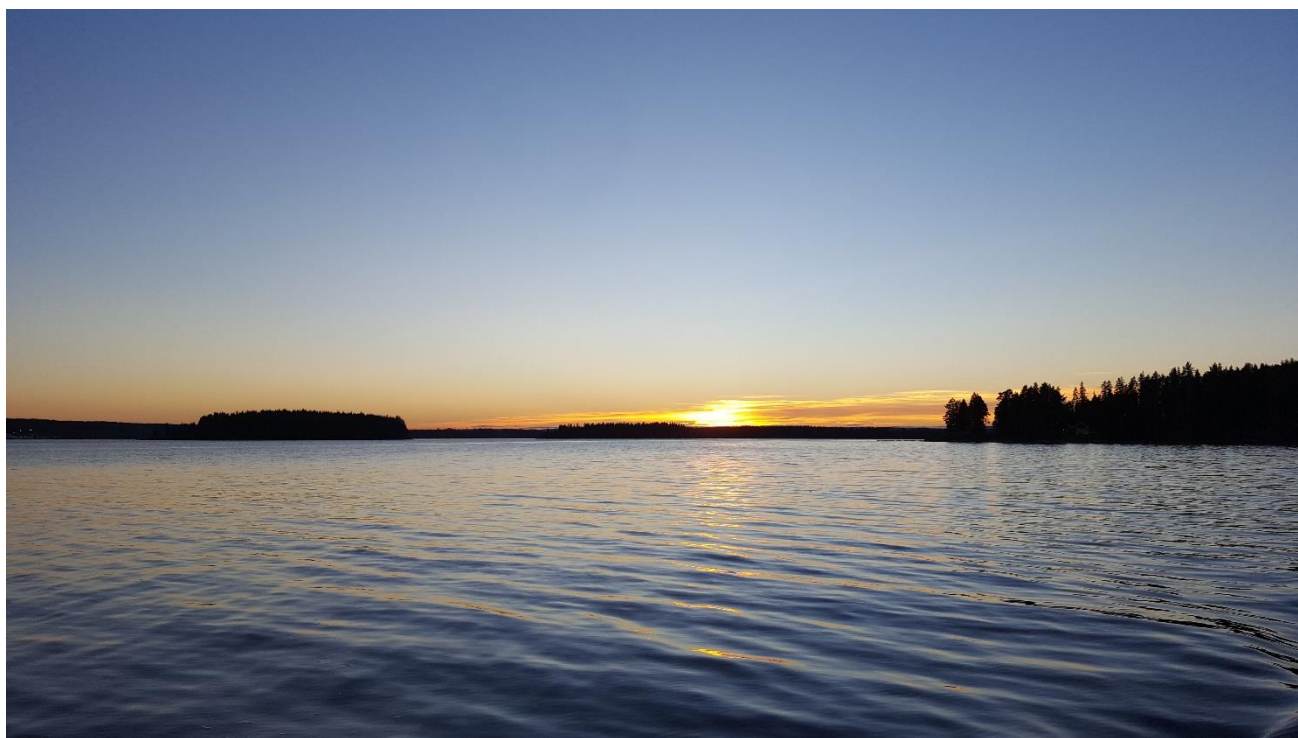


Kartering av marina naturvärden i Västerbottens län



Detta är en rapport som har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten och innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Havs- och vattenmyndigheten

Datum: 2018-09-03

Omslagsfoto: Viktor Thunell

ISBN 978-91-88727-17-6

Havs- och vattenmyndigheten

Box 11 930, 404 39 Göteborg

www.havochvatten.se

Kartering av marina naturvärden i Västerbottens län

Karl Florén, Nicklas Wijkmark, Frida Fyhr, José Beltrán, Stina
Tano och Carolina Enhus

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:26

Förord

”Havs- och vattenmyndigheten har sedan 2016 drivit projektet Nationell marin kartering, NMK, med målet att ta fram heltäckande utbredningskartor över Sveriges bentiska livsmiljöer. Kartorna behövs för arbete med skydd och förvaltning samt fysisk planering av kust och havsområdet både på nationell, regional och lokal nivå. Karteringen av Västerbotten har utförts inom ramen för projektet. Med hjälp av de nya kartorna får planerande och förvaltande myndigheter ett mer detaljerat kunskapsunderlag som stöd för att göra avväganden när det gäller nyttjande, skydd och bevarande i havsmiljön. Kartunderlagen kommer att kunna användas för arbete med marint områdesskydd och grön infrastruktur, för tillståndsprövning av vattenverksamhet och strandskydd, för fysisk detaljplanering och översiktsplanering, samt för prioritering av åtgärdsarbete och oljeskydd.

Aquabiota har haft det praktiska ansvaret för projektets genomförande, medan Länsstyrelsen Västerbotten har ansvarat för den lokala och regionala förankringen av projektet.”

Göteborg 2018-10-15

Anna Jöborn

SAMMANFATTNING.....	8
SUMMARY	8
BAKGRUND OCH SYFTE	8
Naturvård och områdesskydd	8
Underlag för planering	12
Kommunala översiktsplaner.....	12
Grön infrastruktur	12
Underlag vid olika typer av restaureringar och åtgärder.....	13
Fiskeförvaltning.....	13
Underlag för fortsatta inventeringar och miljöövervakningsprogram	14
Havsmiljödirektivet och vattendirektivet	14
Kartorna.....	14
HABITATMODELLERING.....	14
Modelleringsprocessen	15
Steg 1 – Modell	15
Steg 2 – Prediktion	17
Tolkning av sannolikhetskartor	21
Modelleringsmetodik för sikyngel	21
MILJÖVARIABLER	21
Djup och djupderivat	23
Djupdata	23
Interpolering.....	24
Osäkerhet.....	25
Djupderivat.....	26
Miljöfarlig verksamhet och potentiellt förorenade områden (MIPFO).....	27
Hydrografiska variabler.....	28
Salinitet.....	28
Siktdjup	28
Kustkomplexitet och avstånd till land	28
Vågexponering.....	29
Bakgrund	29
Beräkning av vågexponering	29
ARTMODELLER	30
Vegetation.....	30
Data.....	30
Resultat.....	33

Modeller.....	36
Zoobentos	53
Data.....	53
Resultat.....	54
Modeller.....	55
Uppväxtområden för sik.....	63
Data.....	63
Resultat.....	64
HELCOM underwater biotopes (HUB)	67
Data.....	67
 NATURVÄRDESKARTERING	71
Grundläggande naturvärdesbedömning.....	72
Kartering.....	78
 DISKUSSION	80
Modelleringskvalitet och data	80
Miljölager.....	80
HUB-kartering och fältverifiering	81
Naturvärden och grön infrastruktur.....	84
Möjligheter att uppdatera kartorna.....	85
 REFERENSER	86
 BILAGA 1 – KARTOR ÖVER MODELLERADE ARTER, NATURVÄRDEN OCH HUB ..	90
 BILAGA 2 – EJ MODELLERADE ARTER – KARTOR ÖVER INVENTERADE FÖREKOMSTER	122

Sammanfattning

Som en del i Havs- och vattenmyndighetens kartläggning av havsbotten längs svenska kusten har bentiska ekosystemkomponenter och naturvärden karterats i hög upplösning i Västerbottens län. Karteringen utfördes med hjälp av rumslig modellering baserad dels på befintliga biologiska fältdata, dels på biologiska data från kompletterande undersökningar samt på heltäckande lager över fysiska, kemiska och antropogena variabler. Totalt skapades 11 heltäckande kartor över vegetation och epifauna, fem kartor över infauna, en karta över sikyngel, en karta över Helcom Underwater Biotopes (HUB) samt en karta över bentiska naturvärden.

Summary

As a part of the mapping of the seafloor along the Swedish coasts performed by the Swedish Agency for Marine and Water Management, benthic ecosystem components and conservation values were mapped in high resolution in Västerbotten County. The mapping was performed with spatial modelling based on both already existing biological data as well data from new surveys performed within this project and continuous layers of physical, chemical and anthropogenic variables. In total 11 continuous maps of vegetation and epifauna, five maps of infauna, one map of whitefish fry, one map of Helcom Underwater Biotopes (HUB) and one map of conservation values were created.

Bakgrund och syfte

Kunskap 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.

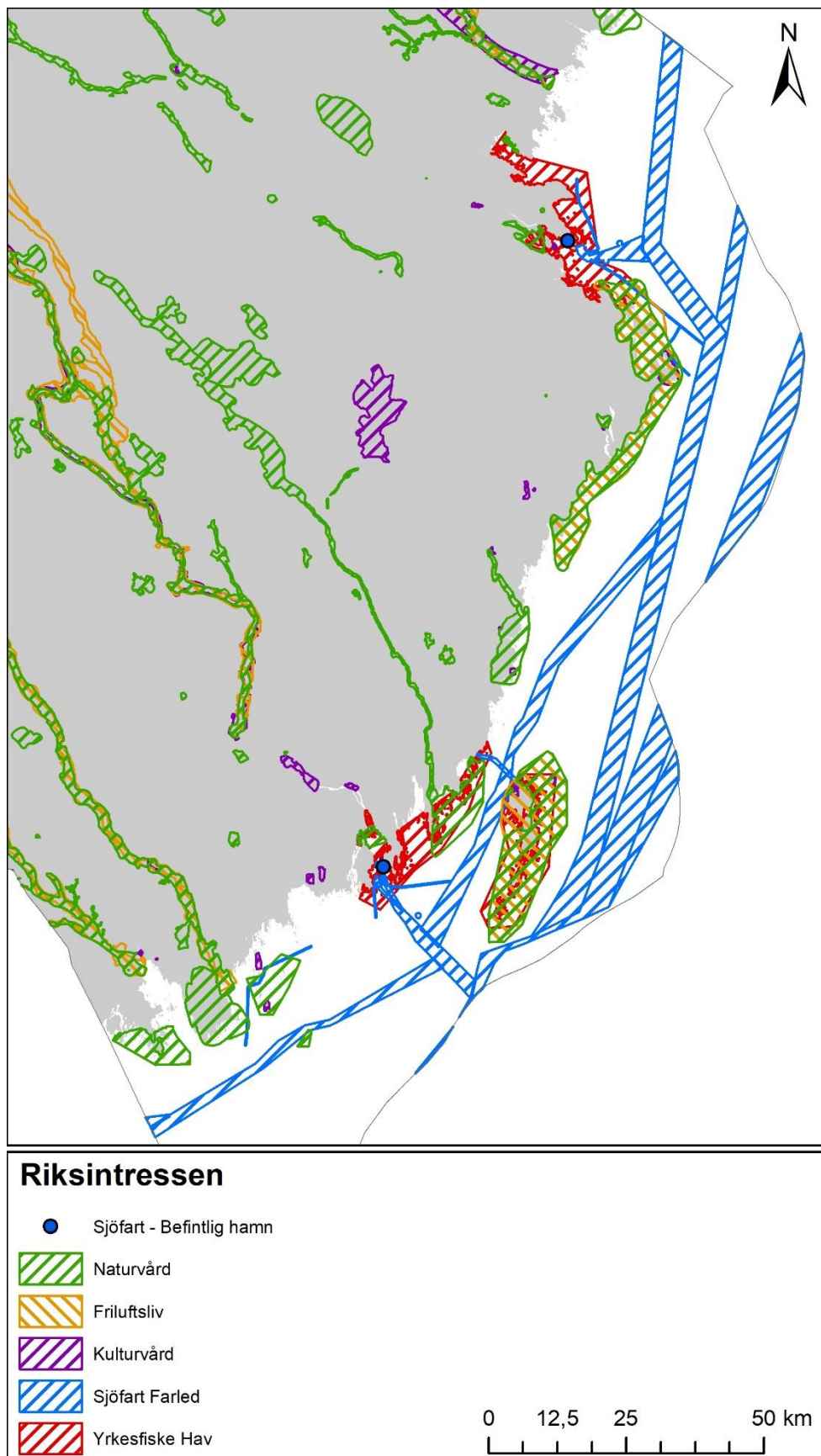
Naturvård och områdesskydd

Planering, förvaltning och utveckling av havs- och kustområden kräver omfattande och pålitliga dataunderlag som beskriver de marina systemen och deras funktioner och värden. För att vara verkligt användbara i planeringsprocessen måste dessa underlag sammanställas på ett sätt som

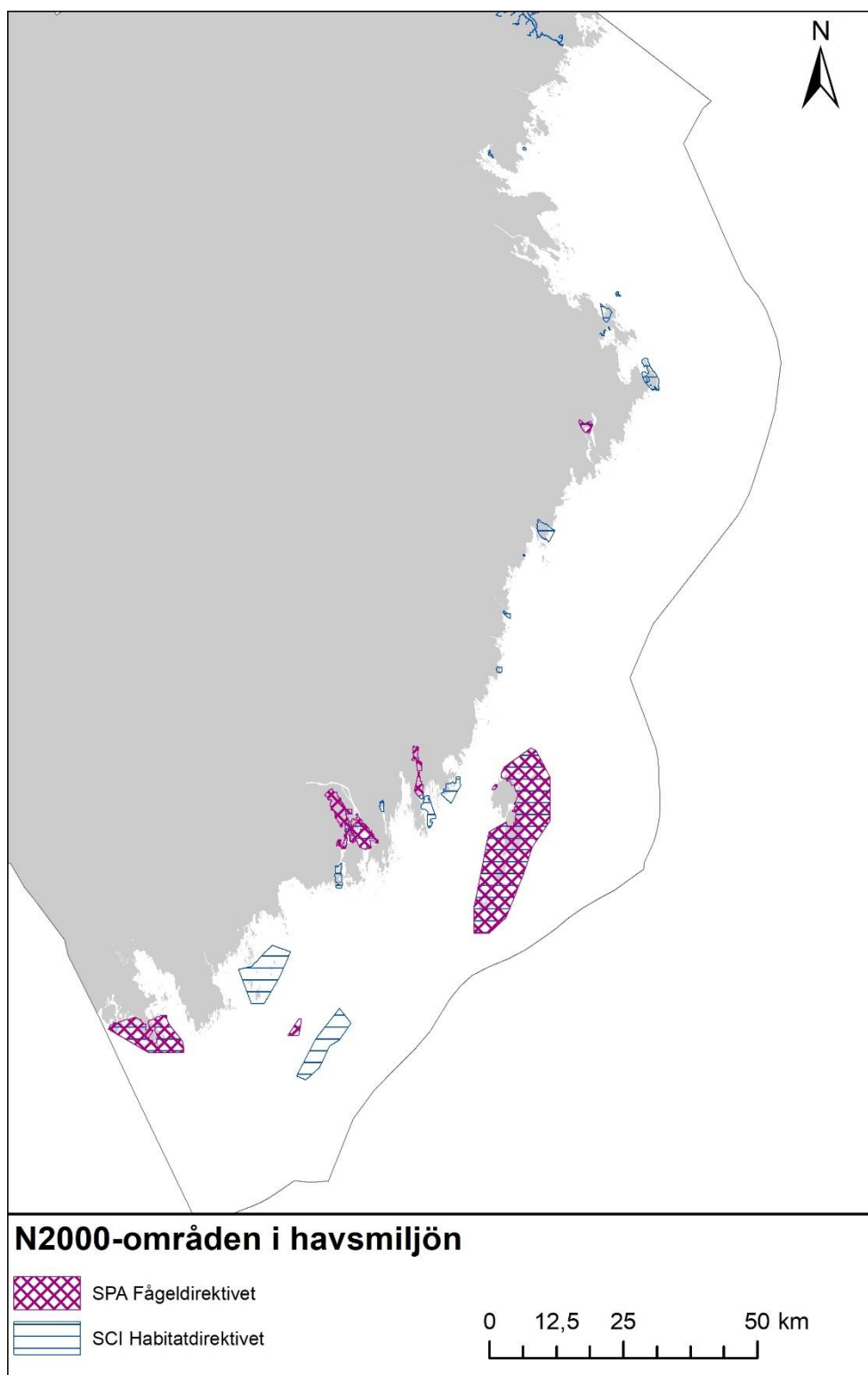
underlättar användningen även för myndigheter där expertkunskap inom biologi och geologi saknas. Kartor över områden med höga naturvärden kan användas för marin rumslig planering och kustzonsförvaltning, bevarandeplaner samt vid handläggning av exploateringsstillstånd. För naturvårdsarbetet är kunskap om utbredningen av olika naturtyper på havets botten avgörande för att kunna få en överblick över ett större kustområde, till exempel hur de stora dragen ser ut och vad som är typiskt för olika kustområden, men också om olika marina naturtyper är representerade i de skyddade områdena. 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. Sverige ska skydda 10 % av våra marina miljöer till år 2020. För närvarande är 4,1 % skyddat i Bottniska viken. I Västerbottens län finns för närvarande fyra marina reservat (Holmöarna, Kronören, Örefjärden-Snöanskärgården och Avanäset).

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. Delar av Västerbottens kust utgör riksintresse för naturvärden enligt miljöbalken. Som huvudregel får exploateringsföretag och andra ingrepp i miljön komma till stånd i dessa områden endast om det kan ske på ett sätt som inte påtagligt skadar områdenas natur- och kulturvärden. Det är därför värdefullt att få kunskap om undervattensmiljöerna i ett sådana områden.

Stora delar av Västerbottens kust och skärgård är också av riksintresse för friluftslivet. Många människor är mycket intresserade av vattenmiljöer men de är generellt svårtillgängliga och frågorna många. Med en bättre kännedom om var de olika naturtyperna finns och en ökad kunskapsnivå om biotoperna under ytan är det möjligt att ta fram informationsmaterial och guideböcker om livet under ytan. En intresserad och kunnig allmänhet är viktigt inte minst för framtida naturvårdsarbete. Att utveckla turismen i skärgårdsområdet är också av stort intresse och här kan de marina kartorna vara ett underlag för att kunna vägleda och kanalisera besökarna. Kartor över relevanta riksintressen och N2000-områden visas i Figur 1 och Figur 2.



Figur 1. Relevanta riksintressen i Västerbottens län. Riksintresse för friluftsliv döljs delvis av riksintresse för naturvård eftersom dessa lager delvis sammanfaller.



Figur 2. N2000-områden i Västerbottens havsområde.

Underlag för planering

En viktig del i länsstyrelser och kommuners miljö- och naturvårdsarbete är att hantera samråd och ansökningar om dispenser eller tillstånd enligt miljöbalken för många olika typer av verksamheter som berör den marina miljön. Tillstånd eller samråd behövs för vattenverksamhet, åtgärder i strandskyddsområde och för åtgärder som kan påverka naturmiljön, t.ex. anläggningar i vattenområden, grävningar/muddringar, kablar/ 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.

Kommunala översiktsplaner

En viktig del i den lokala kustzonsplaneringen är de kommunala översiktsplanerna. Till dessa hör ofta de kommunala naturvårdsprogrammen och för vissa områden görs så kallade fördjupade översiktsplaner. 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. vindkraftsetableringar, 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 översiktsplanen 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.

Grön infrastruktur

Naturvårdsverket definierar¹ grön infrastruktur som ”ett ekologiskt funktionellt nätverk av livsmiljöer och strukturer, naturområden samt anlagda element som utformas, brukas och förvaltas på ett sätt så att biologisk mångfald bevaras och för samhället viktiga ekosystemtjänster främjas i hela landskapet” Detta innebär ett helhetsperspektiv på landskapets ekologiska funktioner vid planering av all typ av mark - och vattenanvändning (Naturvårdsverket 2015).

¹ <http://www.naturvardsverket.se/gron-infrastruktur/>, besökt 2018-03-07.

I proposition 2013/14:141, En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, lyfter även regeringen vikten av arbete med grön infrastruktur och att insatser för bevarandet av den biologiska mångfalden och ekosystemtjänster behöver göras med ett helhetsperspektiv där hänsyn tas till ekologiska samband. I propositionen står även att regeringen vill att detta ska utvecklas inom regionala handlingsplaner för grön infrastruktur, vilka Sveriges länsstyrelser också arbetar med att ta fram¹. Planerna är tänkta att fungera som underlag för planering av konkreta naturvårdsåtgärder samt stärka hänsynen till landskapssamband i olika typer av markanvändningsbeslut¹.

Naturvårdsverket har fått ett regeringsuppdrag att koordinera genomförandet av grön infrastruktur i Sverige i samarbete med länsstyrelserna, Havs- och vattenmyndigheten, Statens jordbruksverk, Boverket, Trafikverket, Skogsstyrelsen, Riksantikvarieämbetet och andra berörda myndigheter och aktörer på lokal och regional nivå när så är relevant (Miljö- och energidepartementet 2015).

Grön infrastruktur omnämns även i miljö kvalitetsmålen Ett rikt djur och växtliv² och som en bidragande faktor till att nå etappmål för biologisk mångfald och ekosystemtjänster³.

Kartor över marina ekosystemkomponenter och naturvärden är viktiga i arbetet med grön infrastruktur och kan bidra till att skapa en helhetssyn på landskapet. Kartor från detta projekt är ett viktigt bidrag till en förbättrad bild av grön infrastruktur i länets marina miljö.

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 miljö tillståndet. 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 avväjande av en negativ påverkan övervägas.

Fiskeförvaltning

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

² <https://www.miljomal.se/Miljomalen/16-Ett-rikt-vaxt--och-djurliv/>, besökt 2018-03-07.

³ <https://www.miljomal.se/etappmalen/Biologisk-mangfald/Den-biologiska-mangfaldens-och-ekosystemtjansternas-varden/>, besökt 2018-03-07.

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.

Havsmiljödirektivet och vattendirektivet

Havsmiljödirektivet införlivades i svensk lagstiftning med havsmiljöförordningen hösten 2010. Målet med Sveriges förvaltning är att både Östersjön och Nordsjön ska ha en god miljöstatus. Vattendirektivet ställer krav på att vattenförekomster klassas och statusbedöms och här kan de marina kartorna vara ett hjälpmedel. Statusklassningen på vattenförekomsterna får inte försämrats och gäller som så kallad miljökvalitetsnorm. Tillstånd, godkännande eller dispens får normalt inte meddelas för en ny verksamhet som medverkar till att en miljökvalitetsnorm överträds.

Kartorna

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

Habitatmodellering

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

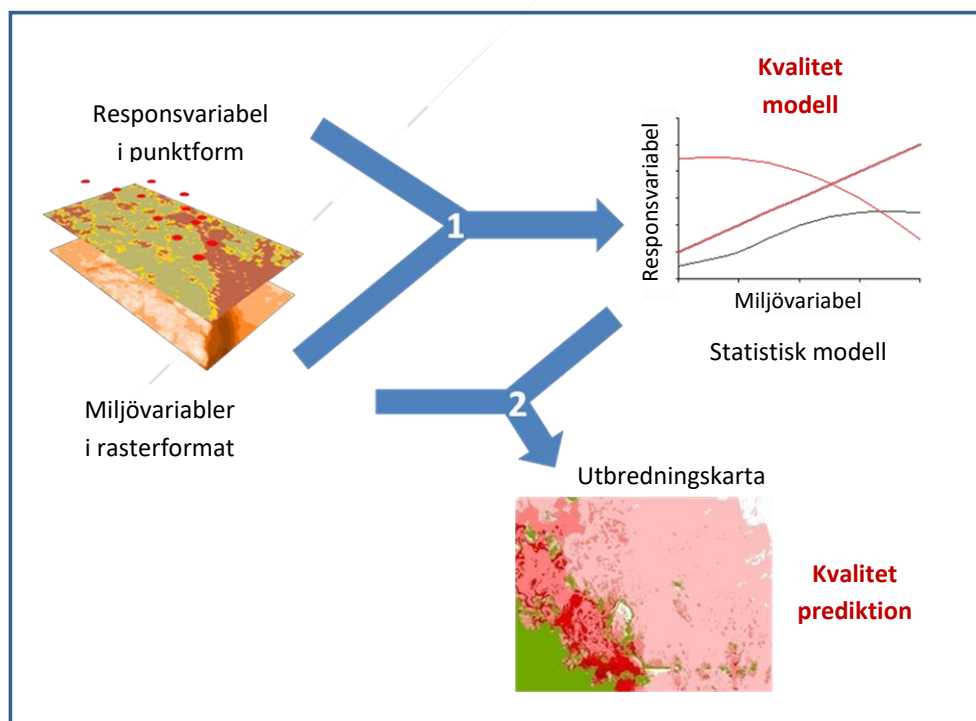
Modelleringsprocessen

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.

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.



Figur 3. Modelleringsprocessen.

Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. Miljövariabler som korrelerar starkt med varandra

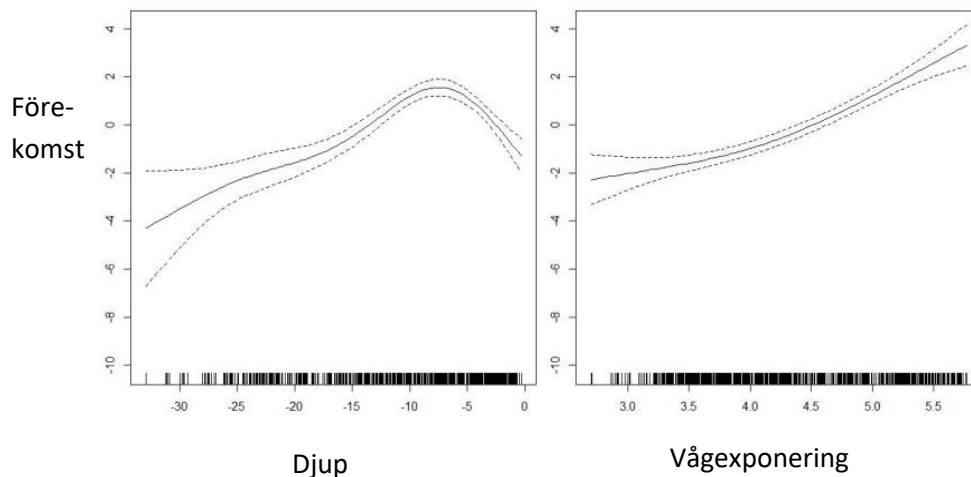
bör inte användas i samma modell. För att kontrollera att miljövariablerna inte påverkar varandra i för stor utsträckning kontrolleras dels deras inbördes korrelation och dels deras variance inflation factor (VIF). Det senare är ett index som kvantifierar hur allvarligt den inbördes korrelationen påverkar 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. I detta projekt har modelleringen utförts genom att flertalet statistiska metoder kombinerats genom så kallad ensemblemodellering. All modellering är gjord i R och till största del med hjälp av paketet BIOMOD2 (Thuiller m.fl. 2009). Syftet med att använda olika modelleringsmetoder är att deras olika styrkor och svagheter tillsammans genererar den bästa modellen (Araújo and New 2007), eller som i det här fallet, bästa kartprediktionen. För modelleringen valdes 5 olika metoder ut, vilka tillsammans representerar olika angreppssätt (Tabell 1).

Tabell 1. Utvalda modelleringstekniker.

Modelleringsteknik	Beskrivning	Referens
GAM - Generalized Additive Model	En semi-parametrisk förlängning av GLM som baseras på sk. "smooth"-funktioner. Hanterar mer flexibla, icke-linjära, relationer än GLM. Alla "smoothers" har haft upp till 5 frihetsgrader ($k=6$)	Wood 2006
RF - RandomForest	Avancerad klassificeringsmetod med väldigt hög träffsäkerhet. Hanterar komplexa interaktioner. 500 små träd via "bagging", en ensemblemetod i sig självt	Cutler m.fl. 2007
GBM - Generalized Boosting Model/Boosted regression trees	Kombination av träd och "boosting", en annan ensemblemetod. Slutgiltiga GBM:n kan anses vara en additiv regressionsmodell där enskilda små träd stegvist har passats till slumpmässiga urval av data	Elith and Leathwick 2008
ANN - Artificial Neural Network	En maskinlärande iterativ icke-linjär metod som på ett flexibelt sätt generaliserar linjära regressionsfunktioner	Lek and Guegan 1999
FDA - Flexible Discriminant Analysis	Klassificeringsmetod anpassad för förekomst-/icke-förekomstdata. Utvecklad från mer kända LDA (Linear Discriminant Analysis).	Trevor m.fl. 1994

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 4 visar hur förekomst av blåmussla beror av miljövariablerna djup och vågexponering enligt modellen.



Figur 4. 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.

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. 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.

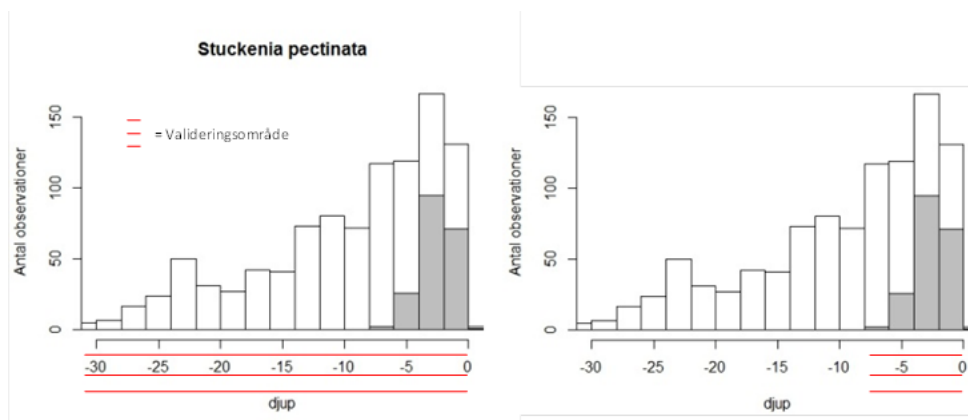
Utvärdering av prediktionens kvalitet

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). Ett lågt AUC-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. 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 tidskrifter. I den här rapporten har externvalidering genomförts för samtliga prediktioner. 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 och 6,25 m djup (50 % 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 2). Figur 3 illustrerar skillnaden mellan AUC och mapAUC för kärlväxten borstnate.



Figur 5. De grå fälten indikerar förekomst av borstnate (*Stuckenia pectinata*). Modellen för arten byggdes med data från hela djupintervallet. Övre figur: Prediktionen validerades i hela djupintervallet och ett AUC värde erhöles. Nedre figur: Prediktionen validerades i 1.5*djupintervallet och ett mapAUC-värde erhöles.

Tabell 2. Skillnader mellan AUC och mapAUC för sju responser med olika djuputbredning modellerade med dropvideodata i Södermanlands län (det gamla sättet att beräkna AUC har inte använts sedan dess, varför en jämförelse från Södermanland presenteras här). Skillnaderna blir mycket små för arter som förekommer i ett stort djupintervall.

Respons	Djuputbredning	AUC	AUCmap
<i>Fucus vesiculosus</i>	0 - 7.3	0.90	0.75
<i>Stuckenia pectinata</i>	0.1 - 5.6	0.89	0.71
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0.1 - 5.1	0.92	0.68
<i>Myriophyllum</i> sp.	0.4 - 5.2	0.80	0.80
<i>Chorda filum</i>	0 - 16.2	0.87	0.76
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	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 med god lokalkännedom.

Faktaruta AUC

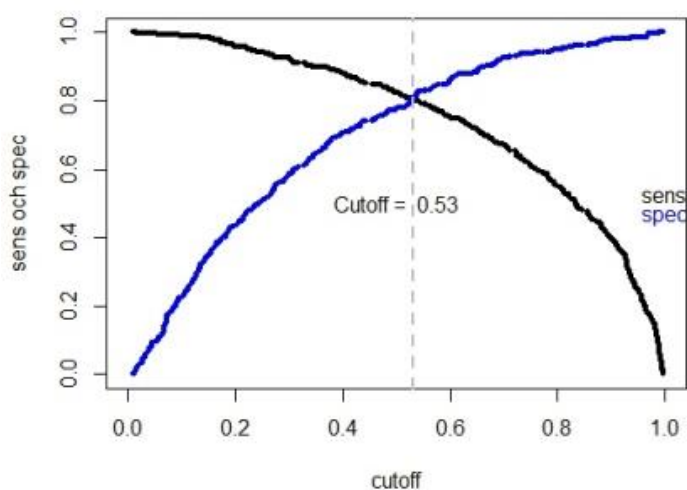
AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att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

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

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

Sensitivity, specificity och cutoff

Genom att göra en prediktion på hela datasetet (modellerings- + valideringsdata) kan sensitivity och specificity räknas ut. Sensitivity är ett mått på modellens förmåga att klassa förekomster medan specificity är ett mått på modellens förmåga att klassa icke-förekomster. För att kunna räkna ut dessa mått måste de predikterade sannolikheterna delas in i två klasser, förekomst och icke-förekomst. Om brytvärdet (cutoff) för klassindelningen sätts för lågt, till exempel vid en sannolikhet på 0,01 kommer modellen förmodligen att klassa samtliga förekomster som förekomster vilket innebär ett högt sensitivity-värde. Dock kommer även de flesta icke-förekomster att klassas som förekomster vilket innebär ett lågt specificity-värde. Under modelleringsprocessen i detta projekt har ett cutoff räknats ut som maximerar modellens förmåga att klassa både förekomster och icke-förekomster rätt (figur 4). Cutoff-värdet för varje respons har sedan använts i sannolikhetskartorna för att visa var arten troligen förekommer respektive inte förekommer. I kartorna redovisas även sensitivity och specificity. I kartornas legender har det angivits hur ofta vi observerat de predikterade värdena i fältdata inom varje klass.



Figur 6. 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.

Tolkning av sannolikhetskartor

De sannolikhetskartor som prediktionerna utgör kan vara svåra att tolka. I detta projekt har kartorna därför omarbetats för att bättre passa de flesta användares 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 lika stora klasser, goda förutsättningar för förekomst samt sämre förutsättningar för förekomst (ovanför cutoff). Klassgränserna har satts olika för varje art och beror av hur vanlig arten är. Sämre förutsättningar för förekomst skiljs i kartorna från goda förutsättningar för förekomst med en svart diagonal rastering.

Modelleringsmetodik för sikyngel

För att modellera mängden sikyngel användes Generalized Additive Models (GAM) (Hastie and Tibshirani 1990). Data från 131 stationer användes för att parameterisera modellen. Förekomsten av många nollor i datasetet gjorde att en negativ binomialfördelning användes i modellen för att ta hänsyn till detta (Lindén and Mäntyniemi 2011). Eftersom många förklaringsvariabler ofta samkorrelerar och påverkar tolkningen av modellen eliminerades de variabler i Tabell 3 som uppvisade en hög grad av samkorrelation. Identifieringen av dessa variabler gjordes med hjälp av Variance Inflation Factor (VIF). Variabler med VIF-värden > 2 uteslöts från vidare analys (Zuur m.fl. 2007). Ett lager som togs bort till följd av detta i sikmodelleringen var rugositet vilken bland annat korrelerar med lutning.

Miljövariabler

I detta avsnitt beskrivs hur GIS-lager över abiotiska miljövariabler (fysiska, kemiska samt antropogena faktorer) tagits fram för Västerbottens län.

I ett första steg sammanställdes 35 olika georefererade dataskikt över variabler som antogs kunna ha en inverkan på utbredningen av organismer (Tabell 3). Dataformatet var antingen raster, punkt eller polygon och upplösningen för rasterskikten varierade mellan 10 och 250 m. Genom bl.a. interpolation, distansanalyser och täthetsanalyser gjordes de dataskikt som efter granskning bedömdes som användbara i denna modellering om till rasterformat i 10 m upplösning. För att bedömas som användbara i modelleringen ska dataskikten dels representera en variabel som har potentiell betydelse för de organismer som modelleras men även ha en rumslig utbredning som passar skalan som modellering utförs på. Muddring är ett exempel på en variabel som har lokalt stor påverkan på bentisk biota men som inte är användbar i denna modellering eftersom de muddrade områdena är för små för att ha betydelse i modellering på den här skalan. I Tabell 4 redovisas de miljövariabler som slutligen används

för vidare analyser. Urvalet baserades på kriterier såsom om variabeln kan antas ha påverkan på arternas utbredning eller täckningsgrad, lagrets kvalitet och upplösning samt om värdena uppvisar en rumslig variation som passar för modellering på länsskala (muddrade områden är t.ex. för små). Nedan beskrivs metodiken för djup- och djupderivat, salinitet, siktdjup, kustkomplexitet, avstånd till land samt miljöfarlig verksamhet och potentiellt förorenade områden. För några arter av infauna användes även latitud som förklaringsvariabel.

Tabell 3. Dataskikt över miljövariabler i den första sammanställningen. CMEMS står för Copernicus Marine Environment Monitoring Service.

Parameter	Datakälla
Bottenbarriär	SeaGIS 2.0
Bottenfrysning	SeaGIS 2.0
Fosfor (DIP), ytan, medel	Symphony
Isperiod	SeaGIS 2.0
Klorofyll (Chl-a), ytan, medel	CMEMS
Kväve (DIN), ytan, medel	Symphony
Salinitet	SeaGIS 2.0
Salinitet, ytan, 10-perc	CMEMS
Salinitet, botten, 10-perc	Symphony
Secchidjup	SeaGIS 2.0
SWM	AquaBiota
SWMbtm	AquaBiota
Temperaturdagar, ytan	SeaGIS 2.0
Temperatur, ytan, 90-perc	CMEMS
Kustkomplexitet	AquaBiota
Avstånd till kust	AquaBiota
Djup	Sjöfartsverket
Lutning	Sjöfartsverket
Kurvatur	Sjöfartsverket
Lutningsriktning	Sjöfartsverket
Rugositet	Sjöfartsverket
Modellerat substrat	SGU
Siktdjup	Länsstyrelsen Västerbotten
PFO/miljöfarliga verksamheter)	Naturvårdsverket
Yrkestrafik	Metria
Fritidsbåttrafik	Metria
Yrkesfiske - olika typer	Metria
Bryggor	Metria
Exploateringsgrad/exploateringsindikator	Metria
Muddring	Metria
Hamnar	Metria
Naturhamnar	Metria
Gästhamnar	Metria
Badplatser	Metria
Fiskodlingar	Metria

Tabell 4. Dataskikt över miljövariabler som valdes ut för användning i modelleringsarbetet. I modelleringsprocessen gallrades sedan variabler som korrelerar mycket med andra variabler bort. I vegetationsmodellerna gallrades t.ex. lutning bort till följd av höga VIF-värden (Variance Inflation Factor).

Parameter	Datakälla
Salinitet	SeaGIS2.0
SWM	AquaBiota
Kustkomplexitet	AquaBiota
Avstånd till kust	AquaBiota
Djup	Sjöfartsverket
Lutning	Sjöfartsverket
Kurvatur	Sjöfartsverket
Rugositet	Sjöfartsverket
Modellerat substrat	SGU
Siktdjup	Länsstyrelsen Västerbotten
MIPFO/miljöfarliga verksamheter	Naturvårdsverket

Djup och djupderivat

Djupunderlag för Västerbottens län togs fram inom projektet ”GI1D Interpolering av djupdata i Västerbotten – marin miljö Fas 1” (2015) enligt följande beskrivning.

Djupdata

Digitaliserad djupdata levererades av Sjöfartsverket i olika format. Mätningar utförda med flerstråligt ekolod (multibeam) samt laserbatymetri (Lidar) levererades i rasterformat medan mätningar utförda med andra metoder levererades i punktformat. Tabell 1 sammanfattar samtliga djupmätningsskikt som använts i länet. I vissa områden kompletterades Sjöfartsverkets djupdata med mätningar från Länsstyrelsen. De flesta av dessa mätningar har utförts i samband med fältundersökningar och uppfyller inte Sjöfartsverkets kriterier. Vi har dock gjort bedömningen att de tillför mer till djupgriddens än vad de förstör. Områdena är utmärkt i kartan över osäkerhet.

Tabell 5.

Metod	År
Handlod	1800-2013
Laserbatymetri	2009
Multibeam	1996-2014
Parallellodning	1972-1992
Ramning	1959-2010
Singellod	1942-1978

I levererade data från handlod förekom viss djupinformation som djupkurvor där ett stort antal punkter i koppel har samma djupvärde. Dessa koppel glesades ut för att inte ge konstiga mönster i slutresultatet. Endast ca 5 % av dessa djupdata användes för interpoleringen.

Interpolering

Värden för ytorna mellan punkterna interpolerades med en metod kallad ordinary Kriging där resultatet blir ett GIS-skikt i rasterformat. Till skillnad från många andra interpoleringsmetoder tar Kriging inte bara hänsyn till närliggande punkters värde utan även till rumsliga statistiska samband för hela datasetet. Metoden erbjuder en mängd olika val för att i stor utsträckning som möjligt kunna anpassa beräkningarna till djupdata. Genom att hålla undan 5 % av data för validering kunde en mängd olika inställningar testas och utvärderas. Valideringen går till så att djupet predikteras på samma position som valideringspunkten. Det predikterade djupet jämförs sedan med det uppmätta djupet. Samtliga valideringspunkter (ca 100000 st.) undanhölls från interpoleringen. I denna process testades även att interpolera olika delar av länet separat. De slutgiltiga inställningarna tillsammans med en modellutvärdering redovisas i Tabell 6. Dessa användas för hela länet vilket betydde att ingen områdesuppdelning gjordes. Resultatet från valideringen redovisas i Tabell 7.

Tabell 6. Inställningar vid interpolering av djupdata.

Model	Spherical
Lagsize	100
No. Lags	12
Max no of neighbours	5
Min no of neighbours	2
Sectors	8
Mean	0.04
RMS	1.28
Mean standardized	0.005
RMS standardized	0.65
Average SE	1.6

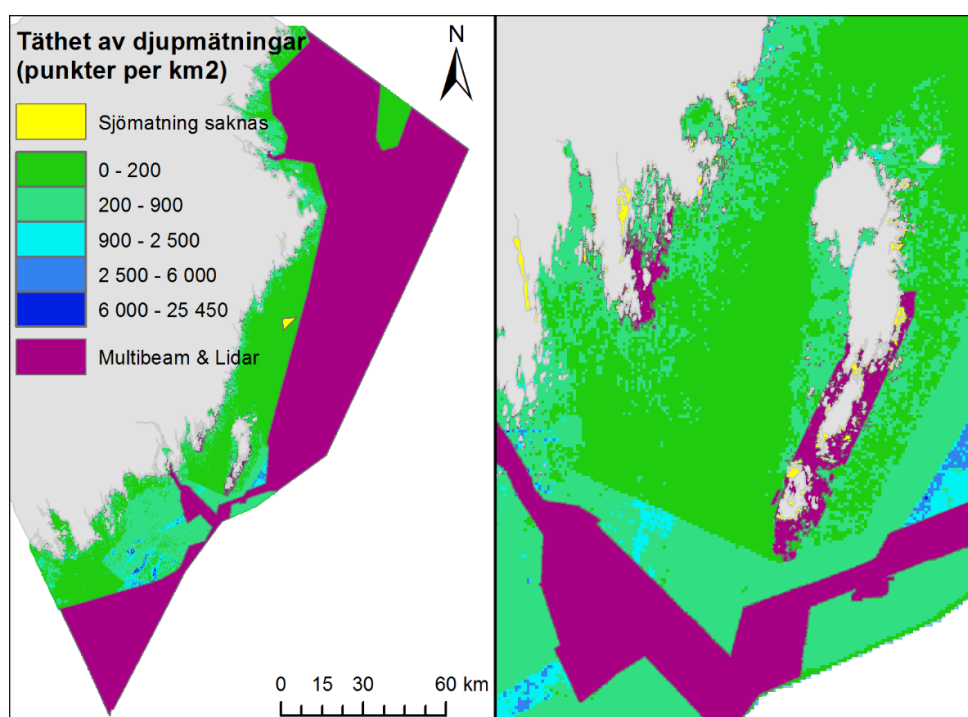
Tabell 7. Valideringsresultat för den interpolerade djupgriddens uppdelade på fem djupintervall.

