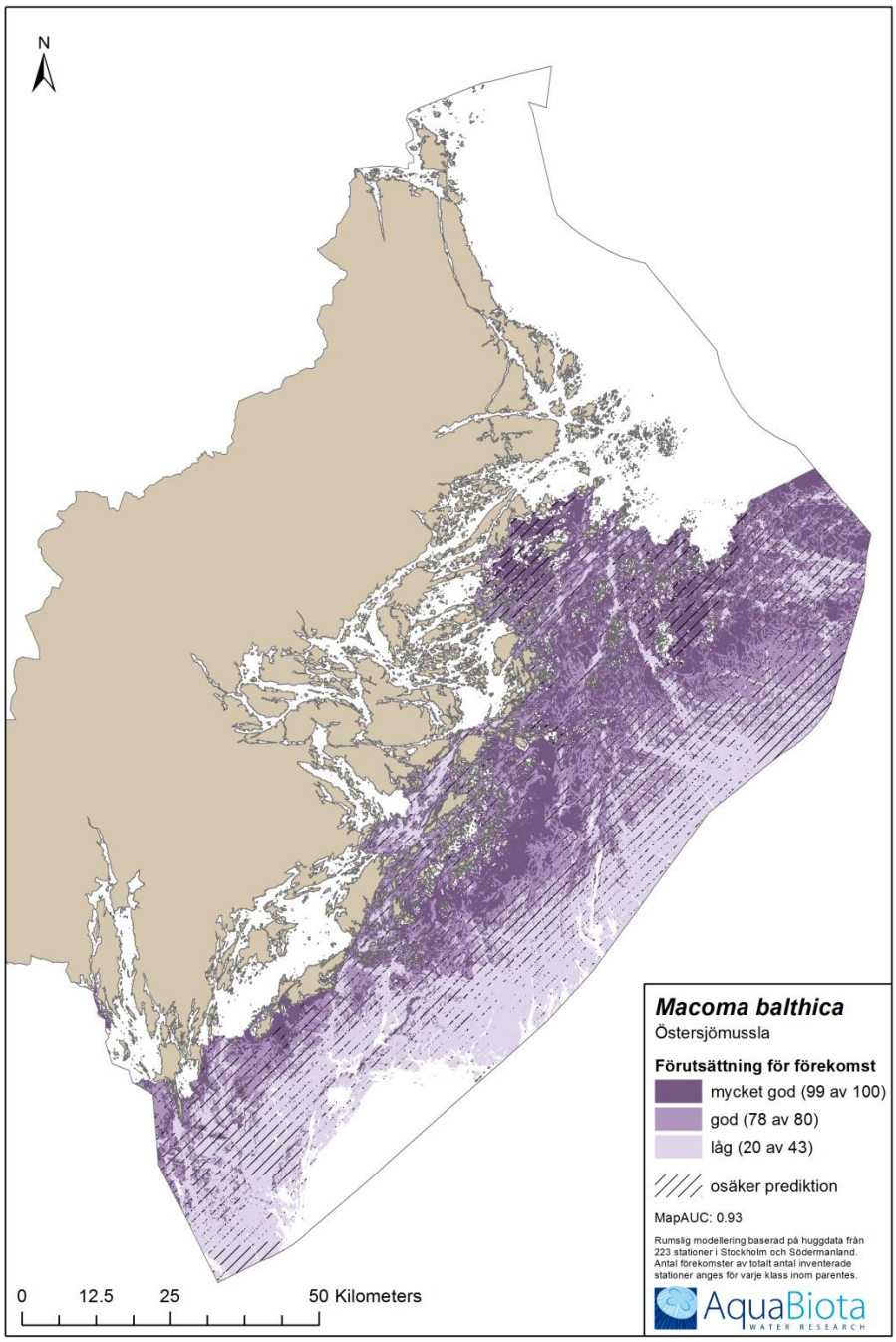

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Halicryptus spinulosus
Korvmask
Förutsättning för förekomst
mycket god (65 av 75)
god (43 av 56)
låg (26 av 92)
osäker prediktion
MapAUC: 0.85
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

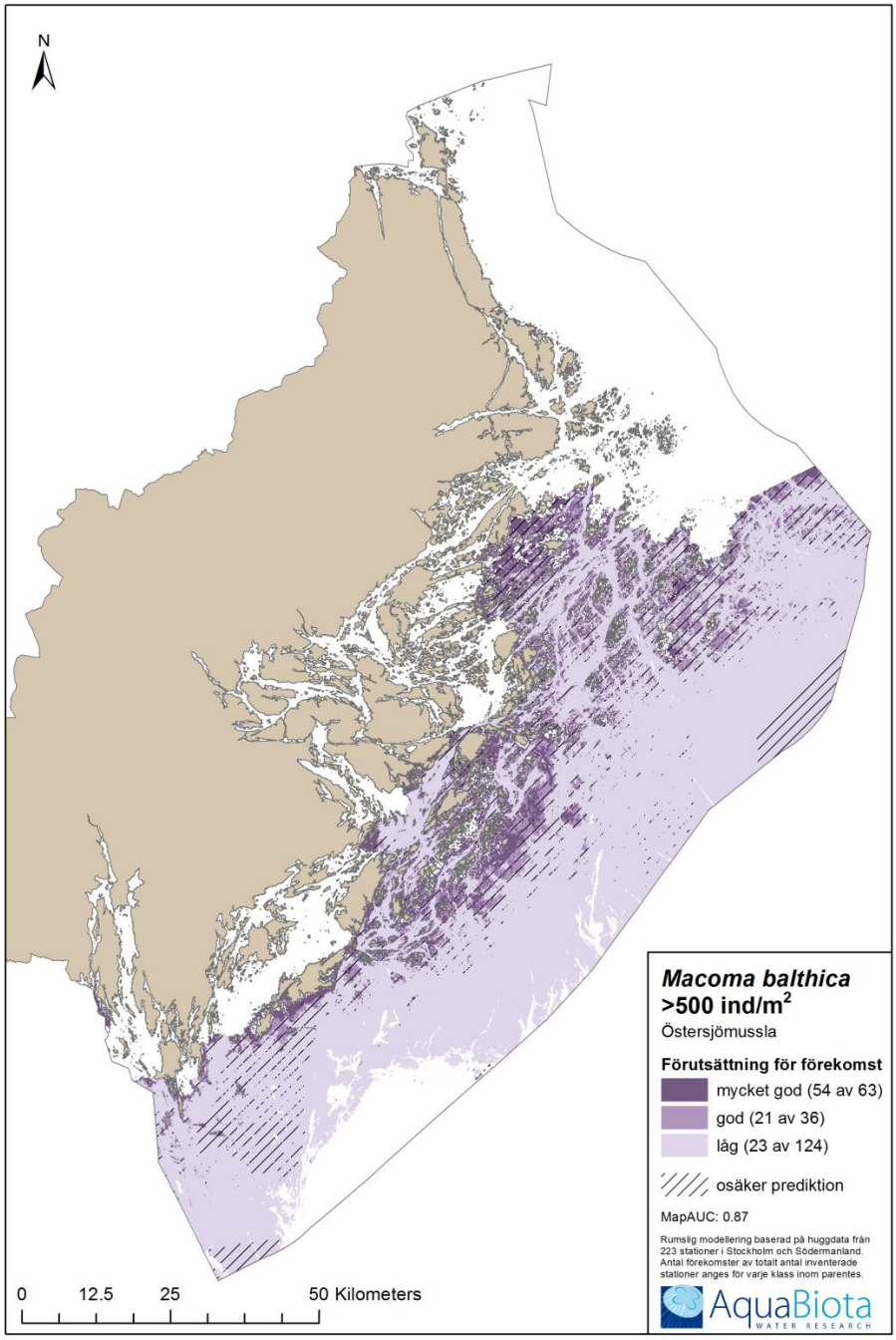

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Halicryptus spinulosus
>50 ind/m2
Korvmask
Förutsättning för förekomst
mycket god (16 av 37)
god (18 av 47)
låg (13 av 139)
osäker prediktion
MapAUC: 0.79
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

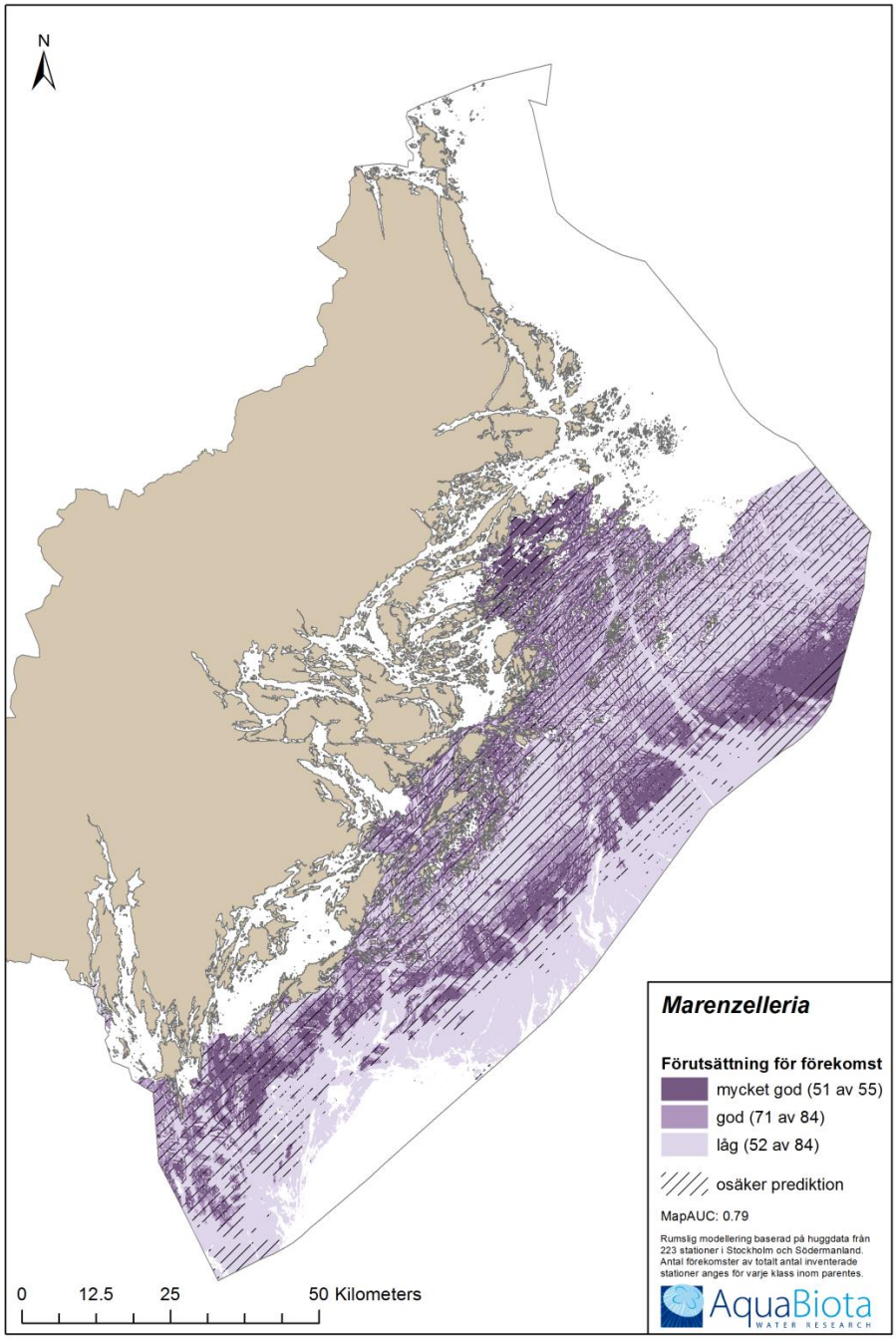

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Hediste diversicolor
Rovborstmask
Förutsättning för förekomst
mycket god (16 av 21)
god (7 av 29)
låg (3 av 173)
osäker prediktion
MapAUC: 0.94
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

