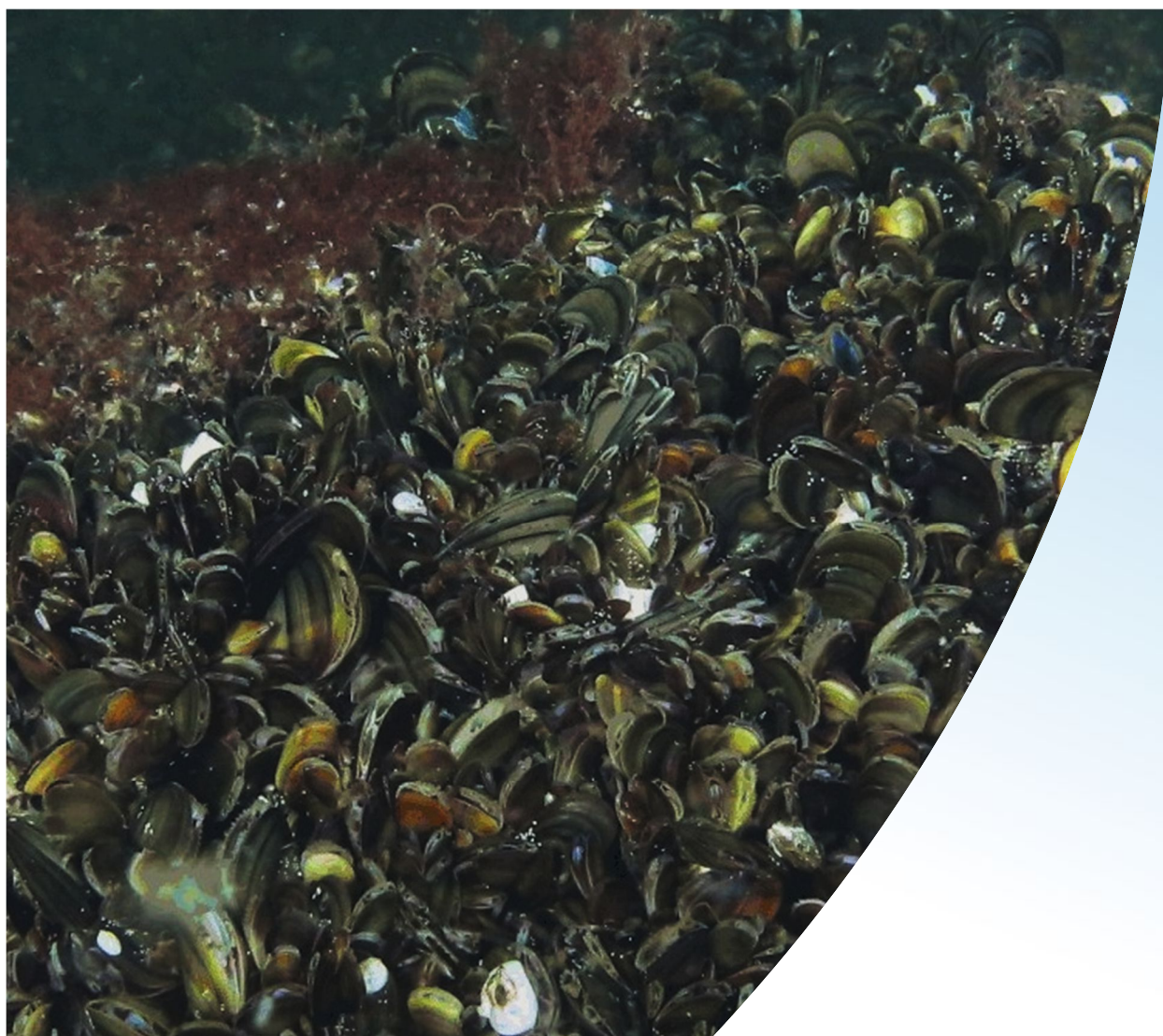


Kartering av naturvärden på Hoburgs bank

AquaBiota Report 2019:12

Författare: Johan Näslund, José Beltran, Frida Fyhr & Martin Isaeus



AquaBiota
WATER RESEARCH

STOCKHOLM, JANARI 2019

Beställare:

Rapporten är utförd av AquaBiota Water Research för Havs- och vattenmyndigheten

Kontaktinformation:

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

Kvalitetsgranskad av:

Antonia Nyström Sandman (antonia.sandman@aquabiota.se) & Angelina Olsson
(angelina.olsson@havochvatten.se)

Distribution:

Fri

Internetversion:

Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:

Näslund, J., Beltran, J., Fyhr F. & Isaeus M., 2019. Kartering av naturvärden på Hoburgs bank. AquaBiota Report 2019:12. 64 sid.

AquaBiota Report 2019:12

ISBN: 978-91-85975-99-0

ISSN: 1654-7225

© AquaBiota Water Research 2019



INNEHÅLL

Innehåll.....	3
Förord.....	4
Sammanfattning.....	5
Summary	5
Bakgrund och syfte	6
Rumslig modellering	7
Modelleringsprocessen	7
Tolkning av sannolikhetskartor.....	12
Miljövariabler	13
Biologiska data	19
Inventering	19
Sammanställning av befintliga data	21
Resultat	23
Artmodeller.....	27
HELCOM underwater biotopes (HUB)	43
Naturvärdeskartering	49
Diskussion	57
Referenser	61

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 och regional nivå. Karteringen av naturvärden på Hoburgs bank har utförts i samarbete mellan Havs- och vattenmyndigheten, Sveriges geologiska undersökning och AquaBiota Water Research. Projektet har resulterat i underlag som avsevärt förbättrat kunskapen om bentiska naturvärden i havsmiljön. Med hjälp av de nya kartorna får förvaltande myndigheter ett mer detaljerat kunskapsunderlag som värdefullt stöd för att göra avväganden när det gäller skydd, bevarande samt skötsel av ett område av avgörande vikt för biologisk mångfald i Egentliga Östersjön.”

SAMMANFATTNING

Som en del i Havs- och vattenmyndighetens kartläggning av havsbotten längs svenska kusten har bentiska ekosystemkomponenter och naturvärden karterats i hög upplösning på Hoburgs bank utanför Gotland. Karteringen utfördes med hjälp av rumslig modellering baserad på befintliga biologiska data samt biologiska data från kompletterande undersökningar och heltäckande lager över fysiska och kemiska variabler. Totalt skapades 14 heltäckande kartor över vegetation, epifauna, biotoper (klassificerade enligt Helcom Underwater Biotopes) samt speciellt värdefulla födosöksområden för alfågel. Dessutom skapades en sammanvägd karta över bentiska naturvärden, vilken tog hänsyn till information från de framtagna heltäckande kartorna. De kartor som tagits fram inom detta projekt är fria att använda i nya projekt och uppdateringar.

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 5m cell resolution at the offshore bank Hoburgs bank. The mapping was performed with spatially explicit modelling based on both already existing data as well data from new surveys performed within this project and continuous layers of physicochemical variables. In total 15 maps of biotopes, vegetation and epifauna were developed, including a map of weighted conservation values.

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

Naturvård och områdesskydd

Planering, förvaltning och utveckling av havs- och kustområden kräver omfattande och tillförlitliga dataunderlag som beskriver de akvatiska 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 ekologi och geologi saknas. Kartor över områden med höga naturvärden kan användas för havsplanering och kustzonsförvaltning, framtagandet och ändring av bevarandeplaner samt vid handläggning av tillstånd av exempelvis vattenverksamheter.