Djup	Fel (m)	Fel %	n
0-5	0.27	21	8142
5-10	0.49	7	8545
10-20	0.75	5	13570
20-30	0.83	3.7	15658
30-100	1.6	1.6	21275

Osäkerhet

Valideringen ger en indikation på osäkerheten i djupkartan vid olika djupintervall (Tabell 7). Dock säger den inget om osäkerheten i rummet. Vidare har områden som helt saknar djupdata inte kunnat valideras. Figur 7 visar osäkerhet i djupinformation beroende på följande:

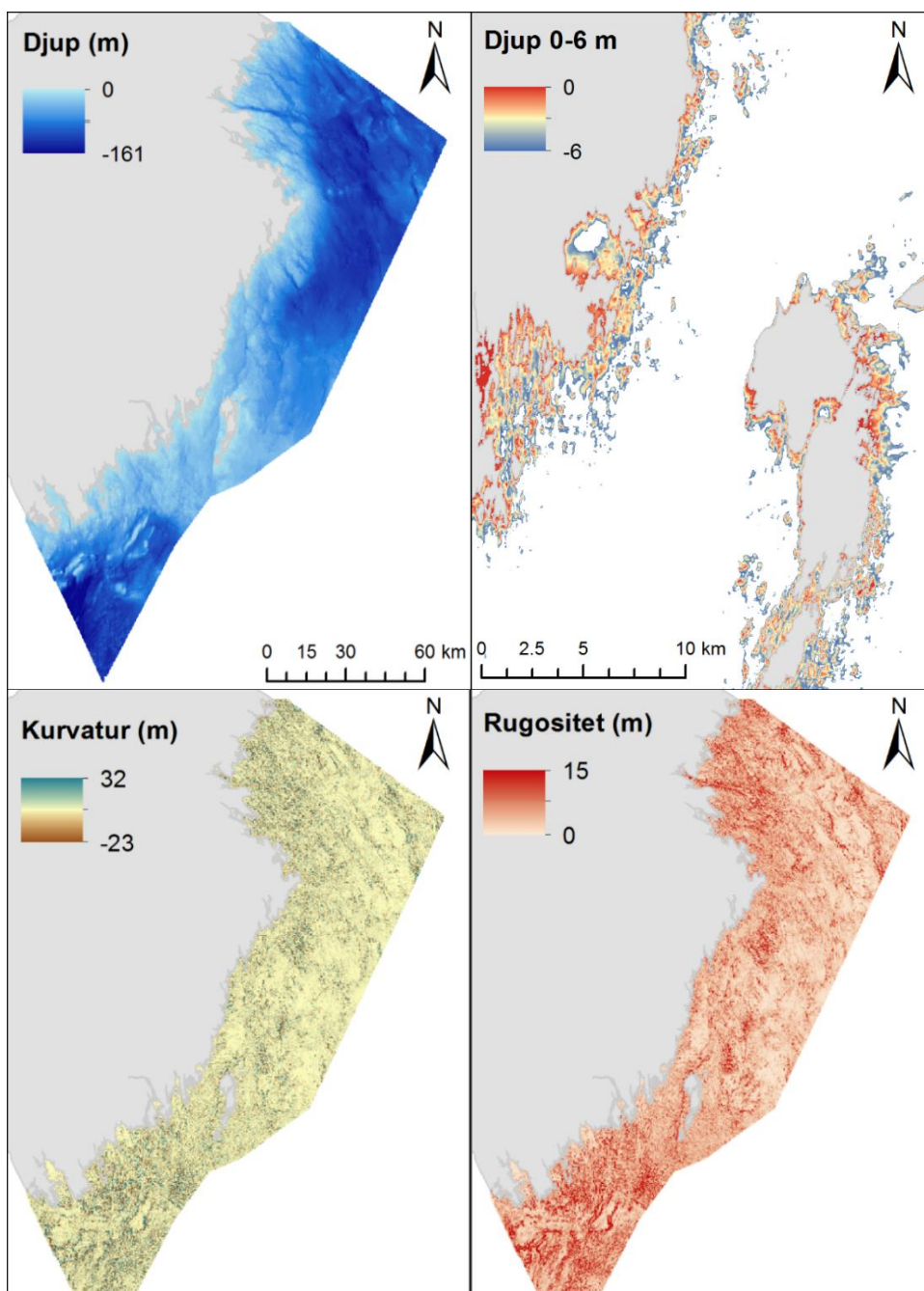
1. Täthet av djupdata. Punkttäthet per km² har beräknats på 3 olika skalor 200x200, 500x500 samt 1000x1000 m. Kartorna är i rasterformat med upplösning 200m.
2. Icke sjömäta områden.



Figur 7. Tätheten (antal punkter/ km²) av datapunkter som användes för djupinterpoleringen.

Djupderivat

Baserat på det interpolerade djuprastret i 10 m upplösning beräknades raster för botten kurvatur och rugositet. 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. Rugositet är ett mått på hur "bucklig" botten är, och räknas ut genom att ta standardavvikelsen av djupet inom en area på 100 meter. Kartor över djup samt botten kurvatur och rugositet visas i Figur 8.



Figur 8. Djup, kurvatur och rugositet har tagits fram i en upplösning på 10 m. Här visas versioner i 200 m upplösning utom för djup i intervallet 0-6 m som visas i 10 m upplösning.

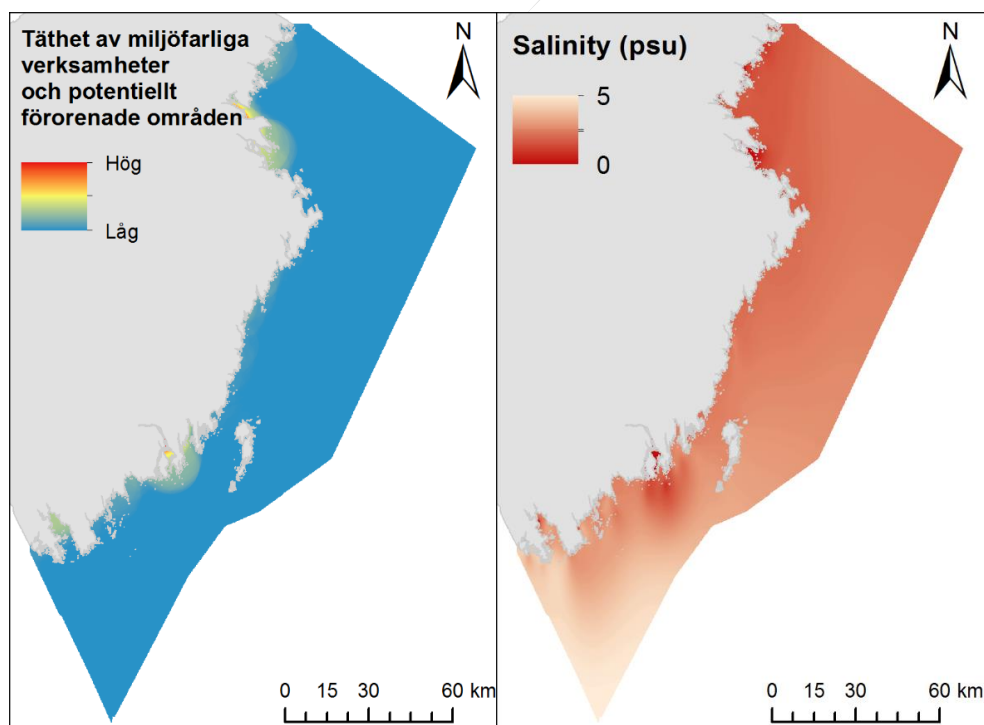
Miljöfarlig verksamhet och potentiellt förorenade områden (MIPFO)

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”, har länsstyrelserna identifierat platser där miljöfarlig verksamhet pågår eller har pågått och potentiella markföroreningar kan förekomma. I

Västerbotten har ca 2 800 objekt identifierats där miljöfarlig verksamhet finns/har funnits och föroreningar kan förekomma i mark, sediment, deponier eller anläggningar⁴. Exempel på sådana verksamheter är lagring av farligt avfall, fiskodling och avloppsreningsverk.

Genom en punkttäthetsanalys, där tätheten av punkter beräknas inom en given cirkelradie, kunde ett raster tas fram där varje cell fick ett täthetsvärde (Figur 9). För analysen användes en cirkelradie på 10 km.



Figur 9. Punkttäthetsanalys av samtliga identifierade områden med miljöfarlig verksamhet och potentiellt förorenade områden i Västerbotten (MIPFO), samt salthalt (10 m upplösning).

⁴ <https://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=56&pl=2&t=Lan&l=24>

Hydrografiska variabler

Salinitet

Då de flesta av Östersjöns arter är av antingen marint eller sötvattensursprung är salthalten betydelsefull för många arters utbredningsförmåga. Till den rumsliga modelleringen sammanställdes därför underlagsskikt för salthalt över hela Västerbottens läns havsområde.

Underlaget bestod av data insamlad från SHARK, UMF och länsstyrelsen i Västerbotten, samt kompletterande mätningar utförda av Länsstyrelsen i Västerbotten under 2016. All data är insamlad sommartid (juni – september) 2006 – 2016. De kompletterande mätningarna fokuserade på mindre vattendrag, vilkas ytvägda medelvattenflöde beräknades med hjälp av avrinningsområde och medelvattentillförseln från SMHI:s databas. För alla vattendrag med minst 0,1 m³ i vattenflöde per år provtogs en punkt i anslutning till vattendraget och en punkt på ca 50 – 100 meters avstånd. För vattendrag med vattenflöde större än 2 m³ per år provtogs 5 – 8 punkter vid olika avstånd och riktningar från vattendragets utlopp. Utöver detta provtogs ett antal punkter längs kusten där det fanns glest med mätningar, bl.a. väster om Holmön, för att förbättra interpoleringsresultatet. Den kompletterande insamlingen skedde under sommaren 2016 med hjälp av en MINI STD/CTD model SD204.

Siktdjup

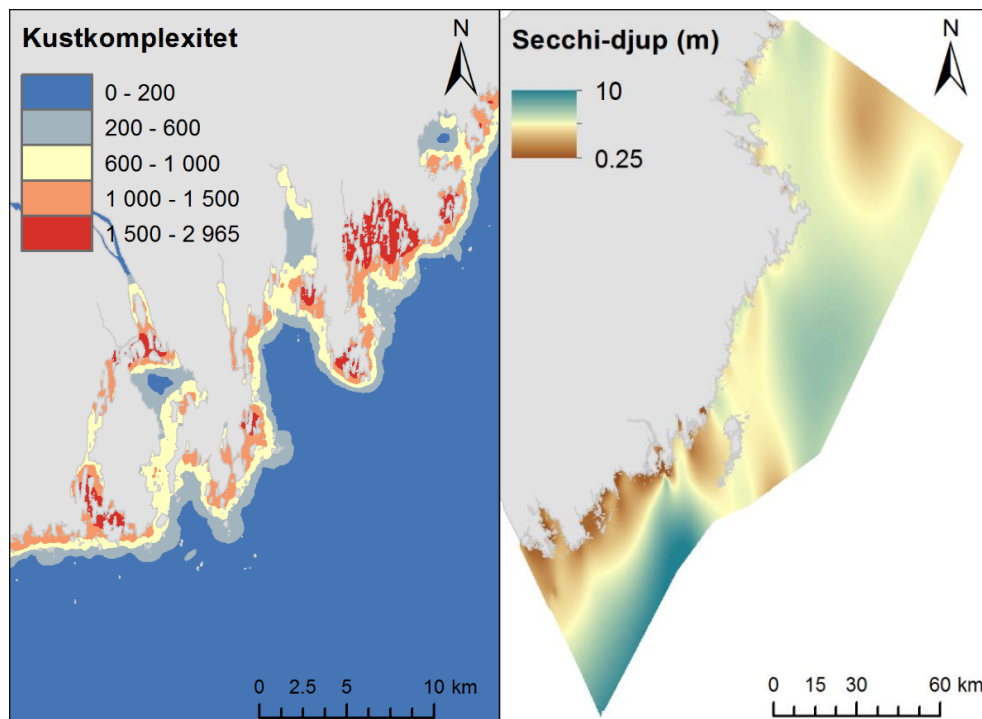
Bottenlevande kärlväxter och alger påverkas av mängden ljus som når ned genom vattenmassan. Mängden ljus påverkas i sin tur av djupet och vattnets genomskinlighet, dvs. siktdjup.

Underlaget bestod av data hämtad från SHARK och länsstyrelsen i Västerbotten. Kompletterande mätningar gjordes under 2016 i samband provtagning av salinitet. All data är insamlad sommartid (juni – september) 2006 – 2016.

Ett heltäckande lager (Figur 10) skapades genom interpolering med barriärer för land inom projektet SeaGIS 2.0 (Björkman m.fl. 2018).

Kustkomplexitet och avstånd till land

Kustens utformning och närheten till land kan också påverka utbredningen av epibentiska arter. Kustkomplexitet är ett mått som anger längden på strandlinjen inom en radie på 500 m, där ett område med lång strandlinje, såsom en smal vik, får ett högt värde medan en rak kuststräcka får ett lågt värde (Figur 10). Avstånd till land anger avståndet i meter från en punkt till närmsta landområde.



Figur 10. Kustkomplexitet och siktdjup (10 m upplösning).

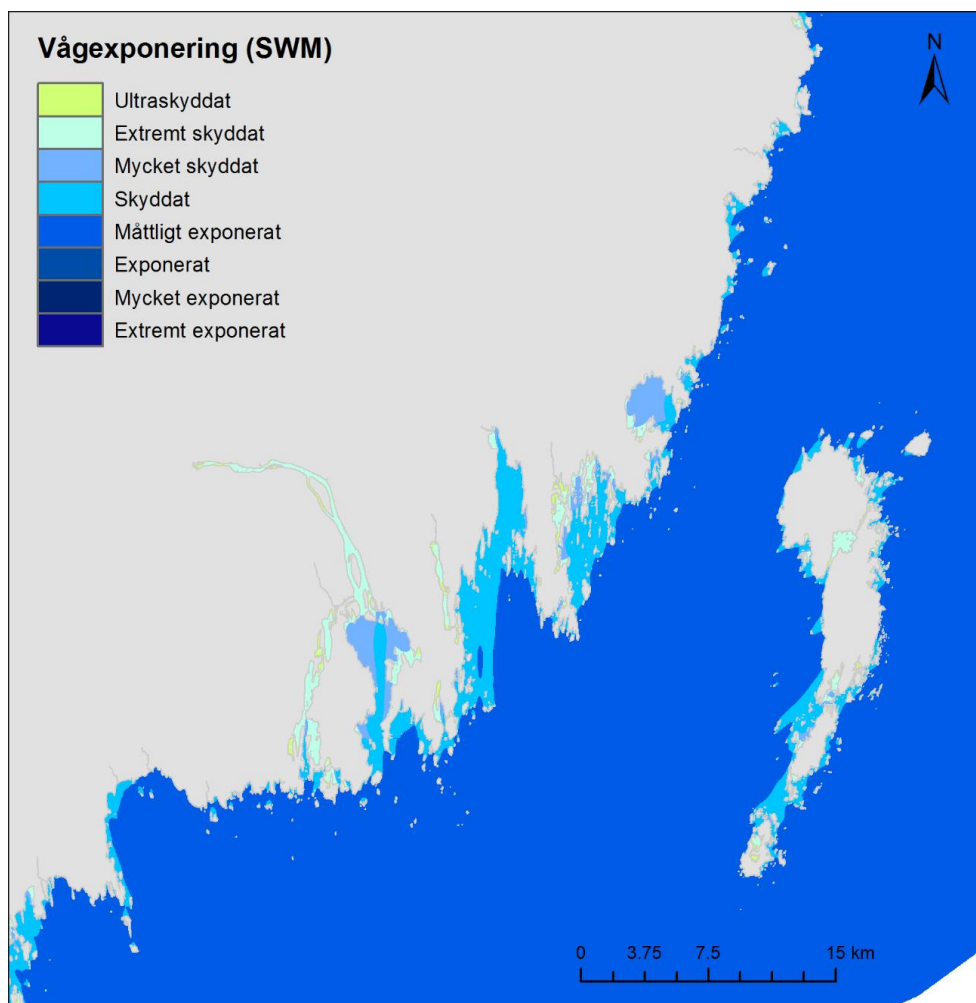
Vågexponering

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.

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).



Figur 11. Vågexponering enligt SWM (Isæus 2004).

Artmodeller

Vegetation

Data

Vegetationsdata insamlat mellan 2005 och 2016 samlades in från SMHI (Shark), Länsstyrelsen i Västerbotten och SLU och sammanställdes. Inventeringsmetoder utgjordes främst av dyktransekter, videotransekter, dropvideo och snorkling.

Dyktransektinventering innebär att datainsamlingen sker längs en transekt av varierande längd. Principen för dyktransekter är att de sträcker sig från vattenytan ned till växtlighetens nedersta gräns. Inventeringen sker främst med hjälp av apparatdykning, men kan även göras med hjälp av snorkling i grunda områden. Vid transektinventering skattas täckningsgraden av olika arter längs

avsnitt av transekter, i rutor längs transekter, eller i friliggande rutor. Utöver data om växter och djur samlas även information om djup och ofta även bottensubstrat in. En översiktlig beskrivning av olika fältmetoder med referenser till underliggande metodbeskrivningar finns i Blomqvist och Olsson (2007). En av de vanligaste typerna av transektinventeringar är linjetaxering, där en dykare noterar förekomst av arter samt uppskattar deras täckningsgrad på en 7 gradig skala i en minst 6 meter bred korridor. Utöver detta uppskattas substratets beskaffenhet och djup. Transekten blir uppdelade i sektioner, då en ny uppskattning av artförekomst, täckningsgrader, substrat och djup sker vid varje tillfälle då vegetationens eller bottens beskaffenhet förändras. För mer ingående information om metoden, se "Vegetationsklädda botten, ostkust" (Havs- och Vattenmyndigheten 2016). Transektinventering med dyktransekter genererar ofta inventeringsdata av god kvalitet med hög taxonomisk upplösning, eftersom inventeringen kan göras noggrant och beläggexemplar kan tas upp om artbestämningen är svår i fält. Nackdelarna med dyktransekter är att de är resurskrävande och att tidigare inventerade transekter inte är slumpmässigt lokaliserade.

Snorklingsinventeringar i laguner och grunda vikar längs transekter utförs genom en metod där täckningsgraden av vegetation skattas i små rutor med jämna mellanrum. Vegetation mellan rutorna skattas i klasserna 0-4. Snorkelinventering i samband med yngelsprängningar innebär att en snorklande inventerare uppskattar artförekomst och täckningsgrad av vegetation, samt bottensubstrat och djup, i en cirkel med en diameter på 10 m (ca 78.5 m²). I modelleringen användes endast snorklingsdata från yngelinventeringarna eftersom inventeringsytan i rutorna är för liten jämfört med inventeringsytan i övriga metoder.

Inventering med video uppnår inte en lika hög taxonomisk upplösning som dyktransekter eller snorkling, utan begränsas till de arter och organismgrupper som kan identifieras från film. Inventering med hjälp av video kan ske på flera sätt, där videotransekter är den metod som mest liknar dyktransekter så till vida att de spänner över en större yta och djupintervall. Videotransekter genomförs genom att en videokamera med god upplösning hängs ner vertikalt under provtagningsbåten. En djupmätare eller kombination av djupmätare, laser och ekolod ger djup till ytan och kamerans avstånd till botten. En GPS ger positionen. Kameran hålls någon till några m över botten och ger kontinuerligt bilder av botten som spelas in digitalt tillsammans med djupuppgifter och position. En andra kamera med något lägre upplösning ger en mer horisontal bild av botten, vilket underlättar orienteringen samt tolkningen av data senare. Vid intressanta strukturer sänks kameran ner mot botten för att ge en detaljerad bild av växterna och djuren samt bottenytan, vilket underlättar senare tolkning. Videobilderna tolkas i efterhand och protokoll framställs. Videotransekten startar ofta ute på djupt vatten och går sedan vinkelrätt mot djupkurvan mot grundare områden. Genom att studera ekolodet väljs en startpunkt ut där botten börjar få struktur (tecken på hårbotten) om djupet är sådant att alger kan växa där. Väl inne på grunt vatten vänds ofta båten snett utåt igen och transekten fortsätter mot djupt vatten tills djupet eller substratet gör att algerna upphör att växa. På detta sätt blir säkerheten att hitta de djupaste växande algerna större. Detta tillvägagångssätt gör att videotransekter kan bli flera kilometer långa. På samma sätt som för dyktransekter skattas täckningsgraden av olika arter av växter och djur samt substrat. När data från videotransekter ska användas för modellering uppstår samma

problem som för data från dyktransekter. 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.

En annan videobaserad metod, med ett antal undergrupper, är dropvideoprovtagning. Dropvideoprovtagning sker genom att en begränsad yta inom ett litet djupintervall provtas, och artbestämning och tolkning av vegetationstäckningsgrad sker antingen i fält eller framför en datorskärm. I dropvideoprovtagning med fältbestämning sker uppskattningen av artförekomst, täckningsgrader av vegetation och bottensubstrat direkt i fält, och det utsatta området söks igenom tills inga nya arter påträffas. Vid dropvideoprovtagning med tolkning i lab filmas en förutbestämd yta (5 m²). I lab tolkas filmen sedan och alla artförekomster på hela ytan noteras, medan täckningsgrad av vegetation och substrat bestäms genom tolkning av sammanlagt 100 punkter fördelade över 10 slumpade tidpunkter under filmens gång. För mer information om dropvideoprovtagning se Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter (Havs- och Vattenmyndigheten 2015).

För att dataunderlag ska kunna användas till art- eller habitatmodellering är det viktigt att dataseten är insamlade enligt en design anpassad för modellering. Datapunkterna ska bl.a. vara statistiskt oberoende och representativa för det specifika området. Datasetets geografiska spridning ska vara sådan att miljögradienterna i området representeras väl, såsom olika djupintervall och exponeringsgrad. För rumslig modellering passar generellt punktdataset bättre än transektdata eftersom det normalt sett är lättare att samla in stora dataset med punktbaseade metoder än med transektmetoder. Kravet på rumsligt oberoende punkter gör också att punktdata är bättre lämpade än transektdata. Om transektdata från t.ex. dyk- eller släpvideo ska användas i kombination med punktdata (t.ex. dropvideodata) i rumslig modellering bör transektdata glesas ut för att få en provtagningsyta som är mer jämförbar med punktmetoden, för att skapa ett dataset med rumsligt oberoende punkter. Ofta innebär detta att endast ett fåtal avsnitt per dyk- eller videotransekt används.

2016 kompletterade AquaBiota befintliga data med 401 dropvideostationer samt 186 stationer med karteringshugg.

Vegetationsdata insamlat mellan 2005 och 2016 samlades in från SMHI (Shark), Länsstyrelsen i Västerbotten och SLU och sammanställdes. I datasetet utgörs 1606 stationer av dropvideo, 443 stationer av snorkling och 1323 av transektinventering (dykning och video).



Figur 12. Positioner för epibentosdata.

Resultat

Valideringsresultat för godkända modeller redovisas här. Kartor för ett urval av arter som inte kunde modelleras (vanligen till följd av för få förekomster i inventeringsdata) presenteras i bilaga 2 i form av punktkartor över observerade förekomster.

Tabell 8. Djuputbredning i modelleringsdata för respektive art och grupp samt djupintervall som används i externvalideringen. Djuputbredningen visar de djupaste samt grundaste förekomsterna av respektive art i datasetet i syfte att tydliggöra hur valideringsdatasetet för mapAUC tagits ut. MapAUC beskrivs utförligt i metodavsnittet.

Art eller artgrupp	Täckningsgrad (%)	Djuputbredning (m)	MapAUC baseras på kartans kvalitet i djupintervallet
<i>Battersia arctica</i>	1-10	0,3 - 18,4	0 - 27,6
	10-25	1,1 - 18,1	0 - 27,15
	25-50	1,1 - 16,8	0 - 25,2
	>50	1,5 - 15,1	0 - 22,65
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	1-10	0,1 - 5,7	0 - 8,55
	>25	0,2 - 3,6	0 - 5,4
<i>Chara/Nitella</i>	1-10	0,1 - 8,9	0 - 13,35
	>50	0,1 - 5,3	0 - 7,95
<i>Fucus vesiculosus/radicans</i>	förekomst	0,9 - 7,8	0 - 11,7
Filamentösa alger	1-10	0,1 - 18,4	0 - 27,6
	10-25	0,1 - 18,4	0 - 27,6
	25-50	0,1 - 16,8	0 - 25,2
	>50	0,1 - 15,5	0 - 23,25
Höga kärlväxter	1-10	0,1 - 7,5	0 - 11,25
	10-25	0,1 - 5,3	0 - 7,95
	25-50	0,1 - 5	0 - 7,5
	>50	0,1 - 5	0 - 7,5
<i>Isoetes</i> spp.	förekomst	0,2 - 3,4	0 - 5,1
Porifera	förekomst	0,3 - 19,8	0 - 29,7
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1-10	0,1 - 7,5	0 - 11,25
	10-25	0,3 - 5,3	0 - 7,95
	25-50	0,3 - 5	0 - 7,5
<i>Stuckenia pectinata</i>	1-10	0,1 - 5,3	0 - 7,95
	10-25	0,2 - 5,3	0 - 7,95
	25-50	0,3 - 4,1	0 - 6,15
<i>Tolypella</i>	förekomst	0,3 - 8,1	0 - 12,15
<i>Vaucheria</i>	1-10	0,1 - 8,9	0 - 13,35
	10-25	0,3 - 8,9	0 - 13,35
	25-50	0,3 - 7,6	0 - 11,4

Tabell 9. Modelleringsresultat för epibentos-modeller.

Art eller artgrupp	Taxonomi	Täckningsgrad (%)	Kartans kvalitet	Miljövariabler
<i>Battersia arctica</i> - Ishavstofs	Fintrådig brunalg	1-10	MapAUC: 0.92	Vågexponering Djup Salthalt
		10-25	MapAUC: 0.94	Vågexponering Djup Salthalt
		25-50	MapAUC: 0.91	Vågexponering Djup Salthalt
		>50	MapAUC: 0.89	Vågexponering Djup Salthalt
<i>Callitriche hermaphroditica</i> - Höstlänke	Kärlväxt	1-10	MapAUC: 0.80	Vågexponering Djup Miljöfarlig verksamhet
		>10	MapAUC: 0.77	Vågexponering Kustkomplexitet Miljöfarlig verksamhet
<i>Chara/Nitella</i> - Sträfsen/Slinken	Kransalg	1-10	MapAUC: 0.75	Djup Vågexponering Miljöfarlig verksamhet
		>10	MapAUC: 0.71	Djup Salthalt Kustkomplexitet
Filamentösa alger	Fintrådiga alger	1-10	MapAUC: 0.90	Vågexponering Djup
		10-25	MapAUC: 0.89	Vågexponering Djup Kurvatur
		25-50	MapAUC: 0.89	Vågexponering Djup
		>50	MapAUC: 0.90	Vågexponering Djup Kurvatur
<i>Fucus vesiculosus/radicans</i> - Blåstång/smaltång	Brunalg	förekomst	MapAUC: 0.98	Salthalt Vågexponering Siktdjup
Höga kärlväxter	Kärlväxt	1-10	MapAUC: 0.88	Djup Vågexponering
		10-25	MapAUC: 0.84	Vågexponering Djup Siktdjup
		25-50	MapAUC: 0.81	Vågexponering Djup Rugositet
		>50	MapAUC: 0.80	Djup Siktdjup Vågexponering
<i>Isoetes</i> spp. - Braxengräs	Kärlväxt	förekomst	MapAUC: 0.93	Salthalt Djup
Porifera	Svampdjur	förekomst	MapAUC: 0.87	Vågexponering Djup Salthalt
<i>Potamogeton perfoliatus</i> - Ålnate	Kärlväxt	1-10	MapAUC: 0.86	Vågexponering Siktdjup Djup

Art eller artgrupp	Taxonomi	Täckningsgrad (%)	Kartans kvalitet	Miljövariabler
		10-25	MapAUC: 0.78	Vågexponering Siktdjup Djup
		>25	MapAUC: 0.79	Djup Salthalt Siktdjup
<i>Stuckenia pectinata</i> - Borstnate	Kärlväxt	1-10	MapAUC: 0.87	Salthalt Djup Vågexponering
		10-25	MapAUC: 0.86	Salthalt Vågexponering Djup
		>50	MapAUC: 0.89	Salthalt Kustkomplexitet Vågexponering
<i>Tolypella</i> - Rufsen	Kransalg	förekomst	MapAUC: 0.82	Miljöfarlig verksamhet Salthalt Kustkomplexitet
<i>Vaucheria</i> - Slangalger	Slangalg	1-10	MapAUC: 0.87	Siktdjup Vågexponering Salthalt
		10-25	MapAUC: 0.86	Vågexponering Salthalt Siktdjup
		>25	MapAUC: 0.84	Siktdjup Vågexponering Salthalt

1 Extern validering inom artens naturliga djuputbredning *1.5; 2 De tre faktorer med mest inverkan i modellen, i ordning efter inverkan.

Modeller

Här följer beskrivningar av predikterade kartor samt valda utsnitt ur kartorna. Kartor med prediktioner som täcker hela länet finns i bilaga 1.

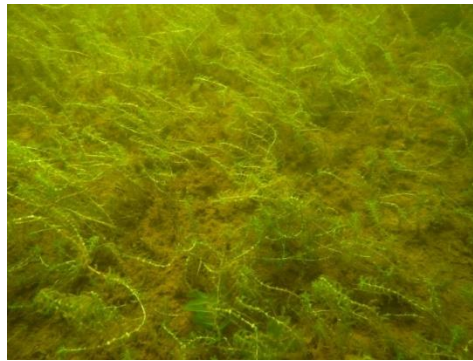
Ishavstofs (*Battersia arctica*) är en perenn fintrådig brunalg som huvudsakligen växer på hårt substrat såsom häll, block och sten, och förekommer djupare än de flesta andra algar. Prediktionerna visar att ishavstofs förekommer i högst utsträckning i måttligt exponerade områden på djup mellan 5 och 15 meter, och att förekomsten ökar med högre salthalt. Förekomst av högre täckningsgrader (10, 25, och 50 %) följer samma mönster.



Figur 13. Ishavstofs (*Battersia arctica*), bild från annat område. Fotograf: Karl Florén.

Höstlånke (*Callitriche*

hermaphrodita) är en relativt späd kärlväxt som växer på mjuka bottenar. Prediktionerna visar att den huvudsakligen förekommer i mycket skyddade till skyddade lägen, ned till cirka 3,5 meter och att förekomsten ökar med ökat avstånd till miljöfarlig verksamhet och förorenade områden. Förekomsten av högre täckningsgrad (10 %) följer samma mönster för exponeringsgrad men är vanligast vid måttlig kustkomplexitet.

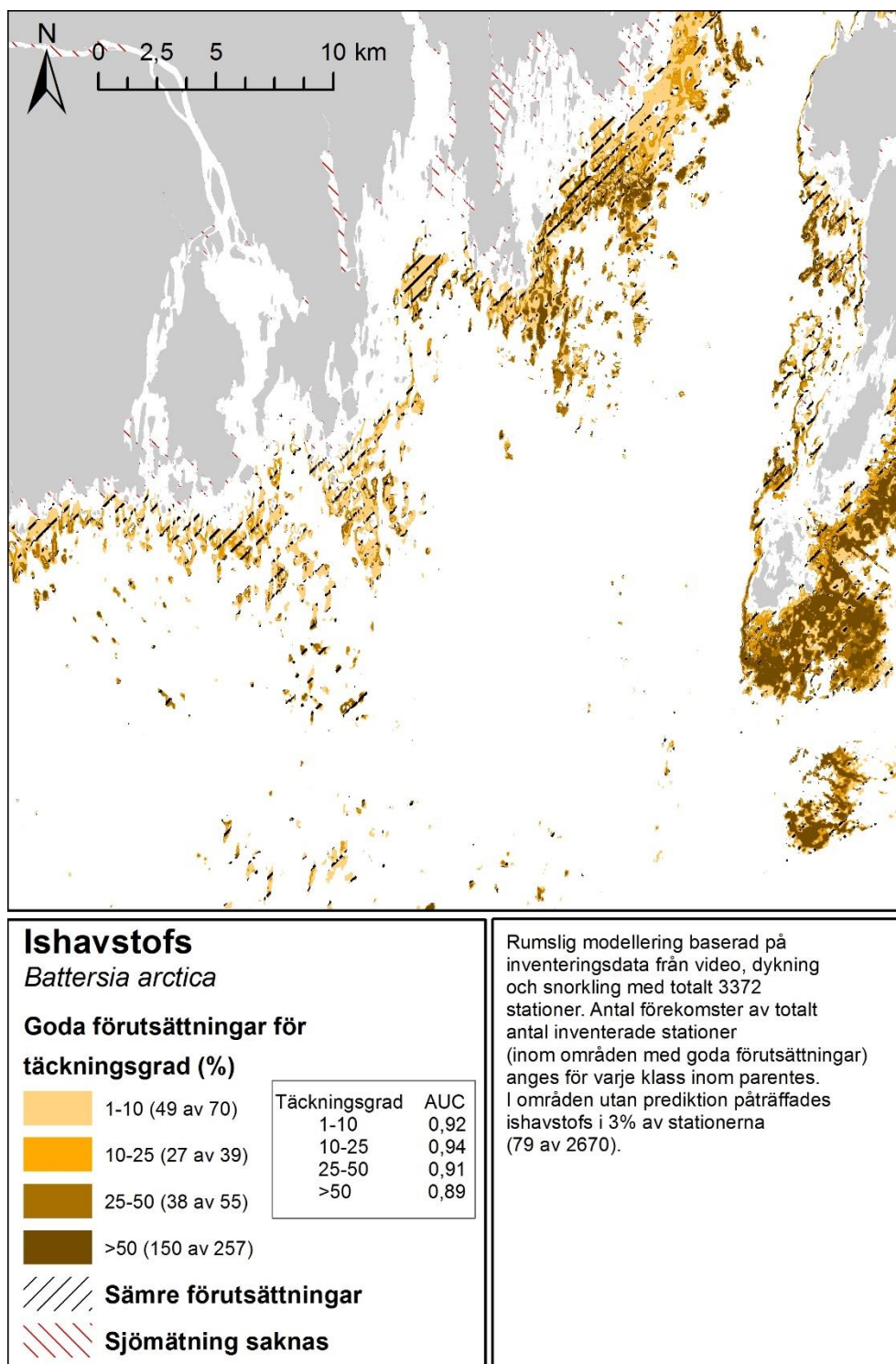


Figur 14. Höstlånke (*Callitriche hermaphrodita*), bild från dropvideofilm.

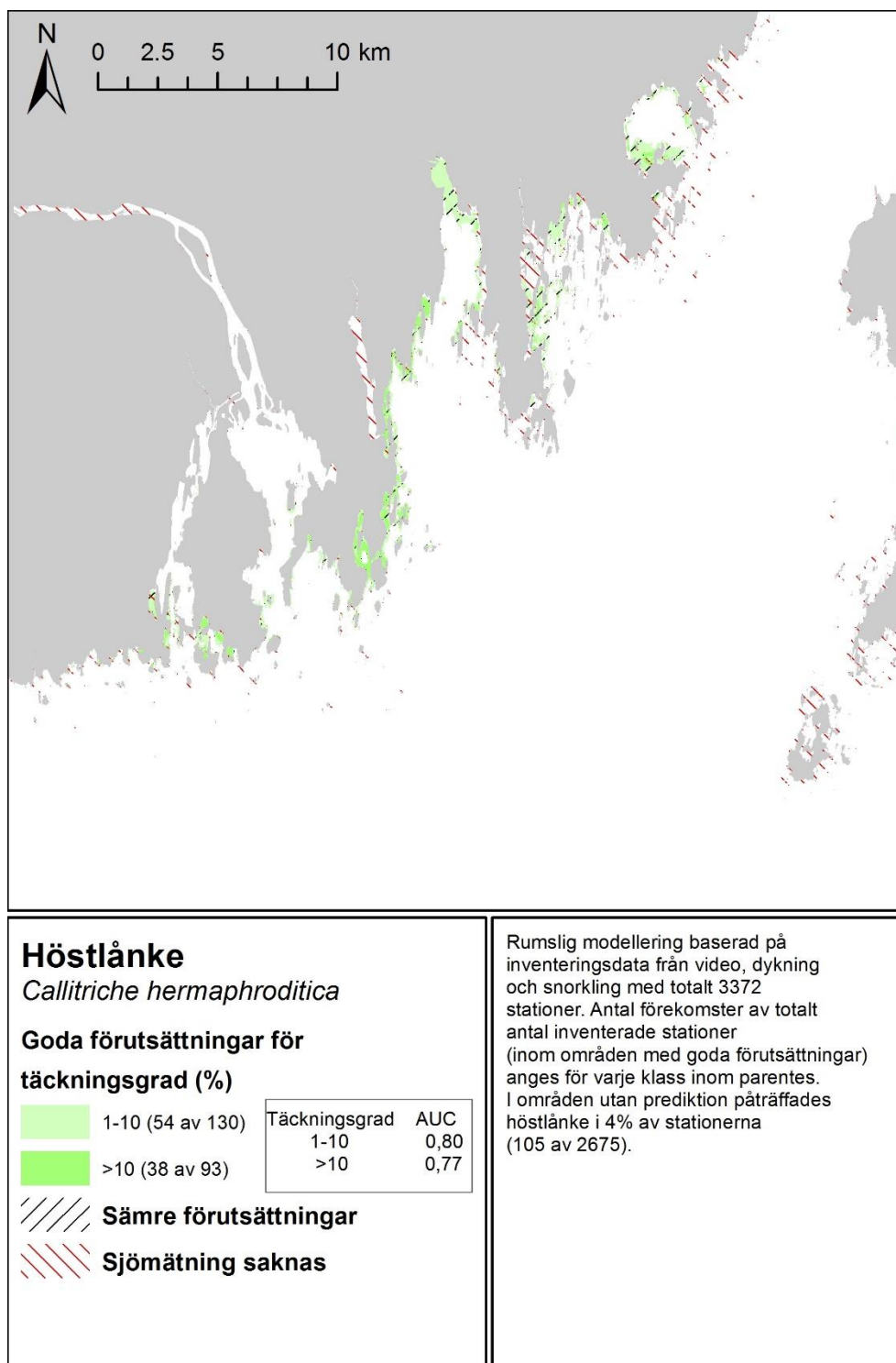
Sträfsen/slinken (*Chara/Nitella*) är kransalger som huvudsakligen förekommer på mjukbotten, men ofta växer i områden med inslag av sten och block. Prediktionerna visar att gruppen huvudsakligen förekommer ned till cirka 3 meter, i skyddade till måttligt exponerade lägen. Förekomst av högre täckningsgrad följer samma mönster för djup, och ökar med ökande salthalt.



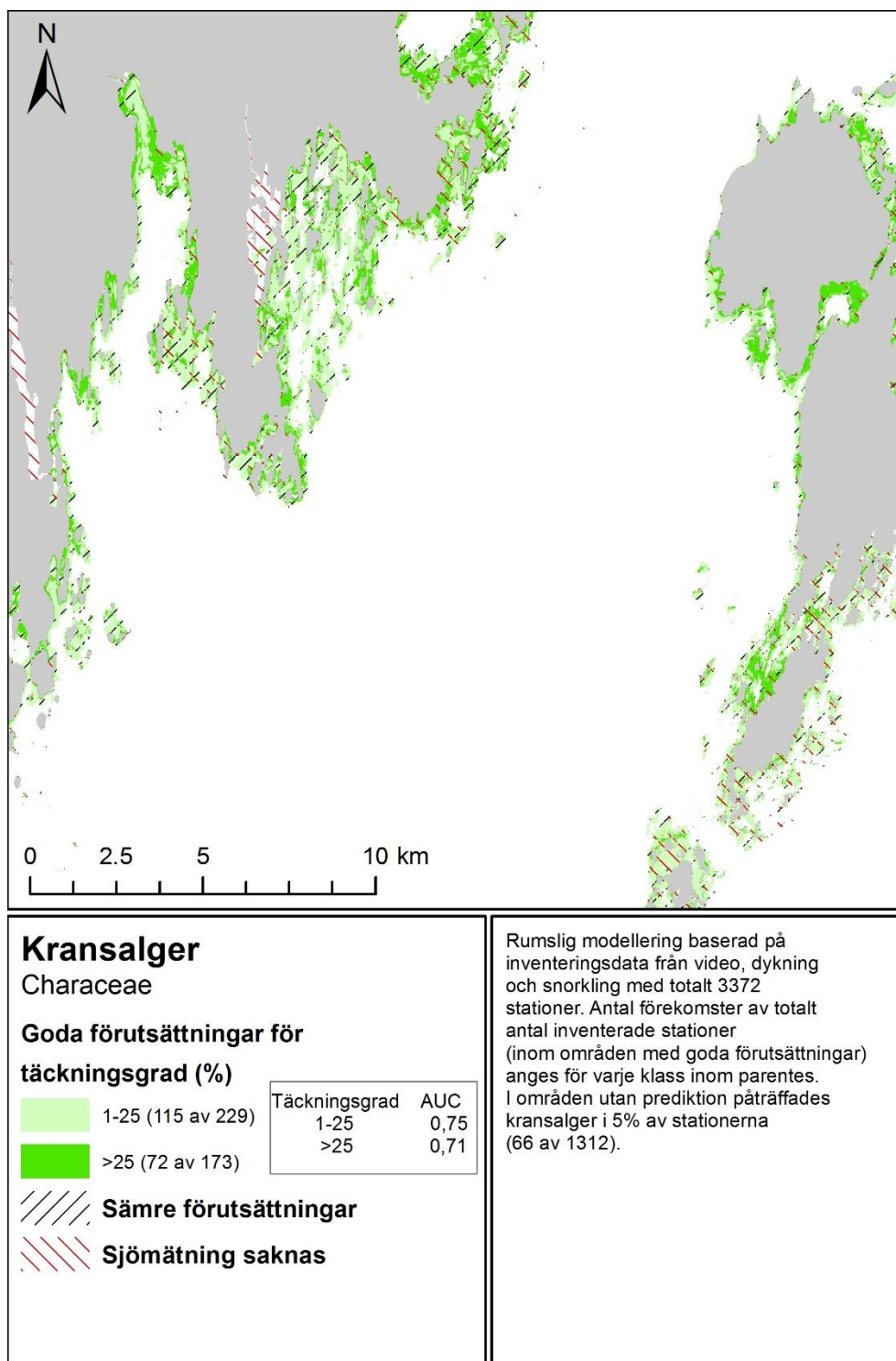
Figur 15. Borststräfsen (*Chara aspera*). Fotograf: Karl Florén.



Figur 16. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ishavsstofs. För beskrivning av Sämre förutsättningar, se Tolkning av sannolikhetskartor på s. 21.



Figur 17. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höstlånke.



Figur 18. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av kransalger.

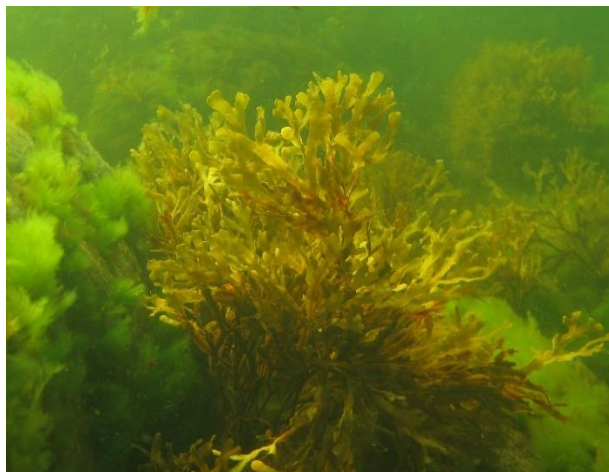
Fintrådiga alger inkluderar såväl annuella fintrådiga alger som är vanliga i grunda miljöer med hög näringspåverkan, som perenna fintrådiga alger som ishavstofs (*Battersia arctica*), och förekommer huvudsakligen på hårt substrat såsom häll, block och sten. Prediktionerna visar att fintrådiga alger främst förekommer i måttligt exponerade miljöer, i ett relativt brett djupspann mellan 0 och 15 meter. Högre täckningsgrader (10, 25 och 50 %) följer i stort sett samma mönster rörande exponeringsgrad och djup, dock med något grundare utbredning för de högre täckningsgraderna, men för 10 % och 50 % täckningsgrad ser man också en positiv inverkan av höjder på förekomsten.

Blåstång och smaltång

(*Fucus*

vesiculosus/radicans) är kraftigt byggda perenna brunalger som huvudsakligen växer på hårda substrat såsom sten, block och häll. De har en viktig strukturbildande funktion på hårda bottenar, där de utgör habitat åt flertalet andra arter av såväl alger som evertebrater.