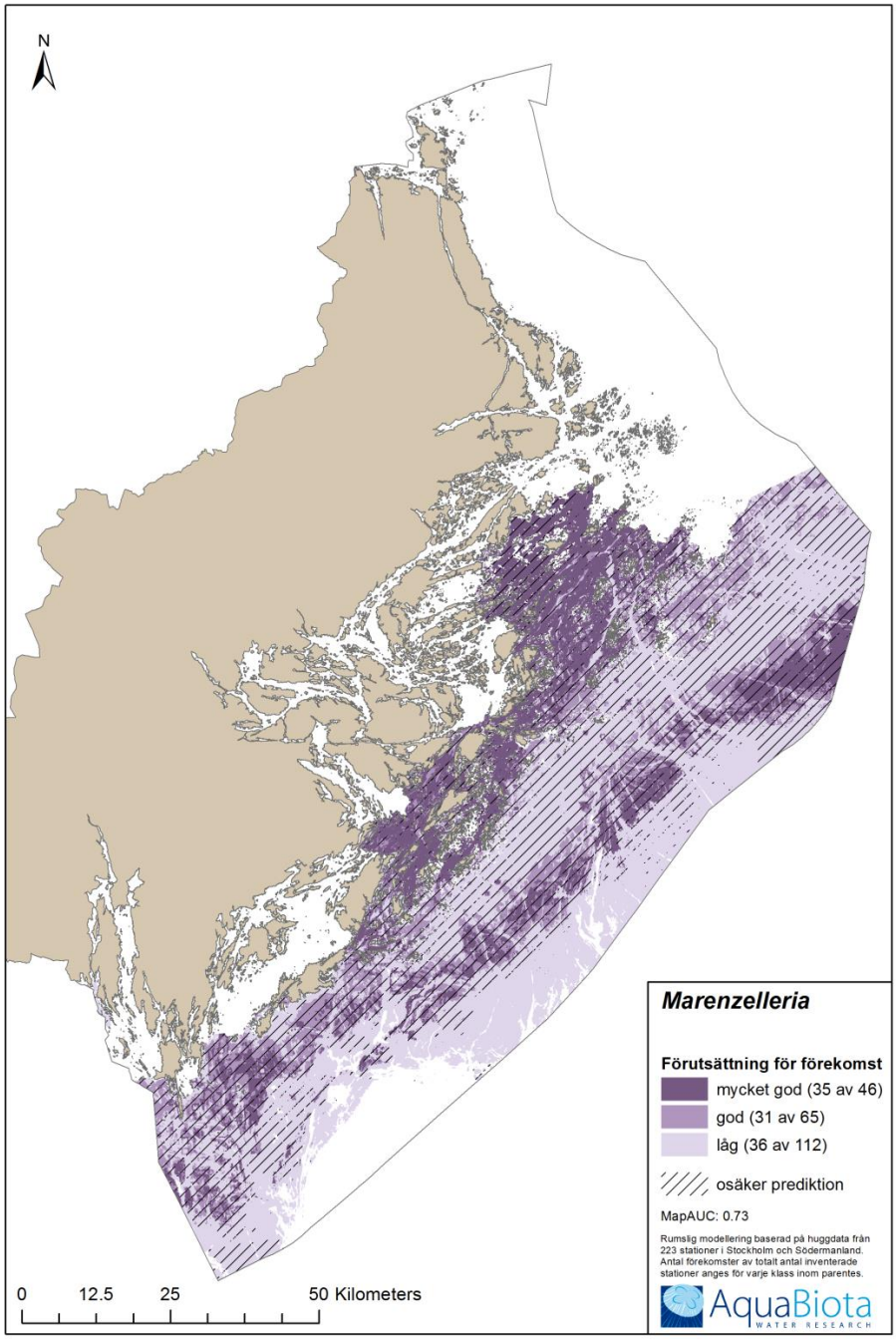

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Hydrobia/
Potamopyrgus
antipodarum
Tusensnäckor
Förutsättning för förekomst
mycket god (26 av 29)
god (31 av 53)
låg (14 av 141)
osäker prediktion
MapAUC: 0.91
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

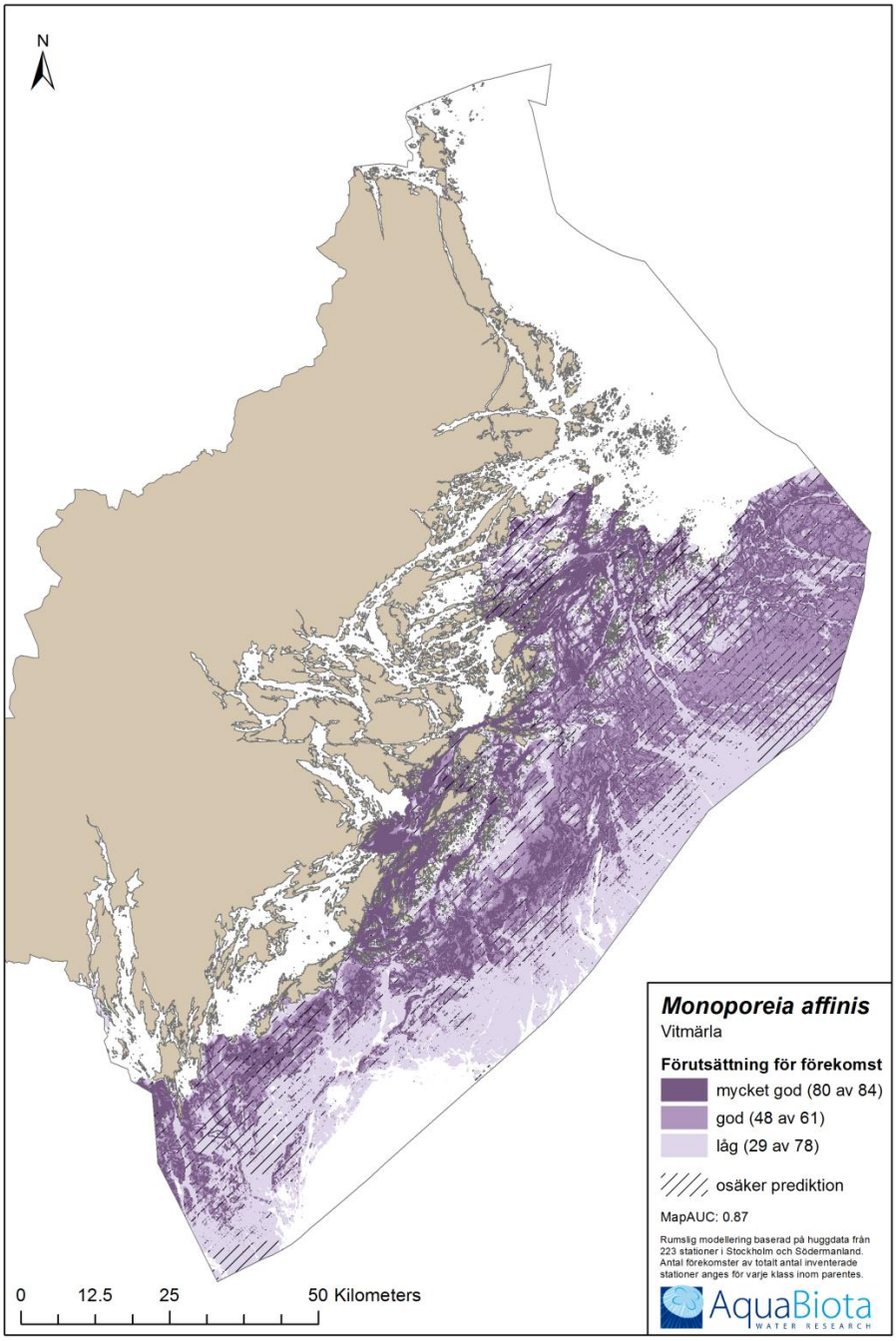

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Jaera albifrons
Jaeragråsugga
Förutsättning för förekomst
mycket god (5 av 7)
god (15 av 36)
låg (5 av 180)
osäker prediktion
MapAUC: 0.94
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

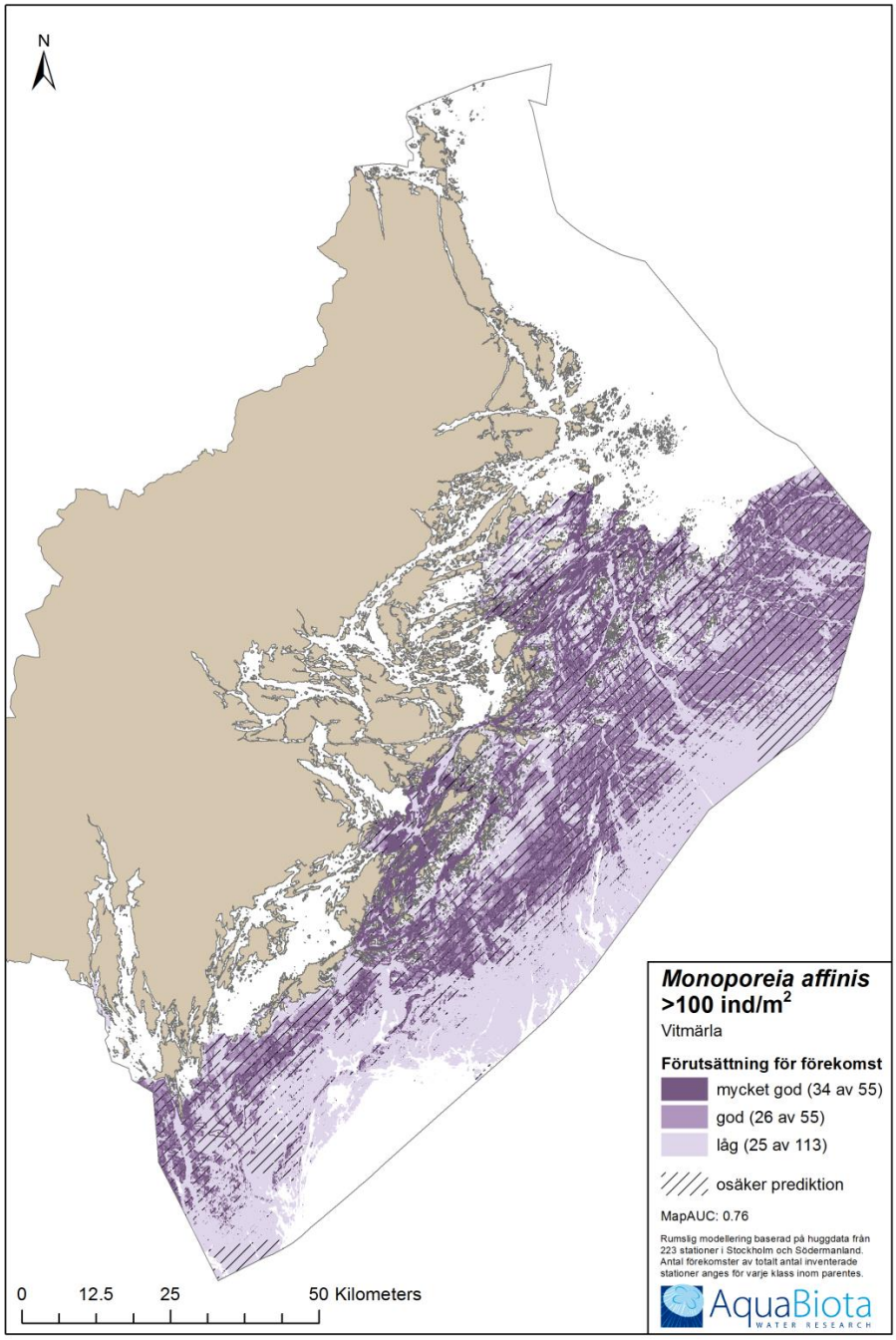

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Macoma balthica
Östersjömussla
Förutsättning för förekomst
mycket god (99 av 100)
god (78 av 80)
låg (20 av 43)
osäker prediktion
MapAUC: 0.93
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