För naturvårdsarbetet är kunskap om utbredningen av olika arter och 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 ekosystemkomponenter är tillräckligt representerade i skyddade områden. 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 det blir utmanande att värdera ett visst områdes värde eller betydelse för bevarandearbetet. Kartor över arter och naturtyper utgör även ett viktigt underlag i arbetet med grön infrastruktur (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 tillräckligt väl. Grund för prioritering är hotbild, sårbarhet, storlek, nätverkskapande skydd, genomförbarhet, m.m. Sverige har som mål att skydda 10 % av våra marina miljöer till år 2020.

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 uppnå god bevarandestatus 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. Hoburgs bank ingår i Natura 2000-området "Hoburgs bank och Midsjöbankarna" och är centralt för skyddet av viktiga områden för tumlare samt alfågel.

RUMSLIG MODELLERING

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

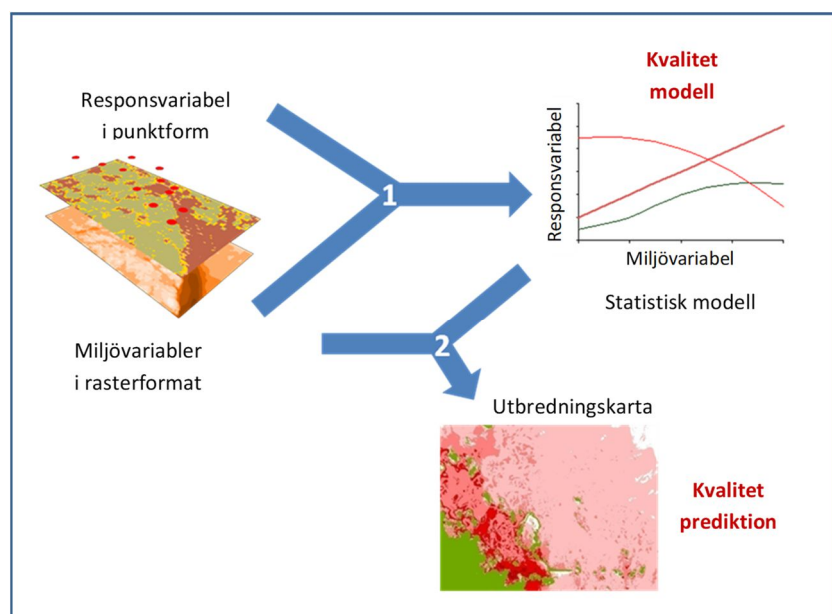
Modelleringsprocessen

Modellering är ett vitt begrepp som kan innefatta allt från enkla orsakssamband till avancerade beräkningar. 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 inventeringspositionerna. Vissa miljövariabler, som t.ex. djup, kan inventeras i samband med att responsvariabeln inventeras. Andra miljövariabler, som t.ex. vågexponering, eller potentiellt förorenade områden är svåra att mäta i fält och värden för dessa lyfts istället upp från heltäckande raster över dessa variabler. Ett raster är en karta som består av ett stort antal mindre rutor och inom varje ruta är mätvärdet för varje variabel konstant. Rastrets upplösning måste motsvara den rumsliga upplösningen i de mönster som modellen ska beskriva.



Figur 1. Schematisk bild över modelleringsprocessen.