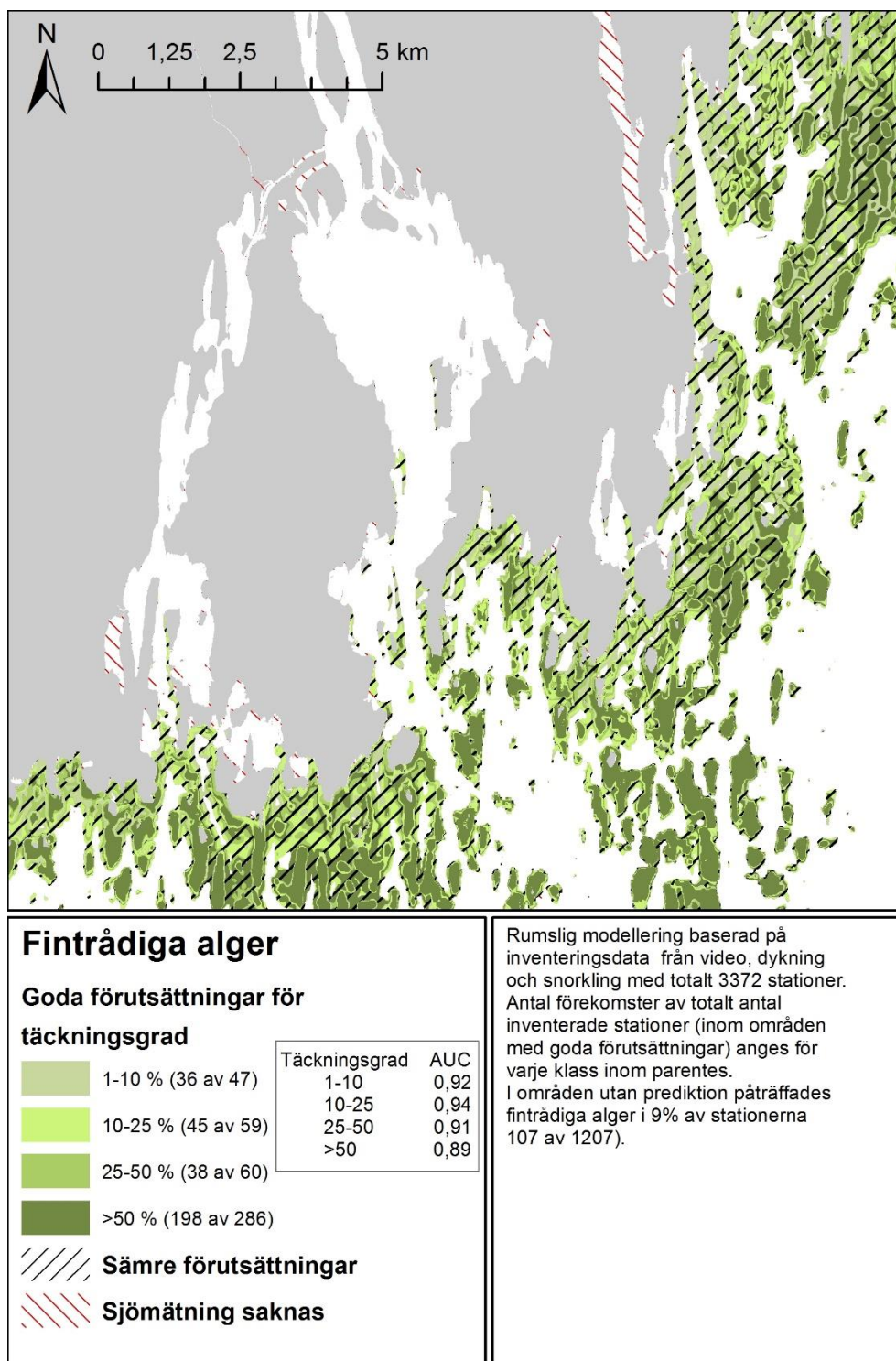
Tångens utbredning norrut begränsas av salthalt, och nedåt begränsas den ofta av ljustillgång medan is och exponering begränsar dess utbredning uppåt. Prediktionerna för förekomst visar att tången förekommer i större utsträckning med ökande salthalt, i områden med måttlig exponeringsgrad.



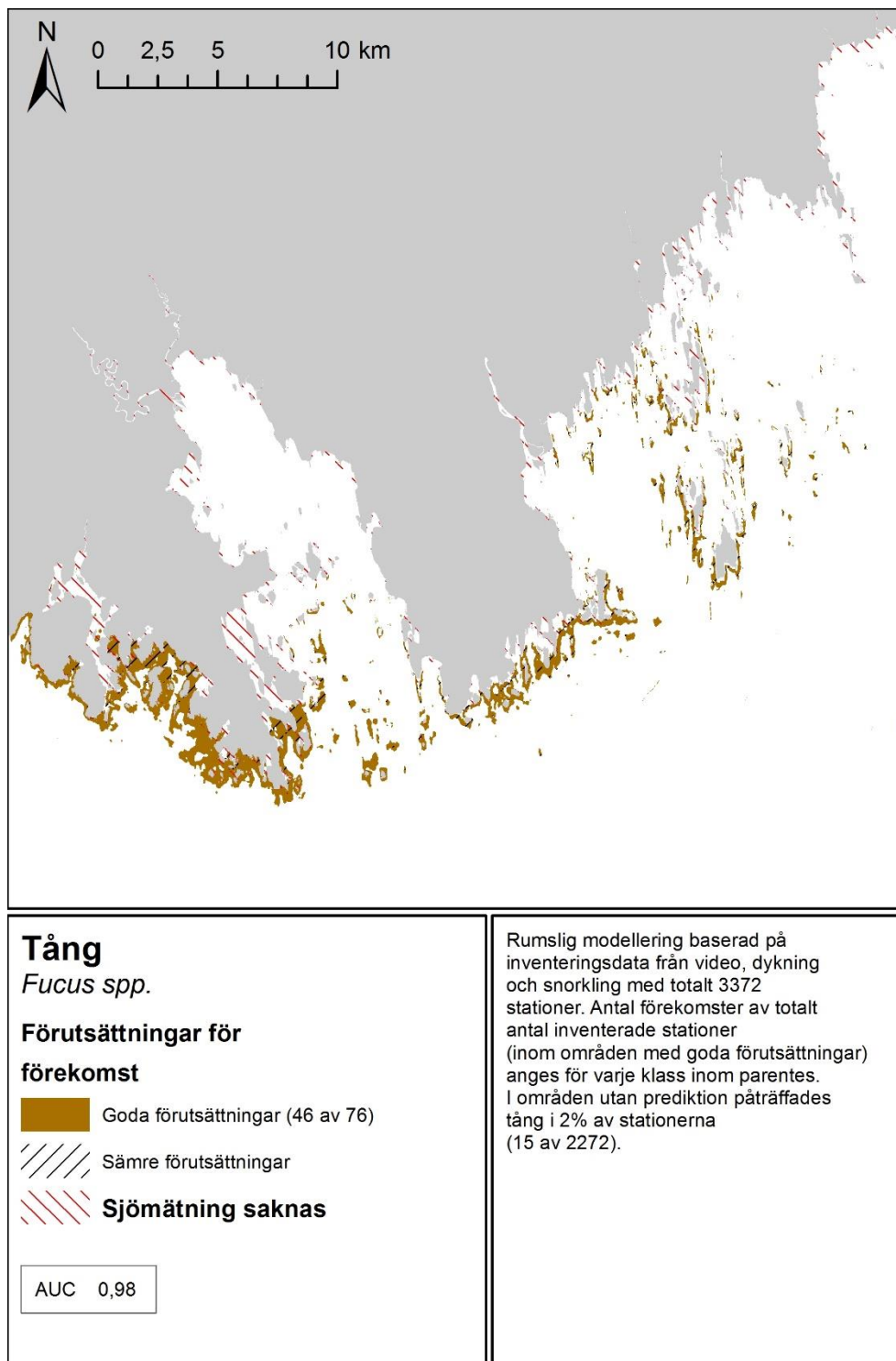
Figur 19 Smaltång (*Fucus radicans*). Fotograf: Martin Isaeus.

Gruppen **höga kärlväxter** (endast höga undervattensväxter inkluderas, d.v.s. ej vass, säv etc.) förekommer främst på mjuka bottenar av varierande substratstorlek på relativt grunda djup. Prediktionerna visar för förekomst visar att de huvudsakligen förekommer i grunda miljöer, ned till cirka 4 meter, i mycket skyddade till skyddade miljöer. Högre täckningsgrader (10, 25 och 50%) återfinns huvudsakligen grundare och mer skyddat än endast förekomst.

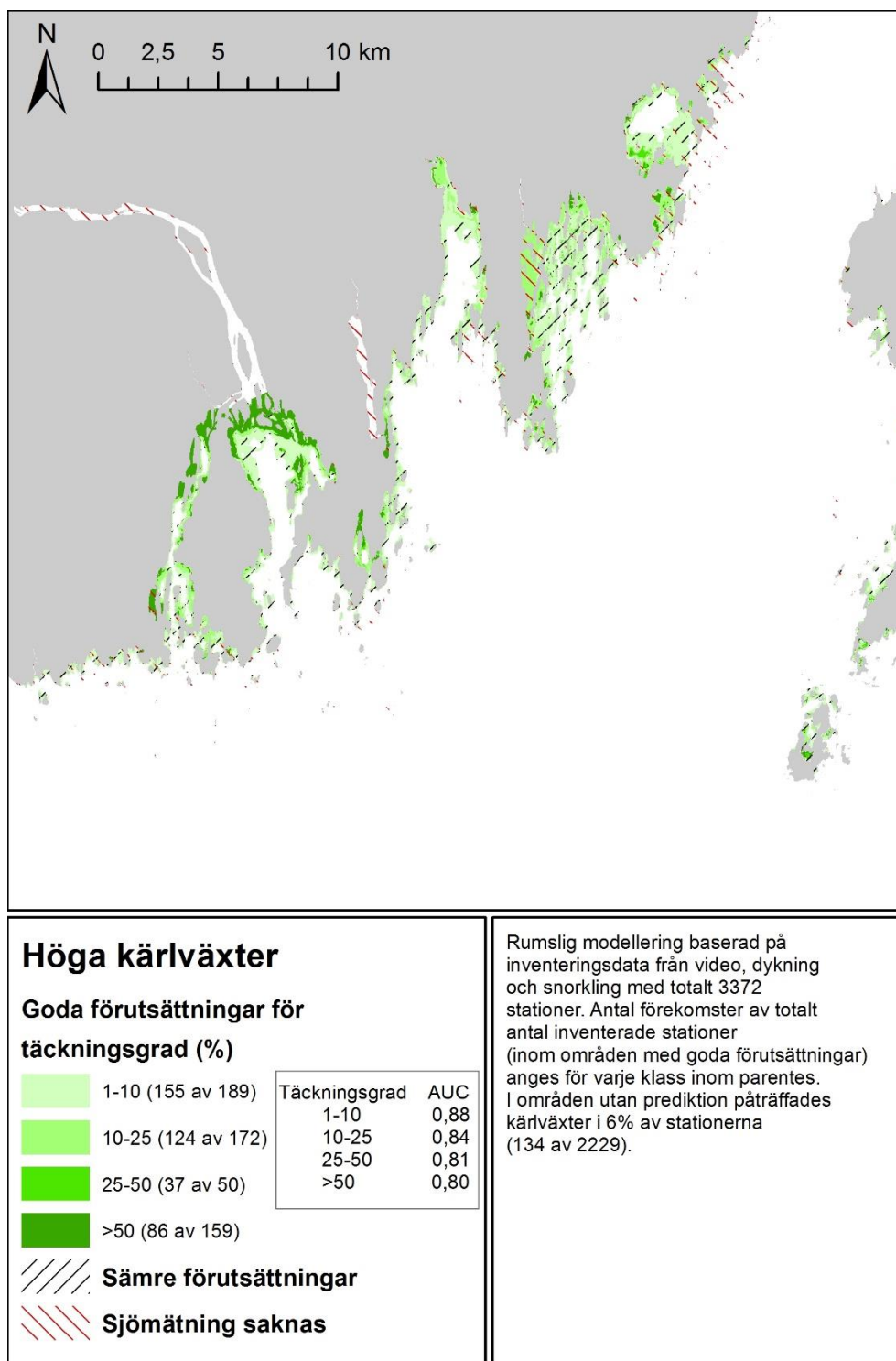
Braxengräs (*Isoëtes* spp.) är relativt småvuxna lummerväxter som förekommer i mycket grunda och utsötade miljöer på sandiga och mjuka bottenar. Prediktionerna för förekomst visar att de huvudsakligen förekommer i mycket utsötade miljöer (<1 psu) och grunda miljöer (< 1 meter).



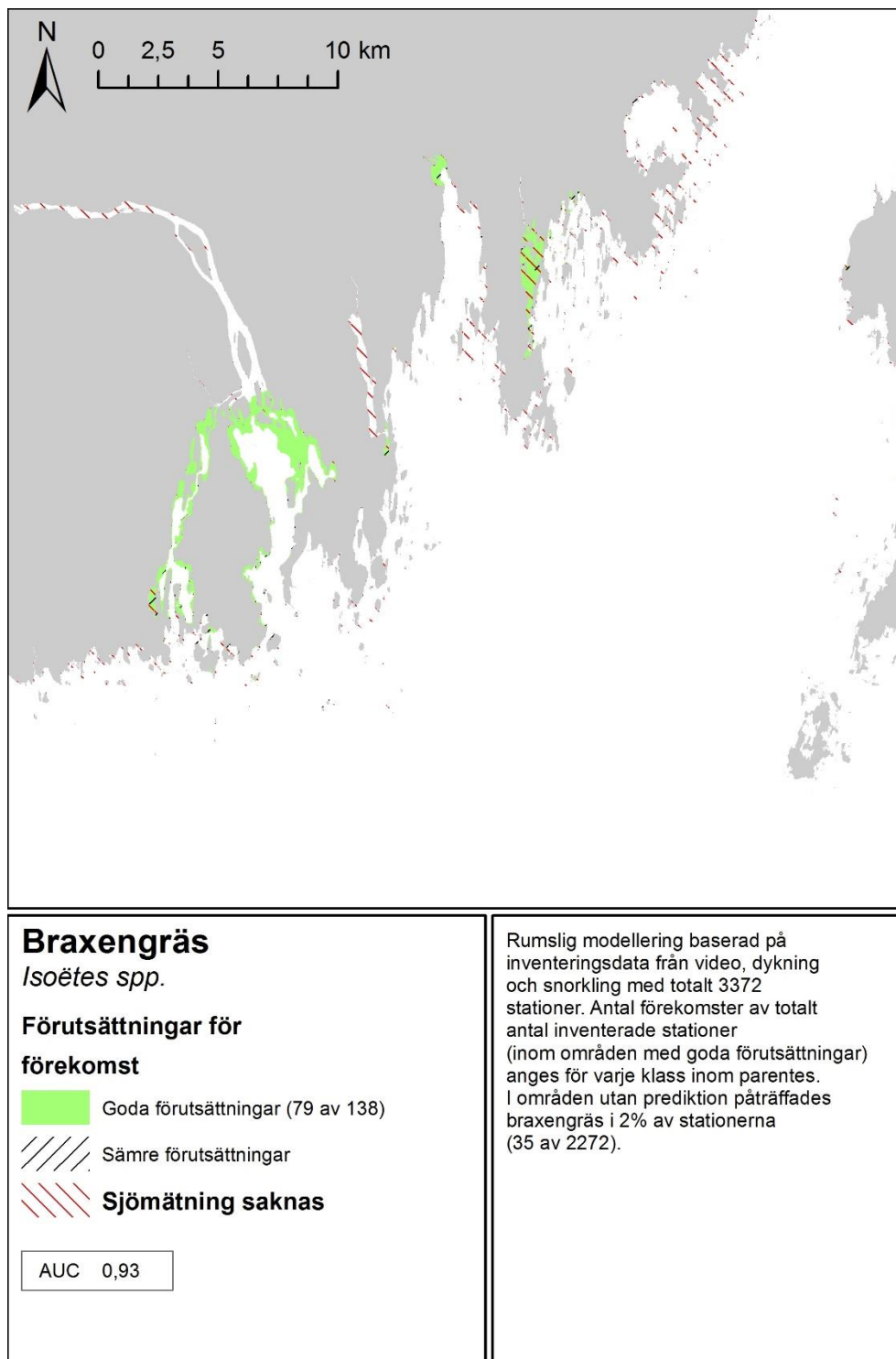
Figur 20. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av fintrådiga alger.



Figur 21. Predikterade förutsättningar för förekomst av tång.

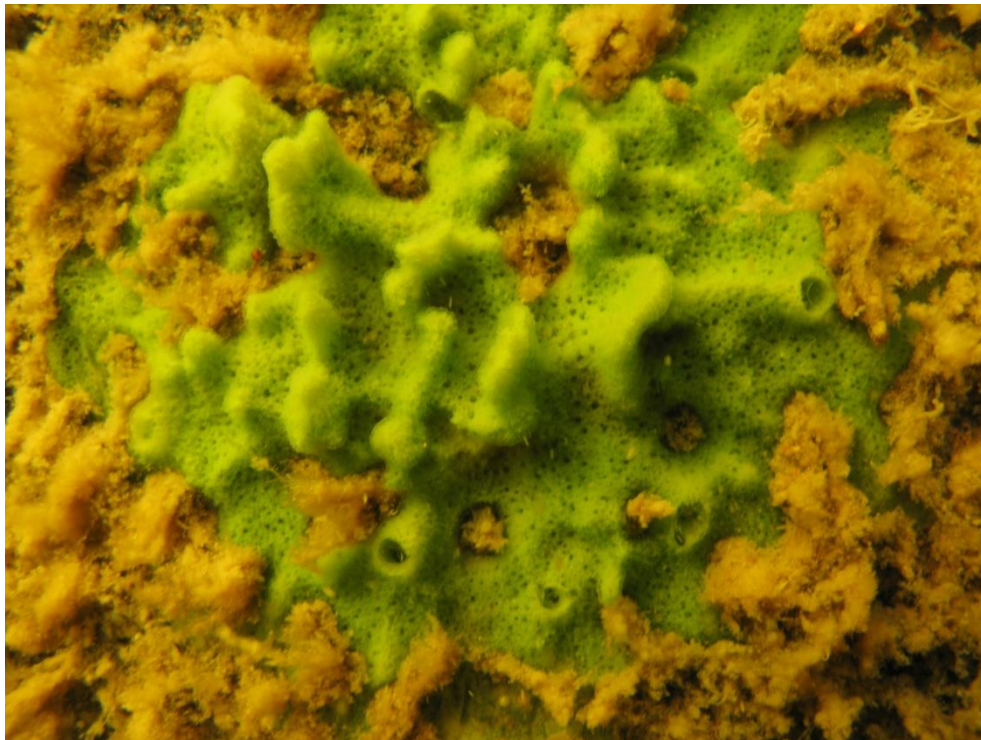


Figur 22. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höga kärlväxter.



Figur 23. Predikterade förutsättningar för förekomst av braxengräs.

Svampdjur (Porifera) är filtrerande organismer som huvudsakligen växer på hårda substrat som sten, block och håll, men de kan även växa epifytiskt på andra organismer. Prediktionerna visar att svampdjur föredrar skyddade till måttligt exponerade miljöer, vid djup mellan cirka 5 och 15 meter.

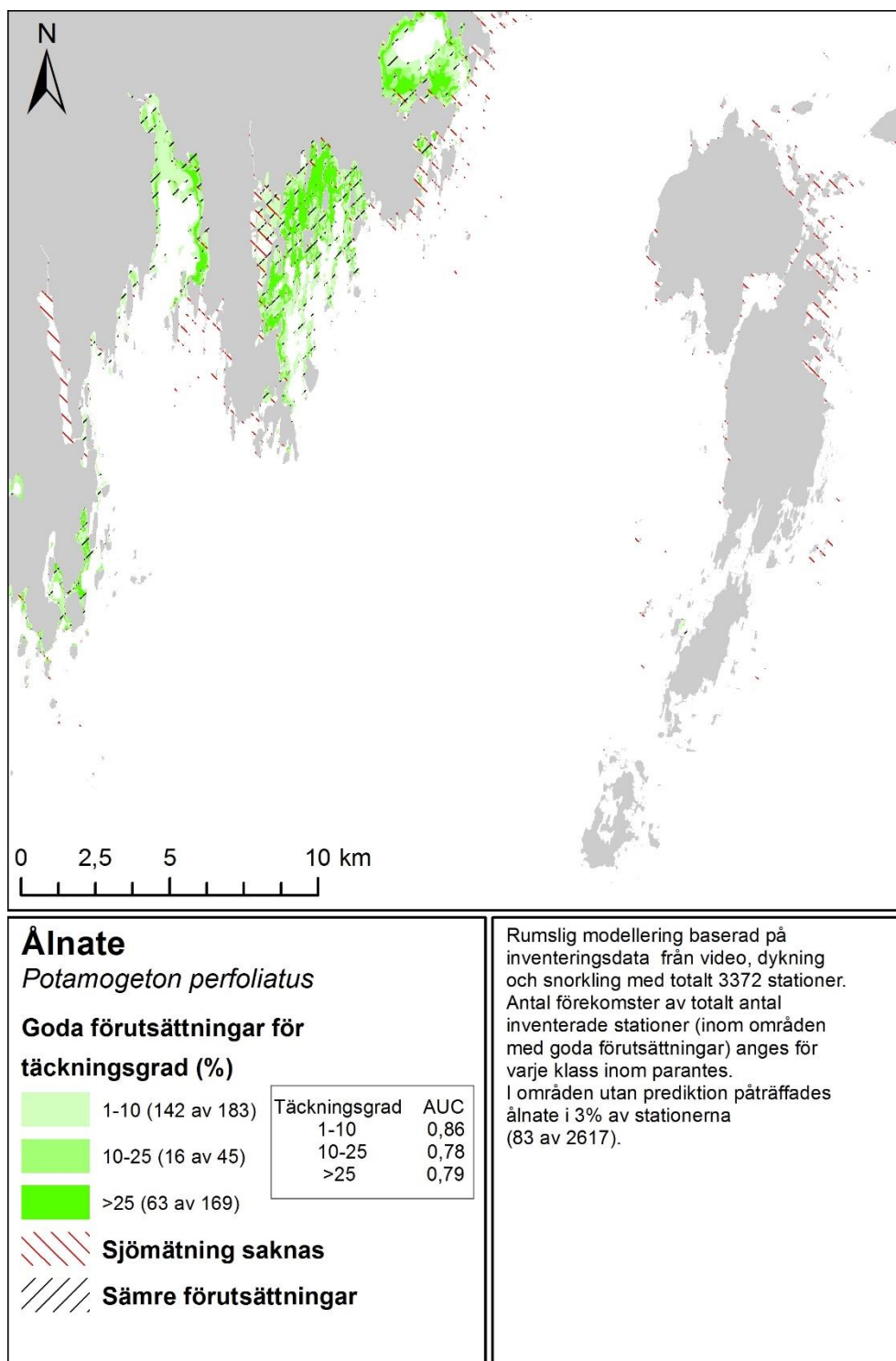


Figur 24. Svampdjur (Porifera). Fotograf: Karl Florén.

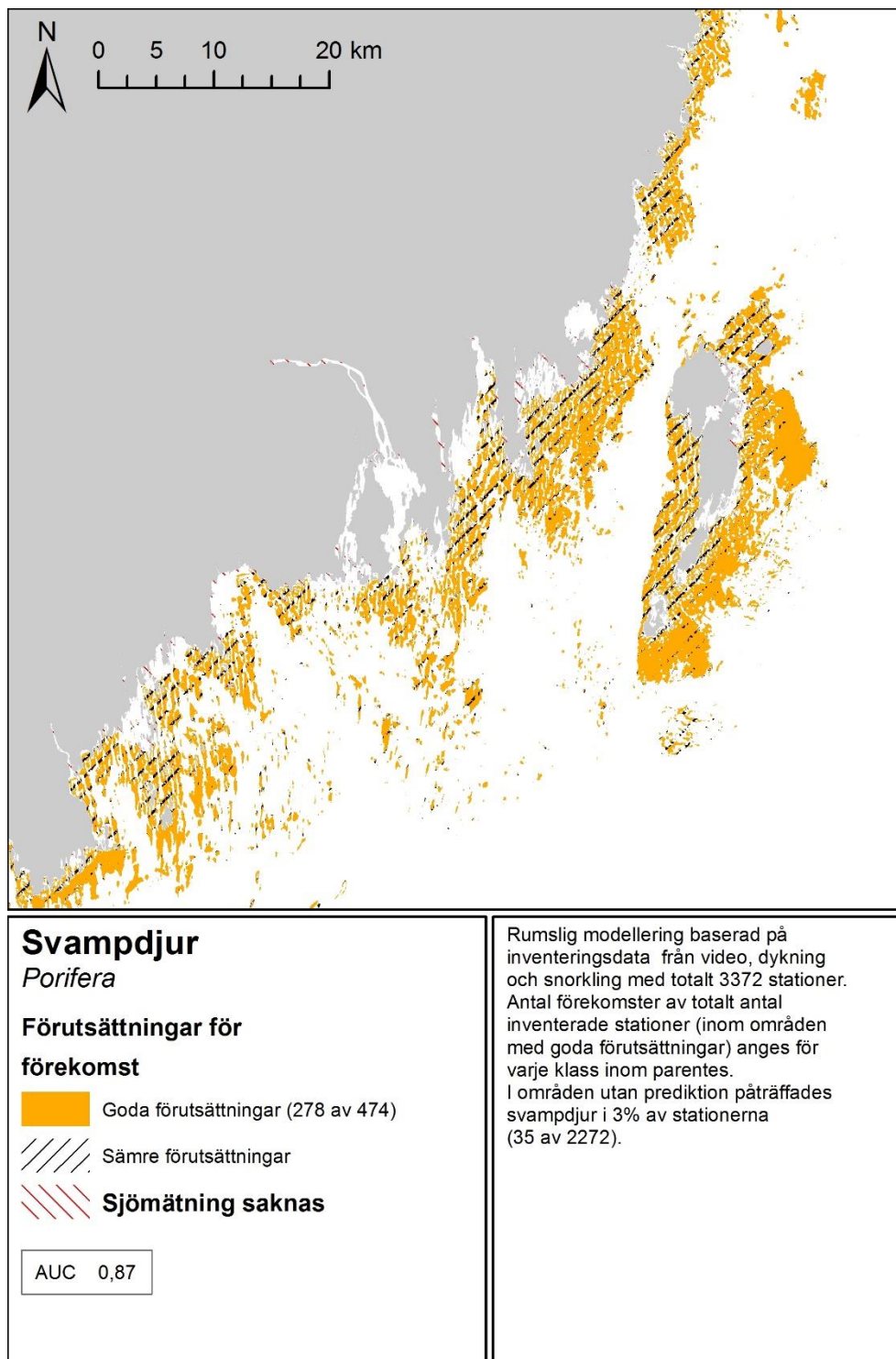


Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) är en vanligt förekommande och mycket högväxt art som lever på mjukbotten i både sött och bräckt vatten. Prediktionerna visar att den främst förekommer i mycket skyddade till skyddade miljöer, ned till cirka 5 meter. Förekomst av högre täckningsgrader (10 och 25 %) visar något grundare djuputbredning.

Figur 25. Ålnate (*Potamogeton perfoliatus*). Fotograf: Karl Florén.



Figur 26. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ålnate.

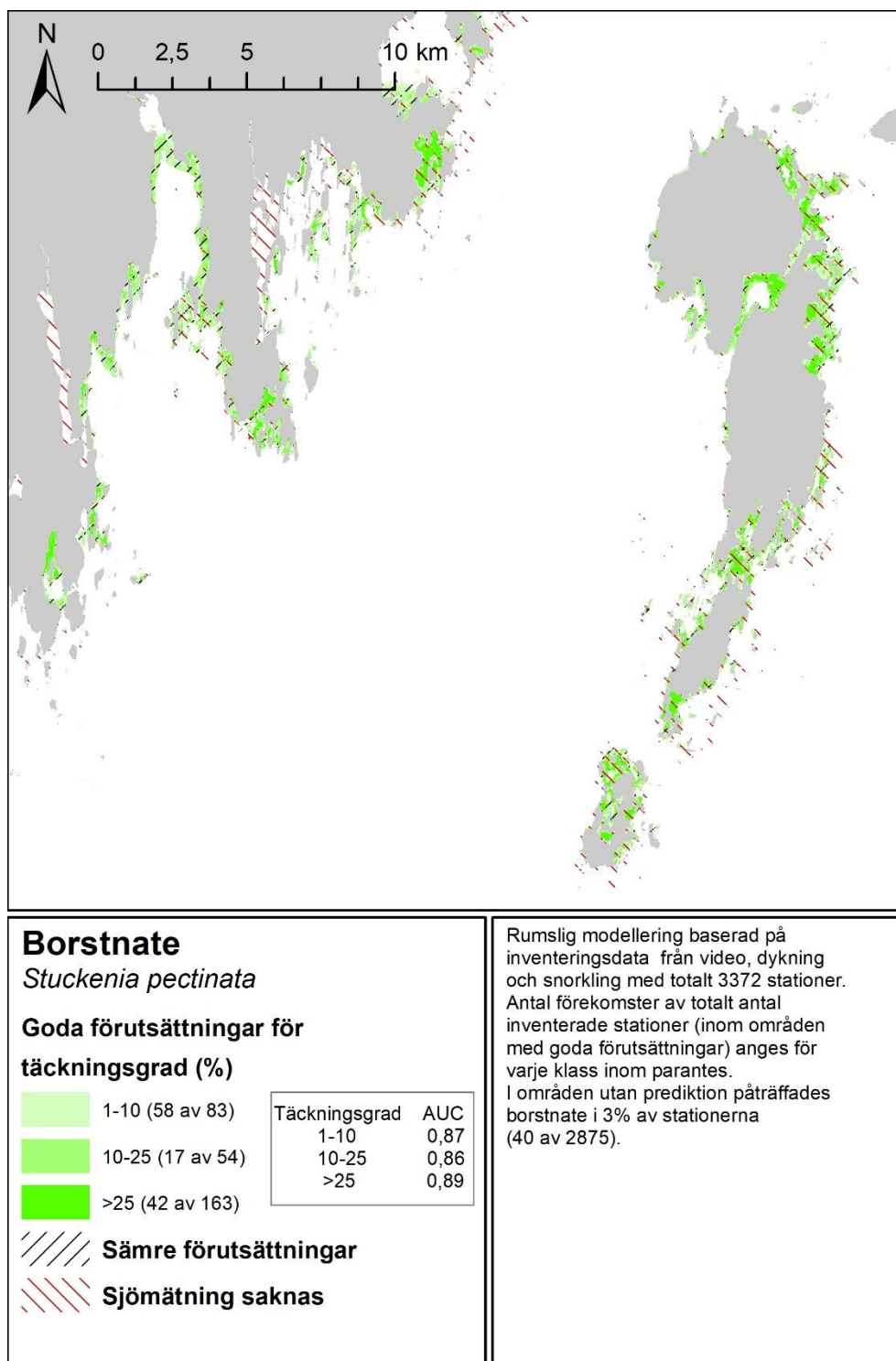


Figur 27. Predikterade förutsättningar för förekomst av svampdjur.



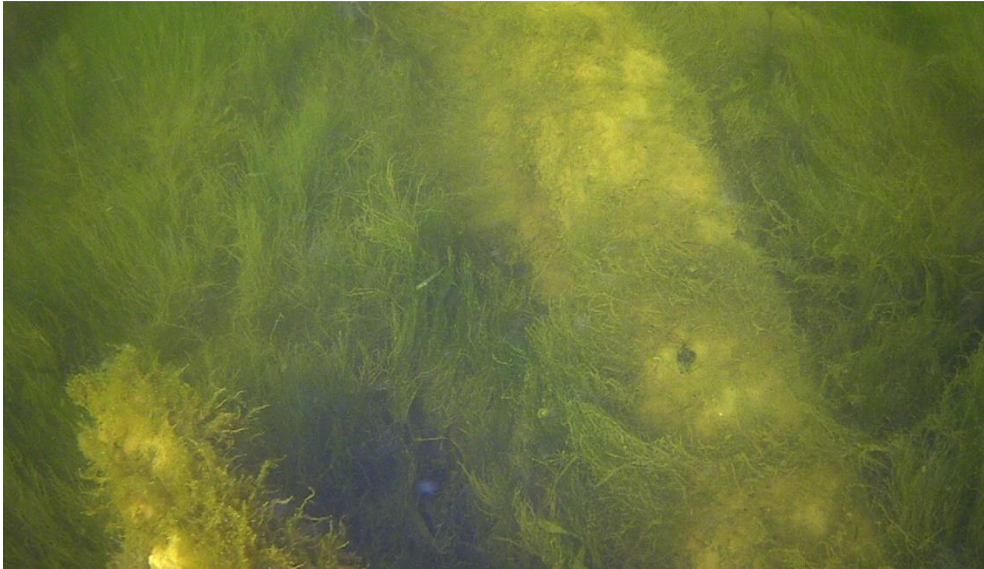
Borstnate (*Stuckenia pectinata*) är en smalbladig hög kärlväxt som förekommer i bräckt till salt vatten och växer på mjuka bottenar. Prediktionerna visar att den huvudsakligen förekommer från och med en salthalt på 3 psu, vid ett djup ned till cirka 3 meter i mycket skyddade till skyddade lägen. Förekomst av högre täckningsgrader (10 och 25 %) följer i stort sett samma mönster.

Figur 28. Borstnate (*Stuckenia pectinata*). Fotograf: Karl Florén.

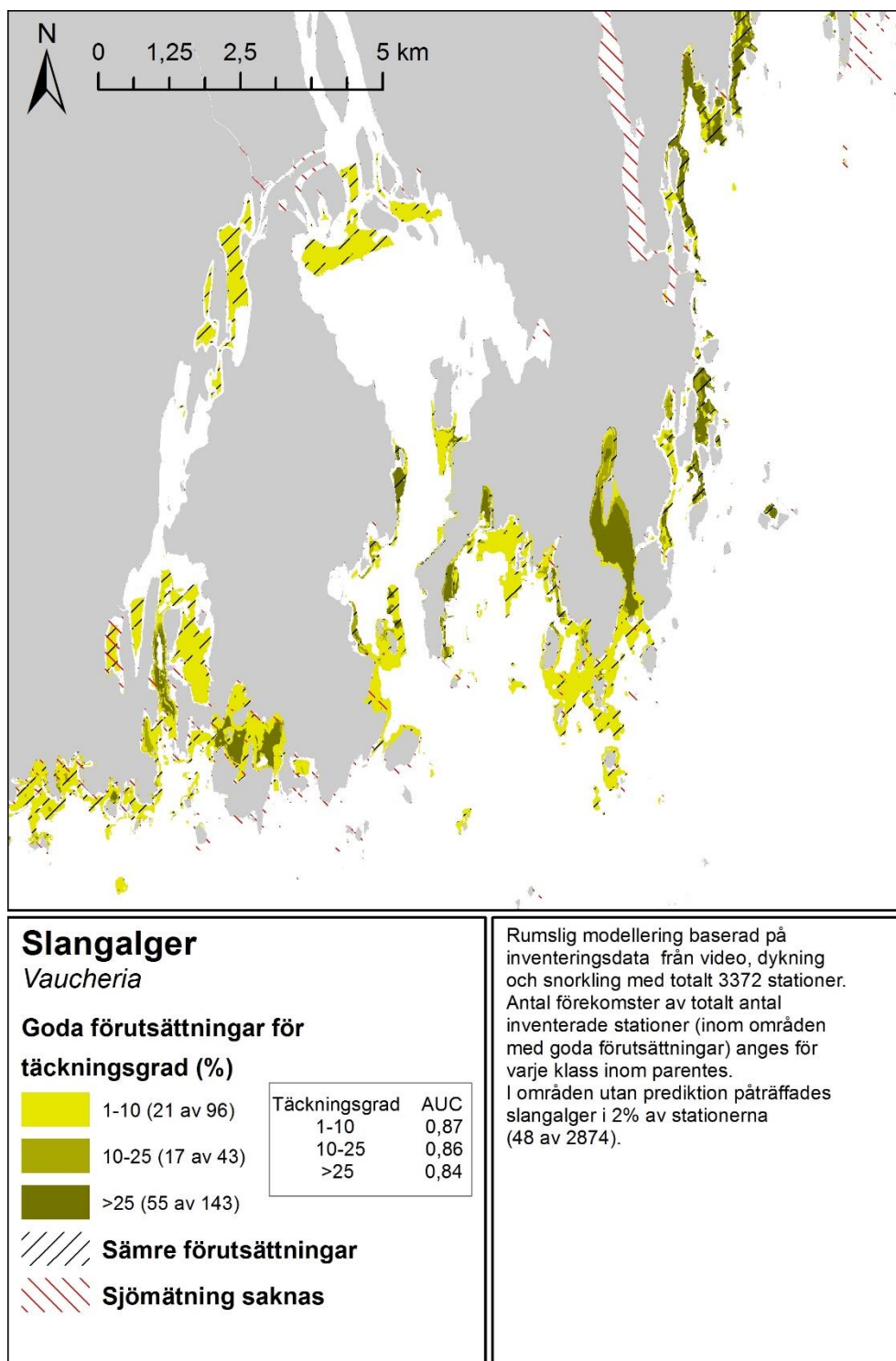


Figur 29. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av borstnate.

Slangalger (*Vaucheria* spp.) är annuella mattbildande alger som främst växer på mjuka bottenar, som ofta förekommer djupare än andra habitatbildande arter på mjukbotten. Prediktionerna visar att de främst förekommer i mycket skyddade till skyddade miljöer, ned till en salthalt på cirka 2 psu. Förekomst av högre täckningsgrader (10 och 25 %) följer i stort sett samma mönster, men förekommer huvudsakligen endast i skyddade miljöer.



Figur 30. Slangalger (*Vaucheria*), bild från dropvideofilm.



Figur 31. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av slangalger.

Zoobentos

Data

Här beskrivs resultaten av modelleringen av infauna, d.v.s. djur i mjuka bottenar. Modelleringen bygger på data som samlats in med bottenhuggare (Van Veen) från 299 stationer på djup mellan 1 och 129 m i länet. Endast data från de senaste provtillfällena på varje station användes i modelleringen. 186 av dessa stationer utgörs av karteringshugg som utfördes av AquaBiota i samband med dropvideoundersökningar 2016.



Figur 32. Positioner för infaunadata.

Resultat

Godkända modeller kunde skapas för grupperna och arterna Chironomidae (fjädermygglarver), *Limecola balthica* (Östersjömussla), *Marenzelleria* sp. (främmande havsbortsmaskar), *Monoporeia affinis* (vitmärla) och *Saduria entomon* (skorv). Djupintervall för arterna i modelleringsdata anges i Tabell 10 och modelleringsresultat och miljövariabler redovisas i Tabell 11.

Tabell 10. Djupintervall i modelleringsdata för arterna samt intervall

Art eller artgrupp	Karta	Djuputbredning (m)	AUC baseras på kartans kvalitet i djupintervallet
Chironomidae - Fjädermyggor	PA	1 - 43	0,5 - 64,5
<i>Limecola balthica</i> - Östersjömussla	PA	1 - 88	0,5 - 132
	>100 ind/m2	1 - 82	0,5 - 123
<i>Marenzelleria</i> sp.	PA	1 - 129	0,5 - 193,5
	>100 ind/m2	1 - 129	0,5 - 193,5
<i>Monoporeia affinis</i> - Vitmärla	PA	1 - 129	0,5 - 193,5
	>100 ind/m2	1 - 129	0,5 - 193,5
<i>Saduria entomon</i> - Skorv	PA	1 - 129	0,5 - 193,5

Tabell 11. Valideringsresultat samt de tre viktigaste miljövariablerna för de olika modellerna för infauna.

Art eller artgrupp	Taxonomi	Karta	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
Chironomidae - Fjädermyggor	Insekter	PA	0.788	Vågexponering Kustkomplexitet Kurvatur
		PA	0.962	Latitud Djup Vågexponering
<i>Limecola balthica</i> - Östersjömussla	Musslor	>100 ind/m2	0.922	Latitud Vågexponering Djup
		PA	0.965	Latitud Djup Vågexponering
<i>Marenzelleria</i> sp.	Havsbortsmaskar	>100 ind/m2	0.844	Latitud Djup Kustkomplexitet
		PA	0.773	Djup Salthalt Vågexponering
<i>Monoporeia affinis</i> - Vitmärla	Märkräftor	>100 ind/m2	0.859	Vågexponering Djup Miljöfarlig verksamhet
<i>Saduria entomon</i> - Skorv	Ishavsgråsuggor	PA	0.763	Vågexponering Djup Avstånd till land

¹ Extern validering inom artens naturliga djuputbredning *1.5; ² De tre prediktorer som har störst inverkan i modellen, i ordning efter inverkan.

Modeller

Här följer beskrivningar av predikterade kartor samt valda utsnitt ur kartorna. Kartor med prediktioner som täcker hela länet finns i bilaga 1.

Fjädermyggor, Chironomidae - förekomst

Fjädermyggors larver lever i mjuka bottensediment. I Västerbotten predikterades högst sannolikhet för fjädermygglarver i kustnära områden. De viktigaste miljövariablerna i modellen var vågexponering, kustkomplexitet och kurvatur. Högst sannolikhet för förekomst av fjädermygglarver fanns i områden med låg vågexponering, hög kustkomplexitet och låg kurvatur, vilket innebär kustnära, skyddade områden samt i sänkor på botten, vilka normalt domineras av mjuka bottensubstrat.

Fjädermygglarverna predikteras med hög sannolikhet längs hela kusten, både i de norra och södra delarna av länet, särskilt inne i vikar och i andra flikiga kustområden.



Figur 33. Fjädermygglarver. Fotograf: Viktor Thunell.

Östersjömussla, *Limecola balthica* - förekomst

Östersjömusslan är en marin art som ofta är mycket vanlig i mjuka bottenar i egentliga Östersjön och Bottenhavet men saknas längst upp i Bottenviken till följd av den låga saliniteten. Östersjömusslan är vanlig i södra delen av länet upp till strax norr om Holmöarna. De viktigaste miljövariablerna i modellen var latitud, vågexponering och djup.

Latituden är en variabel som motsvarar den storskaliga nord-sydliga salinitetsgradienten i området. Latitud användes istället för salinitet eftersom salinitetslagret ledde till felaktiga luckor i utbredningen utanför vissa älvmynnningar. Östersjömusslan var i övrigt vanligare på djupa bottenar än grunda och även vanligare i områden med hög vågexponering än i områden med låg.

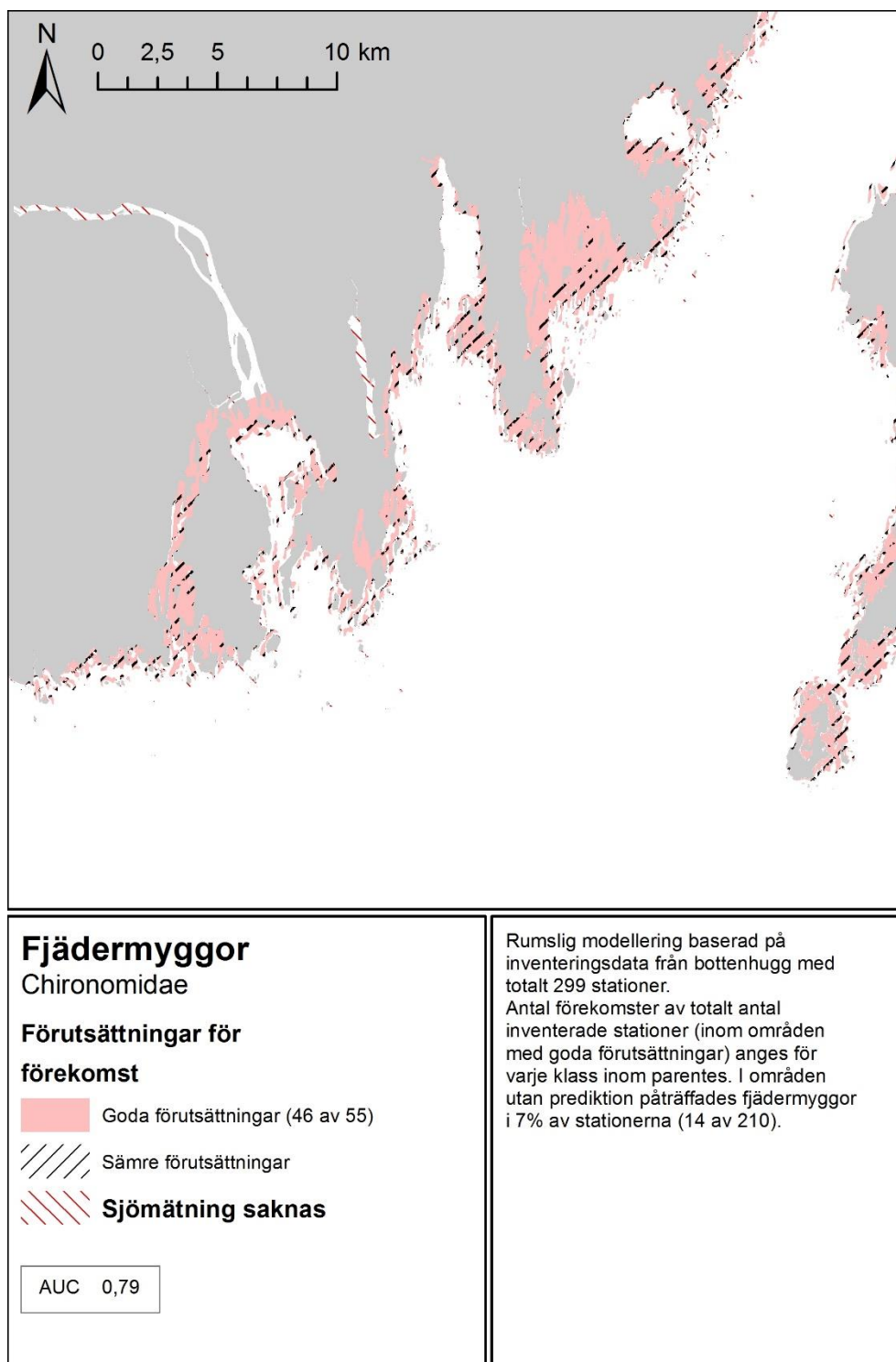


Figur 34. Östersjömussla, *Limecola balthica*. Fotograf: Johan Näslund.