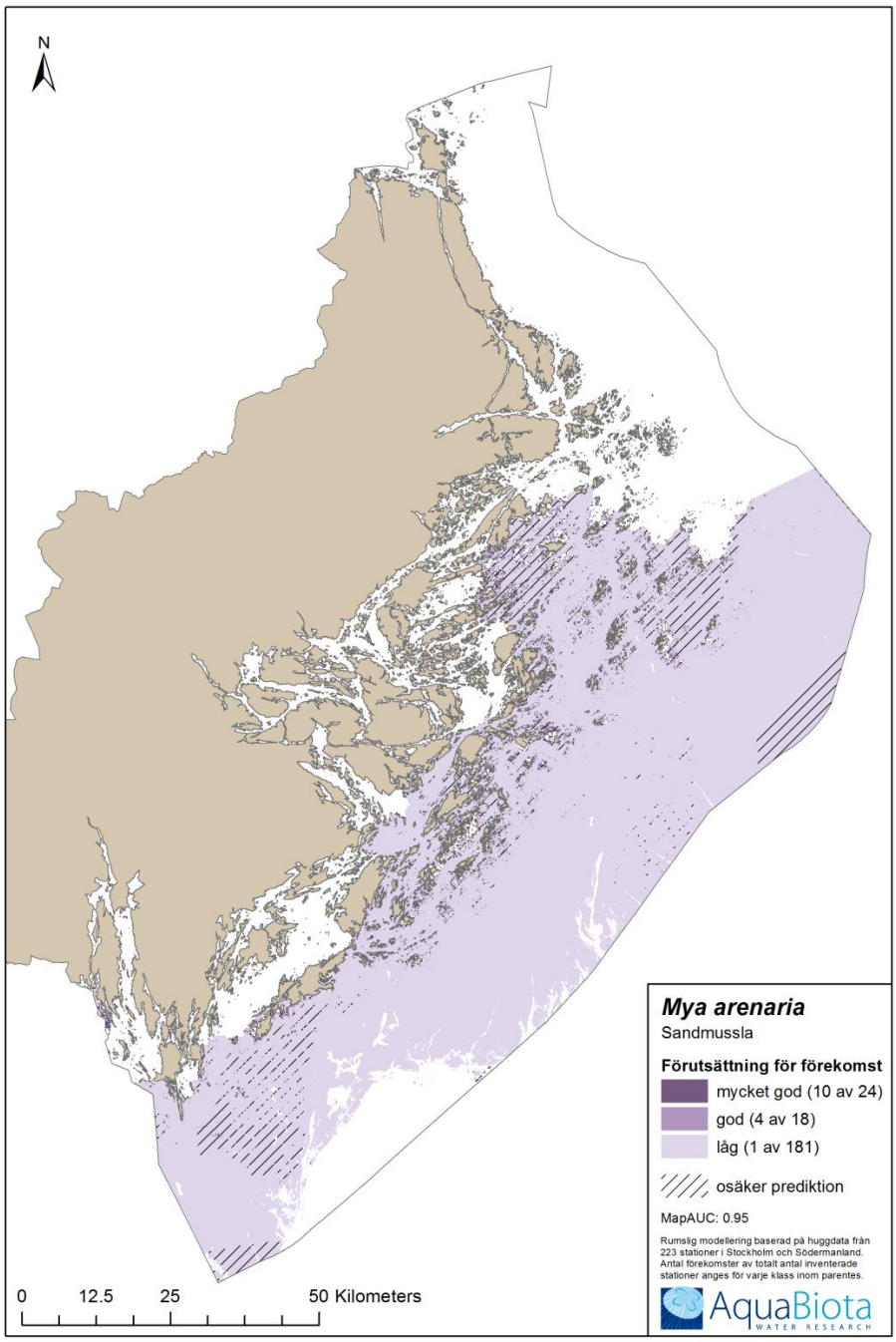

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Macoma balthica
>500 ind/m2
Östersjömussla
Förutsättning för förekomst
mycket god (54 av 63)
god (21 av 36)
låg (23 av 124)
osäker prediktion
MapAUC: 0.87
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

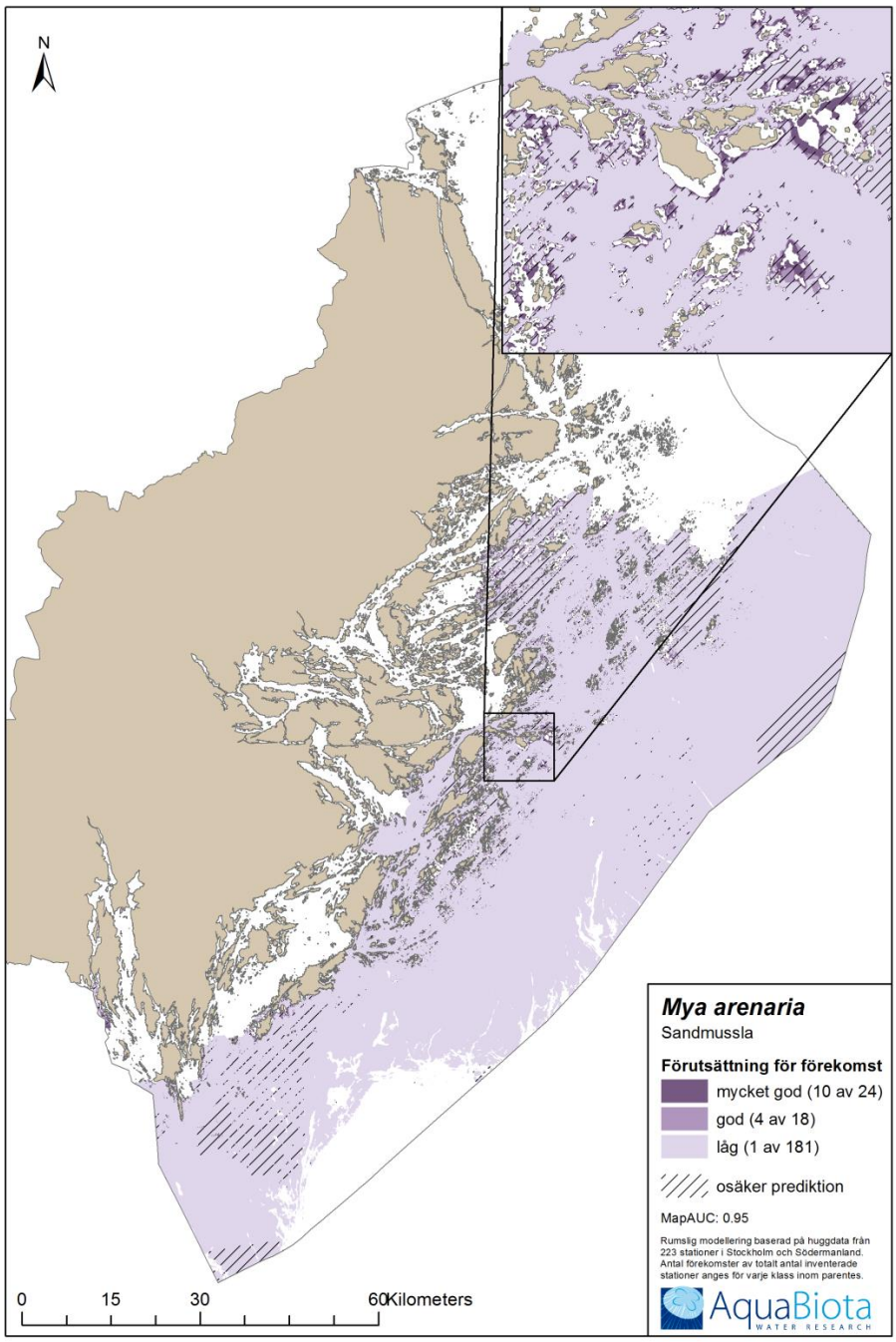

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Marenzelleria
Förutsättning för förekomst
mycket god (51 av 55)
god (71 av 84)
låg (52 av 84)
osäker prediktion
MapAUC: 0.79
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