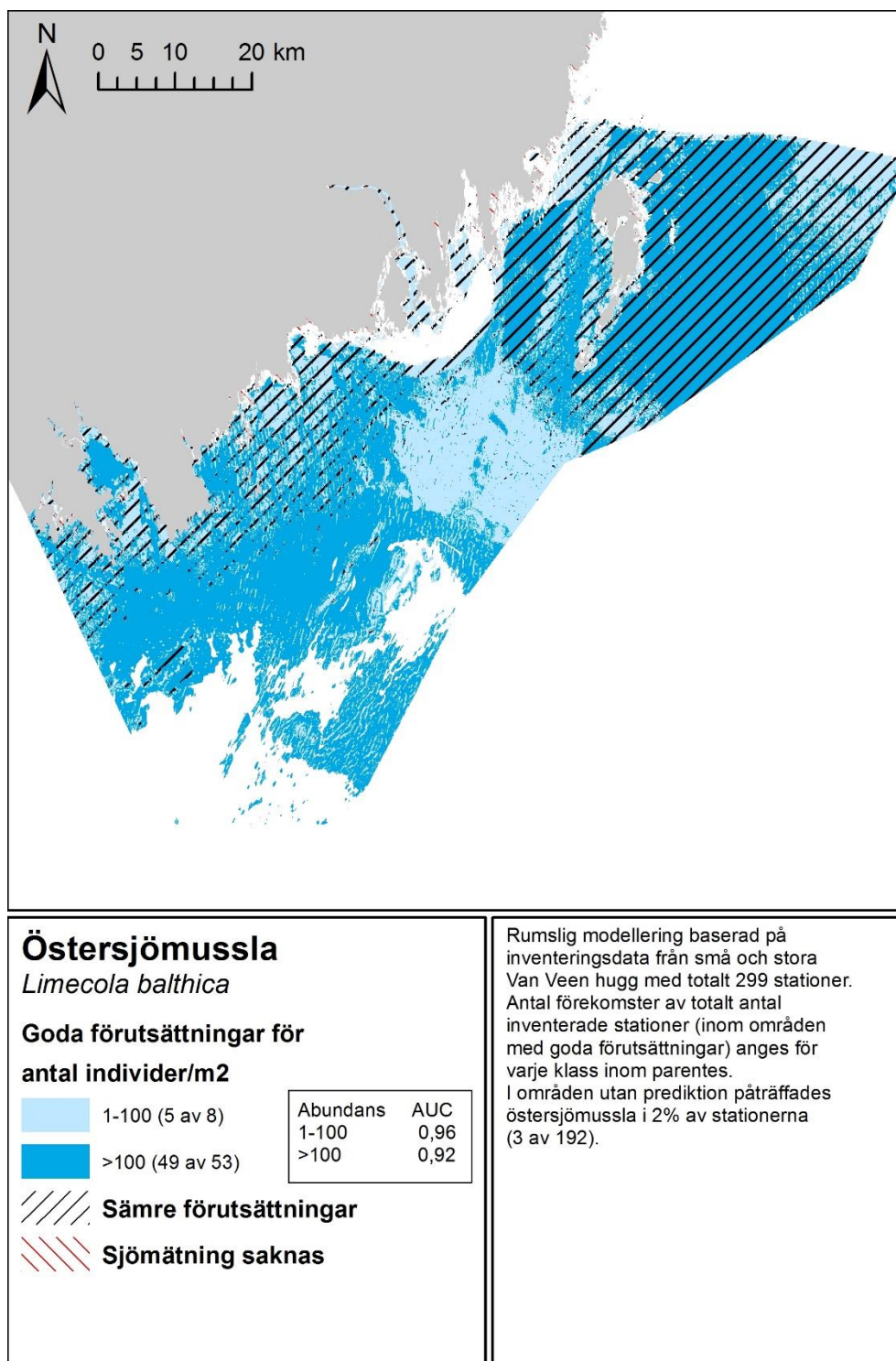
Östersjömussla, *Limecola balthica* - minst 100 individer/m²

Eftersom östersjömusslan är vanlig i området modellerades även sannolikhet hög täthet (minst 100 individer/m²) av arten.

De viktigaste miljövariablerna för hög förekomst av östersjömussla var latitud, djup och vågexponering. Precis som i förekomstmodellen användes latitud som ersättning för salinitet eftersom salinitetslagret ledde till felaktigt låga sannolikheter utanför vissa älvmynnningar. Hög täthet av östersjömussla förekommer i de södra delarna av länet upp till strax norr om Holmöarna och är vanligast på bottenar som är djupare än ca 10 m.



Figur 35. Predikterade förutsättningar för förekomst av fjädermyggor.



Figur 36. Predikterade förutsättningar för olika tätheter av östersjömussla.

***Marenzelleria* sp. - förekomst**

Flera främmande arter av havsbortsmaskar ur släktet *Marenzelleria* har etablerat sig i Östersjön och sprider sig fortfarande norrut. I Västerbotten är *Marenzelleria* vanliga från de södra delarna av länet upp till strax norr om Bjuröklubb. De viktigaste miljövariablerna för förekomst av *Marenzelleria* är latitud, vågexponering och djup. Latitud är en variabel som motsvarar den storskaliga nord-sydliga salinitetsgradienten i området. Latitud användes istället för salinitet eftersom salinitetslagret ledde till felaktiga luckor i utbredningen utanför vissa älvmyrningar.

Marenzelleria predikteras med hög sannolikhet från södra delarna av länet upp till Bjuröklubb. Arten predikteras med högre sannolikhet på bottnar djupare är 10-20 m.



Figur 37. Göngar grävda av *Marenzelleria*. Fotograf: Johan Näslund.

***Marenzelleria* sp. – minst 100 individer/m²**

Eftersom *Marenzelleria* är vanliga i området modellerades även sannolikheten för högre täthet av *Marenzelleria* (minst 100 individer/m²). Hög täthet av *Marenzelleria* är vanligt på lite djupare bottnar en bit utanför kusten i de södra delarna av länet upp till trakten kring Vännskär. De viktigaste miljövariablerna var latitud och djup. Precis som i förekomstmodellen användes latitud som ersättning för salinitet eftersom salinitetslagret ledde till felaktigt låga sannolikheter utanför vissa älvmyrningar.

Vitmärsla, *Monoporeia affinis* - förekomst

Vitmärslan är en liten märkräfta som lever i mjuka bottensediment i både sjöar och havsvatten. Arten påverkas därför inte av salinitetsgradienten i området. Vitmärslan predikteras med hög sannolikhet i hela länet men främst på lite djupare bottnar och sällan inne i små vikar. Djupet var den viktigaste miljövariabeln och flera andra miljövariabler såsom vågexponering, avstånd till kust och närhet till miljöfarliga områden bidrog delvis till utbredningsmönstret men i betydligt lägre grad än djup.

Sannolikheten för förekomst i modellen ökar med större djup ner till omkring 40 djup där kurvan planar ut.



Figur 38. Vitmärsla, *Monoporeia affinis*. Fotograf: Johan Näslund.

Vitmärsla, *Monoporeia affinis* - minst 100 individer/m²

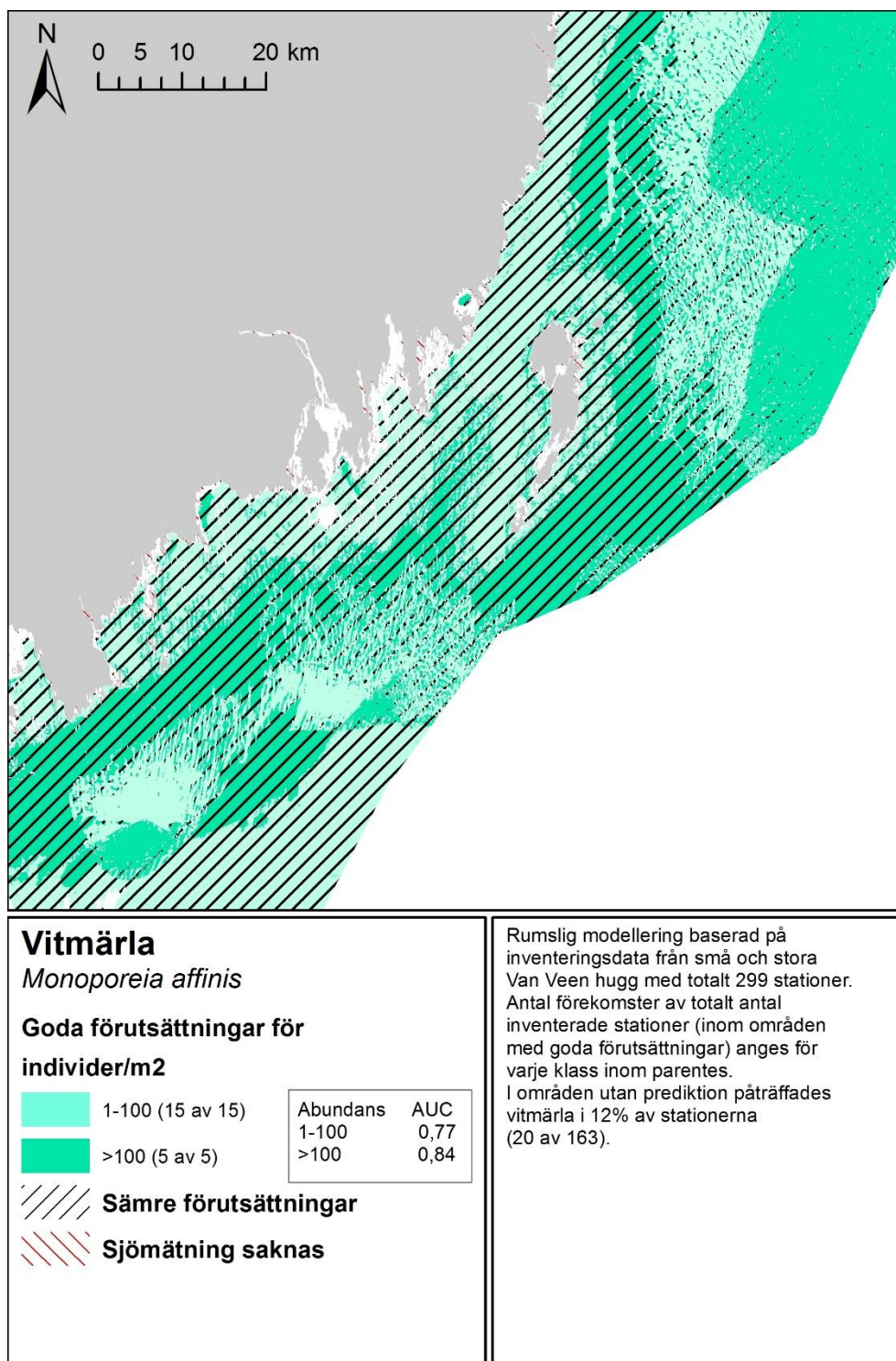
Eftersom vitmärlan är vanlig i området modellerades även hög täthet (minst 100 individer/m²) av arten. Hög täthet av vitmärla blir vanligare med ökat djup till omkring 50 m djup där kurvan planar ut och höga tätheter av vitmärla predikteras på större djup en bit utanför kusten i stora delar av länets havsområde. Även i denna modell var djup den överlägset viktigaste miljövariabeln och flera andra variabler såsom SWM och kustkomplexitet bidrog men i betydligt lägre grad. Sannolikheten för hög täthet i modellen ökar med större djup ner till omkring 50 m djup.

Skorv, *Saduria entomon*

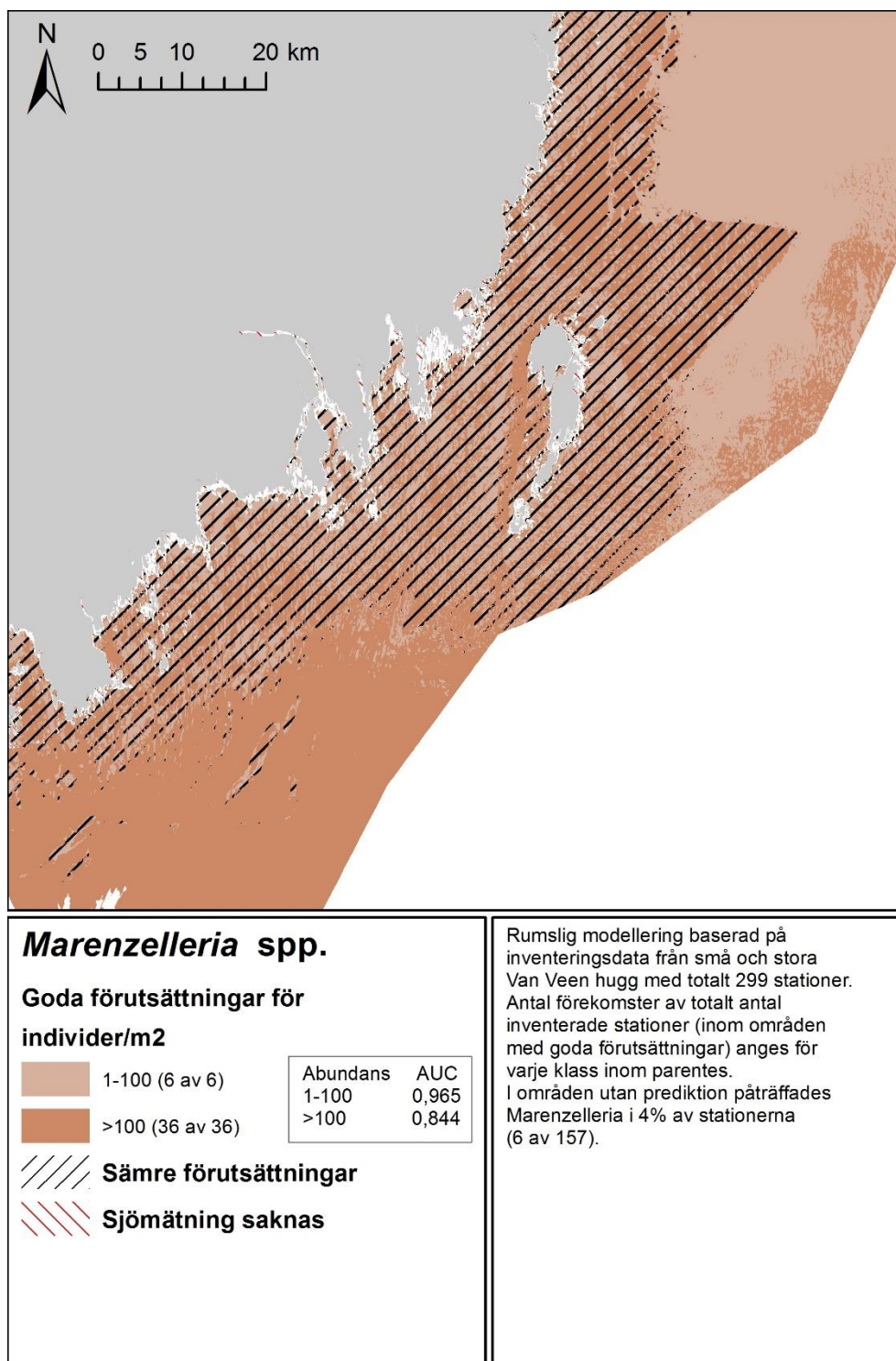
Skorven eller ishavsgråsuggan finns i Östersjön ända upp till norra Bottenviken och tål därmed utsötat vatten väl. De viktigaste miljövariablerna för skorv var djup, avstånd till land samt vågexponering. Förekomst av skorv predikteras med högre sannolikhet med ökat djup ner till omkring 40 m.



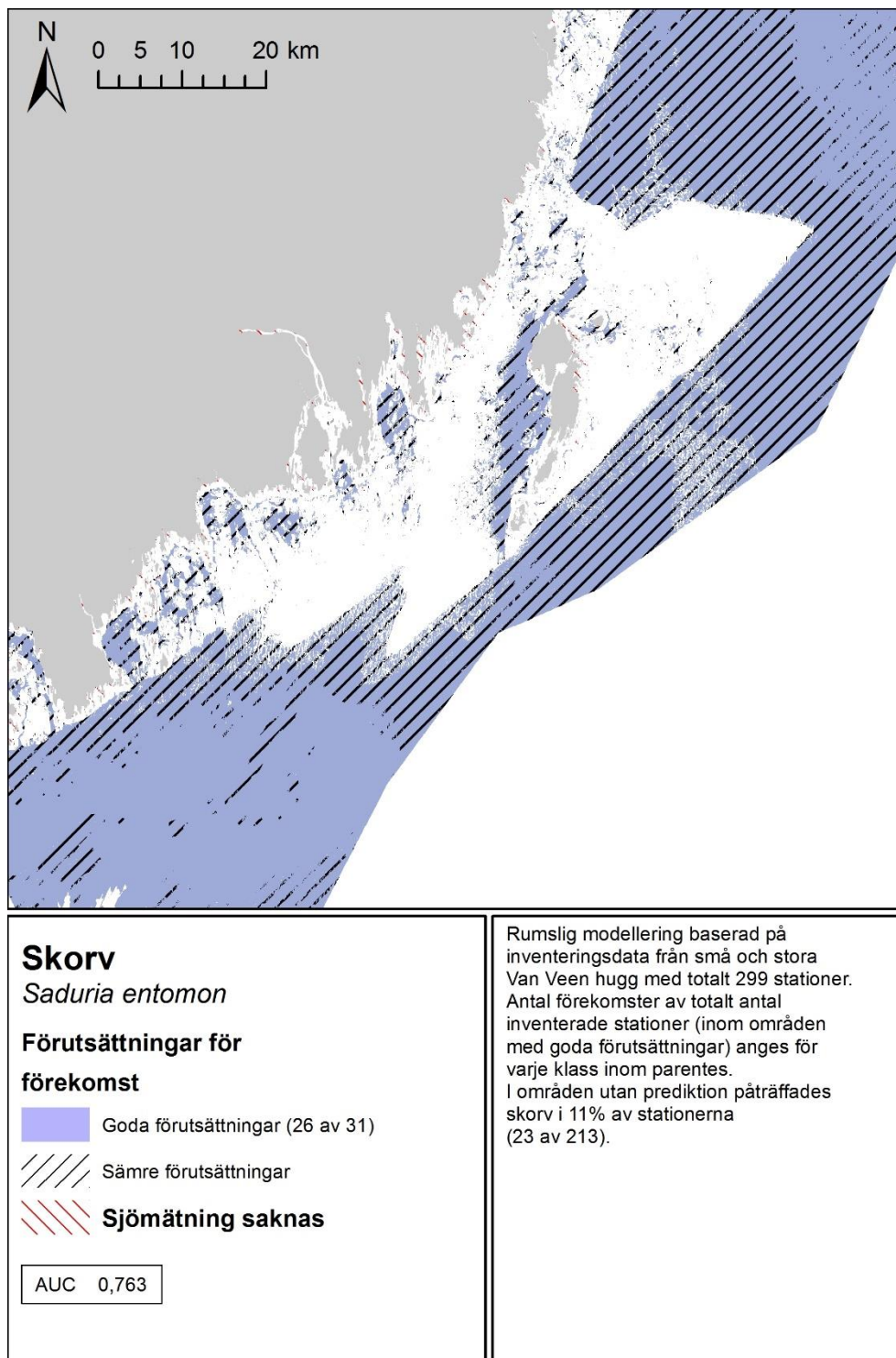
Figur 39. Skorv, *Saduria entomon*. Fotograf: Karl Florén.



Figur 40. Predikterade förutsättningar för förekomst respektive hög täthet av vitmärsla.



Figur 41. Predikterade förutsättningar för olika tätheter av *Marenzelleria* spp.



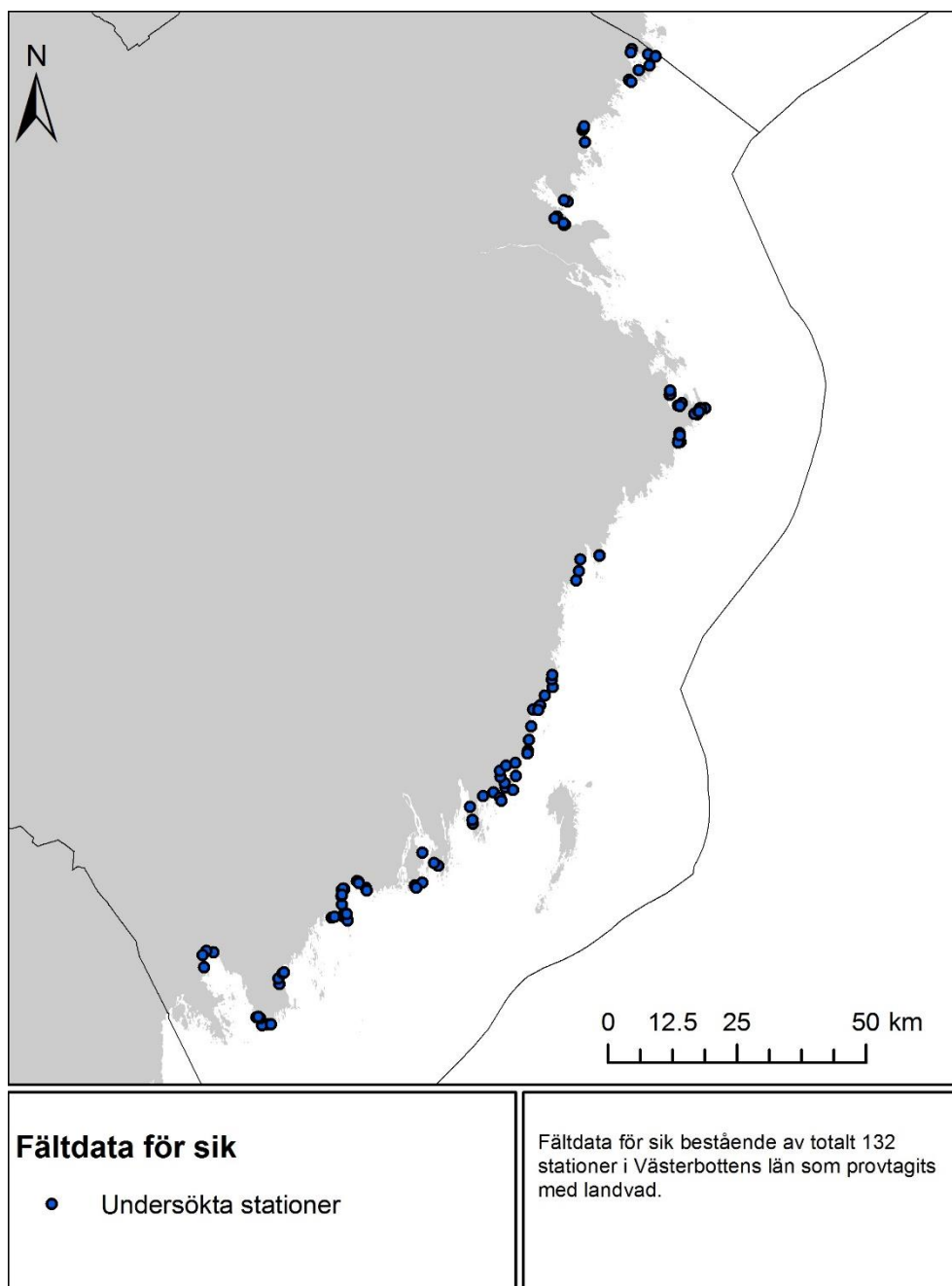
Figur 42. Predikterade förutsättningar för förekomst av skorv.

Uppväxtområden för sik

Data

I forskningsprojektet INTERSIK (www.intersik.se) genomfördes sikyngelinventeringar i Bottenviken under åren 2009-2011. Dessa data kompletterades sedan under 2017 av Länsstyrelsen i Västerbotten för att få en mer heltäckande bild av viktiga uppväxtlokaler för sik i länet. Dessa dataset användes i modelleringen av uppväxtområden för sik i Västerbotten.

I fiskinventeringarna utmed Västerbottens kust slumpades provtagningspunkter ut enligt en stratifierad randomiserad design för att minimera effekterna av rumslig autokorrelation. Urvalet gjordes huvudsakligen baserat på vågexponeringsgrad och bottensubstrat uppskattat från flygfotografier, även om djupgradienter, kustkomplexitet och havsisens varaktighet också togs hänsyn till (Veneranta m.fl. 2013). Sikyngel insamlades veckan efter islossning med landvad (5 mm maska i landvadens armar och 1 mm i landvadens ände). I korthet drogs ena änden på landvaden i en halvcirkel från stranden. Om inga sikyngel påträffades i det första draget gjordes ytterligare ett drag.



Figur 43. Stationer för fältdata som användes i sikmodelleringen.

Resultat

Modellresultat

Den bästa modellen innehöll variablerna avstånd till kustlinje, kustkomplexitet, avstånd till miljöfarlig verksamhet och lutning (icke-signifikanta variabler eliminerades från modellen).

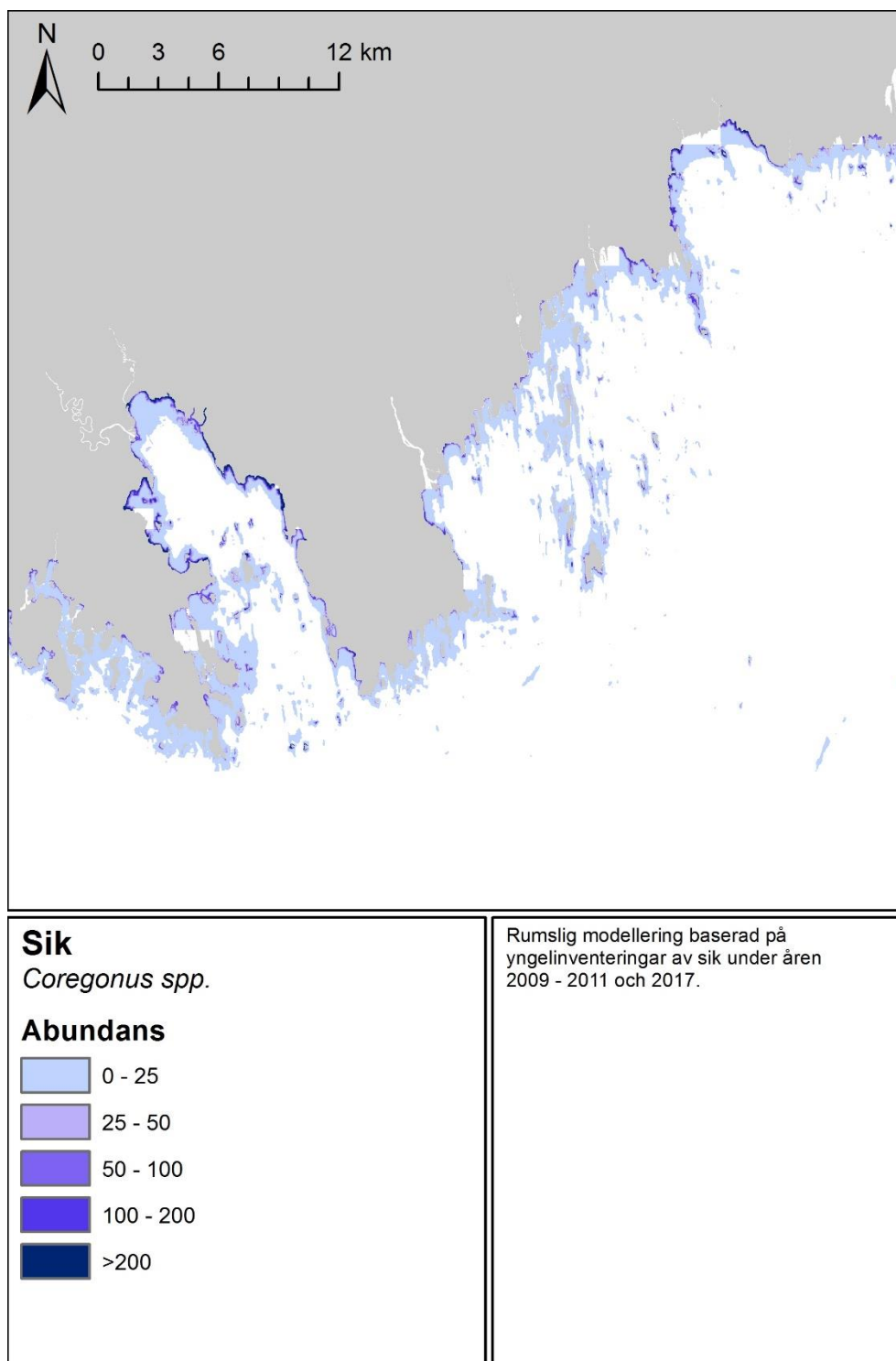
Tabell 12. Förklaringsvariabler som visade sig vara statistiskt signifikanta i modellen.

Förklaringsvariabel	Beskrivning
kkomp	kustkomplexitet
mipfo10km	Avstånd till miljöfarlig aktivitet
slope_10	bottenlutning
dist10	Avstånd till kustlinje

Modellen förklarade 25.9% av variansen vilket kan anses vara acceptabelt för en kvantitativ modell som denna. I modellen är antalet sikyngel negativt associerat med avstånd från kustlinjen, kustkomplexitet och lutning, men positivt associerat med avstånd från miljöfarlig verksamhet. Med andra ord verkar sikyngel föredra lågsluttande bottnar nära kusten som inte ligger alltför nära befintliga eller historiskt förekommande industriområden. Låg kustkomplexitet kan tolkas som något mer öppna områden eller större vikar utan flikig kust och inslag av kobbar och skär. Dessa mönster stämmer också väl med kartprediktionen (Figur 44) där just större vikar och älvmynningar identifieras som viktiga uppväxtområden. Veneranta m.fl. (2013) använde delvis samma dataset (data insamlade inom ramen för projektet INTERSIK) för att modellera sikyngelförekomst i Bottenviken och kom till liknande slutsatser som i denna studie, d.v.s. att sannolikheten för förekomst av yngel är starkt förknippad med långgrunda, måttligt exponerade, sandiga bottnar med låg förekomst av vegetation.

Maskning av prediktioner

Veneranta m.fl. (2013) identifierade närhet till sandiga bottnar som en viktig variabel som styr förekomst av sikyngel i Bottenviken samt att mjuka, dyiga bottnar är missgynnande. Avsaknaden av substrat som förklaringsvariabel i vår modell ledde således till att en del områden troligtvis felidentifierades som gynnsamma uppväxtområden. T.ex. är det känt att älvmynningar så som Tavelåns och Täfteåns mynningar är mycket dyiga och tätt bevuxna med vegetation (vass och säv) (Johnny Berglund, Länsstyrelsen i Västerbotten, pers. komm. 2018). Dessa områden identifierades dock som gynnsamma av modellen. För att hantera detta problem använde vi oss av ett satellitbaserat landraster med en rumslig upplösning på 25 m för att maskera bort troligen felpredikterade områden, *ad hoc* (Philipson and Lindell 2004). Rastret var klassificerat i sex klasser (klippa (1), sten (2), sand (3), låg vegetation (4) och hög vegetation (5) och övrigt (6)). Vi antog att vegetationen i strandlinjen korrelerade med bottensubstratet och kunde användas som proxy för denna. En bevuxen strand bör således i hög grad vara förknippad med mjukt sediment och därmed indikera ett sämre uppväxtområde för sik. För att vara något konservativa och samtidigt hantera den rumsliga heterogeniteten i underlagsdata klassades varje cell i rastret om baserat på den vanligast förekommande klassen inom en radie på 500 m. Detta resulterade i att områden dominerade av växtlighet (klasserna 4 och 5) kunde exkluderas.



Figur 44. Modellerad abundans av sikyngel (antal individer per drag med landvad).

HELCOM underwater biotopes (HUB)

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.

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 habitatet i fotiska och afotiska habitat (i eller utanför fotisk zon). Nivå 3 delar upp habitatet på substrattyp och nivå 4 visar samhällstyp (om habitatet karaktäriseras eller inte karaktäriseras av vegetation eller epibentisk fauna). Nivå 5 ger biotoper karaktäriserade av olika organismgrupper (textuella alger eller kärlväxter) och nivå 6 är en finare indelning av dessa biotoper beroende på dominerande arter eller artgrupper.

A Baltic

AA Baltic Photoc

AA.H Baltic Photoc Muddy sediment

AA.H1 Baltic Photoc Muddy sediment characterized by vegetation

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

AA.H1B1 Baltic photic Muddy sediment dominated by pondweed (*Potamogeton perfoliatus* and/or *Stuckenia pectinata*)

Figur 45. Faktaruta om HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (HUB).

Data

HUB-klassificering har gjorts för fotisk zon (Klass AA), baserat på datasetet för epibentiska organismer (vilket sträcker sig ner till maximalt 30 m djup).

Eftersom en högupplöst substratkarta saknas baseras klassningen endast på biota. Även data för infauna klassades utan hänsyn till substrat samt utan hänsyn till fotisk/afotisk zon då karta saknas även för denna variabel.

Klassificeringen har följt HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (2013). Alla stationer har klassificerats till HUB nivå 5 eller 6, där nivå 5 är artgrupper som rotade växter eller perenna alger och nivå 6 är arter eller mer specificerade artgrupper, som tång eller perenna filamentösa alger (se faktaruta). HUB-kartor togs sedan fram separat för epibentiska organismer respektive för infauna vilket betyder att vissa överlapp kan förekomma. T.ex. kan fjädermygglarver förekomma i samma miljöer som kärlväxter. Tabell 13 sammanfattar karterade HUB-klasser.

Tabell 13. Antal förekomster av de karterade HUB-klasserna i inventeringsdata.

HUB-klass	HUB-nivå	Beskrivning	Antal förekomster
AAX1B	5	Domineras av rotad vegetation	916
AAX1D	5	Domineras av mossor	24
AAX1C	5	Domineras av perenna alger	444
AAX1B4	6	Domineras av kransalger	319
AAX1B8	6	Domineras av småsäv	8
AAX1B5	6	Domineras av havsnajas	9
AAX1B1	6	Domineras av ålnate och/eller borstnate	271
AAX1B3	6	Domineras av axslina och/eller knoppslinga	32
AAX1B2	6	Domineras av hårsärv	27
AAX1C1	6	Domineras av tång	32
AAX1C5	6	Domineras av perenna filamentösa alger	409
AAX1S3	6	Domineras av slangalger	116
3N1	6	Domineras av vitmärta	38
3N	5	Domineras av sedimentlevande kräftdjur	61
3L1	6	Domineras av östersjömussla	73
3L	5	Domineras av sedimentlevande bivalver	85
3P	5	Domineras av sedimentlevande insekter	63
3P1	6	Domineras av fjädermygglarver	50
3M3	6	Domineras av marenzelleria	29
U	4	Inget makrosamhälle	58

Resultat

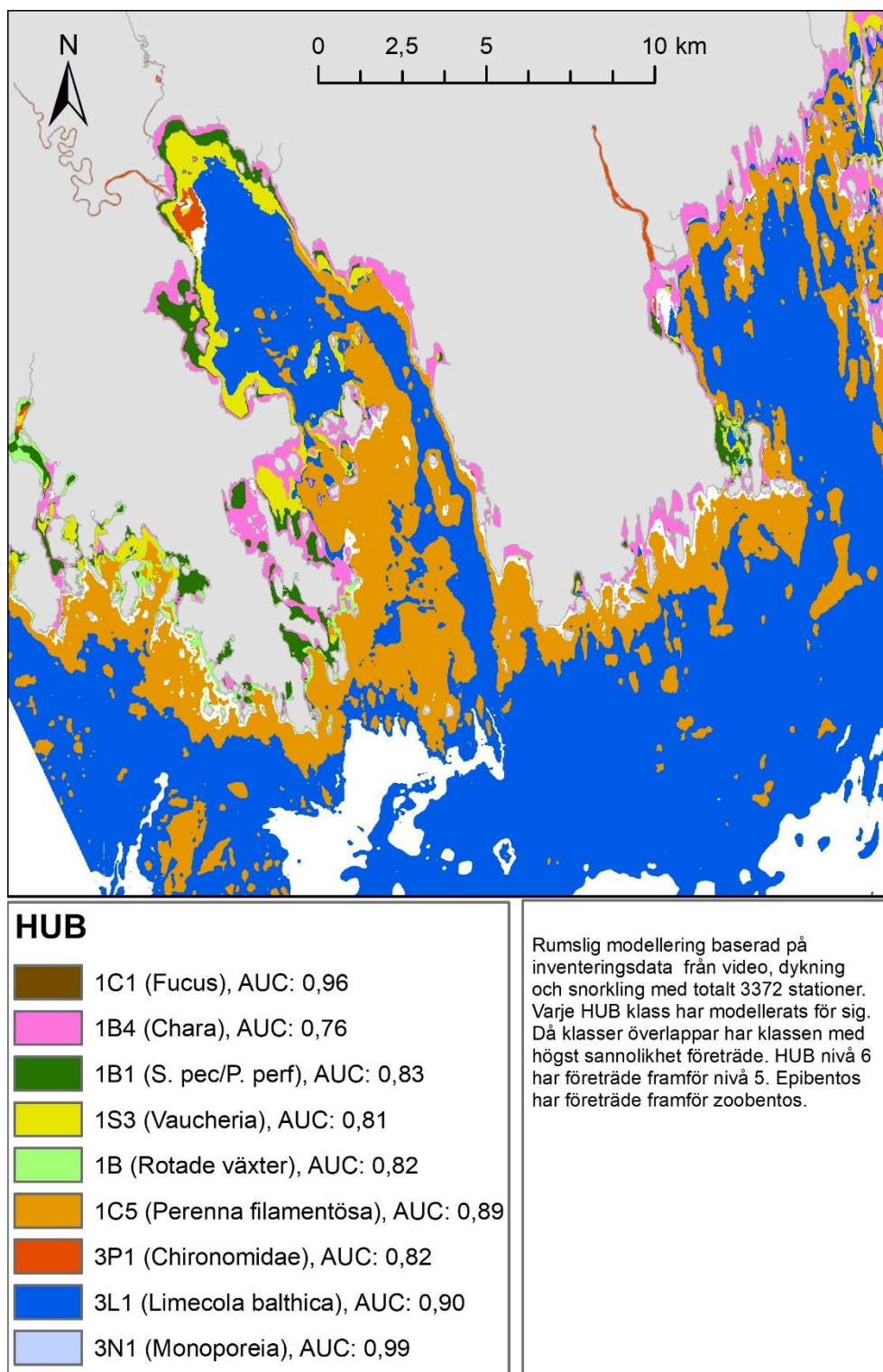
De olika HUB-klasserna modellerades var för sig och slogs därefter ihop till en gemensam karta (Figur 46). Eftersom modellerad sannolikhet för förekomst av HUB-klasser kan överlappa visas den HUB-klass som har högst sannolikhet på platser där flera HUB-klasser predikterats. Modelleringsresultat för respektive HUB-klass presenteras nedan (Tabell 14).

Tabell 14. Modelleringsresultat för HUB-klasser.

HUB	Beskrivning	Karta	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
1B	Rotade växter	PA	MapAUC: 0.82	Djup Vågexponering Salinitet
1B1	Borstnate/ålnate	PA	MapAUC: 0.83	Vågexponering Djup Siktdjup
1B4	Charales	PA	MapAUC: 0.76	Djup Salinitet Vågexponering
1C	Perenna alger	PA	MapAUC: 0.9	Djup Salinitet Vågexponering
1C1	Tång	PA	MapAUC: 0.96	Salinitet Djup Rugositet
1C5	Perenna filamentösa alger	PA	MapAUC: 0.89	Djup Salinitet Vågexponering
1S3	Vaucheria	PA	MapAUC: 0.81	Miljöfarlig verksamhet Vågexponering Salinitet

HUB	Beskrivning	Karta	Kartans kvalitet ¹	Miljövariabler ²
3L1	Limecola baltica	PA	MapAUC: 0.9	Salinitet Djup Vågexponering
3N1	Monoporeia	PA	MapAUC: 0.99	Djup Salinitet Siktdjup
3P	Insekter	PA	MapAUC: 0.82	Djup Vågexponering
3P1	Fjädermyggor	PA	MapAUC: 0.82	Djup Vågexponering Rugositet

¹ Extern validering inom artens naturliga djuputbredning *1.5; ² De tre prediktorer som har störst inverkan i modellen, i ordning efter inverkan.



Figur 46. Modellerade karta över biotoper enligt HELCOM HUB. Med AUC avses måttet mapAUC.

Fältverifiering av HUB-kartor

Provtagning med dropvideo ger vissa begränsningar i taxonomisk upplösning, och t.ex. fintrådiga alger är svåra att identifiera längre än till grupwp. Detta leder i sin tur till viss problematik med HUB-klassning, eftersom HUB-systemet egentligen kräver att man kan bedöma om epibentiska alger är annuella eller perenna. Att bedöma om fintrådiga alger är annuella eller

perenna är inte möjligt utan att veta vilka arter de tillhör, och på grund av detta har vissa antaganden fått göras för att kunna utföra HUB-klassningen av de provtagna stationerna. I grunda områden är det vanligt att fintrådiga alger utgörs av snabbväxande annuella arter, och på grund av detta har det vid bedömningen antagits att alla fintrådiga alger ned till ett djup runt 4 meter är annuella. Resultat från fältverifieringen presenteras i Tabell 15.

Tabell 15. Resultat från fältverifiering av karterade HUB-klasser. Stationer som inte stämde överens med de karterade HUB-klasserna innehöll ändå i hög utsträckning de arter som definierar klassen (särskilt 1B1) men utan att de dominerade.

Predikerad HUB	Beskrivning	Andel korrekta prediktioner	Antal stationer (n)
1B1	Ålnate/borstnate	0.08	39
1B4	Kransalger	0.65	26
1C5	Perenna filamentösa alger	0.76	13
1S3	Slangalger	0.5	16

HUB-klassen som domineras av ålnate/borstnate (1B1) har en låg andel korrekta prediktioner: Endast cirka 8% procent av prediktionerna visade sig stämma. Det var mer troligt att de stationer som predikterats innehålla ålnate/borstnate klassades som kransalger (1B4) (cirka 23%). Dock förekom ålnate/borstnate i ca 40 % av stationerna men utan att dominera. Förmågan att prediktera kransalger (1B4) förefaller vara god och andelen korrekta prediktioner var så hög som 65%. Även för slangalger (1S3) och perenna filamentösa alger (1C5) var prediktionsförmågan god, och andelen korrekta prediktioner 50% respektive 76%.

Naturvärdeskartering

Naturvärdesbedömning och -kartering kan göras på många olika sätt beroende på ändamål. För jämförelser mellan olika områden och harmonisering inom naturvårdsarbetet är det dock fördelaktigt om en standardiserad metod används. Naturvärdeskarteringen i detta uppdrag har baserats på ramverket Mosaic (Hogfors m.fl. 2017⁵). Mosaic är ett ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö – från ett landskapsperspektiv till bedömning av specifika platser. Utvecklandet av Mosaic har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten. Ramverket är utvecklat för att fungera som ett verktyg för att identifiera den marina gröna infrastrukturen och ge underlag till olika former av rumslig förvaltning så som områdesskydd, fysisk planering (havs-/kustzonsplanering), miljökonsekvensbeskrivningar, dispensprövningar och kompensationsåtgärder. Syftet med ramverket är att främja en funktionell, ekosystembaserad och adaptiv förvaltning av våra hav (Hogfors m.fl. 2017).