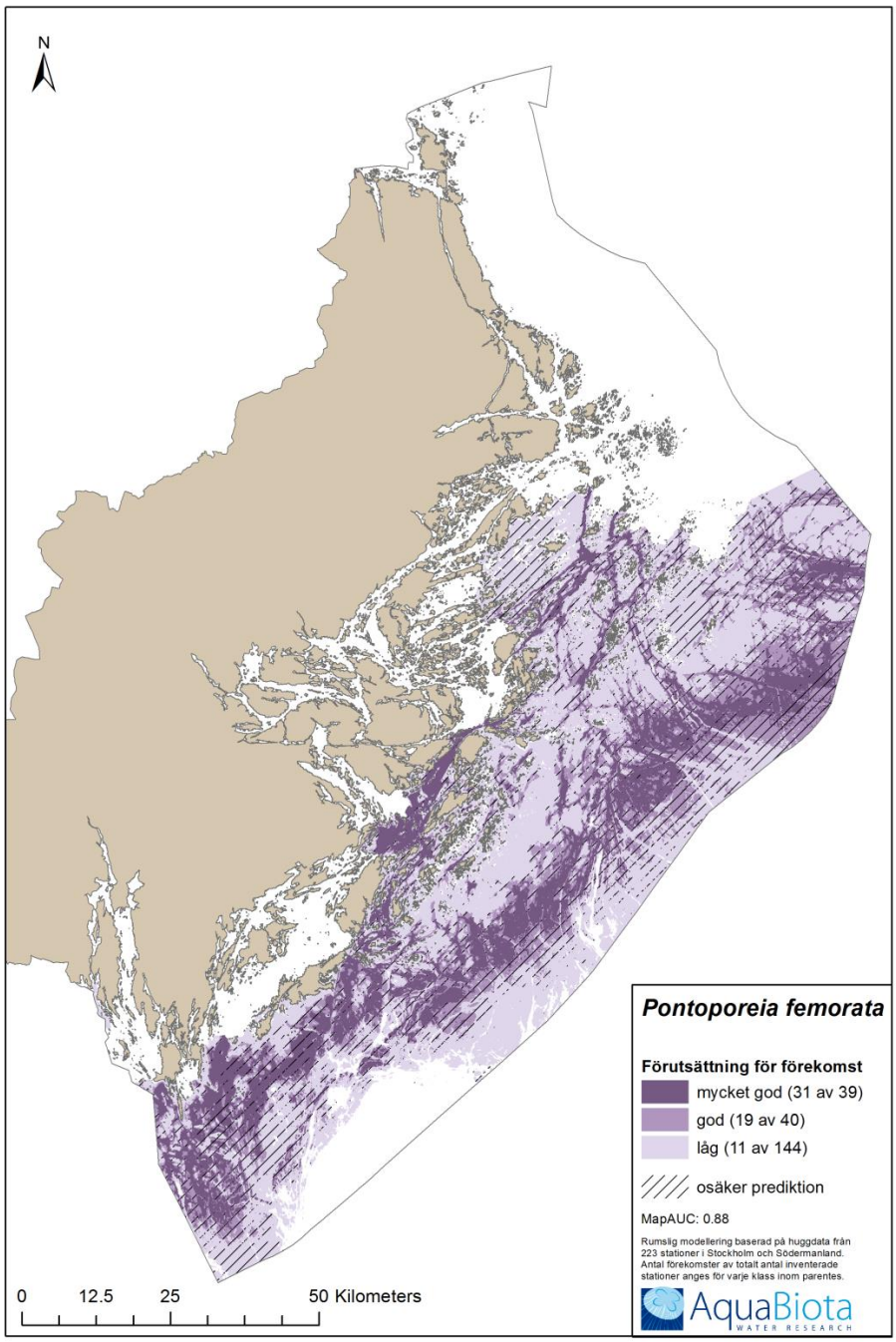

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Marenzelleria
Förutsättning för förekomst
mycket god (35 av 46)
god (31 av 65)
låg (36 av 112)
osäker prediktion
MapAUC: 0.73
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

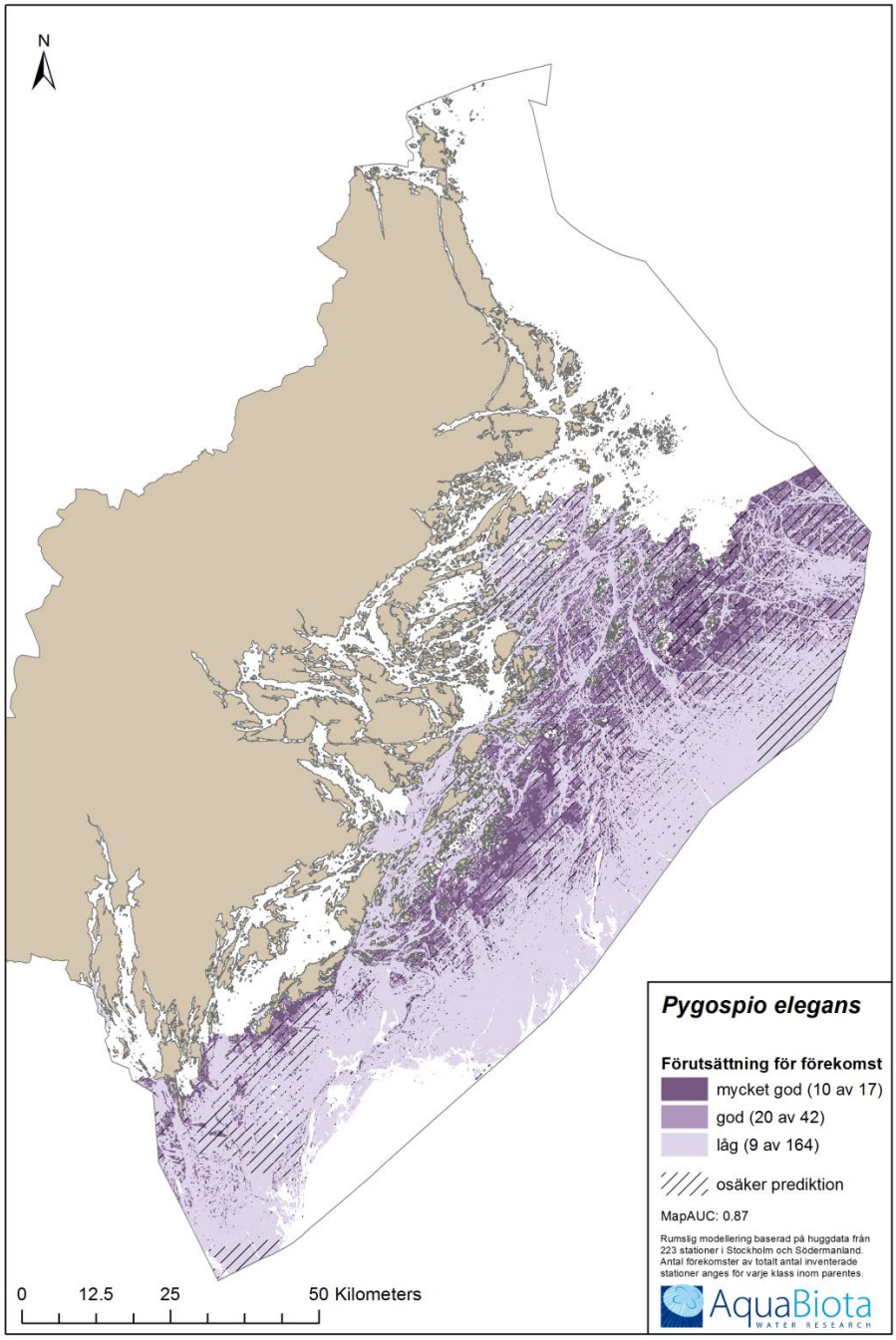

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Monoporeia affinis
Vitmärla
Förutsättning för förekomst
mycket god (80 av 84)
god (48 av 61)
låg (29 av 78)
osäker prediktion
MapAUC: 0.87
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

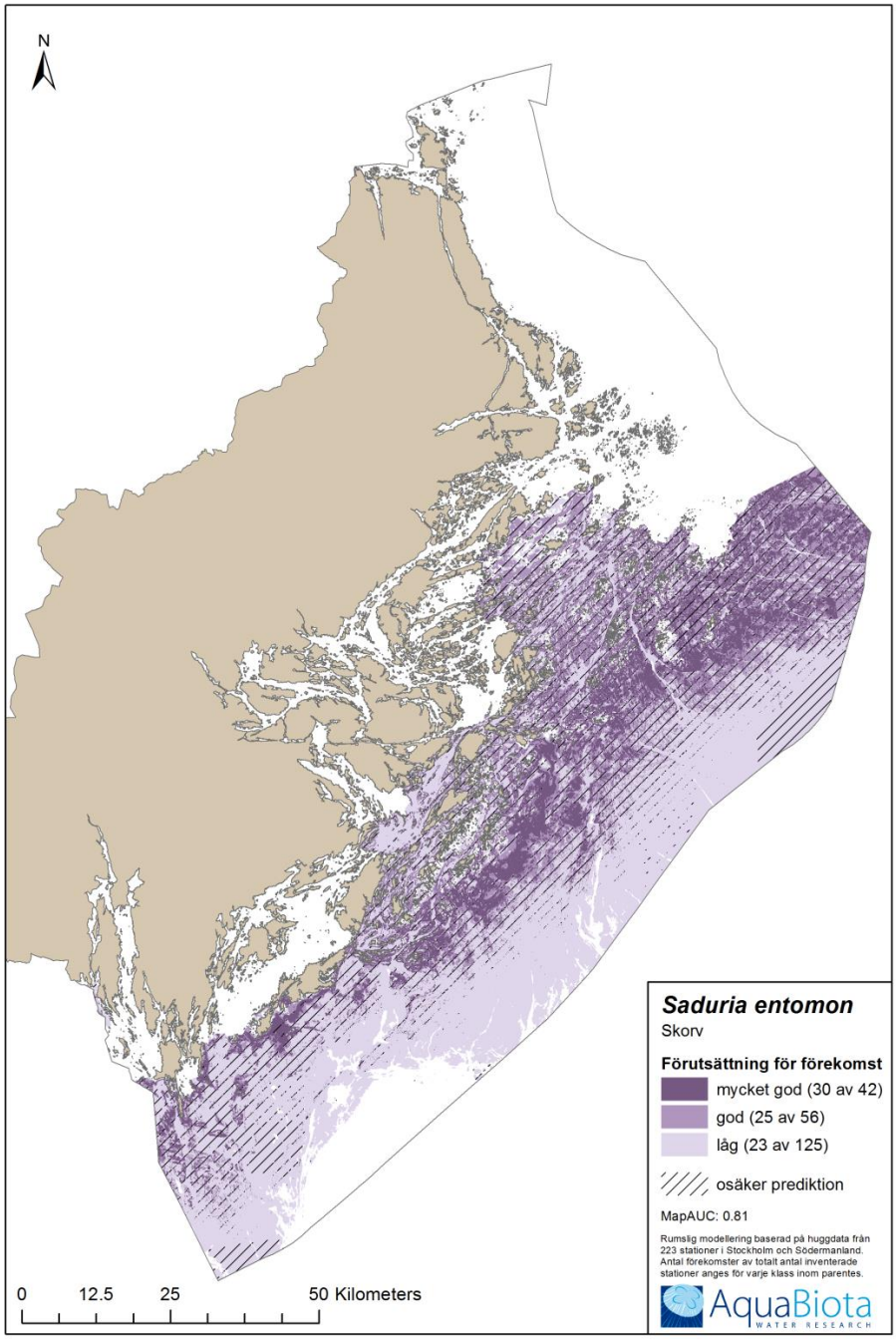

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Monoporeia affinis
>100 ind/m2
Vitmärla
Förutsättning för förekomst
mycket god (34 av 55)
god (26 av 55)
låg (25 av 113)
osäker prediktion
MapAUC: 0.76
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

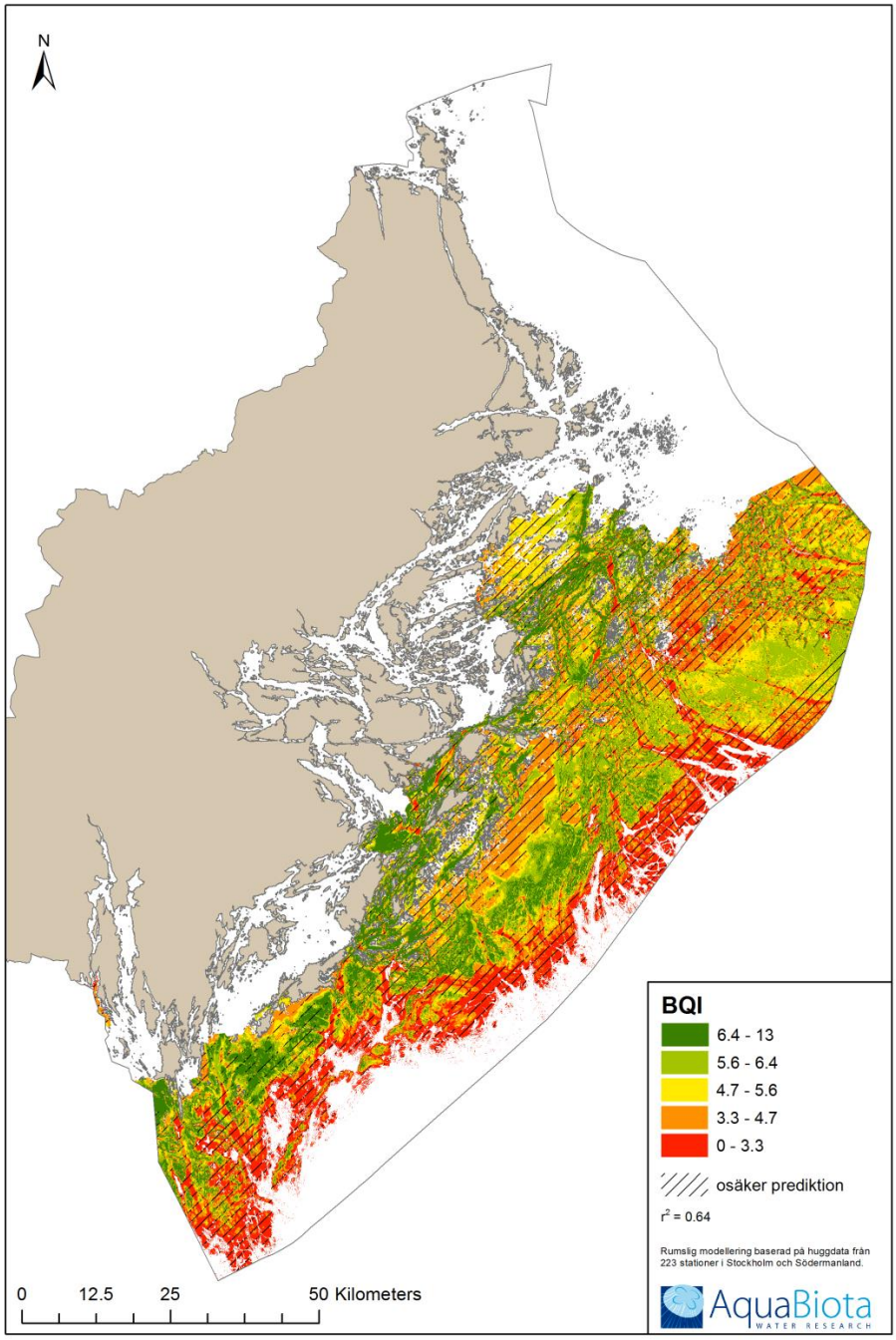

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Mya arenaria
Sandmussla
Förutsättning för förekomst
mycket god (10 av 24)
god (4 av 18)
låg (1 av 181)
osäker prediktion
MapAUC: 0.95
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

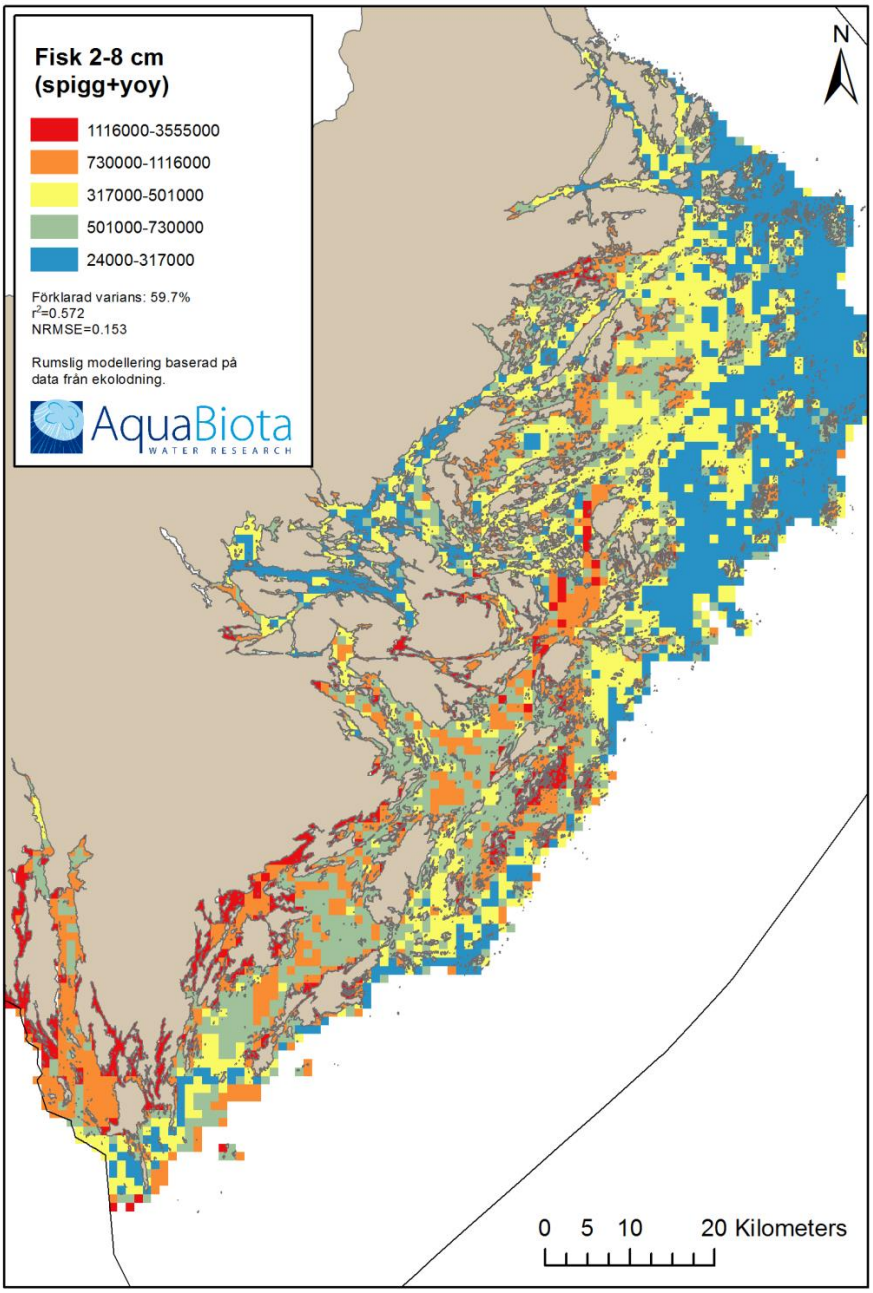

N
0
15
30
60Kilometers
Mya arenaria
Sandmussla
Förutsättning för förekomst
mycket god (10 av 24)
god (4 av 18)
låg (1 av 181)
osäker prediktion
MapAUC: 0.95
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

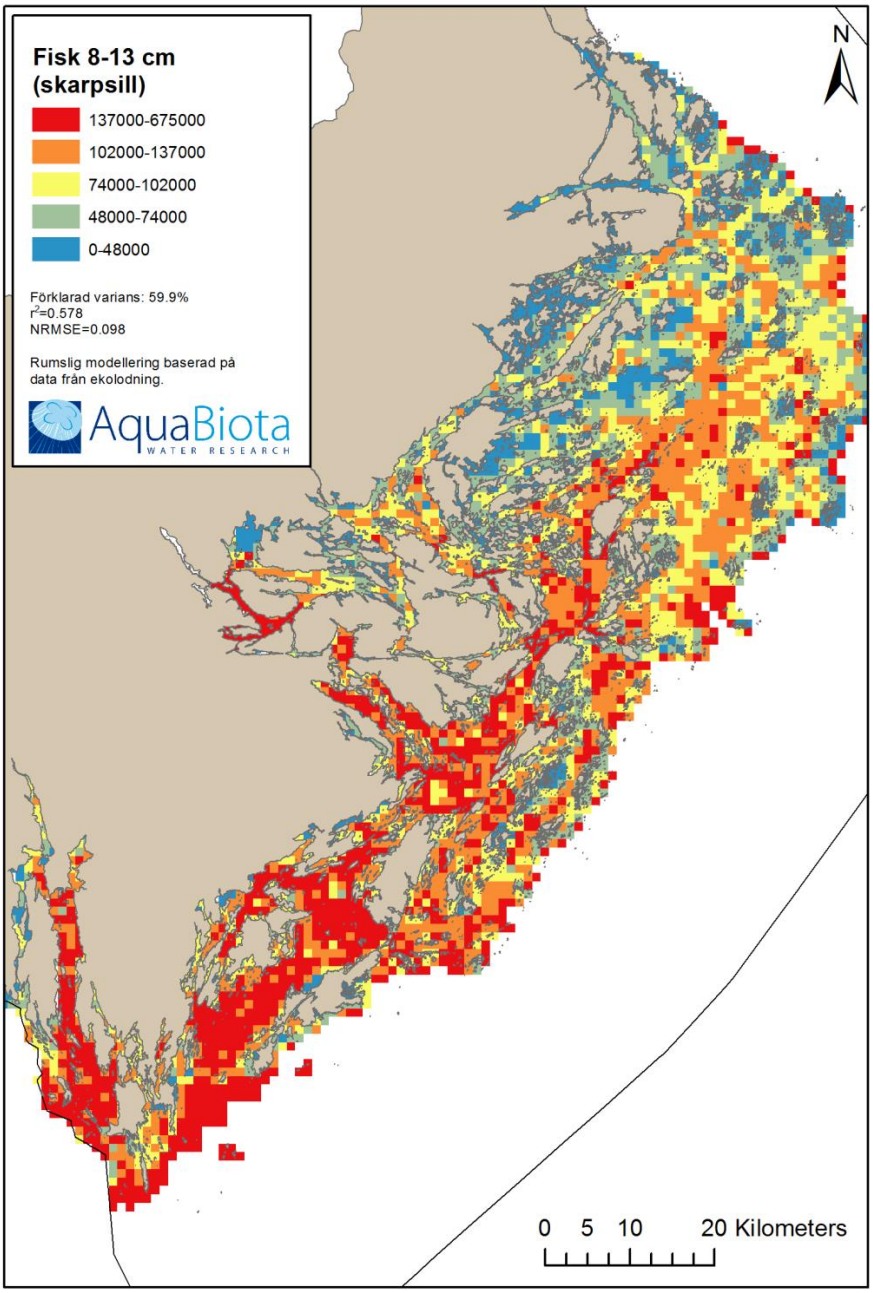

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Pontoporeia femorata
Förutsättning för förekomst
mycket god (31 av 39)
god (19 av 40)
låg (11 av 144)
osäker prediktion
MapAUC: 0.88
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