⁵ Mosaic (Metoder för spatiell, adaptiv och integrativ ekosystembaserad naturvärdesbedömning) genomgår i skrivande stund ett remissförfarande och naturvärdeskarteringen är baserad på metodiken så som den är beskriven i remissen Hogfors m.fl. 2017.

Grundläggande naturvärdesbedömning

Mosaic består av flera delar som utförs stegvis. Den första delen är den grundläggande naturvärdesbedömningen⁶, inom vilken fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) värderas genom ett poängsystem. Ekosystemkomponenterna ges poäng (0, 1, 2, 4 eller 10) om de representerar olika ekologiska/biologiska värden och ekosystemtjänster efter ett antal kriterier (Tabell 16 och Tabell 17). Kriterierna delas upp i två grupper:

- Del 1a som bedömer de fördefinierade biotiska ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar ekologiska/biologiska naturvärden och indirekta ekosystemtjänster.
- Del 1b som bedömer ekosystemkomponenterna efter kriterier kopplade till om de representerar direkta ekosystemtjänster.

En första arbetsversion av den grundläggande naturvärdesbedömningen har gjorts inom ramen för det nationella arbetet med Mosaic. Bedömningen har tagits fram uppdelat på fyra havsområden: Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön och Västerhavet. Inom denna naturvärdeskartering har listan för Bottenhavet använts i linje med länsstyrelsen i Västerbottens arbete med grön infrastruktur.

⁶ Arbetsversion för Bottenhavet daterad september 2017.

Tabell 16. Tabellen är direkt hämtad ur bilaga 3 till Hogfors m.fl. 2017 och visar en sammanfattning av riktlinjerna vid poängsättning av ekosystemkomponenter (EK) efter kriterier i Del 1a – ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster. Beträffande hotstatus är riktlinjerna specifika för hur bedömningen ska göras om ekosystemkomponenten finns listad på en rödlista. För kriterierna biologisk mångfald och ekologisk funktion avgörs bedömningen i stor utsträckning genom att relatera de olika ekosystemkomponenterna mot varandra, till exempel för att avgöra vilka ekosystemkomponenter som "bidrar till hög biologisk mångfald" och vilka som "bidrar med relativt hög biologisk mångfald".

Del 1 - bedömning per havsområde				
Del 1a - kriterier för bedömning av ekologiskt/biologiskt värde och indirekta ekosystemtjänster				
Poäng	Livshistoriskt viktigt	Hotstatus	Biologisk mångfald	Ekologisk funktion
10	EK kan troligen begränsa en eller flera arter och är - eller har mycket hög rumslig samstämmighet med - ett kritiskt stadie av mobila arter*	Hotad eller minskande	EK bidrar till hög biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av mycket stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion
4	EK kan troligen begränsa en eller flera arter och har relativt hög rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter* Alt. EK kan möjligen begränsa en eller flera arter och är - eller har mycket hög rumslig samstämmighet med - ett kritiskt stadie av mobila arter*	Nära hotad eller motsvarande	EK bidrar med relativt hög biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion Alt. EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av mycket stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv och där få andra kan fylla dess funktion, men är så pass vanlig att varje enskild förekomst av EK kan värderas ner något
2	EK kan möjligen begränsa en eller flera arter och har relativt hög rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*	Har tidigare bedömts som hotad eller minskande alt. diskussioner pågår	EK bidrar med viss biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet	EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är eller har potential att vara av viss betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv Alt. EK utför en viktig funktion (utöver tidigare kriterier) som är av stor betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv, men är så pass vanlig att varje enskild förekomst av EK kan värderas ner något
(1)	Går ej att utdela		EK bidrar inte nämnvärt till biologisk mångfald, relativt inom det bedömda havsområdet och är inte habitatbildande	EK har (utöver tidigare kriterier) liten betydelse ur ett ekologiskt helhetsperspektiv
0	EK utgör inte - eller har inte påvisats ha någon speciell betydelse för - ett kritiskt stadie av mobila arter* alt. har låg rumslig samstämmighet med ett kritiskt stadie av mobila arter*	EK är inte bedömd som hotad eller minskande	Invasiva främmande arter som hotar biologisk mångfald	Invasiva främmande arter som hotar ekologiska funktioner eller slår ut andra arter

Kommentar

* Med "mobila arter" menas huvudsakligen fågel, däggdjur och fisk, dvs. arter som i större utsträckning rör sig mellan områden.

Vid bedömning av *hotstatus*, *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* i de fall EK är definierad som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter (t.ex. om EK är ett lekområde eller häckningsområde) kan det ibland vara relevant att bedöma *hotstatus*, bidrag till *biologisk mångfald* och *ekologisk funktion* baserat på den arten (eller de arterna) som EK är viktig för istället för EK själv. För att göra det krävs en stark koppling mellan förekomsten av EK och förekomsten av arten som bedöms i dess ställe. M.a.o. bör EK vara något som skulle kunna begränsa arten.

Exempel: Om vi bedömer att EK "lekområden för torsk" skulle kunna verka begränsande för torsk kan bedömningen av torskens hotstatus, bidrag till *biologisk mångfald* och *ekologiska funktion* vara det som ger poäng till EK "lekområden för torsk". Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och bedömer att den EK troligen inte verkar begränsande för torsk, är kopplingen dem emellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bli bedömd efter torskens *hotstatus*, bidrag till *biologisk mångfald* och *ekologiska funktion* som man skulle kunna göra för "lekområden för torsk". Poängen bör viktas ner.

Tabell 17. Tabellen är direkt hämtad ur bilaga 3 till Hogfors m.fl. 2017 och visar en sammanfattning av riktlinjerna vid poängsättning av ekosystemkomponenter (EK) efter kriterier i Del 1b – direkta ekosystemtjänster. För dessa kriterier kan ingen ekosystemkomponent få 10 eller 2 poäng (som de kan få i Del 1a). Observera att det endast är direkta ekosystemtjänster som ger poäng. Indirekta ekosystemtjänster (stödjande och flera reglerande ekosystemtjänster) bedöms tillsammans med ekologiskt/biologiska värden i Del 1a.

Del 1 - bedömning per havsområde			
Del 1b - kriterier för bedömning av direkta ekosystemtjänster			
Poäng	Försörjande ekosystemtjänster	Kulturella ekosystemtjänster	Reglerande ekosystemtjänster
10	10 poäng går ej att dela ut för dessa kriterier		
4	Biotiska ekosystemkomponenter som bidrar med råvaror som värderas högt eller används av många	Biotiska ekosystemkomponenter som har en kulturell betydelse som värderas högt eller används av många	Biotiska ekosystemkomponenter som väsentligt reglerar egenskaper i ekosystemen som människan sätter stort värde på och där få andra kan fylla dess funktion
2	2 poäng går ej att dela ut för dessa kriterier		
1	Biotiska ekosystemkomponenter som har potential att bidra med råvaror som anses som måttligt värdefulla eller används måttligt	Biotiska ekosystemkomponenter som har potential att bidra med en kulturell betydelse som anses som måttligt värdefulla eller används måttligt	Biotiska ekosystemkomponenter som reglerar egenskaper i ekosystemen som människor sätter visst värde på
0	Biotiska ekosystemkomponenter som har låg potential att bidra med råvaror	Biotiska ekosystemkomponenter vars kulturell roll människor sätter låg värde på	Biotiska ekosystemkomponenter som har låg potential att reglera egenskaper i ekosystemen som människor sätter värde på
Kommentar			
I de fall som EK är definierad som livshistoriskt viktigt för en eller flera arter (t.ex. om EK är ett lekområde eller häckningsområde) kan det ibland vara relevant att bedöma de direkta ekosystemtjänsterna baserat på den arten (eller de arterna) som EK är viktig för istället för EK själv. För att göra det krävs en stark koppling mellan förekomsten av EK och förekomsten av arten som bedöms i dess ställe. M.a.o. bör EK vara något som skulle kunna begränsa arten. Exempel: Om vi bedömer att EK "lekområden för torsk" skulle kunna verka begränsande för torsk kan bedömningen av vilka direkta ekosystemtjänster som torsk ger vara det som ger poäng till EK "lekområden för torsk". Om vi istället ska bedöma EK "uppväxtområden för torsk" och bedömer att den EK troligen inte verkar begränsande för torsk, är kopplingen dem imellan inte lika stark. Det gör att EK "uppväxtområden för torsk" inte rakt av borde bli bedömd efter torskens direkta ekosystemtjänster så som man skulle kunna göra för "lekområden för torsk". Poängen bör viktas ner.			

Poängen för Del 1a summeras med ett tak på max 20 poäng och lades ihop med Del 1b som summeras med ett tak på 7. Det högsta möjliga poängvärde som en ekosystemkomponent kan uppnå är således 27 poäng. Inom Mosaic finns möjlighet att påverka detta poängvärde genom att lägga till eller dra ifrån upp till 3 poäng. Detta kan användas om ekosystemkomponentens lokala (främst länsnivå) betydelse är större än dess betydelse för havsområdet i stort, givet de bedömda kriterierna. I detta uppdrag har poängvärdena för Bottenhavet använts utan sådan lokal viktning (Tabell 18).

Tabell 18. Grundläggande naturvärdesbedömning för de ekosystemkomponenter som inkluderats i karteringen.

Ekosystemkomponent	Del 2 - regional bedömning									Lokal viktning	Totalpoäng
	Del 1 - bedömning per havsområde										
	Del 1a					Del 1b					
	Livshistoriskt viktigt	Hotstatus	Biologisk mångfald	Ekologisk funktion	Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta EST**	Försörjande EST**	Kulturella EST**	Reglerande EST**	Direkta EST**		
Nedsänkta kärlväxter, höga (>10cm) ≥50% TG*	4	0	10	10	20	0	1	0	1	0	21
Kransalger (Characeae) 25-100% TG*	4	4	4	4	16	0	1	0	1	0	17
Ishavstofs (Battersia arctica) ≥50% TG*	0	0	10	4	14	0	0	0	0	0	14
Nedsänkta kärlväxter, höga (>10cm) 25-49% TG*	4	0	4	4	12	0	1	0	1	0	13
Ålnate (Potamogeton perfoliatus) 25-49% TG*	4	0	4	4	12	0	1	0	1	0	13
Borstnate (Stuckenia pectinata) 25-49% TG*	4	0	4	4	12	0	1	0	1	0	13
Ishavstofs (Battersia arctica) 25-49% TG*	0	0	4	4	8	0	0	0	0	0	8
Nedsänkta kärlväxter, höga (>10cm) 10-24% TG*	2	0	2	2	6	0	1	0	1	0	7
Höstlånke (Callitriche hermaphroditica) 10-24% TG*	2	0	2	2	6	0	1	0	1	0	7
Ålnate (Potamogeton perfoliatus) 10-24% TG*	2	0	2	2	6	0	1	0	1	0	7
Borstnate (Stuckenia pectinata) 10-24% TG*	2	0	2	2	6	0	1	0	1	0	7
Ishavstofs (Battersia arctica) 10-24% TG*	0	0	4	2	6	0	0	0	0	0	6
Slangalger (Vaucheria spp.) 25-100% TG*	0	0	4	2	6	0	0	0	0	0	6
Fintrådiga alger 10-24% TG*	0	0	2	2	4	0	0	0	0	0	4
Fintrådiga alger 25-49% TG*	0	0	2	2	4	0	0	0	0	0	4
Fintrådiga alger ≥50% TG*	0	0	2	2	4	0	0	0	0	0	4
Slangalger (Vaucheria spp.) 10-24% TG*	0	0	2	2	4	0	0	0	0	0	4
Östersjömussla (Limecola balthica)	0	0	1	2	3	0	1	0	1	0	4
Fjädermyggor (Chironomidae)	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	3
Vitmärsla (Monoporeia affinis)	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	3
Skorv (Saduria entomon)	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	3
Nedsänkta kärlväxter, höga (>10cm) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Höstlånke (Callitriche hermaphroditica) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Braxengräs (Isoëtes spp.) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Ålnate (Potamogeton perfoliatus) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Borstnate (Stuckenia pectinata) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Kransalger (Characeae) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Fintrådiga alger EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Ishavstofs (Battersia arctica) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Tång (Fucus vesiculosus/radicans) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Slangalger (Vaucheria spp.) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Svamdjur (Porferia) EF-9% TG*	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2
Havsborstmaskarna Marenzelleria sp.	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1

* TG = täckningsgrad, ** EST = Ekosystemtjänster

Nedan följer en kortfattad beskrivning av på vilka grunder poängen utdelats i den grundläggande bedömningen. För mer information se den grundläggande naturvärdesbedömningen i bilaga 3 (digital bilaga).

För kriteriet **livshistoriskt viktigt** har mjukbottenvegetation i högre tätheter – höga kärlväxter och kransalger ≥ 25 % täckningsgrad - fått höga poäng (4) för kriteriet. Detta grundar sig i studier som tyder på att dessa biotoper är viktiga uppväxtområden för juvenila fiskar (Urho m.fl. 1990, Sandström och Karås 2002, Sandström m.fl. 2005, Berglund m.fl. 2013). Eftersom ett antal fiskarter med stort användande av vegeterade habitat förefaller föredra områden med medel till hög vegetationstäckning (Urho m.fl. 1990), får en lägre täckningsgrad mellan 10 och 25% en något lägre poäng (2). Annan vegetation, såsom fintrådiga alger, får inte poäng under detta kriterium, trots höga täckningsgrader. Anledningen till detta är att det inte är klarlagt om dessa habitat generellt används som uppväxtområden i Bottenhavet. Den lägsta kategorin av täckningsgrader för alla bentiska organismer, som sträcker sig från enstaka förekomst upp till 9% täckningsgrad, får aldrig poäng för kriteriet livshistoriskt viktigt då en enstaka förekomst inte kan anses utgöra ett habitat. Ekosystemkomponenter inom gruppen zoobenthos får i dagsläget inga poäng eftersom poäng huvudsakligen ges till habitatbildande arter, och möjligen arter som utgör en specifikt viktig föda för en art/grupp vid ett kritiskt stadium. Detta innebär att mjukbottenlevande fauna såsom fjädermygglarver och märkräftar inte får poäng för kriteriet livshistoriskt viktigt trots att de utgör en födokälla för vissa arter av ung fisk (Aarnio m.fl. 1996, Hüsey m.fl. 1997, Adámek m.fl. 2004).

De enda ekosystemkomponenter som fått poäng för **hotstatus** är kransalger ≥ 25 % täckningsgrad eftersom kransalgsbiotoper är nära hotade enligt Helcom HUB (Helcom 2013) och får då 4 poäng.

De högsta poängen för kriteriet **biologisk mångfald** har tilldelats habitatbildande vegetation. Mjuka bottenar med kärlväxtvegetation har visats generellt ha en högre artrikedom av djur än bottenar utan vegetation (Heck m.fl. 1989, Edgar m.fl. 1994, Boström och Bonsdorff 1997). Ishavstofs (*Battersia arctica*) är en av de djupast växande algarterna i Bottenhavet (Florén m.fl. 2017) och är den enda habitatbildande algarten på vissa djup och antas därför bidra väsentligt till mångfalden i Bottenhavet. Ju högre täckningsgrad dessa ekosystemkomponenter har desto högre poäng har de erhållit baserat på studier där artrikedom av epifauna har funnits vara positivt korrelerad med växtbiomassa (Heck och Wetstone 1977, Stoner och Lewis 1985). I stort råder det dock en brist på information rörande den artspecifika biologiska mångfalden hos majoriteten av nedsänkta kärlväxter, och de får därför samma poäng som den högre grupperingen höga kärlväxter. För andra organismgrupper finns mer specifik kunskap om artrikedom av epifauna, såsom för *Chara* spp. som har en hög abundans av evertebrater, mestadels herbivorer, och är ett föredragat habitat över många andra för makrozoobenthos (Orav m.fl. 2000).

De flesta arter som hör till zoobenthos är inte habitatbildande i sig själv eller bidrar direkt till artrikedomen, och får därför inte mer än minimipoäng (1) rörande kriteriet för biologisk mångfald. Detsamma gäller växter och alger i de fall de inte kan anses habitatbildande, dvs. när de har en täckningsgrad som är mindre än 10%.

Den enda ekosystemkomponenten som inte får minst 1 poäng är havsbortsmaskarna *Marenzelleria* spp. De introducerade arterna *Marenzelleria neglecta* och *M. viridis* förefaller ha blandade effekter, och det är ännu inte klarlagt om de minskar den inhemska biologiska mångfalden, eller ger möjlighet för ökad biodiversitet genom en ökad syresättning av sedimentet. Eftersom effekterna på mångfalden ännu är oklara får de i dagsläget 0 poäng inom kriteriet för biologisk mångfald pga. försiktighetsprincipen.

Den högsta poängen (10) för kriteriet **ekologisk funktion** har tilldelats höga kärlväxter med mer än 50% täckningsgrad då de utgör viktiga habitatbildande primärproducenter med funktioner inom såväl primärproduktion och näringsupptag som sedimentstabilisering. Att höga täckningsgrader får högre poäng motiveras av att de nämnda funktionerna rimligen kan anses förstärkas vid högre täckning av vegetation, och de lägre täckningsgraderna får därför minskande poäng.

Kransalger får ett relativt högt värde (4 poäng) vid mer än 25% täckningsgrad eftersom de, liksom kärlväxterna, är habitatbildande primärproducenter som tar upp näring och kan hjälpa till att begränsa vattenrörelser. Utöver detta indikerar det höga individantalet av betande epifauna hos *Chara* spp. att primärproduktionen används som föda av djuren som lever där (Orav m.fl. 2000). Även ishavstofsens får 4 poäng vid en täckning på mer än 25%, eftersom även de är habitatbildande primärproducenter som tar upp näring och utgör föda åt betande epifauna. Arten är dessutom en av de djupast levande, och utgör därför den enda habitatbildande arten som kan bidra med dessa funktioner vid vissa djup. Fintrådiga alger i allmänhet får däremot endast 2 poäng för ekologisk funktion även vid högre täckningsgrader, eftersom vissa fintrådiga arter kan bli problematiska då de växer över annan mer betydelsefull vegetation.

De mjukbottenlevande djurarterna östersjömussla, fjädermygglarver, vitmärta och skorv får alla 2 poäng, då de bidrar med olika ekologiska funktioner såsom syresättning av sedimentet samt utgör viktiga födokällor för såväl andra ryggradslösa djur som fisk (se t.ex. Haahtela 1990, Hüseyin m.fl. 1997, Tuominen m.fl. 1999, Ejdung och Elmgren 2001, Karlsson m.fl. 2007).

Alla växter och alger får 1 poäng i de fall de inte kan anses habitatbildande, dvs. när de har en täckningsgrad som är mindre än 10%. Även havsbortsmaskarna *Marenzelleria* spp. får endast 1 poäng, eftersom bedömningen av dess ekologiska funktion är komplex: Å ena sidan syresätter den sedimentet och agerar som föda åt andra organismer, men å andra sidan kan syresättningen av sedimentet leda till ett ökat utflux av närsalter (Hietanen m.fl. 2007) och miljögifter (Granberg m.fl. 2008).

Biotopbildande kärlväxter och kransalger 1 poäng för **kulturella ekosystemtjänster** för att deras närvaro i strandnära miljöer kan anses positiva av det rörliga friluftslivet.

Kartering

En gemensam naturvärdeskarta för alla bentiska ekosystemkomponenter (vegetation och zoobentos) togs fram baserat på det som karterats inom uppdraget (se Artmodeller). Kartorna⁷ klassades om⁸ till respektive ekosystemkomponents totalpoäng i den grundläggande naturvärdesbedömningen (Tabell 18). Dessa sammanställdes sedan till en karta genom att det högsta värdet av ekosystemkomponenterna för varje gridcell valdes⁹ (Figur 47).

De högsta naturvärdena är lokaliserade närmast kusterna i områden med högre täckningsgrader (≥ 25 %) av kärlväxter och kransalger (röd, lila och blå färg i Figur 47). En kartbild som täcker hela länet finns i bilaga 1. Majoriteten av kuststräckan ser ut på detta vis. Inne i större vikar ses större sammanhängande områden.

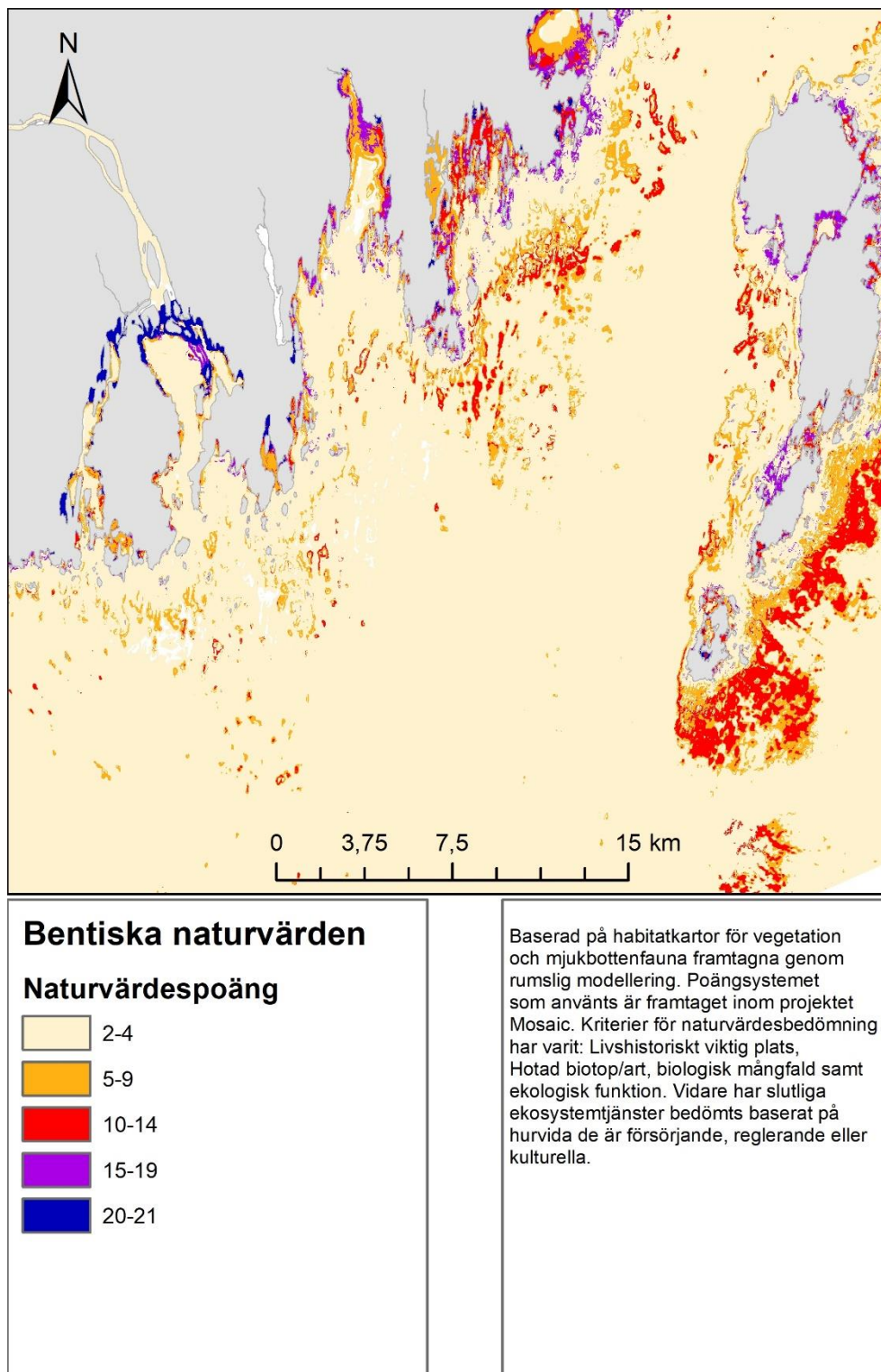
Även hårbottenområden en bit ut från kusten där ishavstoffs (*Battersia arctica*) växer slår igenom i kartan. Särskilt området öster om Holmöarna står ut på grund av ett större sammanhängande område med arten i en hög täckningsgrad (≥ 50 %). Även i den södra delen av länet finns flertalet hårbottenområden med höga täckningsgrader av arten.

Områden med fintrådiga alger, slangalger och lägre täckningsgrader av kärlväxter och kransalger samt sedimentlevande djur på djupa bottenar faller inte ut i denna karta (ljusbeige och orange färg i Figur 47) eftersom de erhållit lägre poäng i den grundläggande naturvärdesbedömningen.

⁷ Alla gridceller ovan Cutoff-värdet, se Omarbetning av sannolikhetskartor.

⁸ Reclassify (ArcMap)

⁹ Mosaic to new raster (ArcMap), med summeringsmetod maxvärde.



Figur 47. Naturvärdeskarta för bentiska ekosystemkomponenter med utgångspunkt i den grundläggande naturvärdeskarteringen inom Mosaic.

Diskussion

Modelleringskvalitet och data

Samtliga kartor för vegetation som redovisas är av utmärkt kvalitet enligt tolkningen av mapAUC (undantaget kartorna ålnate 10 respektive 25 % täckningsgrad som är av god kvalitet), se MapAUC på s. 18 för en närmare beskrivning. Detta betyder att kartorna är rättvisande på länsskala. På lokal skala kan dock kvalitén variera. Det kan t.ex. finnas områden där djupkartan är sämre eller där det finns någon lokal påverkan som inte fångas upp av tillgängliga miljövariabler. Kartan som visar var djupmätningar saknas kan användas för att identifiera områden där utbredningskartorna är mer osäkra. En art som underkändes vid manuell granskning av prediktionen var havsnajas (*Najas marina*) eftersom arten predikterades i ett flertal områden där den inte hittats. En trolig anledning till detta är att artens utbredning påverkas i hög grad av någon miljövariabel som inte ingick i modelleringen. Om nya relevanta abiotiska underlagskartor blir tillgängliga kan det vara möjligt att skapa bra prediktioner för havsnajas och eventuellt även för vissa arter av kransalger som i nuläget inte kunde modelleras med bra resultat. Se även avsnittet ”Möjligheter att uppdatera kartorna” nedan.

Dataunderlaget för infauna var betydligt mindre än det för vegetation och endast de 5 vanligaste arterna/artgrupperna kunde modelleras.

Miljölager

Djup och vågexponering var de två viktigaste förklaringsvariablerna för utbredningen av de flesta marina organismerna som analyserats i projektet.

Djup är oftast den viktigaste miljövariabeln vid modellering av alger, växter och djur på en finare skala. Djup, tillsammans med siktdjup, avgör hur mycket solinstrålning som når botten vilket är avgörande för alger och växter. Djupet, tillsammans med vågexponering, avgör till viss del substratet vilket är helt avgörande för vilka typer av organismer som kan leva på botten. Djupderivat i form av lutning och rugositet kan också ge en indikation på om bottensubstratet är hårt eller mjukt. Kvalitén på djupkartan är därför avgörande för kvalitén på de slutgiltiga utbredningskartorna. Tyvärr är ofta djupinformationen som sämst i de allra grundaste miljöerna där många arter av växter ofta har sin huvudsakliga utbredning. Här kan en skillnad i djup på bara någon meter vara avgörande för vilka arter som trivs. Genom att samla in djupdata från dessa miljöer, t.ex. i samband med inventeringar, kan djupkartan gradvis förbättras.

Graden av vågexponering har en stark effekt på bottensamhällen. 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 kan hårbottenmiljöer friläggas eller bibehållas där alger och fastsittande djur kan fästa, och 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.

Analyserade hårbottenarter inom projektet såsom ishavstofs, tång och svampdjur predikteras främst i exponerade miljöer. Kärlväxter och andra mjukbottenarter predikteras främst i mer skyddade områden.

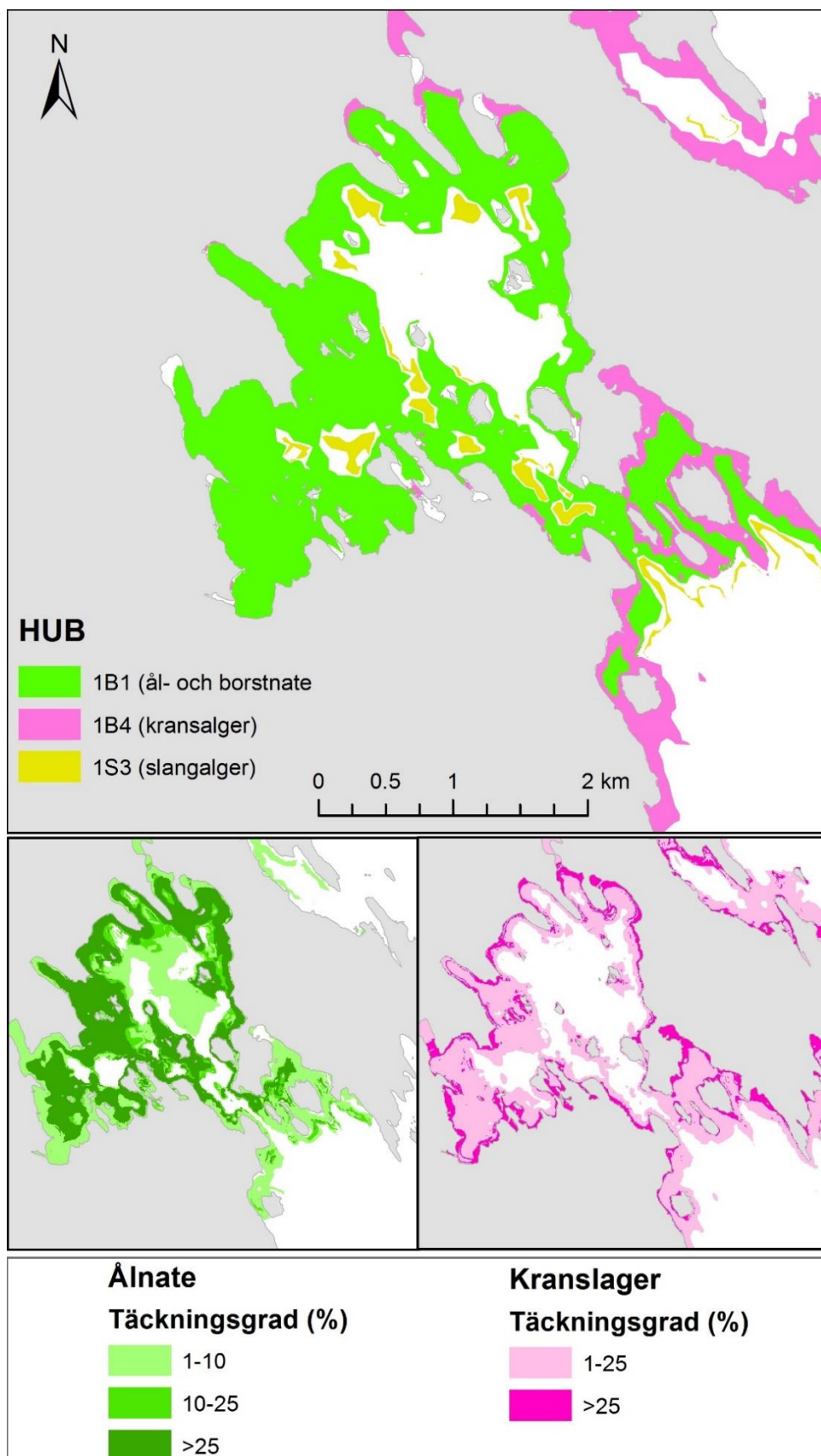
Bottensubstrat och huruvida detta är hårt och stabilt, rörligt eller mjukt är har avgörande betydelse för bottensamhällena. Bottensubstrat i form av modellerad andel hårbotten från SGU har använts i modelleringen. Detta har dock inte kommit med som ett viktigt lager i någon modell, vilket kan verka konstigt eftersom det är välkänt att substratet är en viktig strukturerande faktor för många bottenlevande arter. Anledningen är att substratlagret inte ger någon förklarande information om arternas utbredning i modellerna, vilket i sin tur kan ha flera underliggande förklaringar. Det kan bero på att lagren inte håller tillräcklig kvalitet eller för låg upplösning (substratlagret har 250 m upplösning jämfört med 10 m i artmodellerna). Det kan också bero på att substratlagret är frammodellerat med i huvudsak samma förklaringsvariabler som redan finns i artmodellerna, såsom vågexponering och djup. Arternas utbredningsmönster i förhållande till dessa förklaringsvariabler finns redan i modellen, och då kan inte substratlagret tillföra mycket mer information. Det är inte möjligt att reda ut vilka av dessa potentiella förklaringar som är viktigast eller hur de samverkar.

HUB-kartering och fältverifiering

Vissa HUB-klasser hade få förekomster i data och gick därför inte att modellera. Detta beror inte nödvändigtvis på att arten eller artgruppen som definierar klassen är ovanlig. Enligt systemet ska arten dominera biomassan för att definiera klassen vilket många relativt vanligt förekommande arter sällan gör. I Västerbottens marina miljö samexisterar många arter i samma områden och de arter som ofta förekommer i låga täckningsgrader blir sällan de som definierar HUB-klassen. Exempel på sådana arter är hårsärv, slingor och möjor. Av de HUB-klasser som var möjliga att modellera är det några som ofta överlappar med varandra. Detta beror på att de olika arterna som definierar klasserna ofta trivs i liknande miljöer. Vid sammanslagningen av de olika HUB-klasserna till en karta kommer klassen med högst sannolikhet för förekomst att visas. Mindre vanliga klasser med lägre sannolikhet för förekomst kan därför bli underrepresenterade i denna karta. Den sammanslagna HUB-kartan bör därför inte användas som underlag utan stöd av kartorna för de enskilda arterna/artgrupperna.

Figur 48 illustrerar hur information kan tappas bort genom att enbart använda HUB-kartan. Figuren visar HUB-kartan samt kartorna för kransalger och ålnate i Bäckfjärden söder om Burvik. Fjärden domineras av HUB-klassen 1B1 (ålnate/borstnate). Kartorna för de enskilda artgrupperna visar dock på hög sannolikhet för både ålnate och kransalger i området. Med enbart HUB-kartan som underlag skulle informationen om kransalgernas potentiella utbredning gå förlorad.





Figur 48. HUB-kartan för 3 klasser av vegetation nivå 6 (ovan) i Bäckfjärden söder om Burvik samt kartor för ålnate och kransalger i samma område (nedan). Området hyser troligen bestånd av båda artgrupperna men eftersom HUB-systemet inte tillåter överlappande klasser går viss information förlorad i HUB-kartan.

Naturvärden och grön infrastruktur

Naturvärdeskarteringen är baserad på de yttäckande kartunderlag som funnits tillgängliga i projektet, vilket begränsas av vad som varit möjligt att modellera med goda resultat. Det i sin tur avgörs av flera faktorer som provtagningsmetod och –ansträngning, kvalitet i kartor över miljövariabler m.m. Detta innebär att naturvärdeskartorna som presenteras i denna rapport inte nödvändigtvis inkluderar alla de ekosystemkomponenter som skulle vara önskvärt i arbete med gröns infrastruktur.

En granskning av tillgängliga kartunderlag och kända arter, biotoper och habitat i länet rekommenderas för att säkerställa att ekosystemkomponenter inte förbises. Till exempel kan en jämförelse mellan förekomster i fältdata, den grundläggande naturvärdesbedömningen och kartunderlagen ge en indikation om huruvida ekosystemkomponenter som bidrar med höga naturvärden saknas i de yttäckande underlagen. En bedömning kan då göras av huruvida dessa bör inkluderas i arbetet med grön infrastruktur som punktförekomster (se exempel på tillvägagångssätt för kända värdefulla platser i Hogfors m.fl. 2017). Vidare bör tillägg av ytterligare ekosystemkomponenter för fisk, fåglar och däggdjur göras inom länsstyrelsens fortsatta arbete med grön infrastruktur.

Den grundläggande naturvärdesbedömningen som ligger till grund för naturvärdeskarteringen är så långt möjligt baserad på vetenskapliga underlag men också till stor del på expertbedömning. Även om flertalet experter deltagit i bedömningarna är det en arbetsversion där antalet experter som varit inblandade i arbetet är betydligt färre än vad som avsetts när Mosaic utvecklats. Detta innebär att naturvärdenspoängen kan komma att förändras något under det pågående utvecklingsarbetet av Mosaic.

Naturvärdeskartan är inte avsedd att stå självt som ett färdigt underlag utan är tänkt att användas i samband med flertalet analyssteg inom Mosaic. Kartan är det första underlaget för att identifiera områden som kan avgränsas som värdekärnor inom grön infrastruktur. Analyser av arters spridningsbiologi (konnektivitet) och platserns kvalitet/funktionalitet kan även ge stöd för att lägga till värdekärnor eller utse potentiella värdekärnor¹⁰. Vidare följer lokalisering av värdetrakter och analyser av ekologisk representativitet för att försäkra att olika biotiska ekosystemkomponenter är ekologiskt representerade inom värdekärnorna och värdetrakterna. Vid dessa steg ges möjlighet att ta hänsyn även till de ekosystemkomponenter som erhållit för låga poäng i den grundläggande naturvärdesbedömningen för att slå igenom i naturvärdeskartan.

¹⁰ En plats eller ett område som har potential att bli en värdekärna om åtgärder sätts in.

Möjligheter att uppdatera kartorna

I takt med att nya inventeringar utförs i Västerbotten och tillgängliga biologiska data blir fler samt att de kartor som skapats i detta projekt blir äldre kan det bli aktuellt att uppdatera kartorna. Detta kan göras med en betydligt mindre arbetsinsats än den som krävdes i detta projekt eftersom abiotiska underlagskartor finns färdiga och anpassade till samma utbredning, upplösning etc. och att det efter de kompletteringar som utförts finns mer och bättre spridda biologiska underlagsdata nu än innan detta projekt. Nya modelleringar och prediktioner kan då utföras på dessa befintliga abiotiska underlagskartor i kombination med uppdaterade biologiska dataset från datavärden SMHI. En förutsättning för att uppdateringen ska kunna utföras snabbt är att uppdateringen utförs i samma upplösning och med samma utbredning som använts i denna kartering. På samma sätt är det också möjligt att skapa uppdaterade kartor om någon ny och förbättrad abiotisk underlagskarta skapas. De kartor som tagits fram inom detta projekt är fria att använda i nya projekt och uppdateringar. Se vidare information i villkorsskrivningen (AquaBiota, 2018).

Referenser

Aarnio K, Bonsdorff E, Rosenback N. 1996. Food and feeding habits of juvenile flounder *Platichthys flesus* (L.), and turbot *Scophthalmus maximus* L. in the Åland archipelago, northern Baltic sea. J Sea Res 36:311–320.

Adámek Z, Musil J, Sukop I. 2004. Diet Composition and Selectivity in O+ Perch (*Perca fluviatilis* L.) and its Competition with Adult Fish and Carp (*Cyprinus carpio* L.) Stock in Pond Culture. Agric Conspectus Sci 69:21–27.

AquaBiota. 2018. Villkorsskrivning för kartor som tagits fram inom projektet ”Kartering av marina naturvärden i Västerbottens län”. Villkorsskrivning för användning av kartmaterial inklusive rekommendationer för användning av kartorna.

Berglund, J. Stenroth, P., Larsson S., & Larsson S., 2013. Fiskrekrytering längs Västerbottenskusten, Länsstyrelsen Västerbotten, Meddelande 2:2013

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

Björkman, Sahla, Kurikka. 2018. Utkast till rapport från SeaGIS 2.0. Publiceras under 2018.

Boström C, Bonsdorff E. 1997. Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* (L.) beds in the northern Baltic Sea. J Sea Res 37:153–166. doi: 10.1016/S1385-1101(96)00007-X.

Edgar GJ, Shaw C, Watsona GF, Hammond LS. 1994. Comparisons of species richness, size-structure and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. J Exp Mar Bio Ecol 176:201–226. doi: 10.1016/0022-0981(94)90185-6

Ejdung G, Elmgren R. 2001. Predation by the benthic isopod *Saduria entomon* on two Baltic Sea deposit-feeders, the amphipod *Monoporeia affinis* and the bivalve *Macoma balthica*. J Exp Mar Bio Ecol. doi: 10.1016/S0022-0981(01)00353-7

Etheridge, E.C., Adams, C.E., Bean, C.W., Durie, N.C., Gowans, A.R.D., Harrod, C., Lyle, A.A., Maitland, P.S., and Winfield, I.J. 2012. Are phenotypic traits useful for differentiating among a priori *Coregonus* taxa? J. Fish. Biol. 80(2): 387-407.

Florén, K, Hansson, P och Skoglund, S. 2017. Vegetationsklädda bottenar i Gävleborgs läns kustvatten - Trendövervakning 2016. Länsstyrelsen Gävleborg. Rapport 2017:5. 58 sid.

Freyhof, J. 2011. *Coregonus maraena*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T135672A4176316.
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T135672A4176316.en>.
Nerladdad 23 februari 2018.

Granberg M, Gunnarsson JS, Hedman JE, et al. 2008. Bioturbation-Driven Release of Organic Contaminants from Baltic Sea Sediments Mediated by the Invading Polychaete *Marenzelleria neglecta*. Environ Sci Technol 42:1058–1065. doi: 10.1021/es071607j.

Haahtela I. 1990. What do Baltic studies tell us about the isopod *Saduria entomon* (L.)? Ann Zool Fennici 27:269–278.

Hastie, T. J., and R. J. Tibshirani. 1990. Generalized Additive Models. Chapman & Hall, London.

Havs- och Vattenmyndigheten. 2015. Visuella undervattensmetoder för uppföljning av marina naturtyper och typiska arter.Handledning för miljöövervakning. Undersökningstyp. Version 1:3. 23 sid.

Havs- och Vattenmyndigheten. 2016. Vegetationsklädda bottenar, ostkust. Handledning för miljöövervakning. Undersökningstyp. Version 1:1. 15 sid.

Heck KJ, Wetstone G. 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. J Biogeogr 4:135–142.

Heck KL, Able KW, Fahay MP, Roman CT. 1989. Fishes and decapod crustaceans of Cape Cod eelgrass meadows: Species composition, seasonal abundance patterns and comparison with unvegetated substrates. Estuaries 12:59–65. doi: 10.1007/BF02689795.

Helcom. 2013. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Balt. Sea Environ. Proc. No. 140. 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.

Hietanen S, Laine AO, Lukkari K. 2007. The complex effects of the invasive polychaetes *Marenzelleria* spp. on benthic nutrient dynamics. J Exp Mar Bio Ecol 352:89–102.

Hogfors, H., Fyhr, F. och Nyström Sandman, A. 2017. Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:xx.

Hüssy K, St. John MA, Böttcher U. 1997. Food resource utilization by juvenile Baltic cod *Gadus morhua*: a mechanism potentially influencing recruitment success at the demersal juvenile stage? Mar Ecol Prog Ser 155:199–208.

Karlson K, Bonsdorff E, Rosenberg R. 2007. The Impact of Benthic Macrofauna for Nutrient Fluxes from Baltic Sea Sediments. *Ambio* 36:161–167. doi: 10.1579/0044-7447(2007)36.

Lek, S., Guegan, J.F. 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecol. Modell.* 120, 65–73.

Lindén, A., and S. Mäntyniemi. 2011. Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology* 92:1414–1421.

Lundsgaard-Hansen, B., Matthews, B., Vonlanthen, P., Taverna, A., and Seehausen, O. 2013. Adaptive plasticity and genetic divergence in feeding efficiency during parallel adaptive radiation of whitefish (*Coregonus* spp.). *Journal of Evolutionary Biology* 26(3): 483–498.

Miljö- och energidepartementet. 2015. Uppdrag att koordinera genomförandet av en grön infrastruktur M2015/684/Nm.

Naturvårdsverket. 2015. Riktlinjer för regionala handlingsplaner för grön infrastruktur. Ingår i redovisning av ett regeringsuppdrag (M2014/1948/Nm) 2015-09-24.

Näslund, J. 2011. Metodbeskrivning mjukbottenfaunahugg som tillägg till dropvideoinventering version 1.01.

Orav H, Kotta J, Martin G. 2000. Factors affecting the distribution of benthic invertebrates in the phytal zone of the North-Eastern Baltic Sea. *Proc Est Acad Sci Biol Ecol* 49:253–269.

Philipson, P., and T. Lindell. 2004. Nationell kartering från satellitbilder av strandtyper längs svenska havskusten. CBA internal report, Centrum för bildanalys, Uppsala universitet, Uppsala, Sweden.

Sandström A, Eriksson BK, Karås P, m.fl. 2005. Genetic Population Structure of Fishes: Implications for Coastal Zone Management. *Ambio* 34:125–130. doi: 10.1639/0044-7447(2005)034.

Sandström, A., Karås, P. 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Environ Biol Fishes* 63:89–101.

Siwertsson A, Knudsen R, Præbel K, Adams CE, Newton J, Amundsen P-A. 2013. Discrete foraging niches promote ecological, phenotypic and genetic divergence in sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Evol. Ecol.* 27: 547–564.

Stoner AW, Lewis FG. 1985. The influence of quantitative and qualitative aspects of habitat complexity in tropical sea-grass meadows. *J Exp Mar Bio Ecol* 94:19–40. doi: 10.1016/0022-0981(85)90048-6

Trevor, H., Robert, T., Andreas, B. 1994. Flexible discriminant analysis by optimal scoring. *J. Am. Stat. Assoc.* 89, 1255–1270.

Tuominen L, Mäkelä K, Lehtonen KK, et al. 1999. Nutrient Fluxes, Porewater Profiles and Denitrification in Sediment Influenced by Algal Sedimentation and Bioturbation by *Monoporeia affinis*. *Estuar Coast Shelf Sci* 49:83–97.

Urho, L., Hildén, M., Hudd, R. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. *Environ Biol Fishes* 27:273–283. doi: 10.1007/BF00002746.

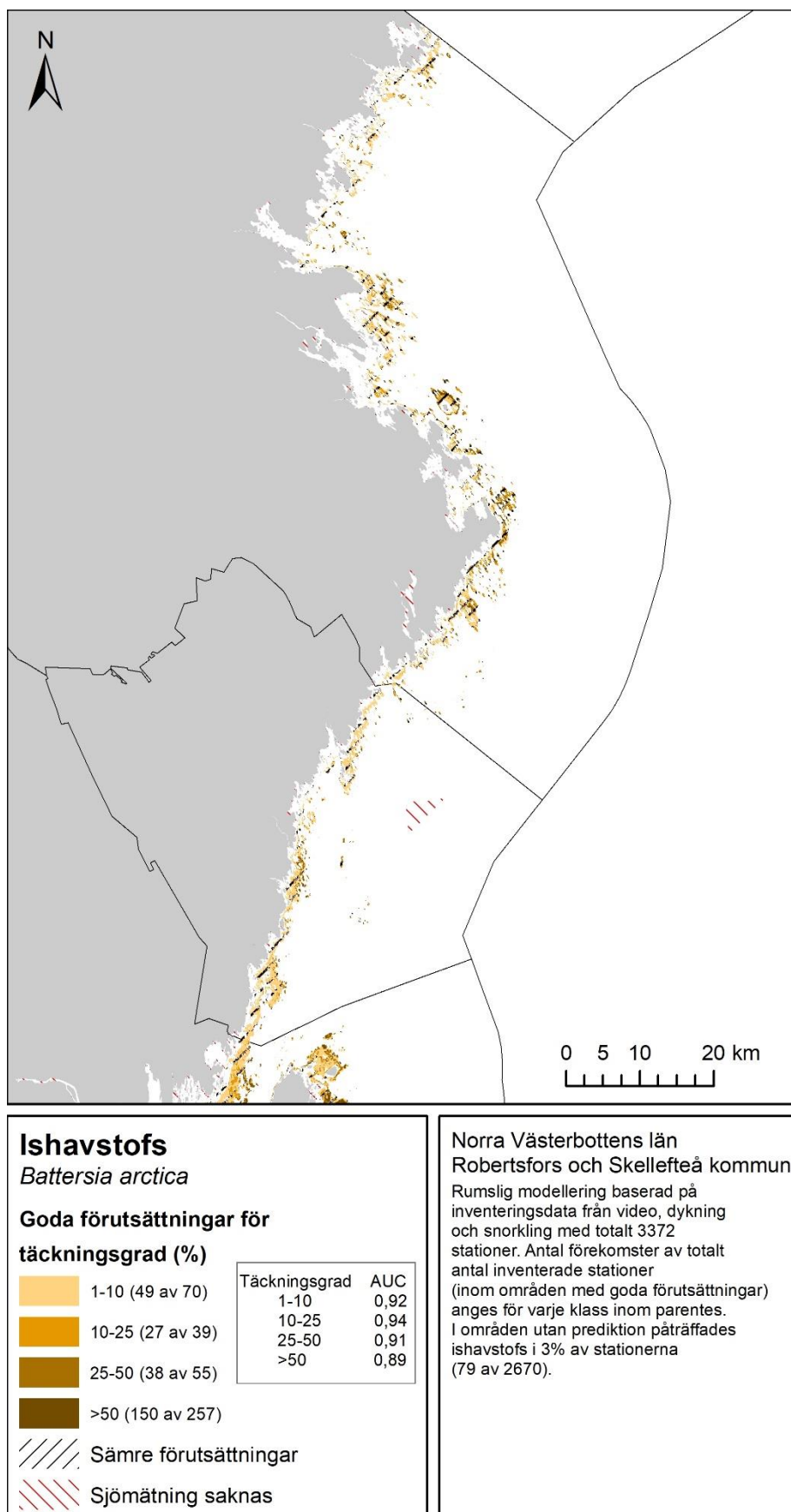
Veneranta, L., R. Hudd, and J. Vanhatalo. 2013. Reproduction areas of sea-spawning coregonids reflect the environment in shallow coastal waters. *Marine Ecology Progress Series* 477:231–250.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, and G. M. Smith. 2007. *Analysing ecological data*. Springer, New York; London.

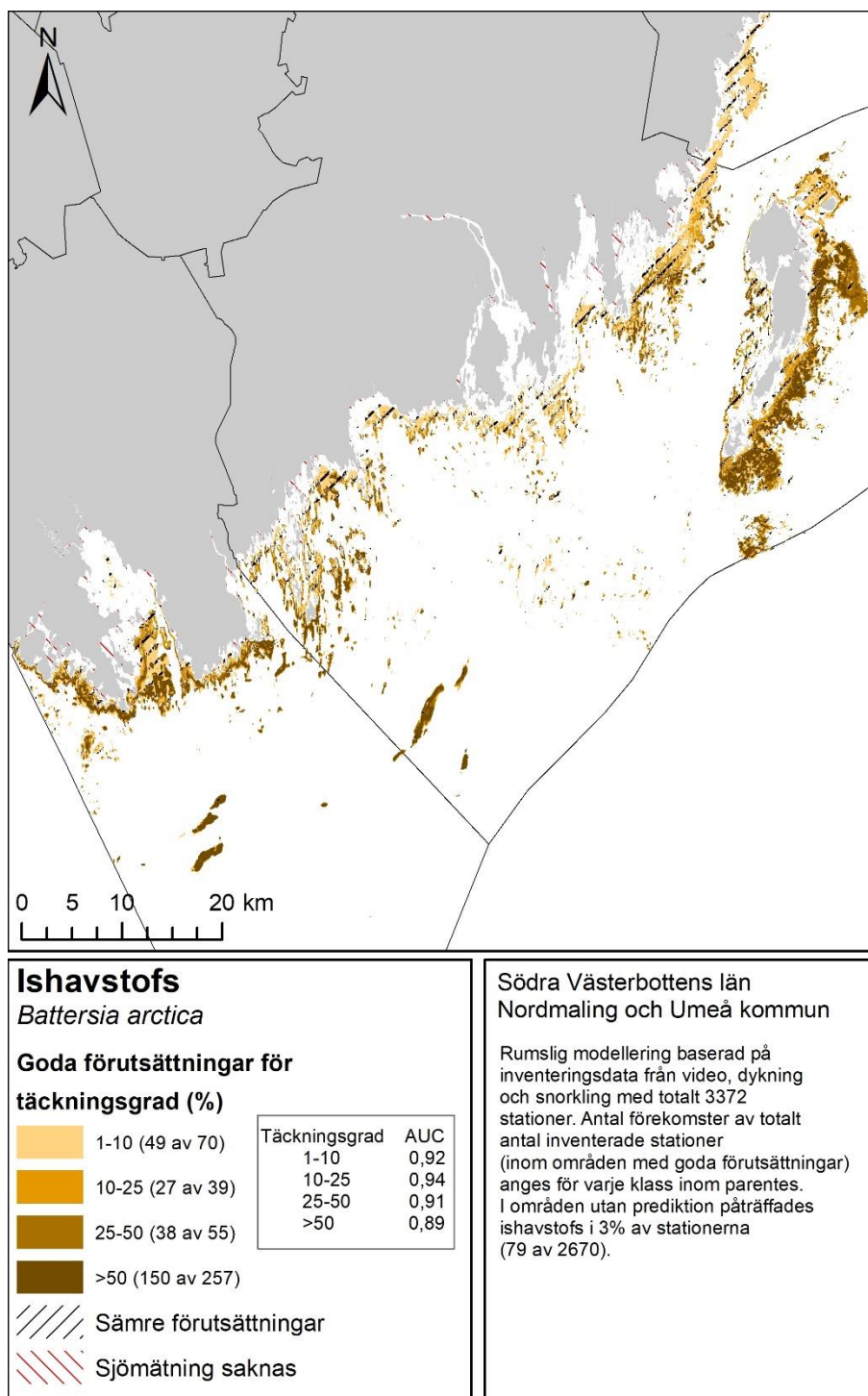
Öhlund. 2012. PhD thesis. Ecological and evolutionary effects of predation in environmental gradients. Kapitel: Predation drives rapid and repeated sympatric divergence in European whitefish (*Coregonus lavaretus*).

Bilaga 1 – Kartor över modellerade arter, naturvärden och HUB

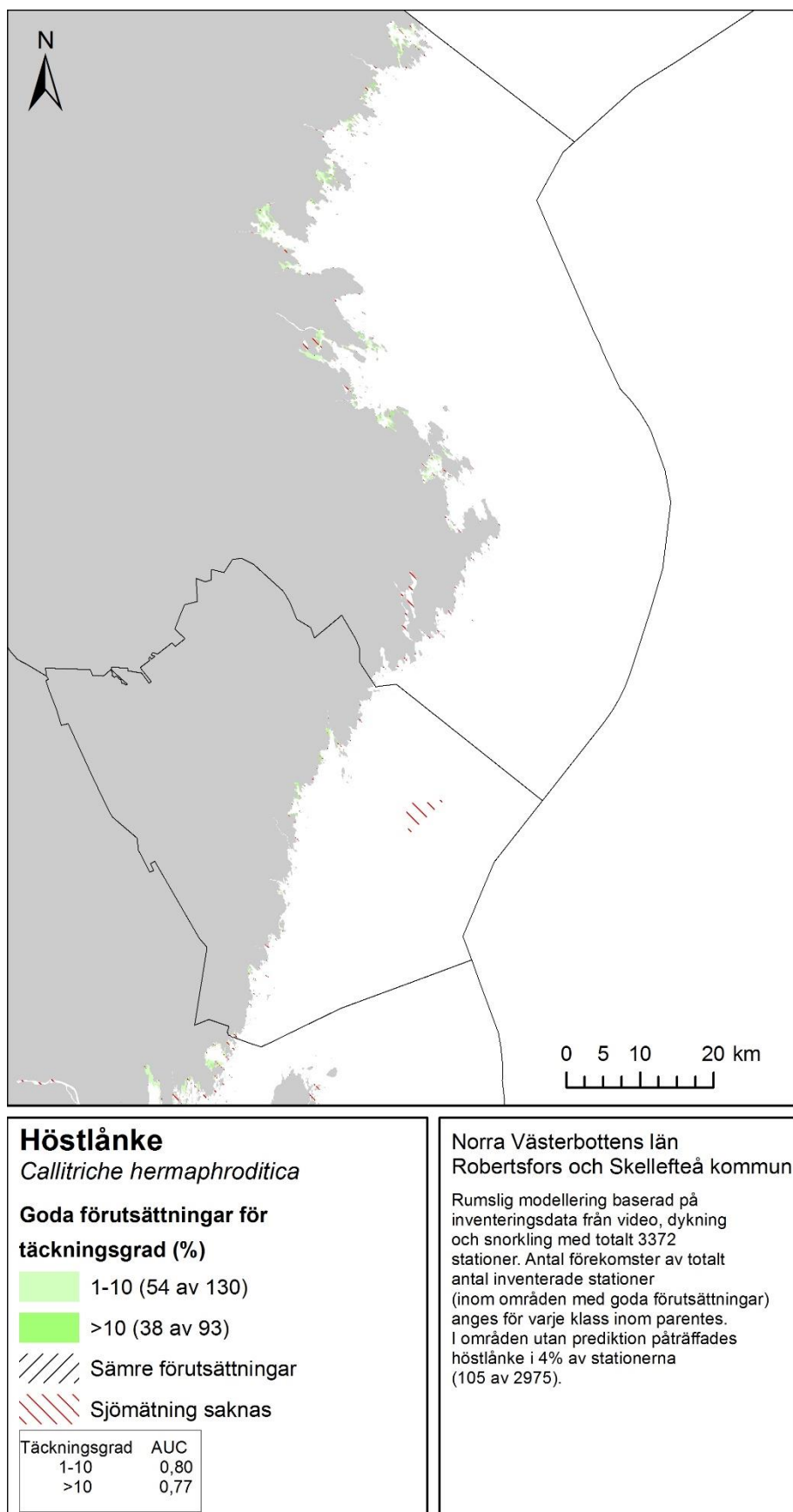




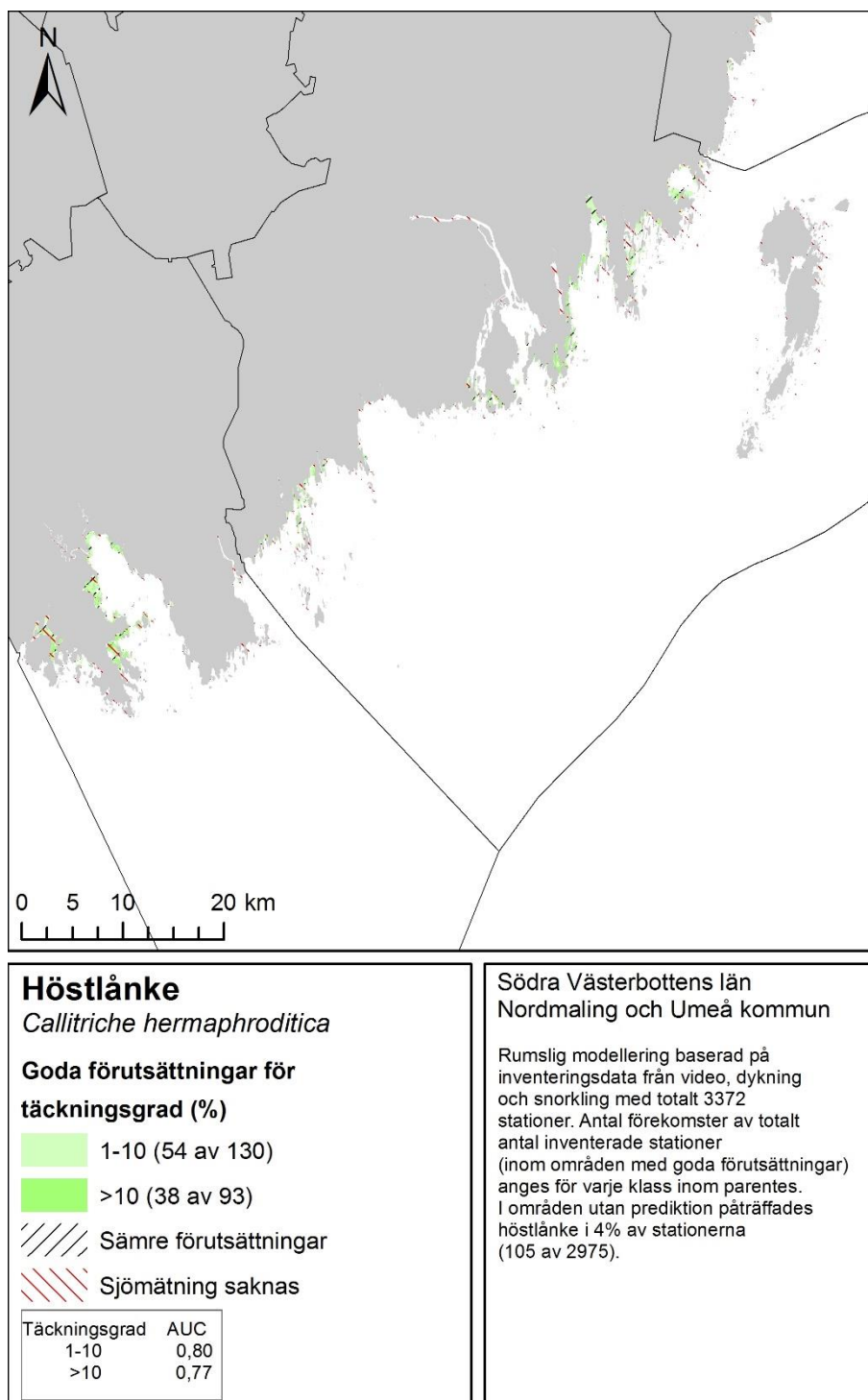
Figur 49. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ishavsstofs i norra Västerbottens län.



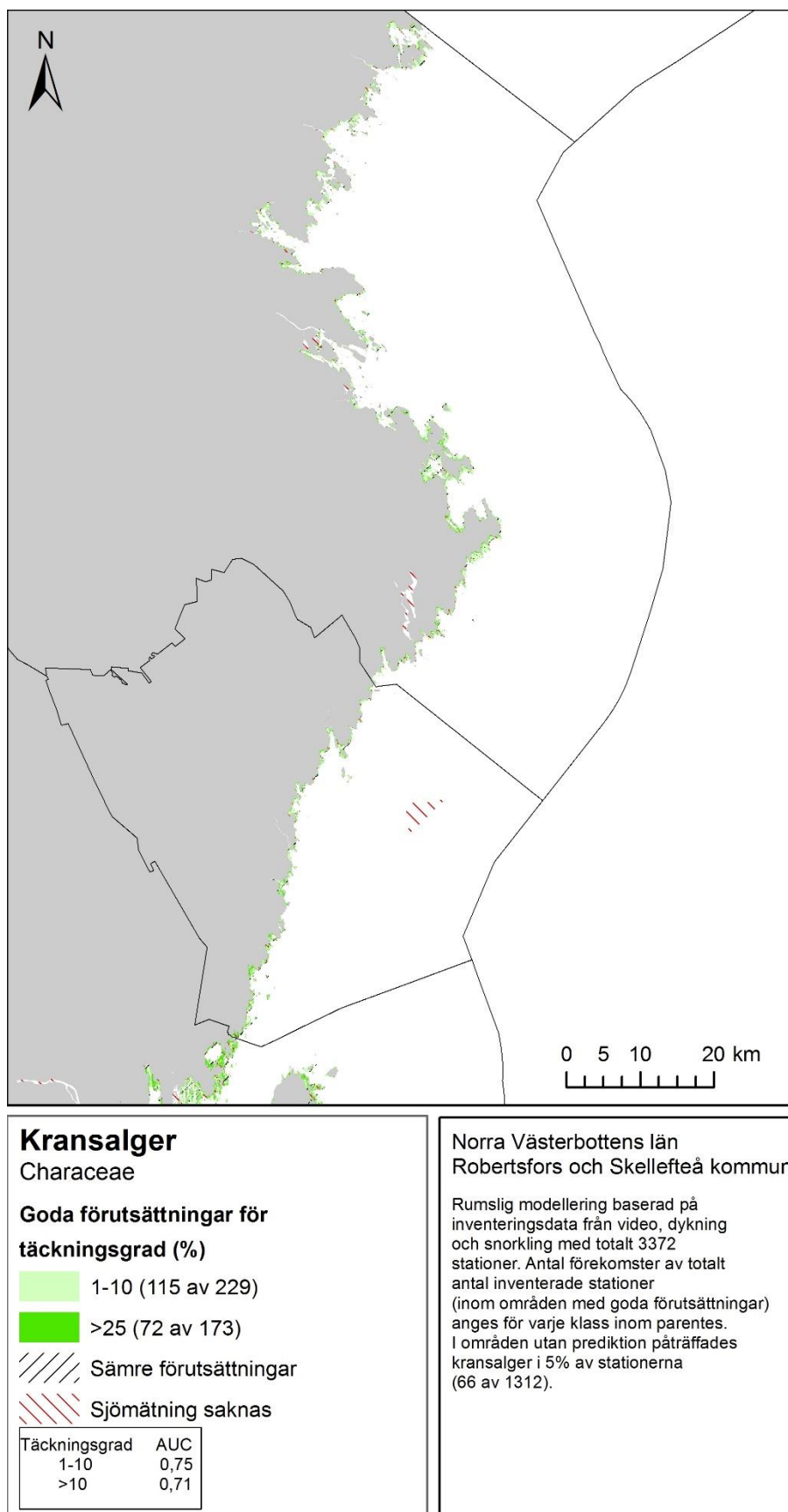
Figur 50. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ishavstofs i södra Västerbottens län.



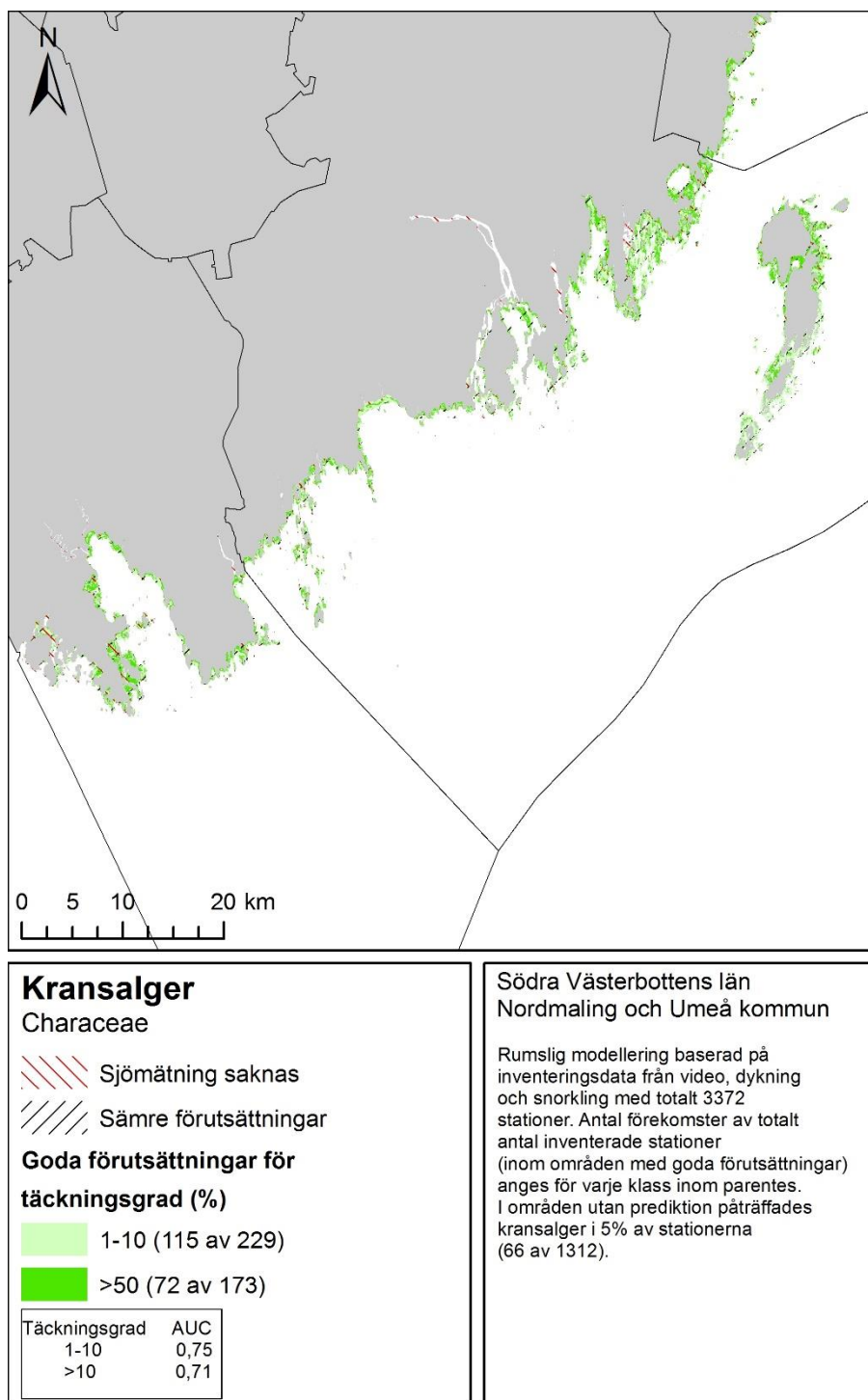
Figur 51. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höstlånke i norra Västerbottens län.



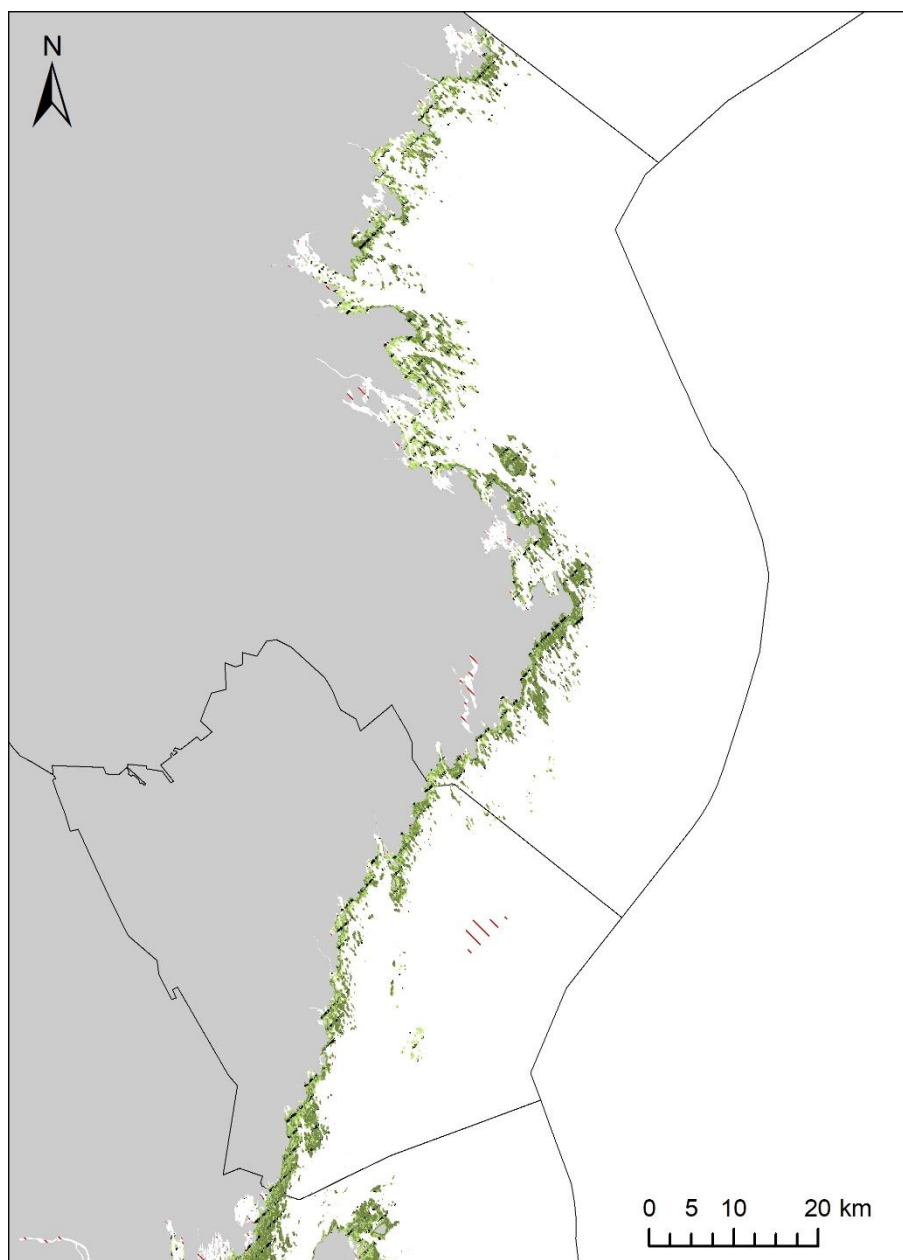
Figur 52. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höstlånke i södra Västerbottens län.



Figur 53. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av kransalger i norra Västerbottens län.



Figur 54. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av krusalger i södra Västerbottens län.



Filamentösa alger

Goda förutsättningar för täckningsgrad (%)

1-10 (36 av 47)
10-25 (45 av 59)
25-50 (38 av 60)
>50 (198 av 286)

Abundans	AUC
1-10	0,90
10-25	0,89
25-50	0,89
>50	0,90

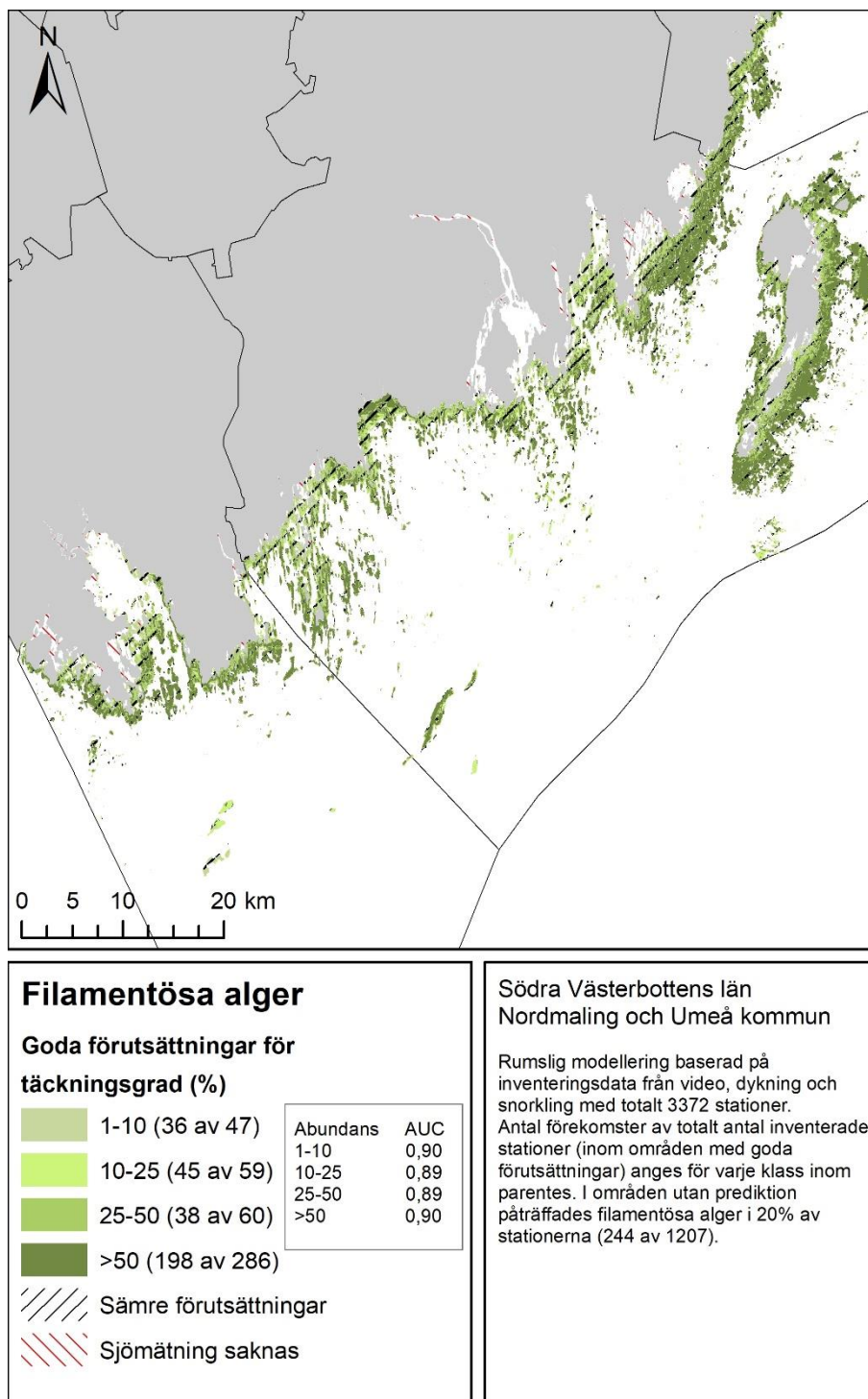
//// Sämre förutsättningar

//// Sjömätning saknas

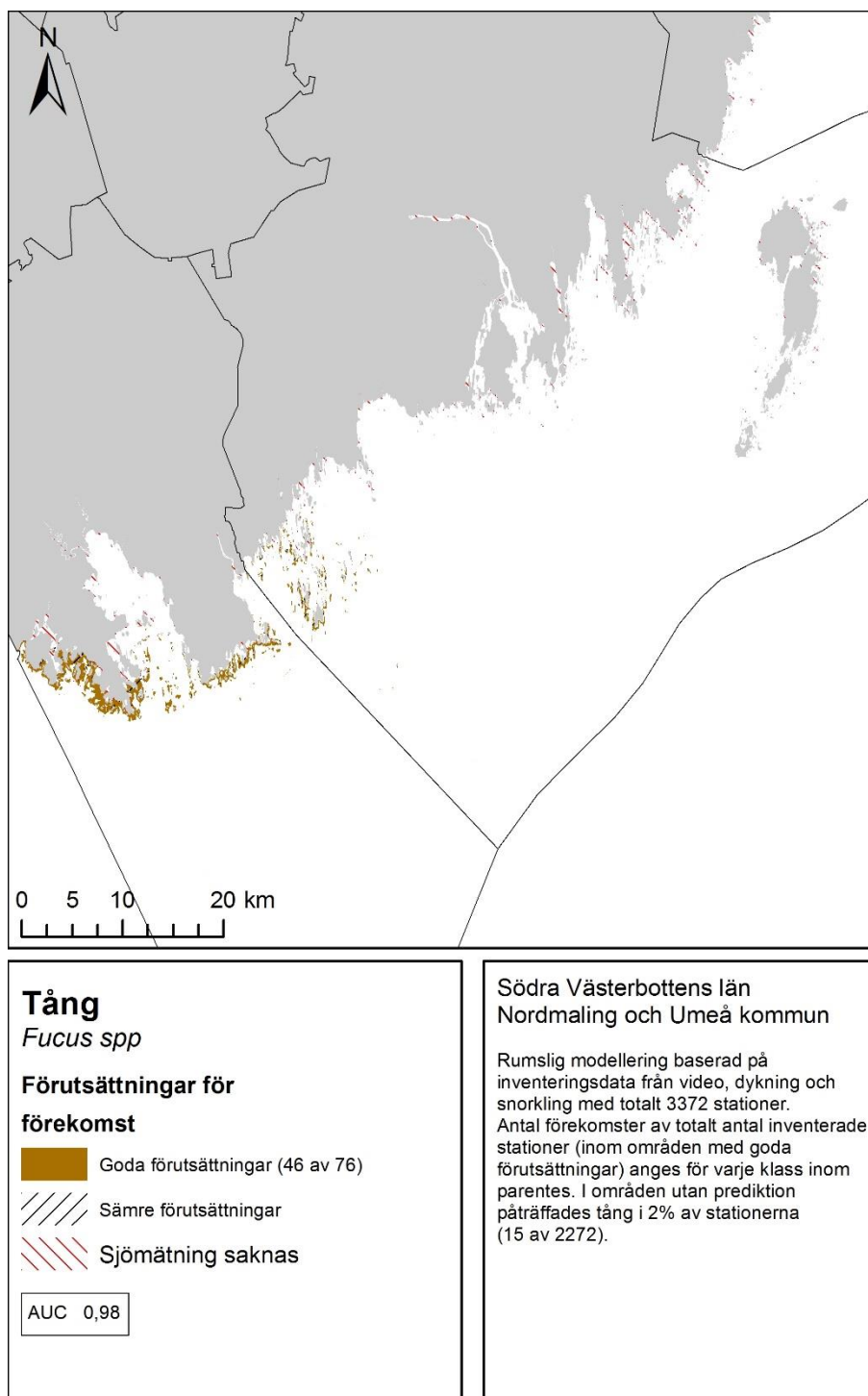
Norra Västerbottens län Robertsfors och Skellefteå kommun

Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från video, dykning och snorkling med totalt 3372 stationer. Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer (inom områden med goda förutsättningar) anges för varje klass inom parentes. I områden utan prediktion påträffades filamentösa alger 20% av stationerna (244 av 1207).

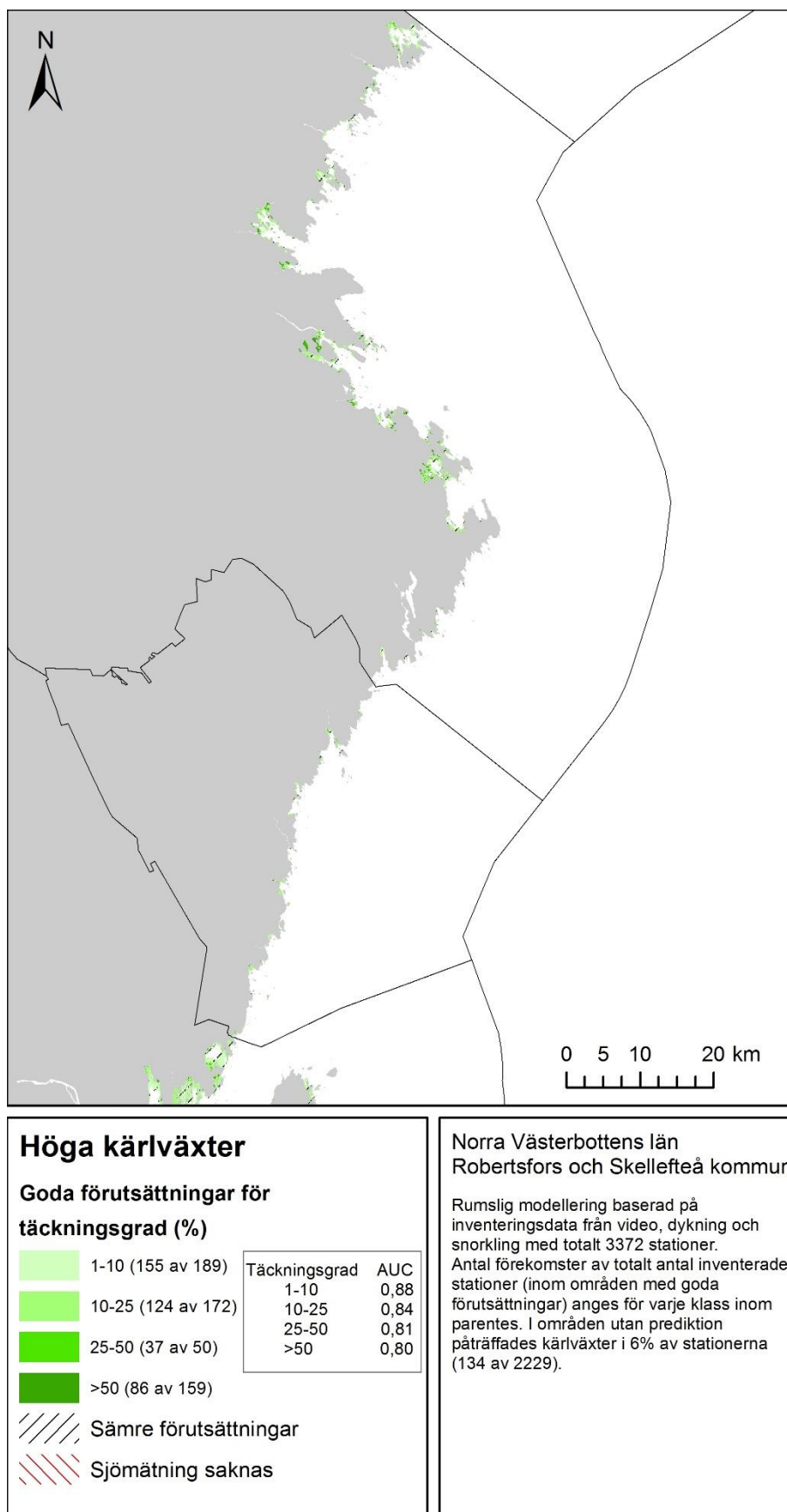
Figur 55. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av filamentösa alger i norra Västerbottens län.



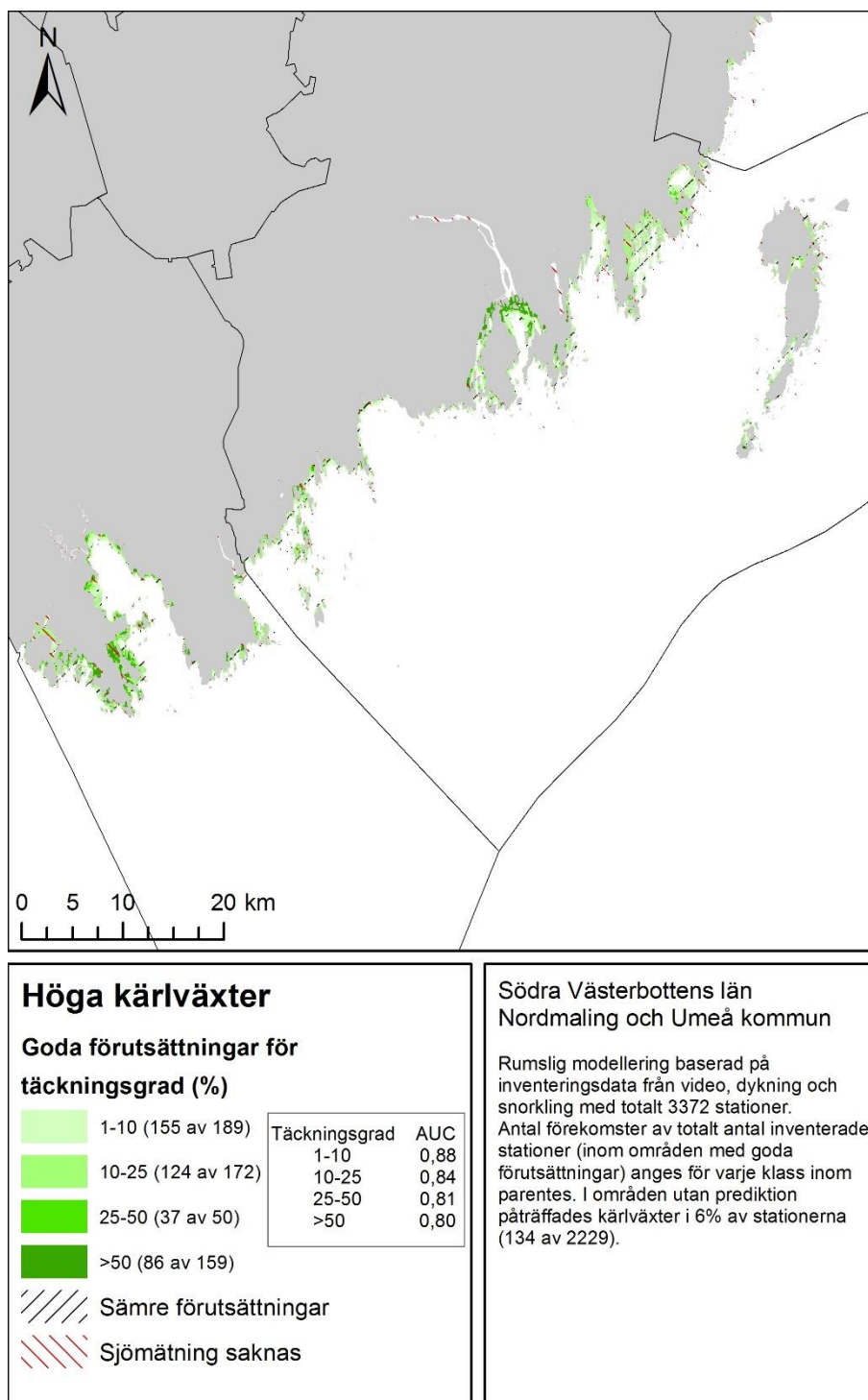
Figur 56. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av filamentösa alger i södra Västerbottens län.