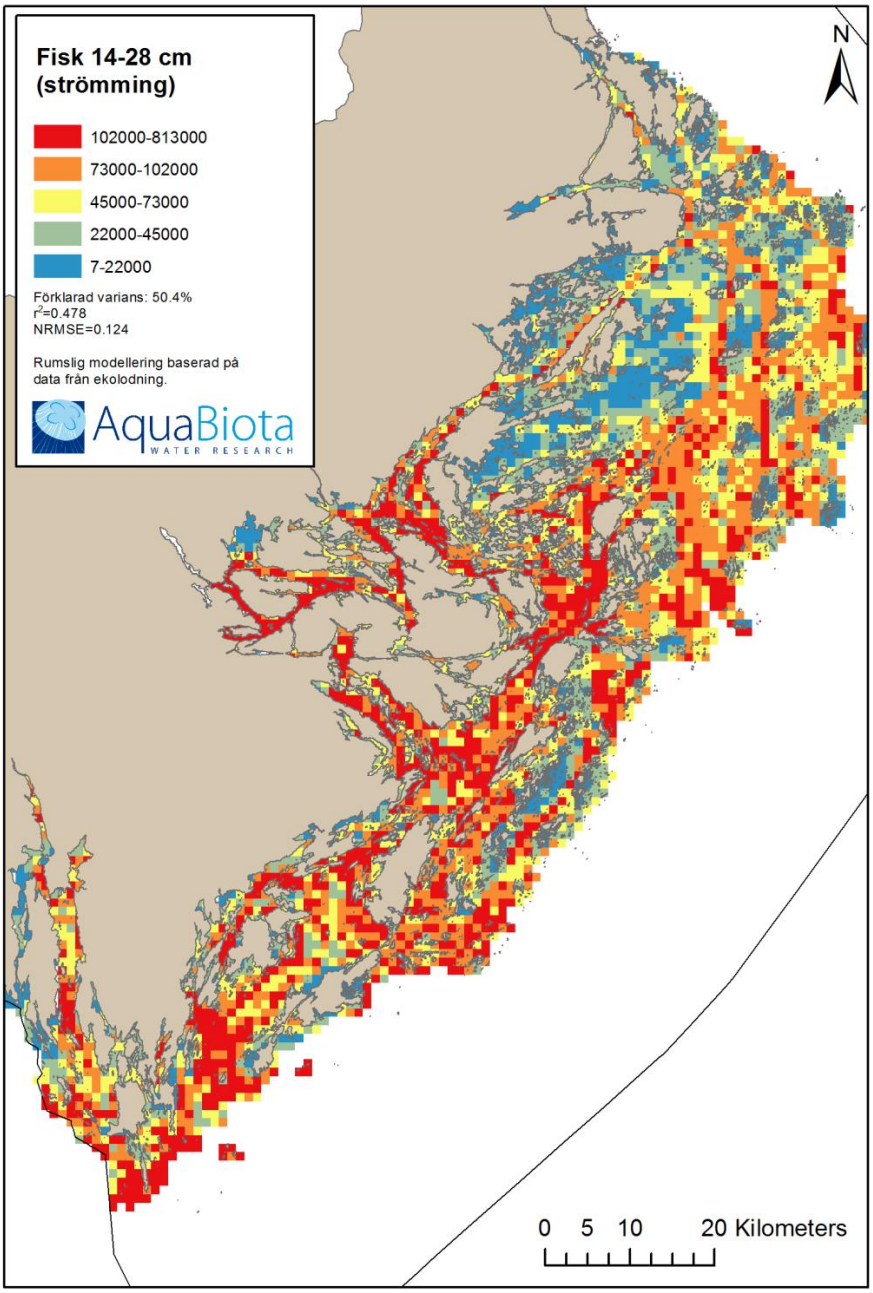

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Pygospio elegans
Förutsättning för förekomst
mycket god (10 av 17)
god (20 av 42)
låg (9 av 164)
osäker prediktion
MapAUC: 0.87
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

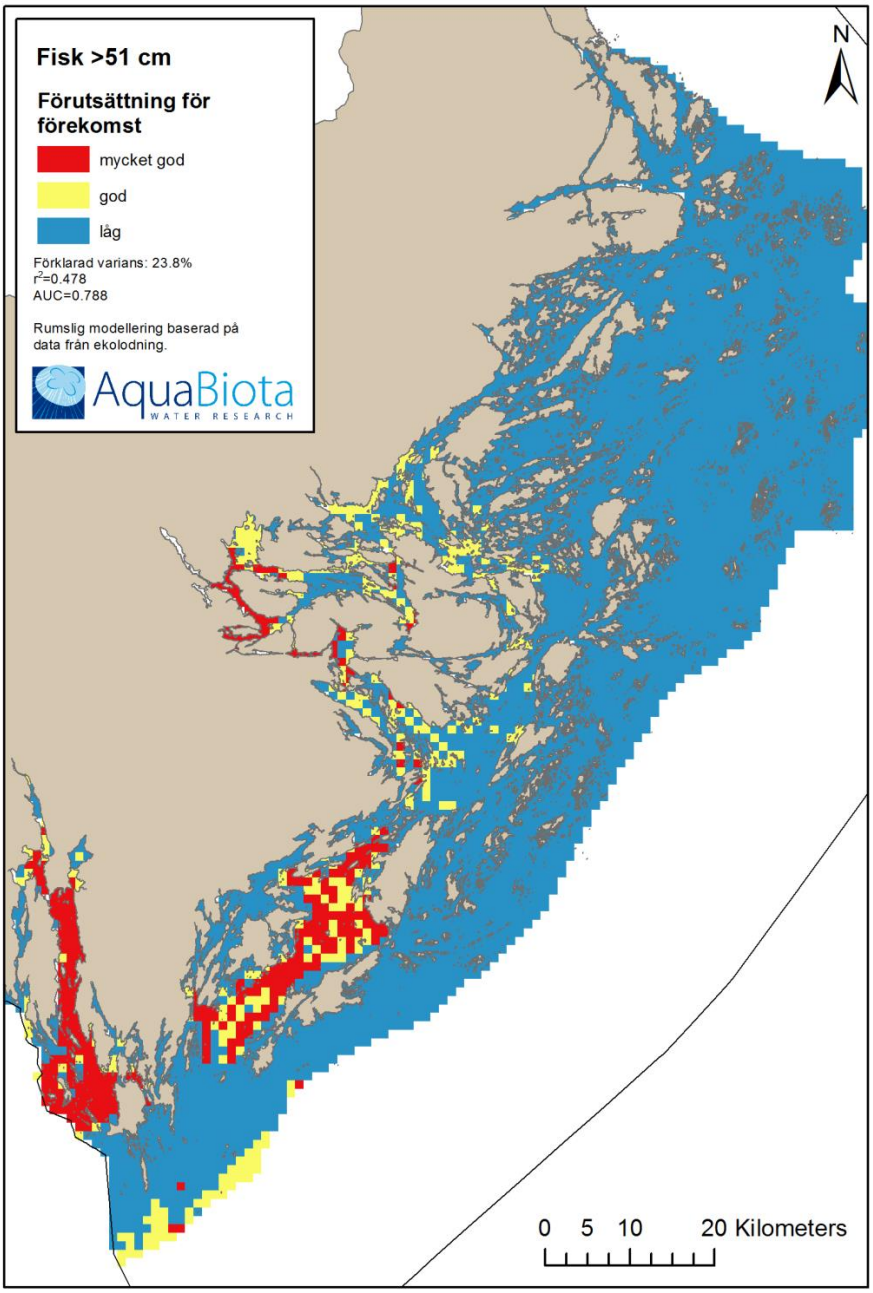

N
0
12.5
25
50 Kilometers
Saduria entomon
Skorv
Förutsättning för förekomst
mycket god (30 av 42)
god (25 av 56)
låg (23 av 125)
osäker prediktion
MapAUC: 0.81
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota
WATER RESEARCH

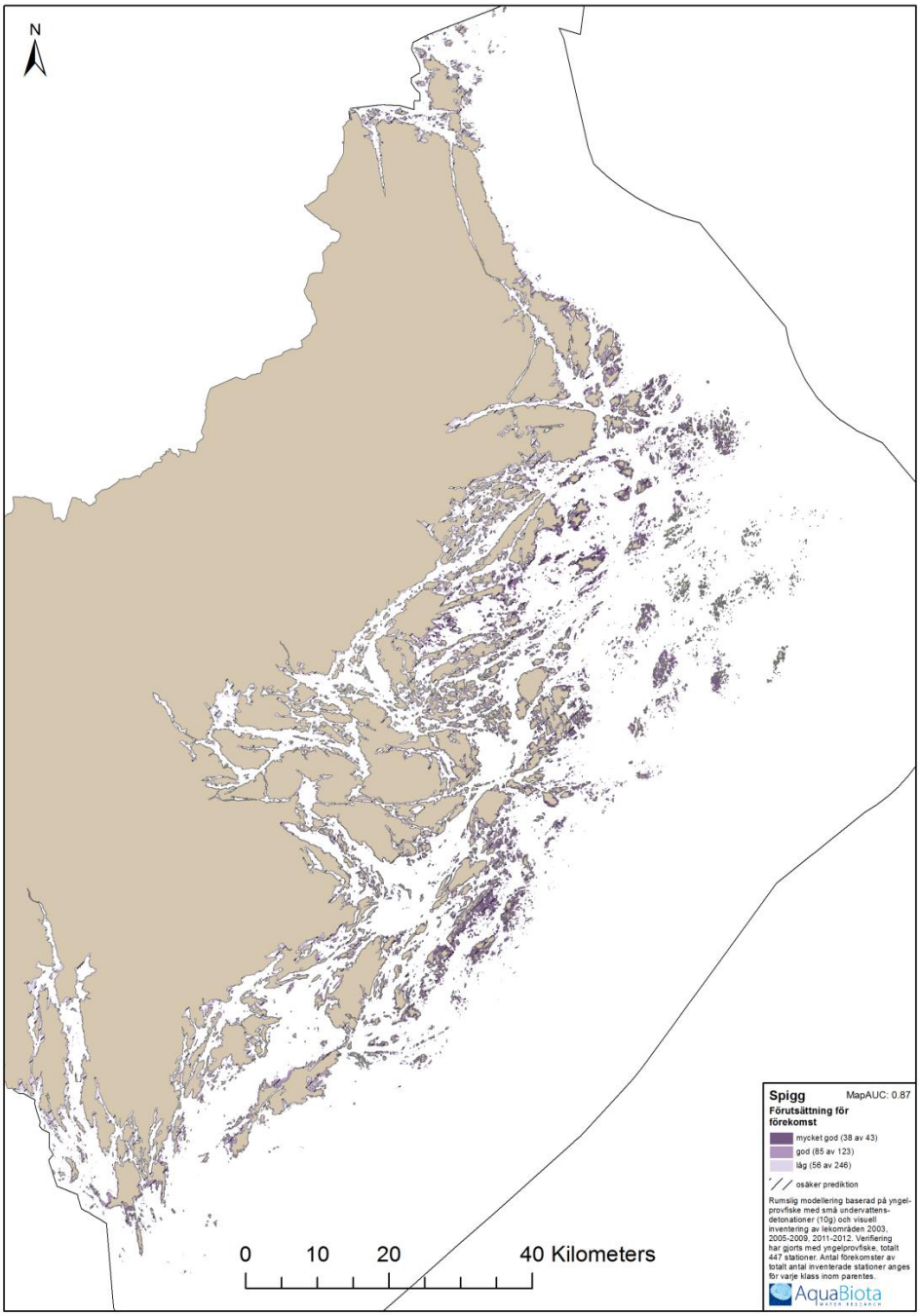

N
BQI
6.4 - 13
5.6 - 6.4
4.7 - 5.6
3.3 - 4.7
0 - 3.3
osäker prediktion
r² = 0.64
Rumslig modellering baserad på huggdata från 223 stationer i Stockholm och Södermanland.
AquaBiota
WATER RESEARCH
0
12.5
25
50 Kilometers

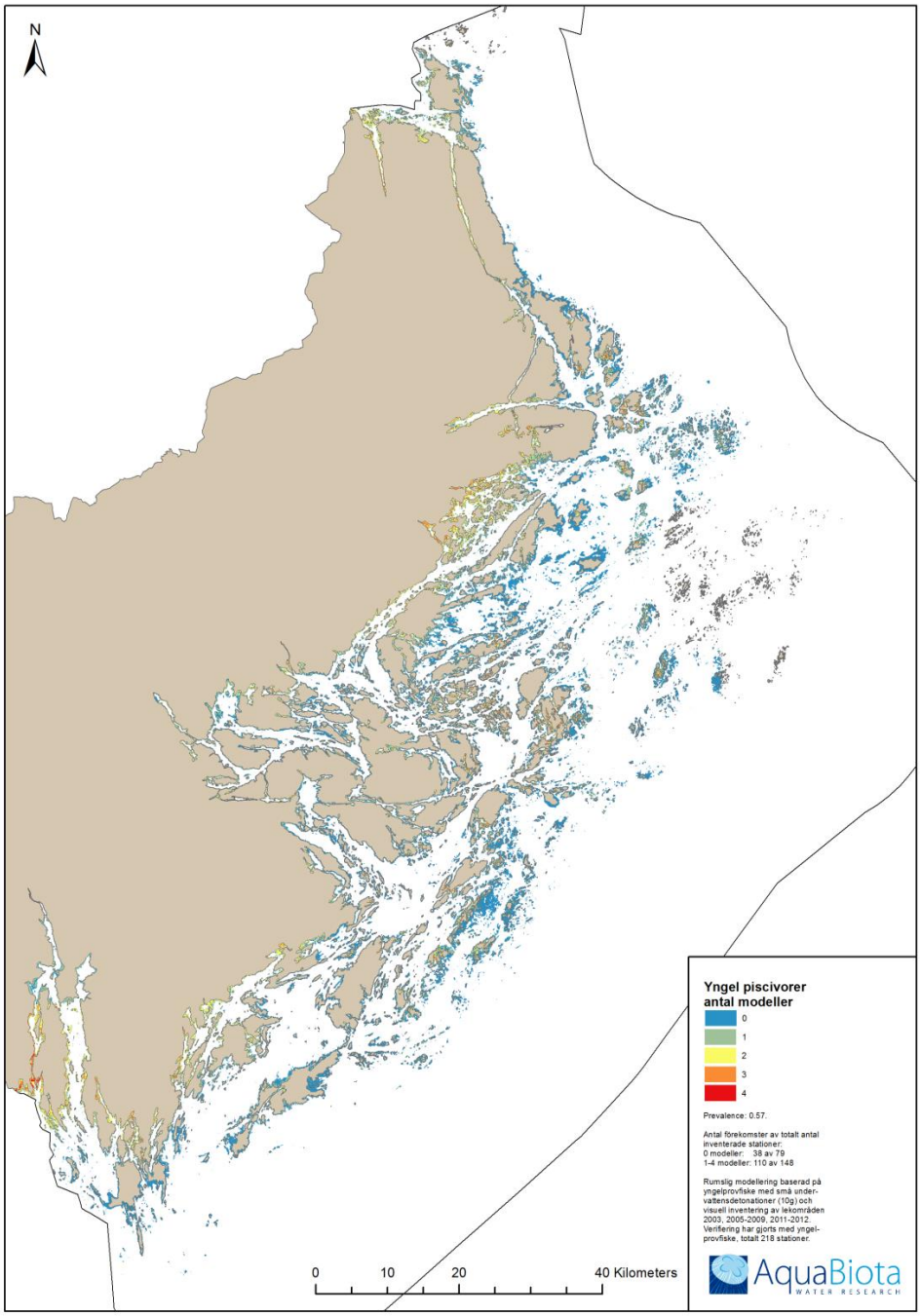

Fisk 2-8 cm
(spigg+yoy)
1116000-3555000
730000-1116000
317000-501000
501000-730000
24000-317000
Förklarad varians: 59.7%
r2=0.572
NRMSE=0.153
Rumslig modellering baserad på
data från ekolodning.
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0 5 10 20 Kilometers

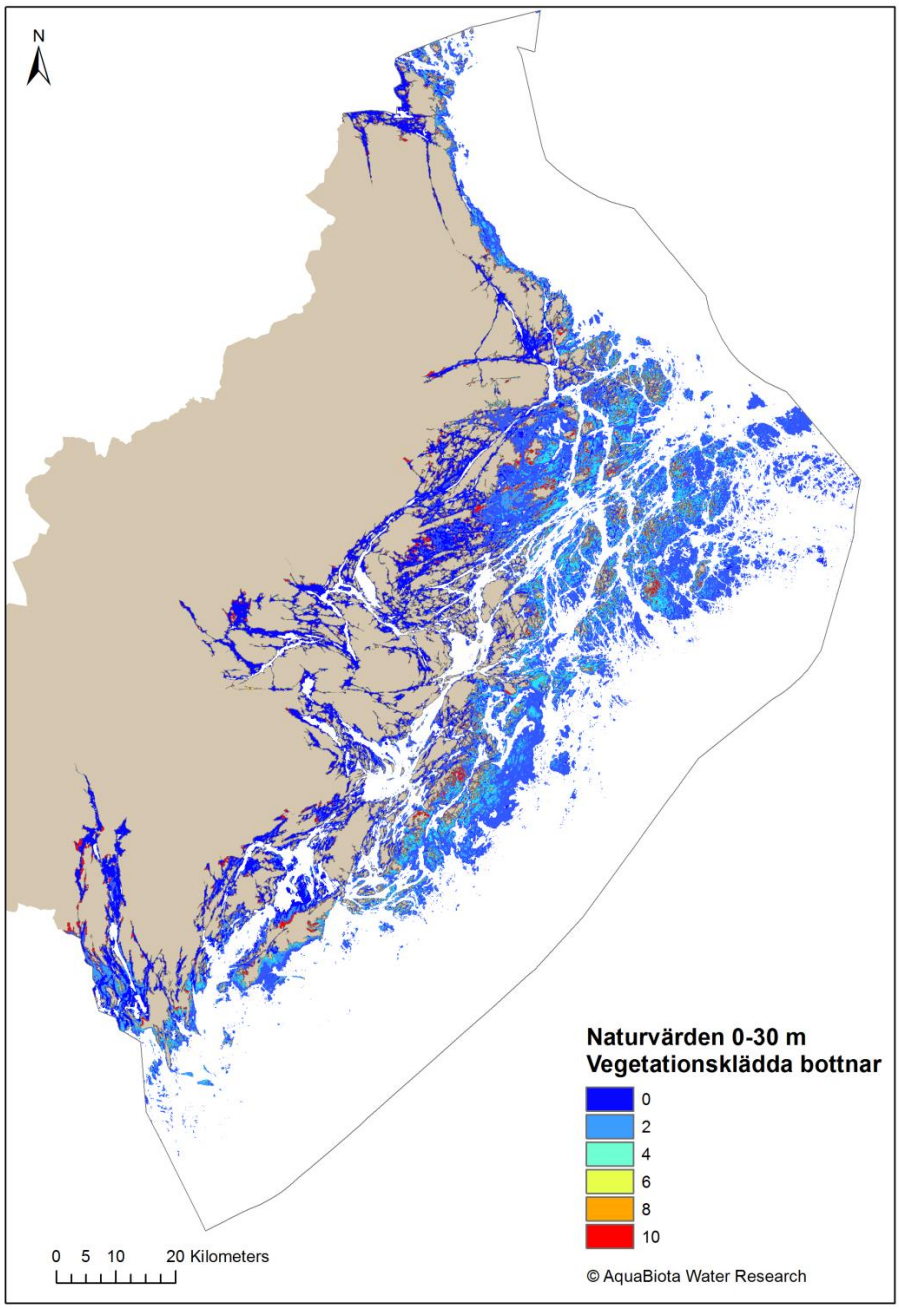

Fisk 8-13 cm
(skarpsill)
137000-675000
102000-137000
74000-102000
48000-74000
0-48000
Förklarad varians: 59.9%
r²=0.578
NRMSE=0.098
Rumslig modellering baserad på
data från ekolodning.
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0 5 10 20 Kilometers

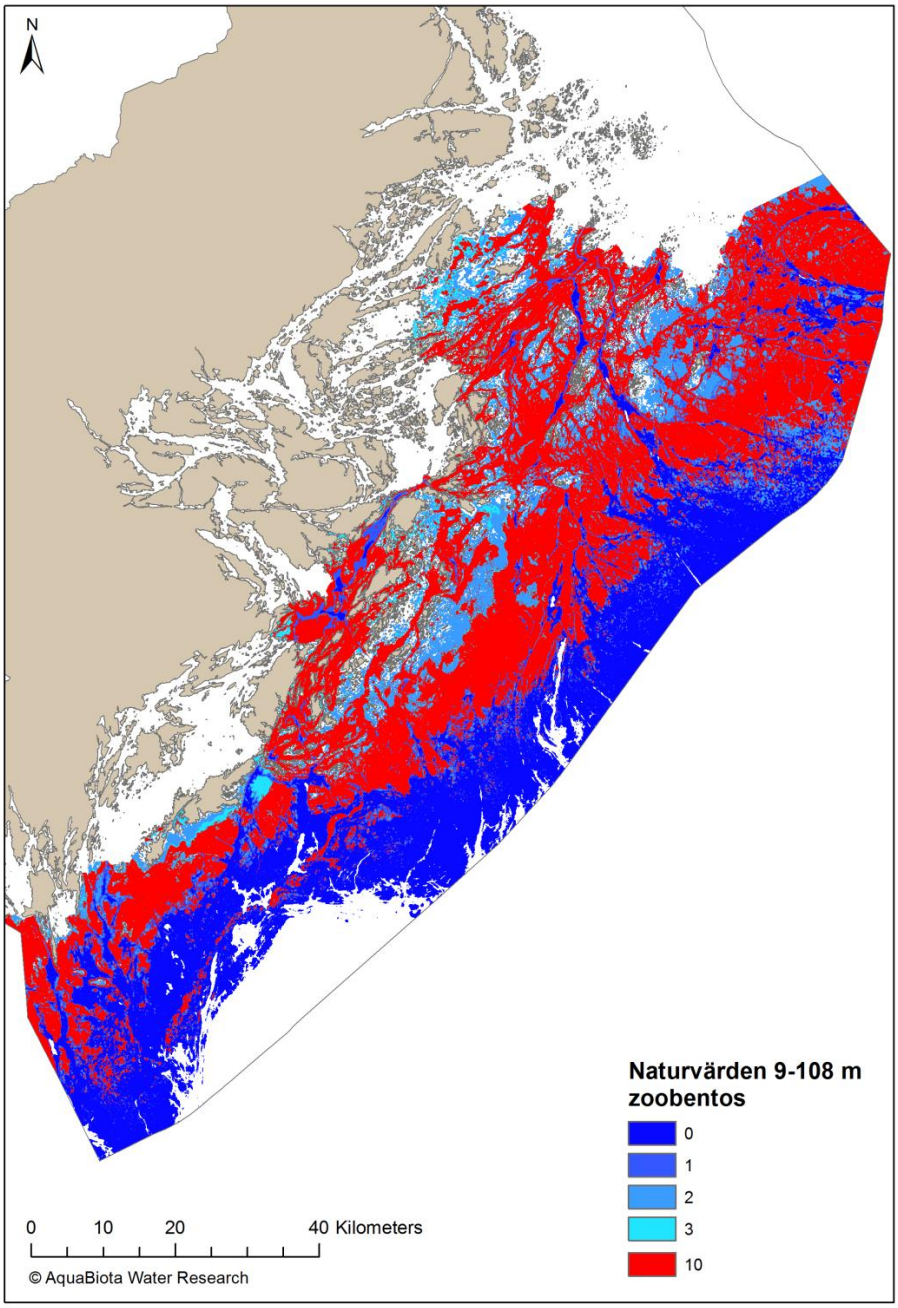

Fisk 14-28 cm
(strömming)
102000-813000
73000-102000
45000-73000
22000-45000
7-22000
Förklarad varians: 50.4%
r²=0.478
NRMSE=0.124
Rumslig modellering baserad på
data från ekolodning.
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0 5 10 20 Kilometers