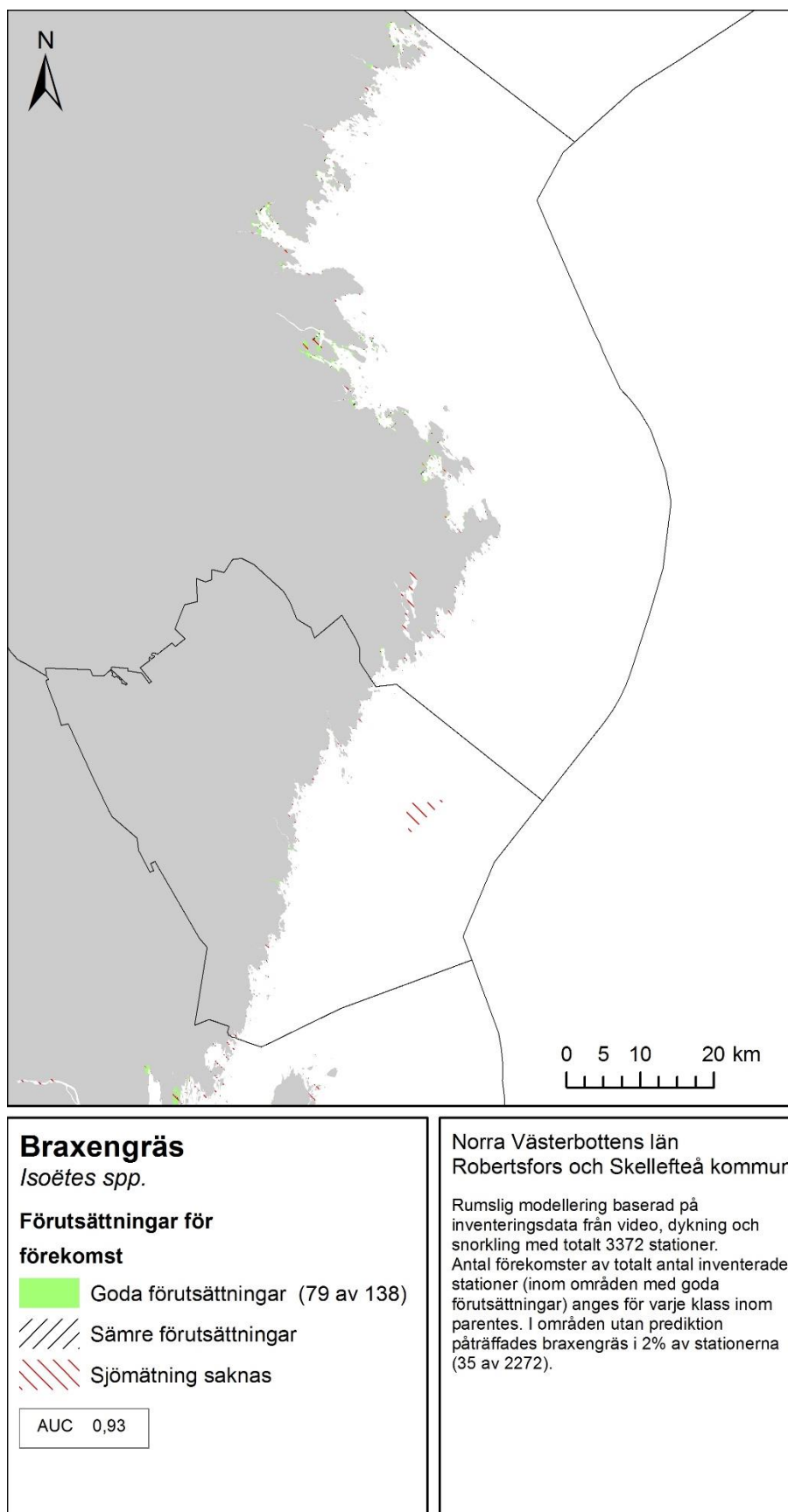
Figur 57. Predikerad förutsättning för förekomst av tång i södra Västerbottens län. Eftersom ingen tång predikterades i de norra delarna av länet visas endast en karta över södra delen av länet för tång.



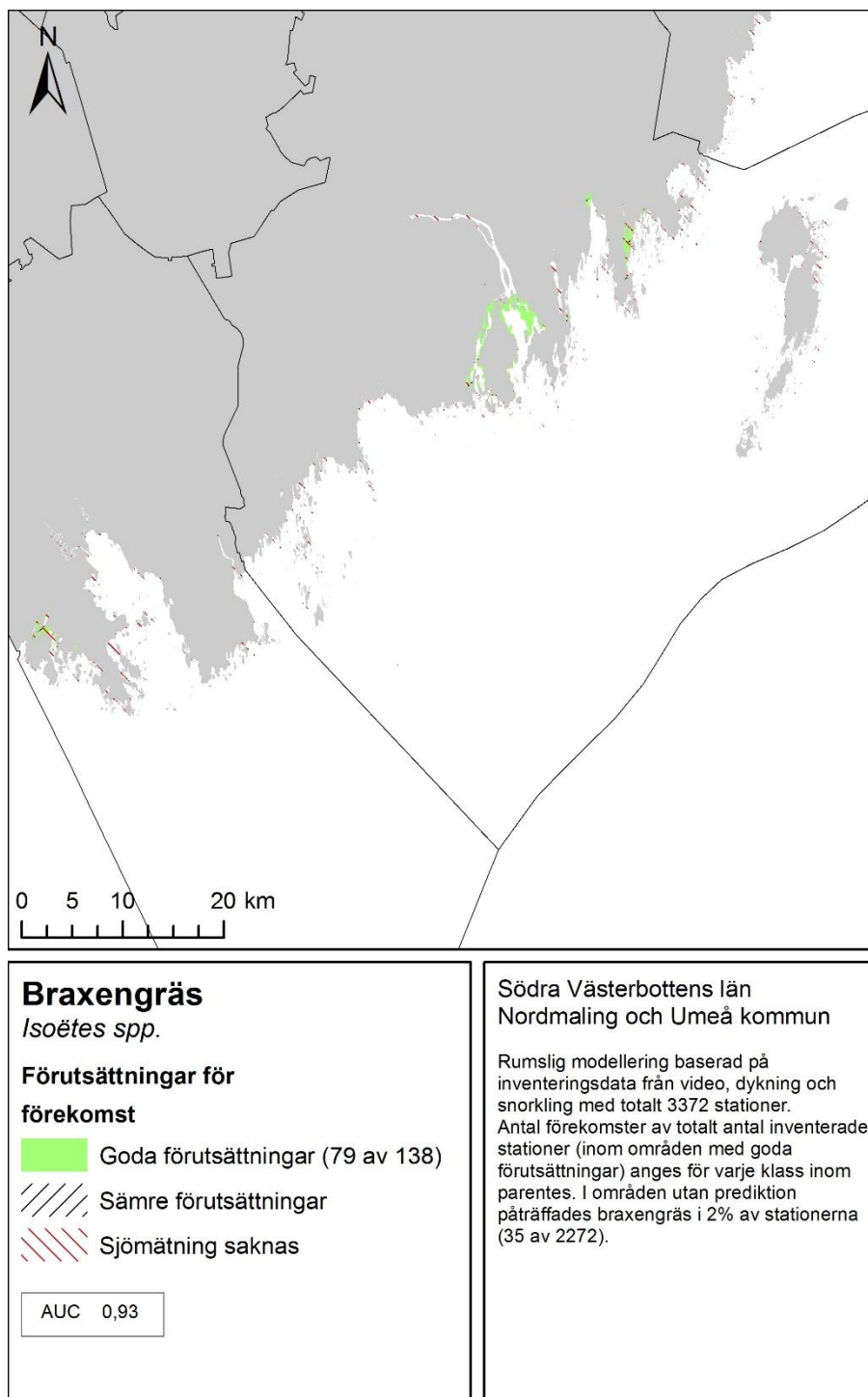
Figur 58. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höga kärlväxter i norra Västerbottens län.



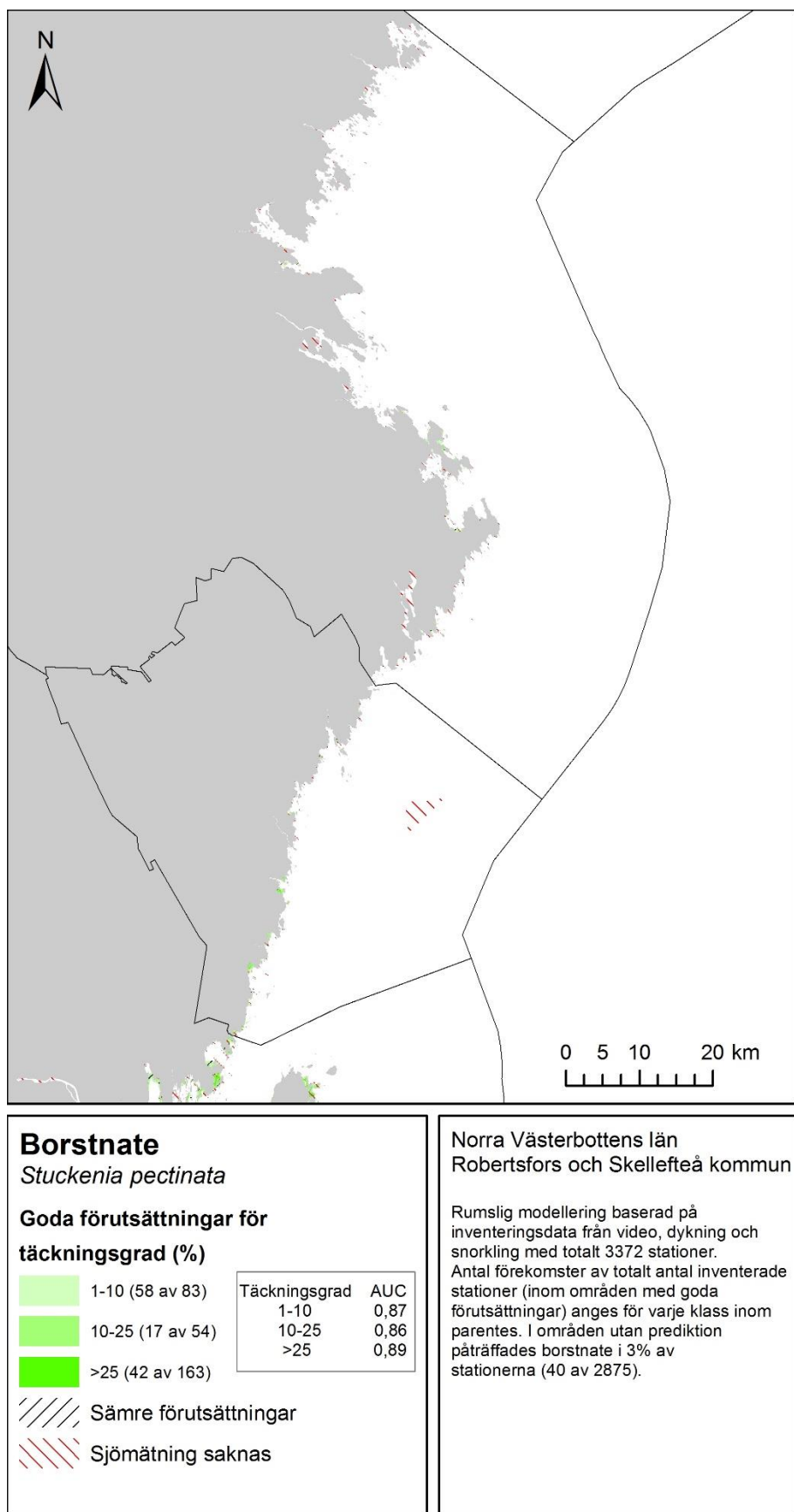
Figur 59. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av höga kärlväxter i södra Västerbottens län.



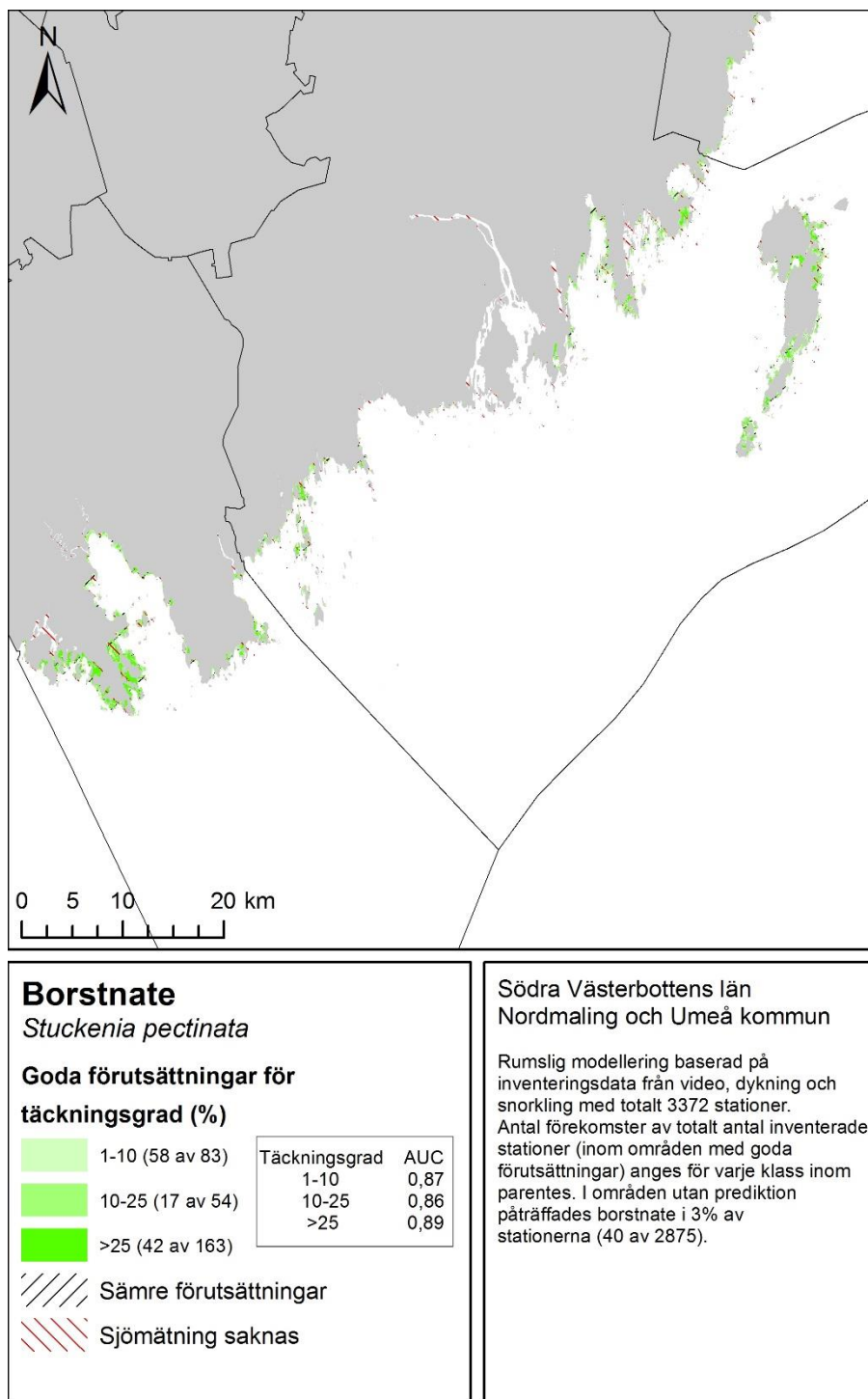
Figur 60. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av braxengräs i norra Västerbottens län.



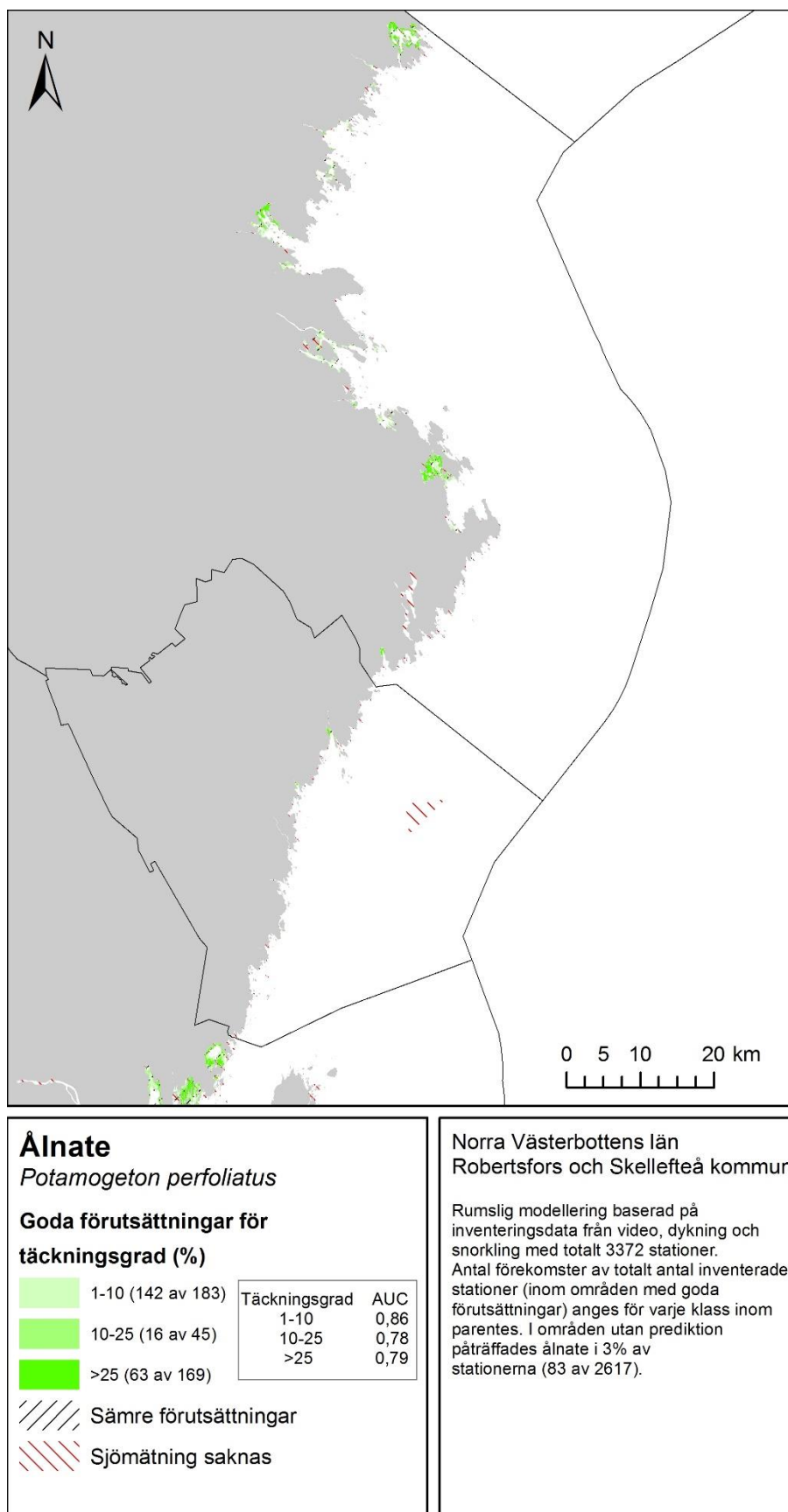
Figur 61. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av braxengräs i södra Västerbottens län.



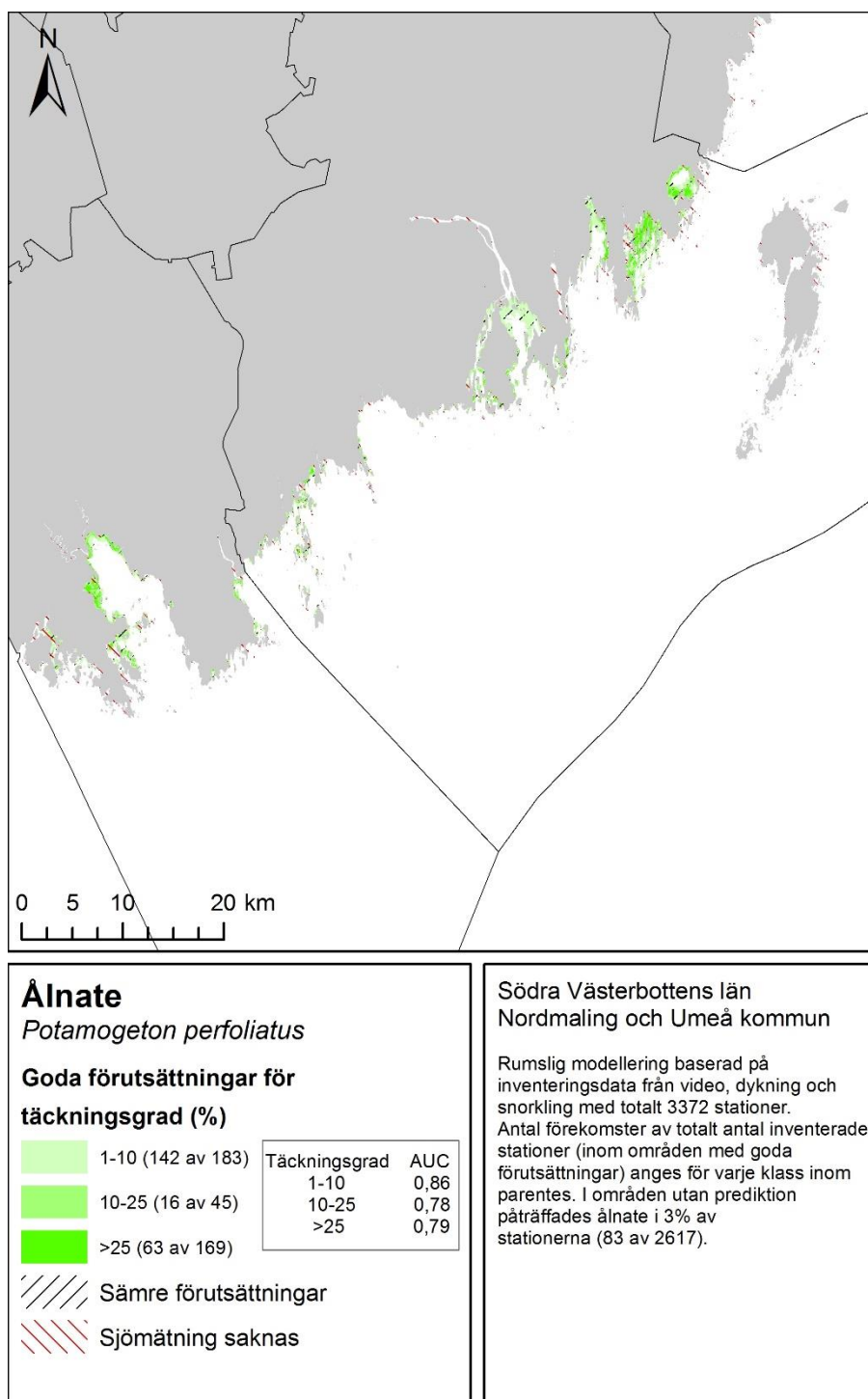
Figur 62. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av borstnate i norra Västerbottens län.



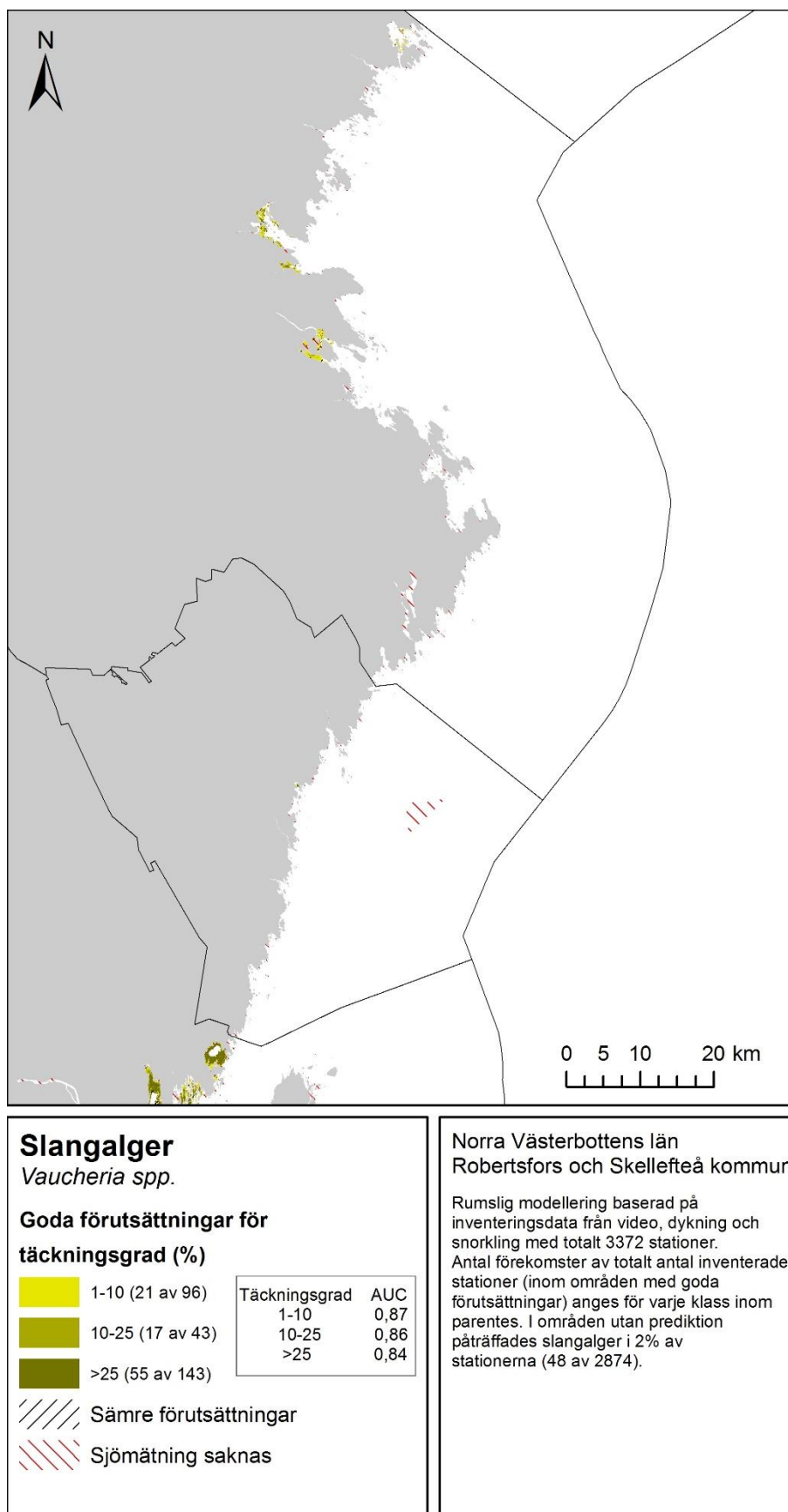
Figur 63. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av borstnate i södra Västerbottens län.



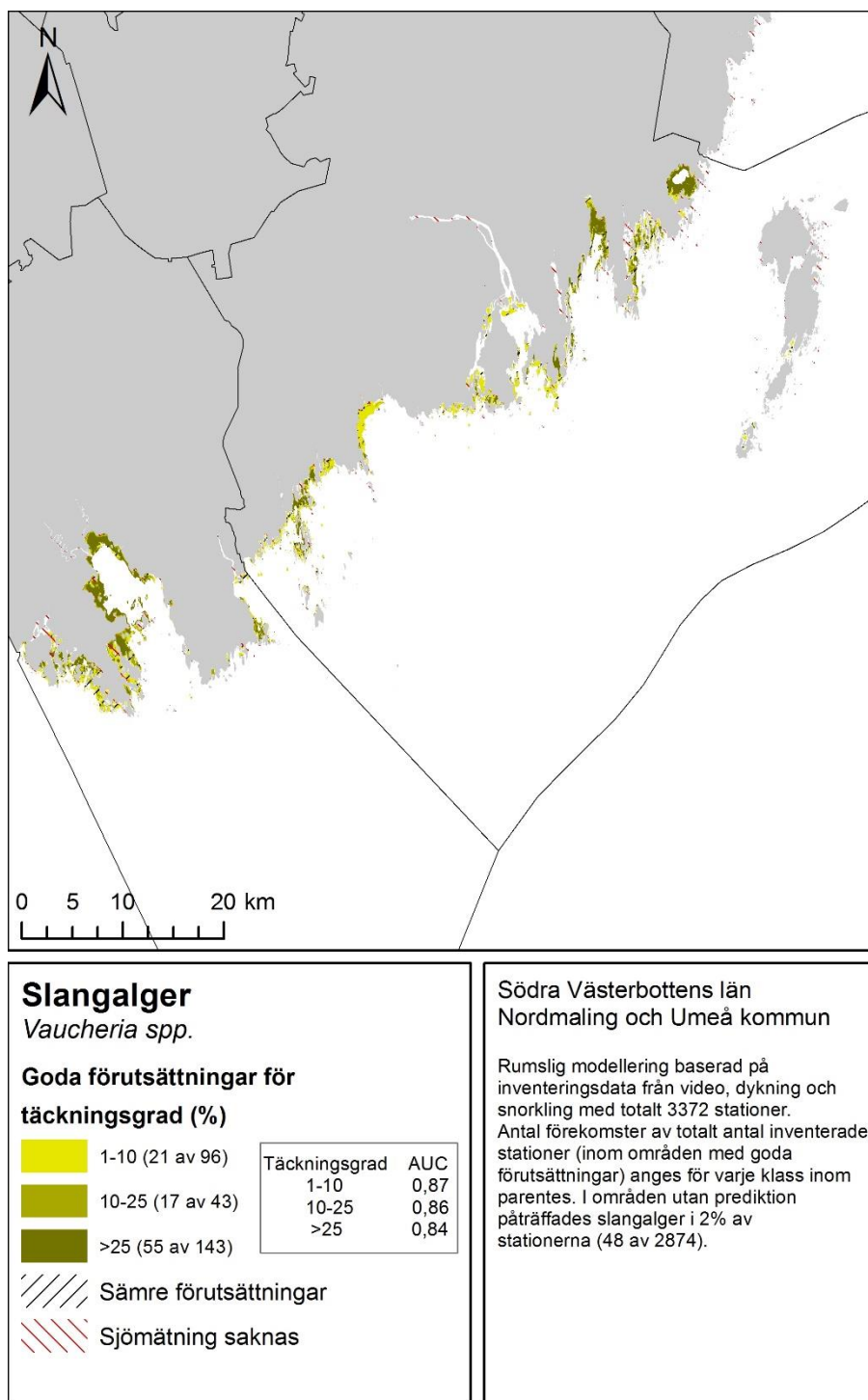
Figur 64. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ålnate i norra Västerbottens län.



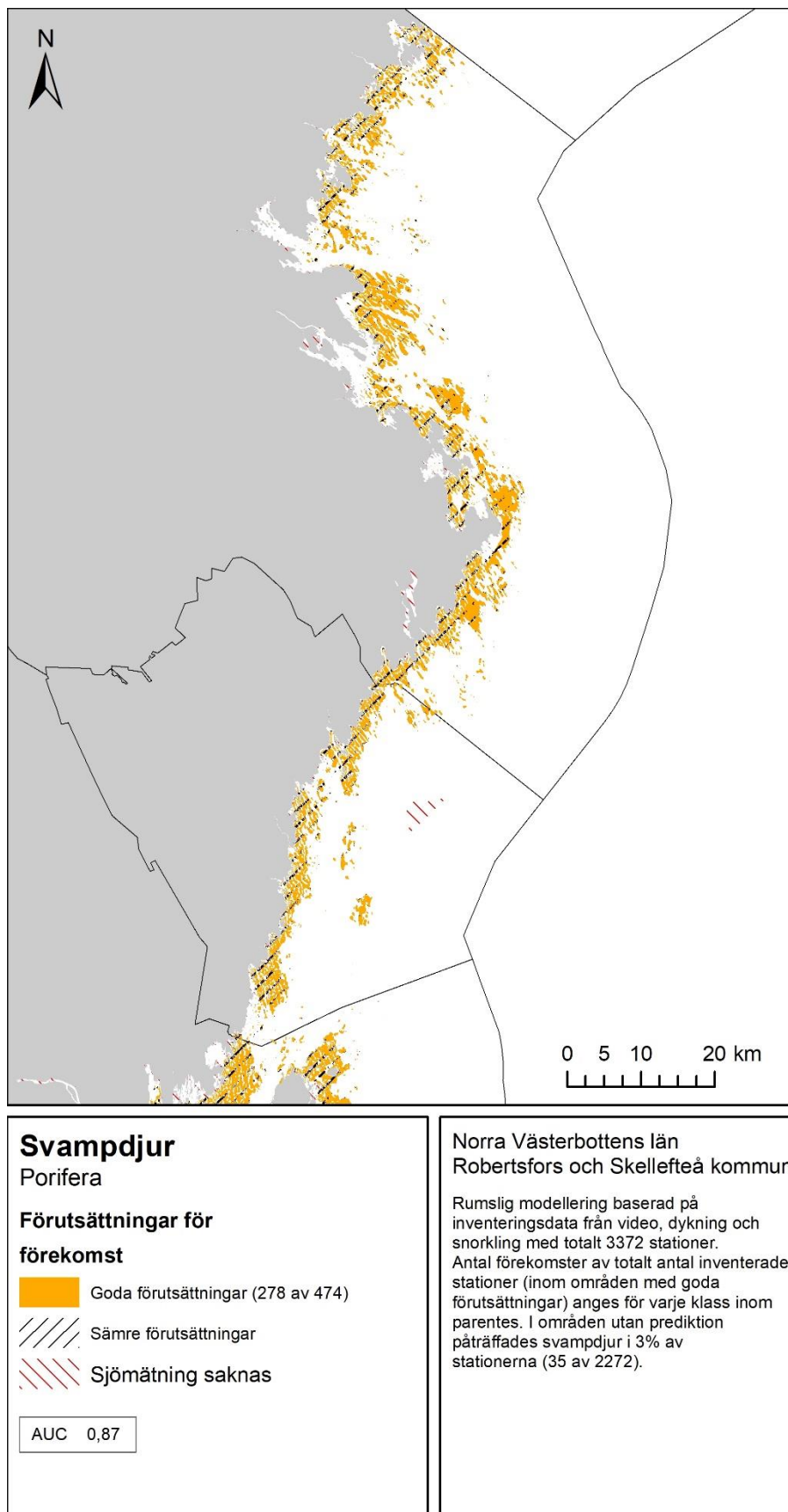
Figur 65. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ålnate i södra Västerbottens län.



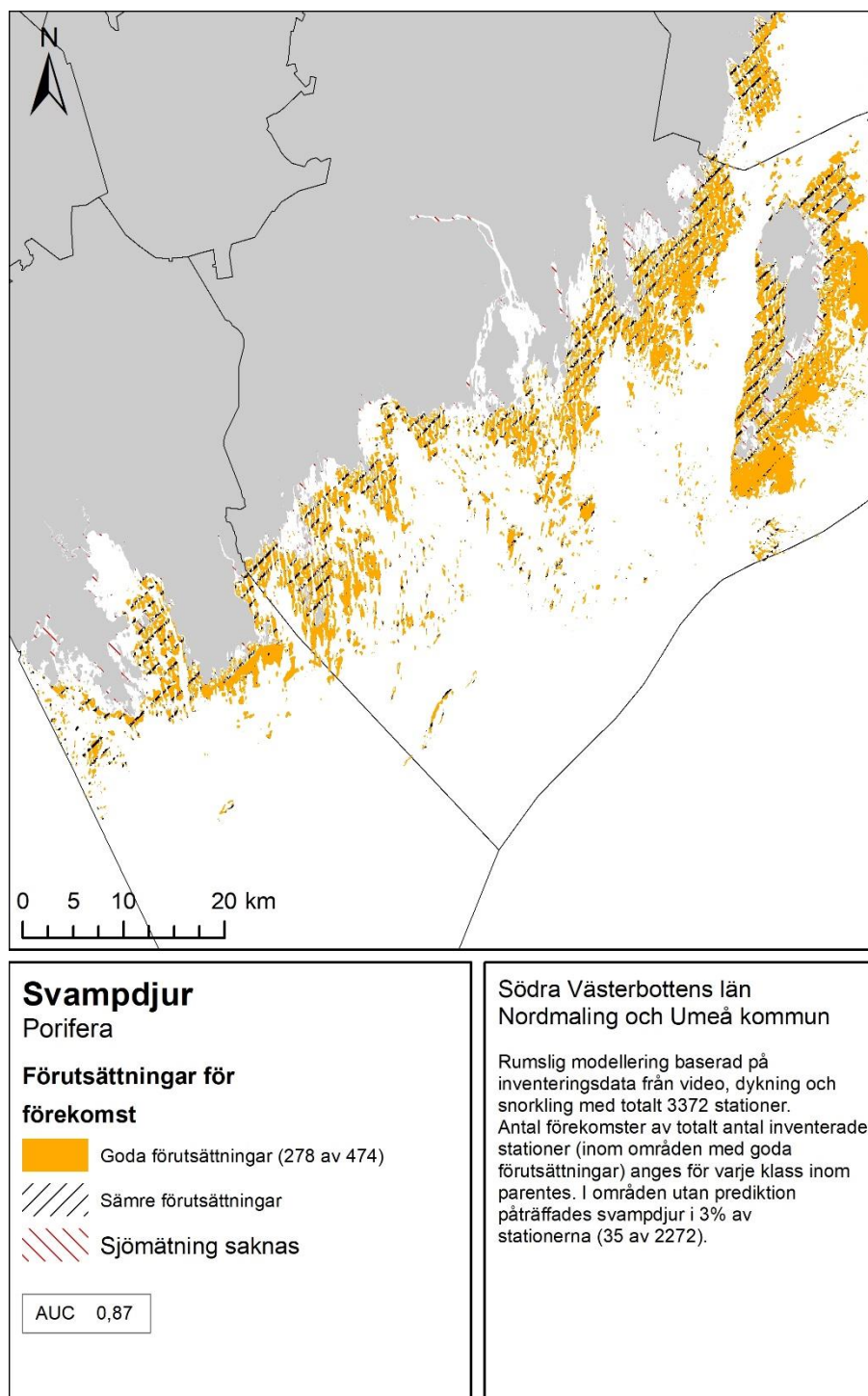
Figur 66. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av slangalger i norra Västerbottens län.



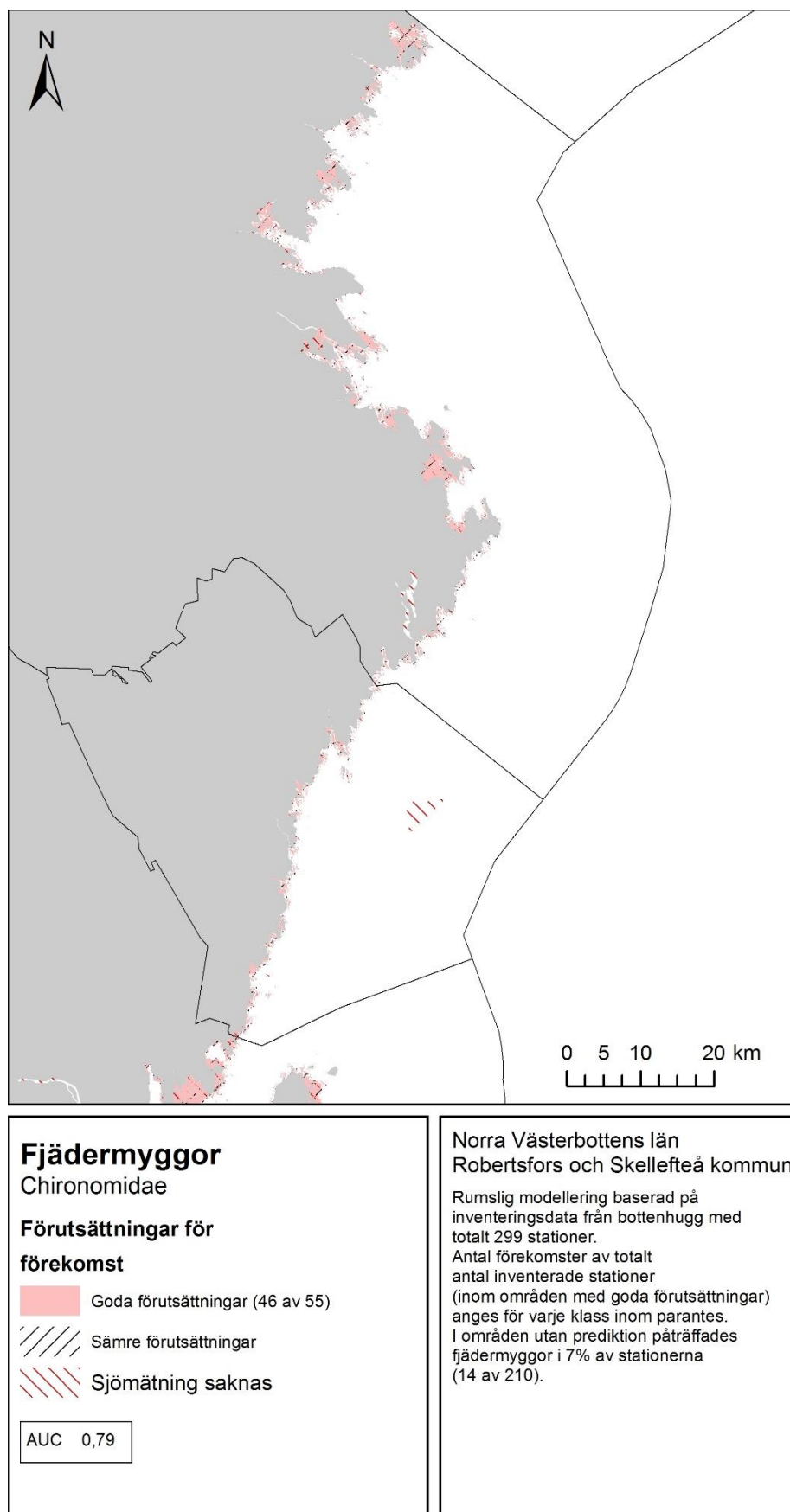
Figur 67. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av slangalger i södra Västerbottens län.



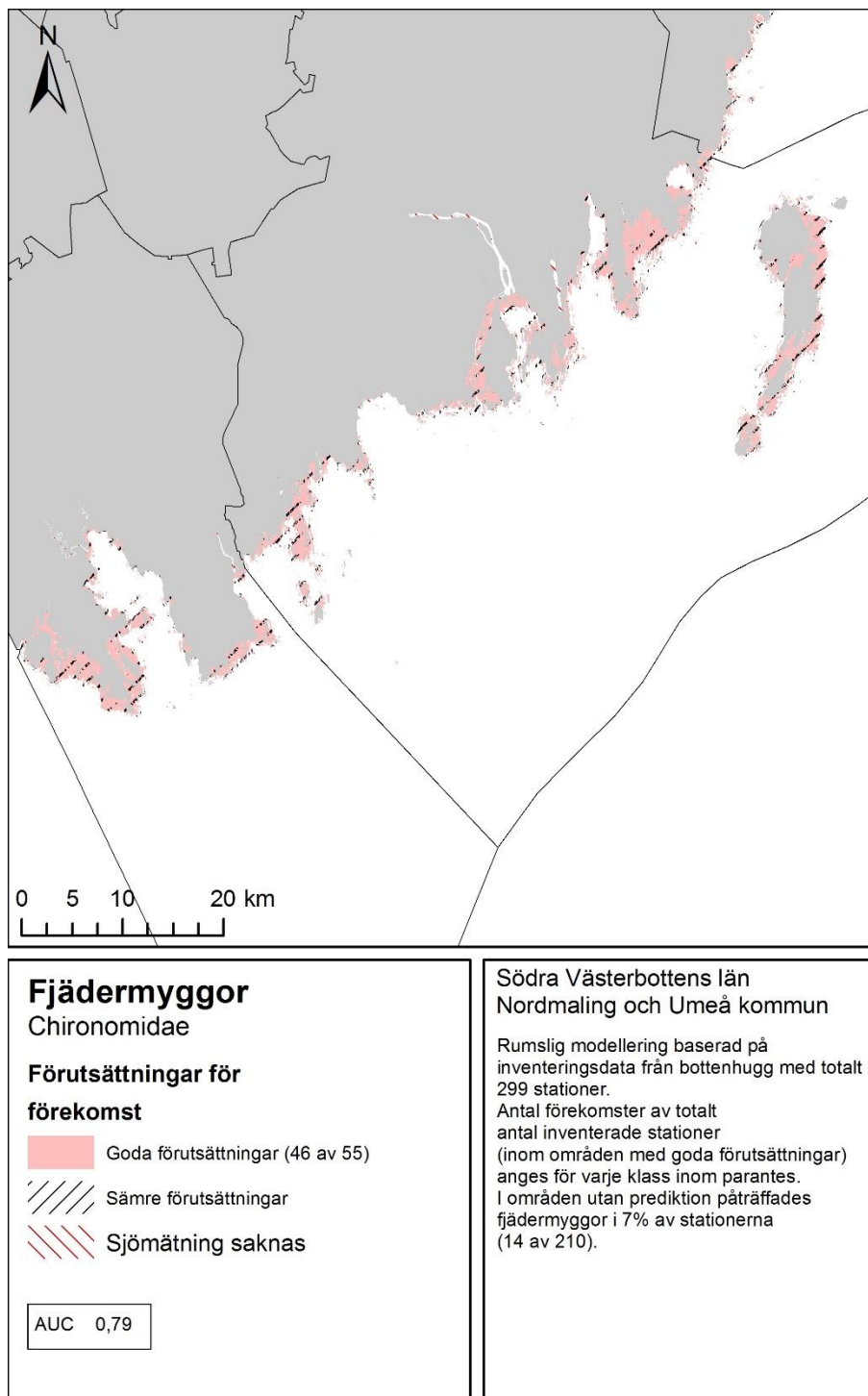
Figur 68. Predikterad förutsättning för förekomst av svampdjur i norra Västerbottens län.