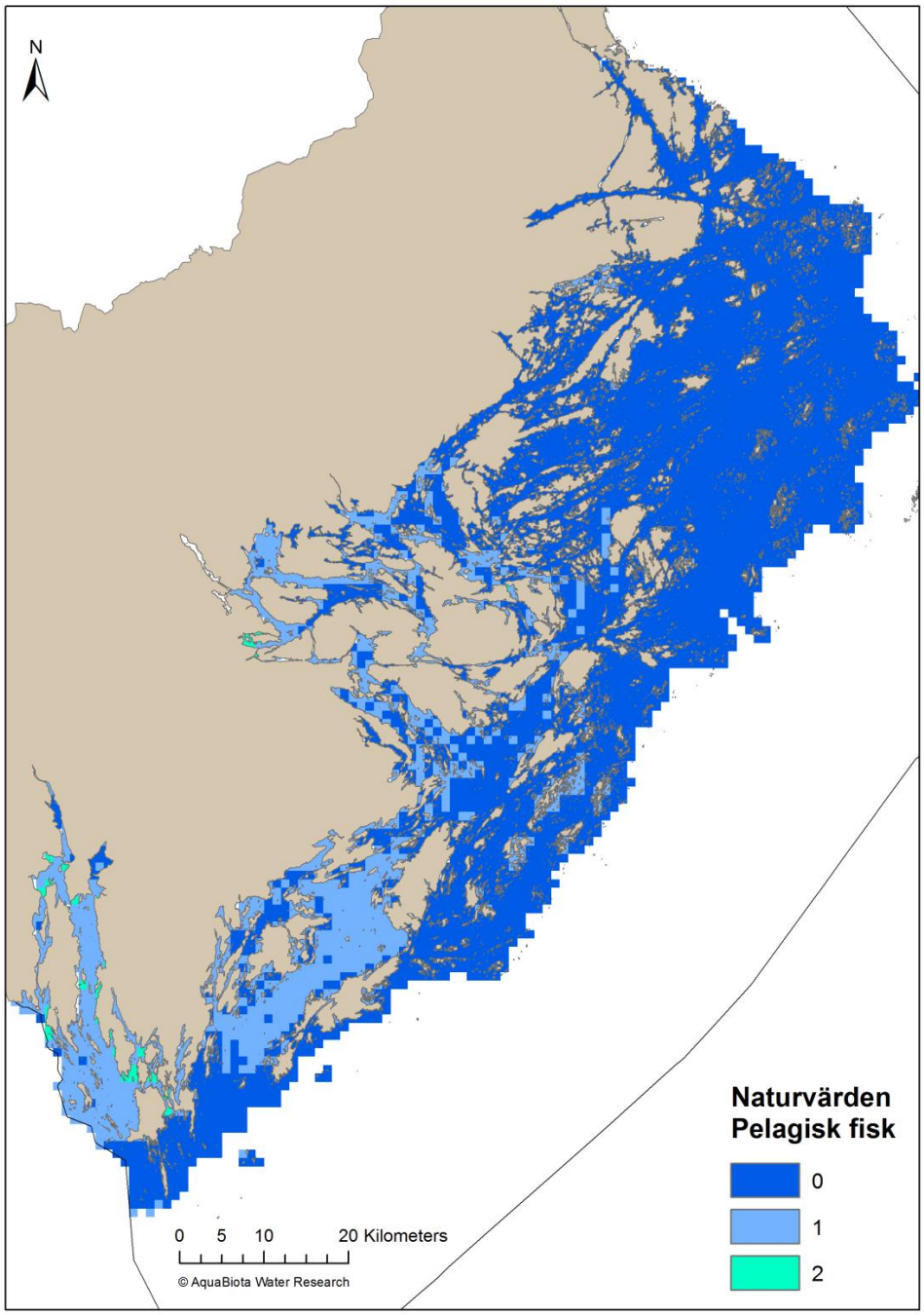

Fisk >51 cm
Förutsättning för förekomst
mycket god
god
låg
Förklarad varians: 23.8%
r²=0.478
AUC=0.788
Rumslig modellering baserad på data från ekolodning.
AquaBiota
WATER RESEARCH
N
0 5 10 20 Kilometers

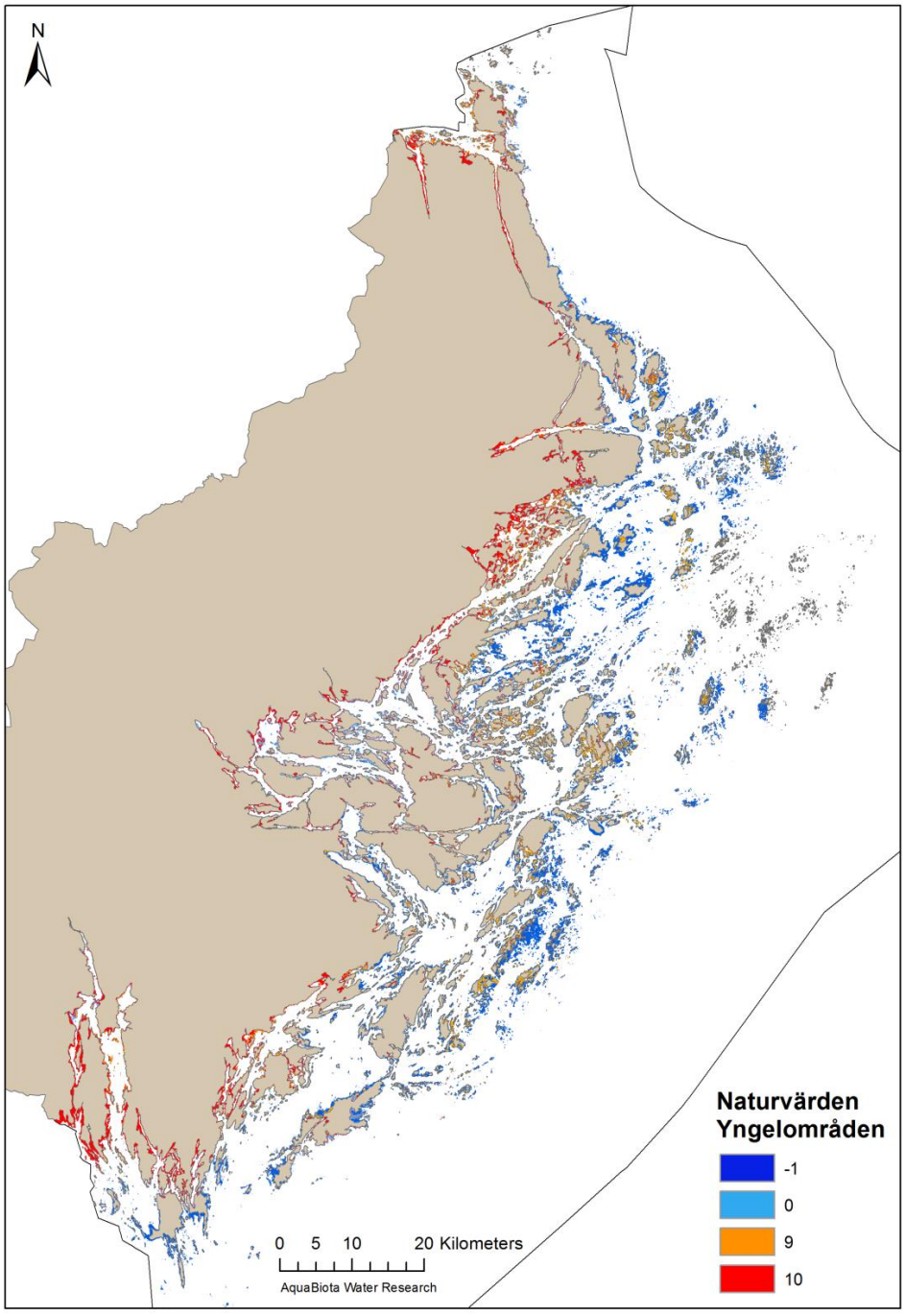

N
0
10
20
40 Kilometers
Spigg
MapAUC: 0.87
Förutsättning för förekomst
mycket god (38 av 43)
god (85 av 123)
låg (56 av 246)
osäker prediktion
Rumslig modellering baserad på yngel-provfiske med små undervattens-detonationer (10g) och visuell inventering av lekområden 2003, 2005-2009, 2011-2012. Verifiering har gjorts med yngelprovfiske, totalt 447 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer anges för varje klass inom parentes.
AquaBiota


N
Yngel piscivorer
antal modeller
0
1
2
3
4
Prevalence: 0.57.
Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer:
0 modeller: 38 av 79
1-4 modeller: 110 av 148
Rumslig modellering baserad på yngelprovfiske med små undervattensdetonationer (10g) och visuell inventering av lekområden 2003, 2005-2009, 2011-2012. Verifiering har gjorts med yngelprovfiske, totalt 218 stationer.
0
10
20
40 Kilometers
AquaBiota
WATER RESEARCH


N
Naturvärden 0-30 m
Vegetationsklädda bottnar
0
2
4
6
8
10
0 5 10 20 Kilometers
© AquaBiota Water Research


N
Naturvärden 9-108 m
zoobentos
0
1
2
3
10
0
10
20
40 Kilometers
© AquaBiota Water Research


N
0 5 10 20 Kilometers
© AquaBiota Water Research
Naturvärden
Pelagisk fisk
0
1
2


N
0 5 10 20 Kilometers
AquaBiota Water Research
Naturvärden
Yngelområden
-1
0
9
10

BILAGA 2

GIS-filer enligt lista i bilaga 1.

BILAGA 3

GIS-filer belagda med sekretess

Mapp	fil	format	upplösning (m)	innehåll
HEMLIG	haqb_ab_aspec	raster	10	Lutningsriktning i 10 m upplösning baserat på djup i 10 m
HEMLIG	haqb_ab_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_ab_depth	raster	10	Djupinterpolation i 10 m upplösning
HEMLIG	haqb_ab_slope	raster	10	Lutning i 10 m upplösning baserat på djup i 10 m

www.aquabiota.se