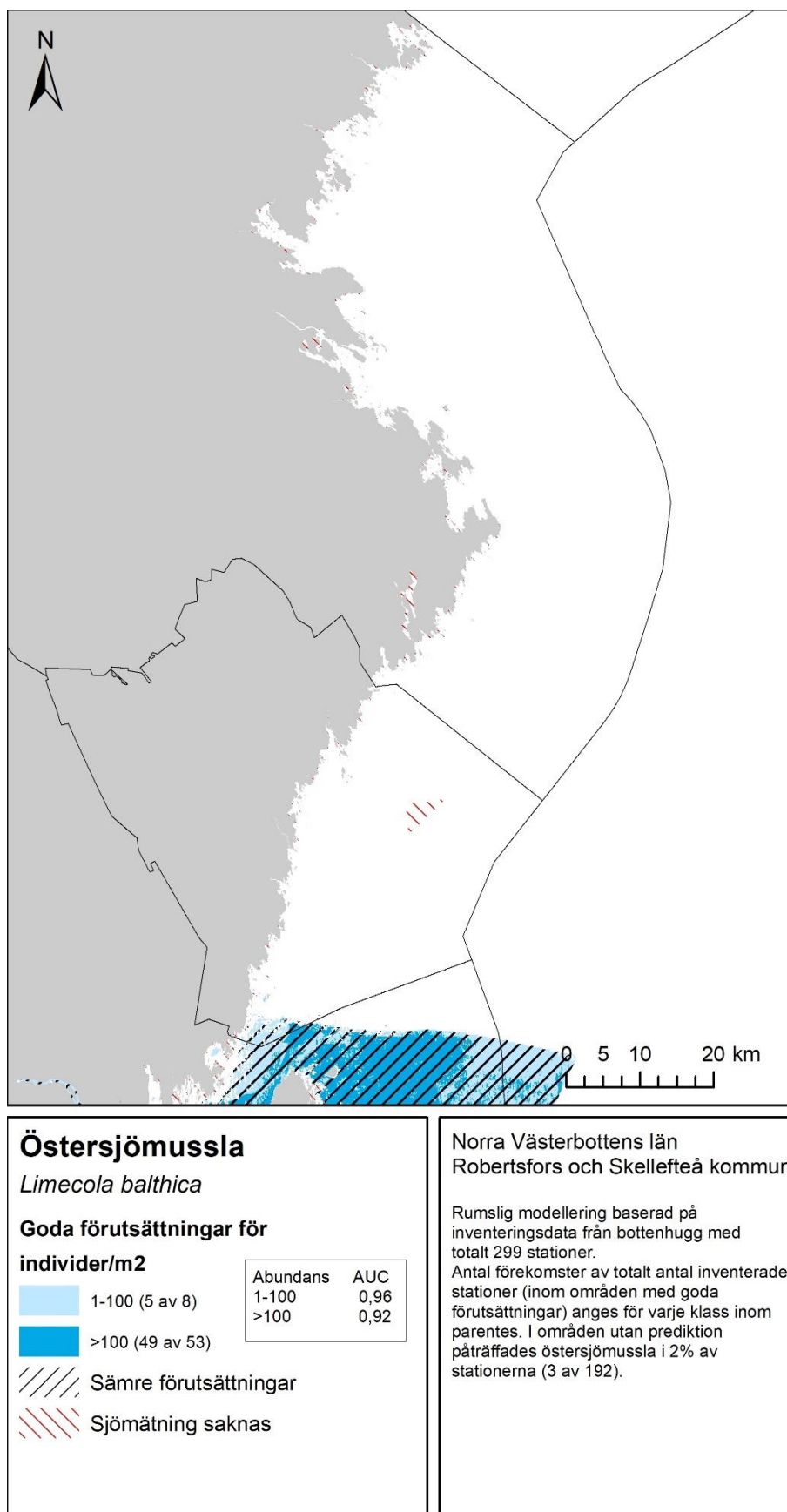
Figur 69. Predikerad förutsättning för förekomst av svampdjur i södra Västerbottens län.



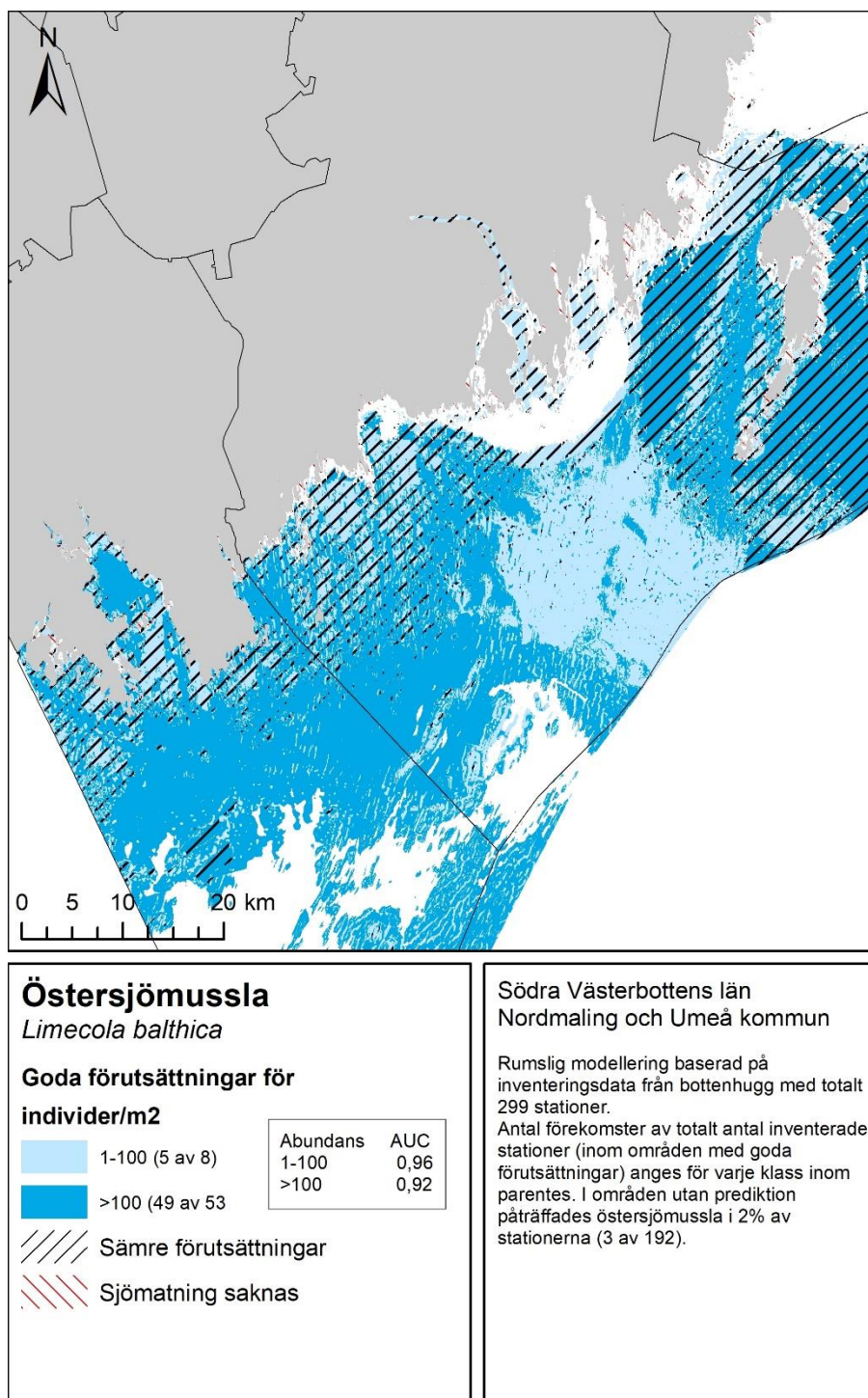
Figur 70. Predikterad förutsättning för förekomst av fjädermygglarver i norra Västerbottens län.



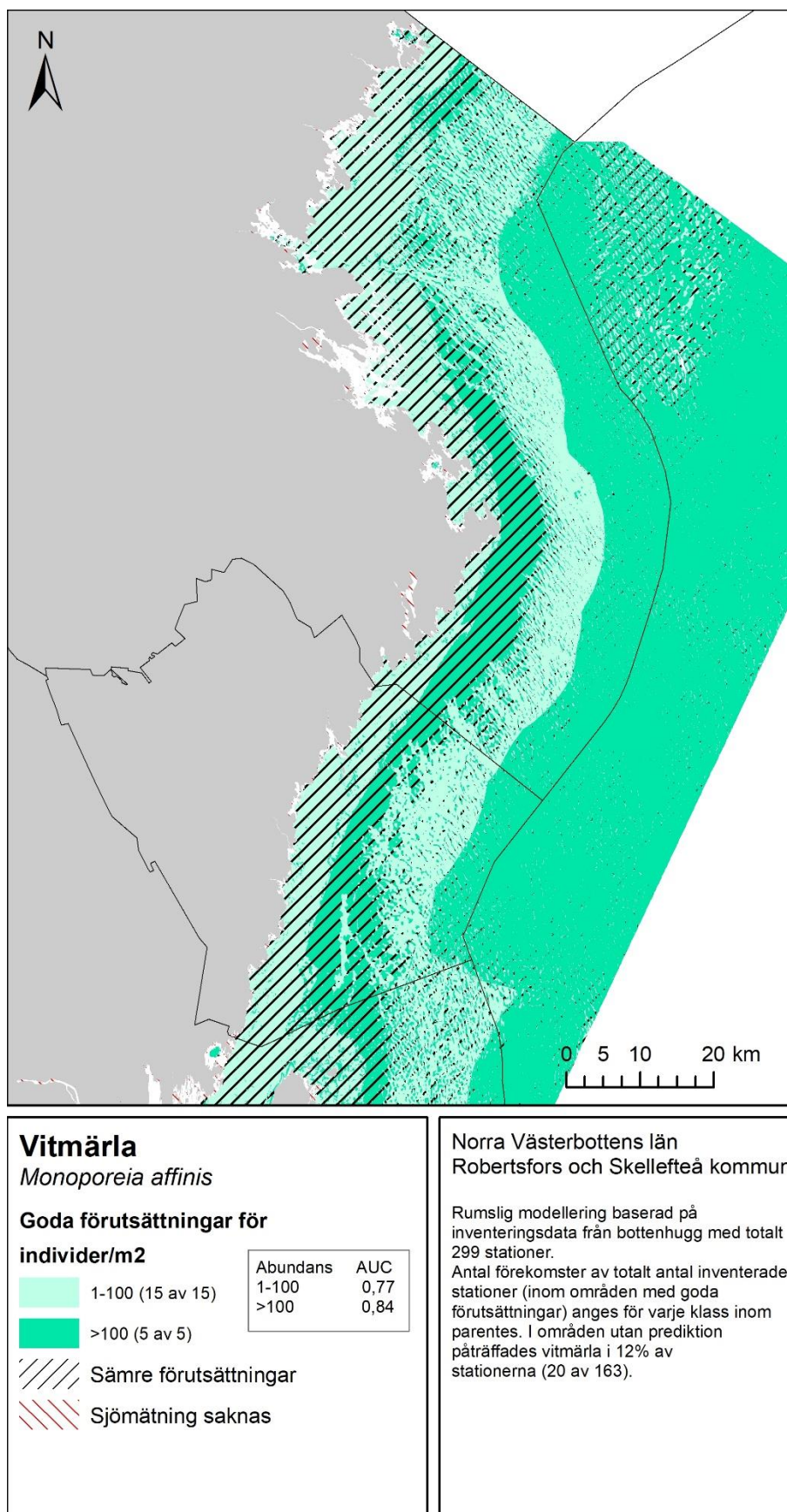
Figur 71. Predikterad förutsättning för förekomst av fjädermygglarver i södra Västerbottens län.



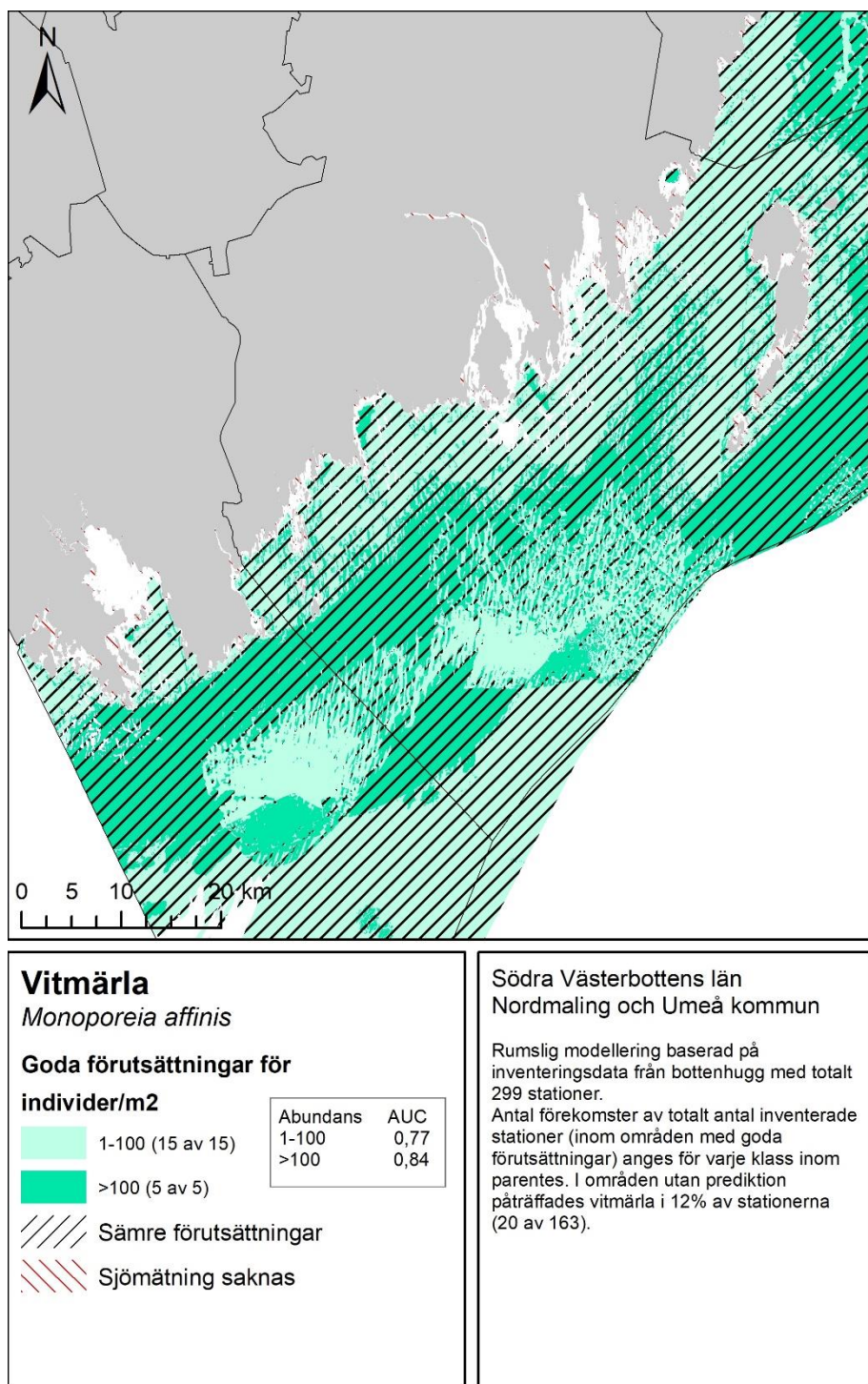
Figur 72. Predikterade förutsättningar för olika tätheter av Östersjömussla i norra Västerbottens län.



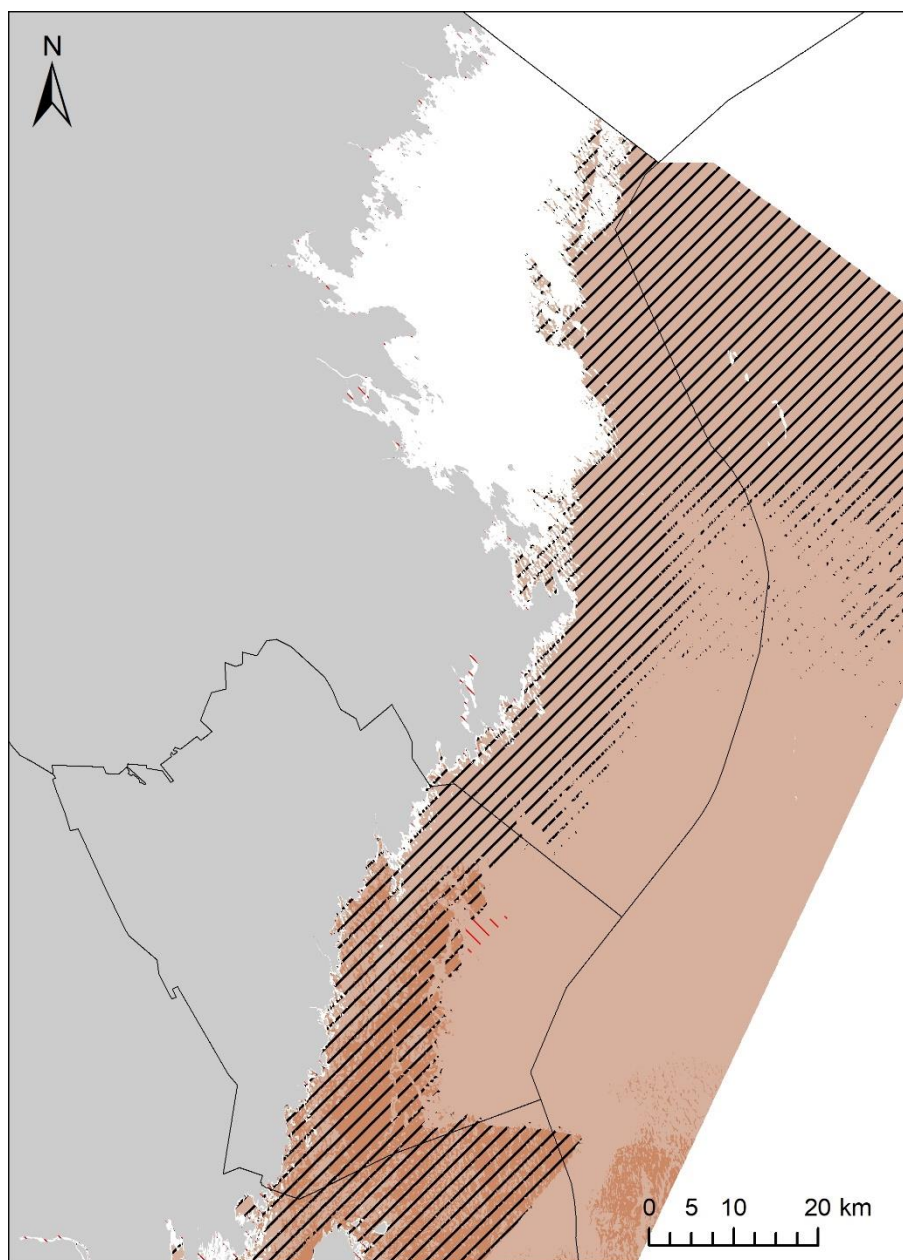
Figur 73. Predikterade förutsättningar för olika tätheter av Östersjömussla i södra Västerbottens län.



Figur 74. Predikterade förutsättningar för olika tätheter av vitmärkla i norra Västerbottens län.



Figur 75. Predikterade förutsättningar för olika tätheter av vitmärkla i södra Västerbottens län.



***Marenzelleria* spp.**

Goda förutsättningar för individer/m²

1-100 (6 av 6)

>100 (36 av 36)

Sämre förutsättningar

Sjömätning saknas

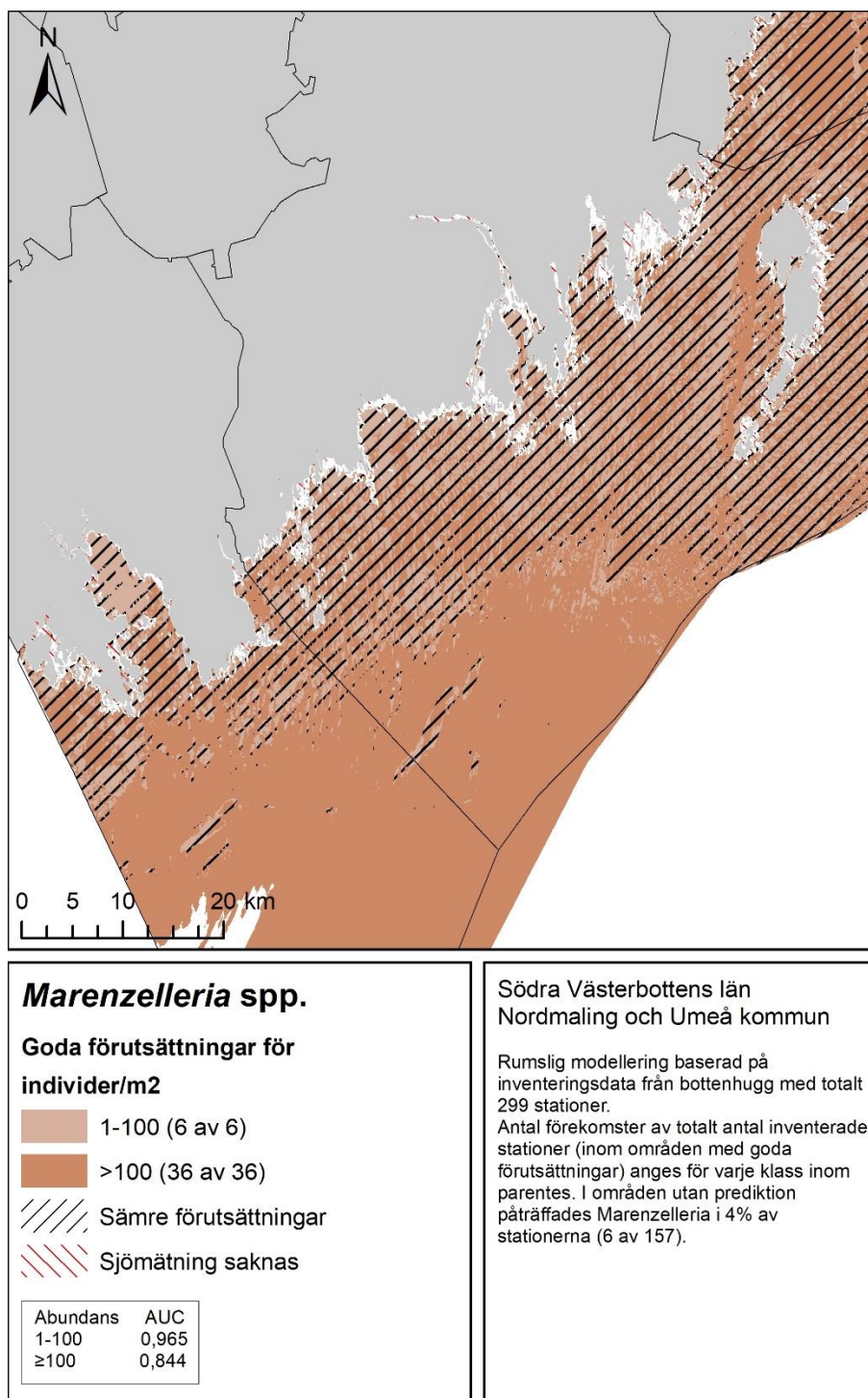
Abundans	AUC
1-100	0,965
≥100	0,844

Norra Västerbottens län Robertsfors och Skellefteå kommun

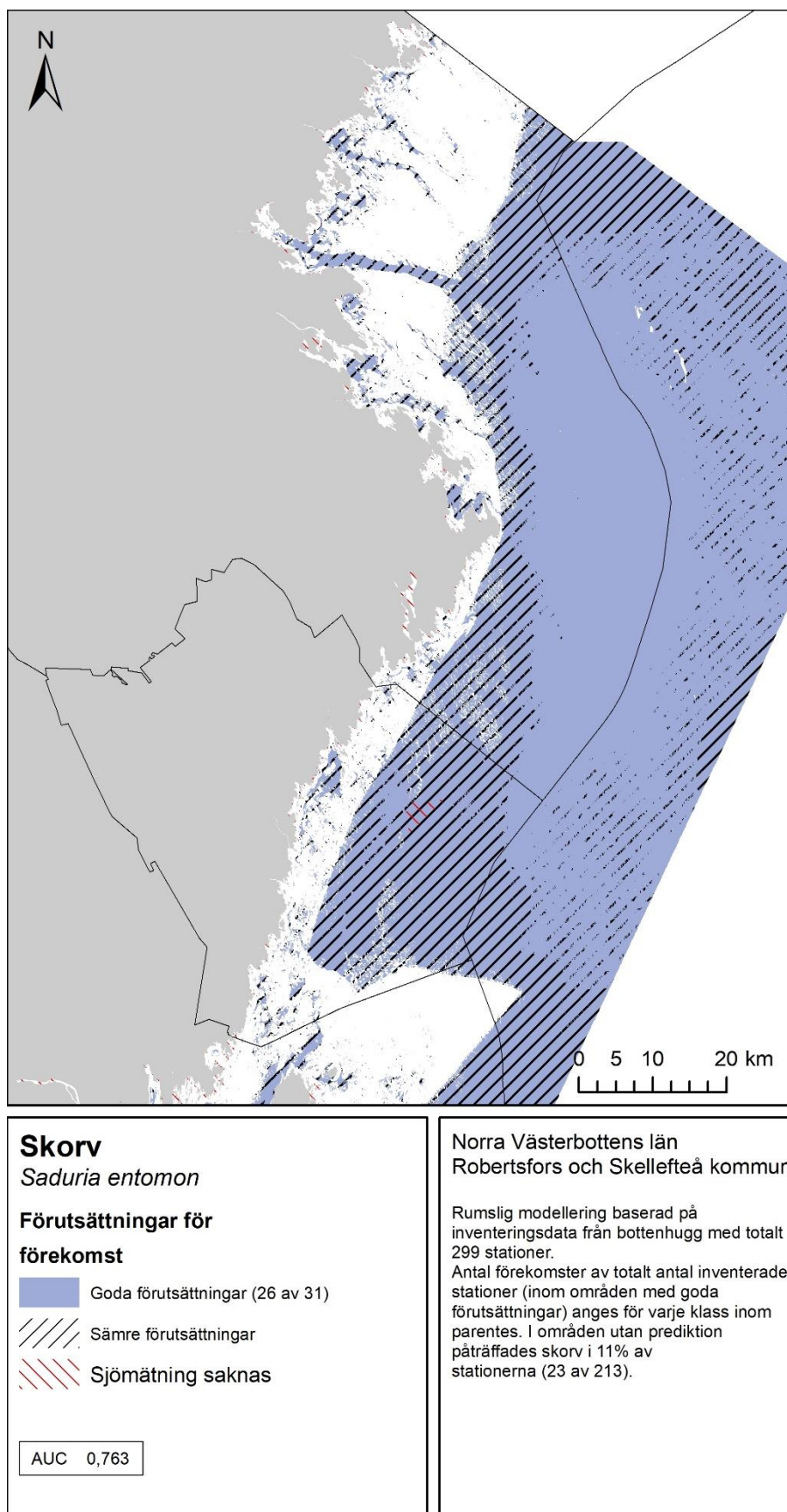
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från bottenhugg med totalt 299 stationer.

Antal förekomster av totalt antal inventerade stationer (inom områden med goda förutsättningar) anges för varje klass inom parentes. I områden utan prediktion påträffades *Marenzelleria* i 4% av stationerna (6 av 157).

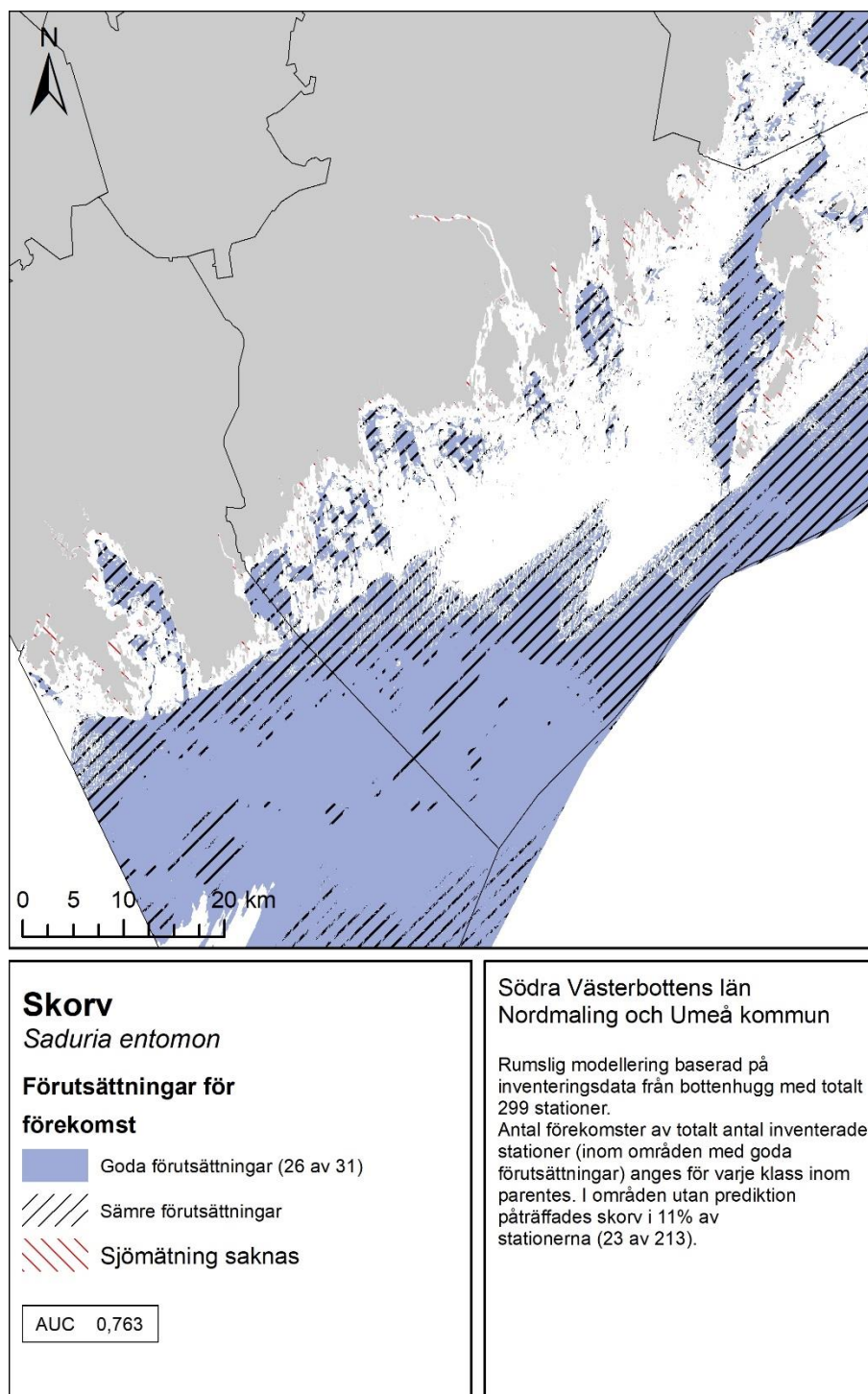
Figur 76. Predikterade förutsättningar för olika tätheter av *Marenzelleria* i norra Västerbottens län.



Figur 77. Predikterade förutsättningar för olika tätheter av *Marenzelleria* i södra Västerbottens län.

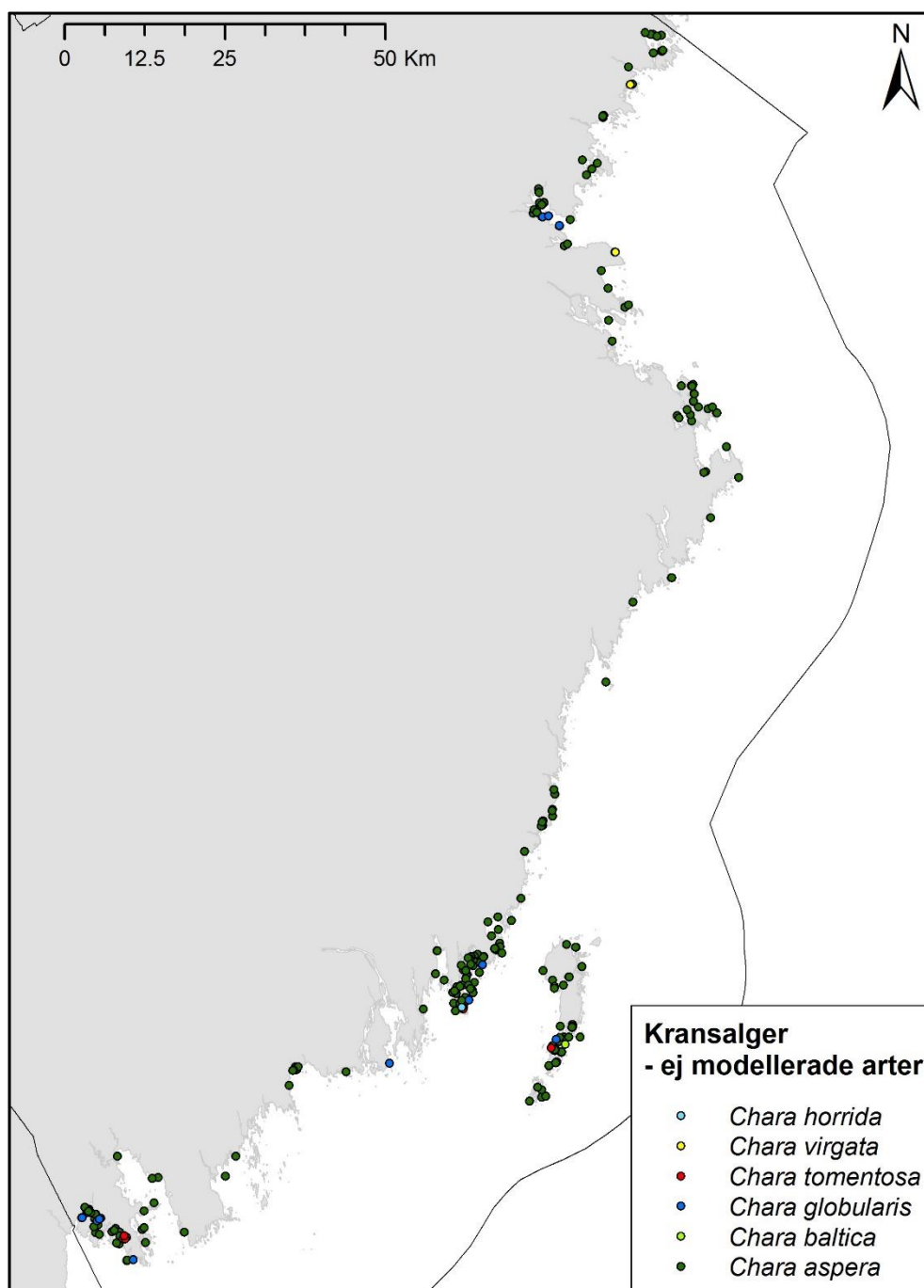


Figur 78. Predikterad förutsättning för förekomst av skorv i norra Västerbottens län.

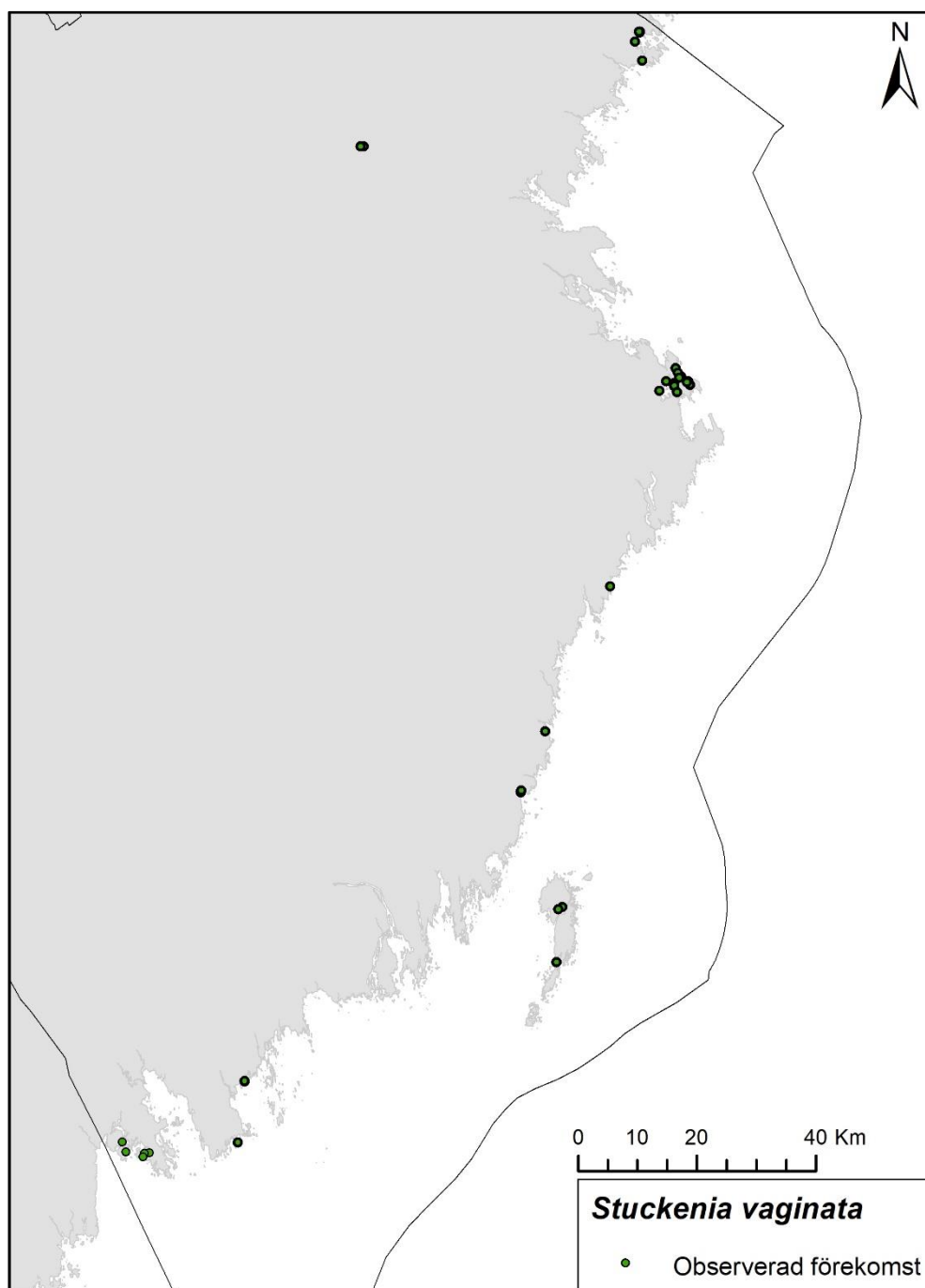


Figur 79. Predikterad förutsättning för förekomst av skorv i södra Västerbottens län.

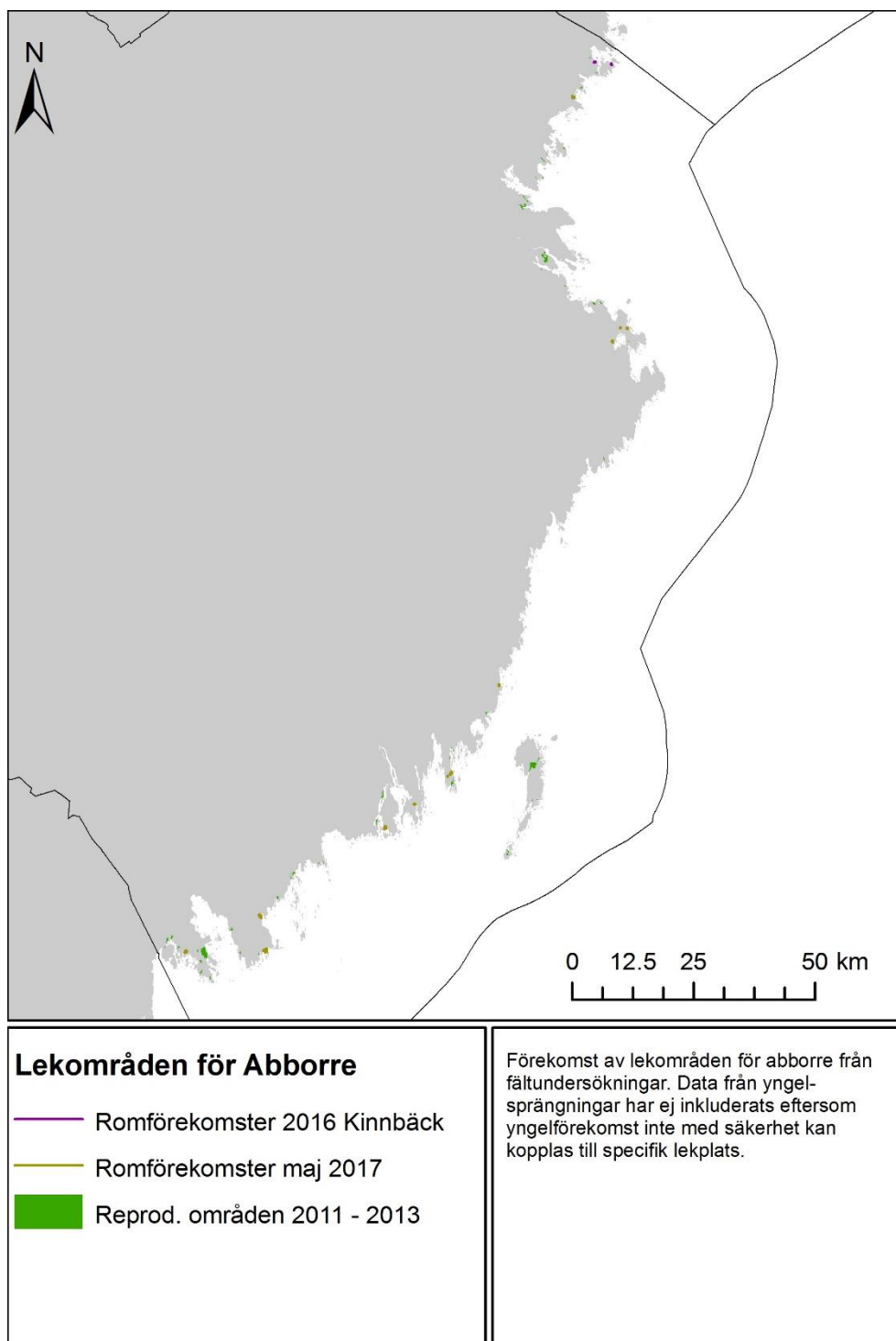
Bilaga 2 – ej modellerade arter – kartor över inventerade förekomster



Figur 80. Förekomster i data av arter av kransalger som inte modellerats.



Figur 81. Förekomster i data av *Stuckenia vaginata*.



Figur 82. Inventerade förekomster av abborrlekområden.