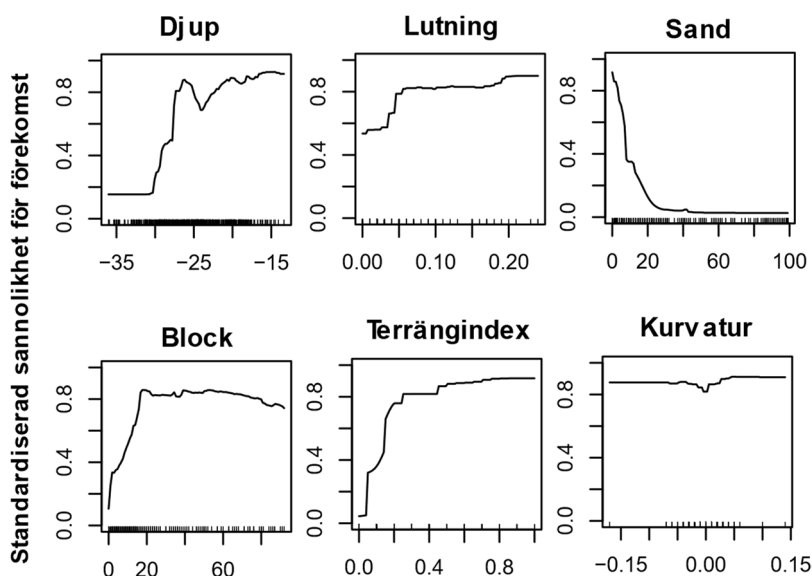
Endast miljövariabler som antas påverka responsvariabelns utbredning bör inkluderas i modelleringen. Miljövariabler som korrelerar starkt med varandra bör inte användas i samma modell. För att kontrollera att miljövariablerna inte påverkar varandra i för stor utsträckning kontrolleras dels deras inbördes 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, ickelinjära, 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 responsvariablernas relation till var och en av de ingående miljövariablerna. Tillsammans med information om miljövariablernas relativa bidrag till modellen kan variabler med konstiga mönster och/eller litet bidrag till modellen rensas ut. Figur 2 visar hur sannolikheten för förekomst av blåmussla påverkas av miljövariablerna djup (m), lutning (i radianer), substrat (täckningsgrad av sand respektive block), terrängens struktur (terrängindexet TRI) samt kurvatur enligt modellen. Notera dock att responskurvorna inte visar eventuella interaktionseffekter mellan responsvariabler.



Figur 2. Medelresponskurvor från ensemblemodelleringen av förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*) i förhållande till miljövariablerna djup, lutning, substrat (andel sand respektive block), terrängindexet TRI samt kurvatur. Enligt modellen trivs arten bäst på djup grundare än ca -30 m, ytor med mindre än 20 % täckningsgrad av sand och mer än 20 % täckningsgrad av block samt ytor med högt terrängindex (högre varians i djup).

Steg 2 – Prediktion

Framtagande av prediktion

I det andra steget används modellen tillsammans med heltäckande raster för samtliga ingående miljövariabler för att göra en prediktion. Vid beräkningen av de predikterade värdena används modellen i 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) kan utvärderas 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 kan öka risken för att den överanpassas. Överanpassning leder till ett högt AUC-värde i den interna valideringen men när modellen externvalideras med oberoende data visar den ett betydligt sämre resultat.

Genom externvalidering utvärderas hela modelleringsprocessen, d.v.s. både modellen och rastren för miljövariablerna som används för att skapa prediktionen. Externvalidering är det effektivaste 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 internt 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. Exempelvis om data från fel djupintervall används för en viss art. De flesta modeller av modest kvalitet kan med stor säkerhet 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 beroende på metodval. I detta projekt fanns en stor mängd data i förhållande till områdets storlek och grad av heterogenitet. Den goda tillgången på data i kombination med de modellerade arternas breda utbredning i djupled gjorde att valideringen inte behövde anpassas för de modellerade arternas utbredning i djupled (i genomsnitt validerades modellerna för arter i detta projekt i 1,5 gånger djuputbredningen). Valideringen utfördes även baserat på det interpolerade djupet istället för det uppmätta, för att på så sätt också få med djupinformationens osäkerhet i utvärderingen. Måttet

som använts för validering benämns mapAUC. Skillnaden mellan AUC och mapAUC blir normalt störst för arter som endast förekommer i en liten del av djupintervallet (se Havs- och vattenmyndigheten, 2018 för en djupare förklaring).

Oavsett vad den externa valideringen med mapAUC visar så måste prediktionerna rimlighetsbedömas av en person med god kunskap om responsvariabelns och arternas 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 rimlighetsbedömts av experter.

Faktaruta AUC

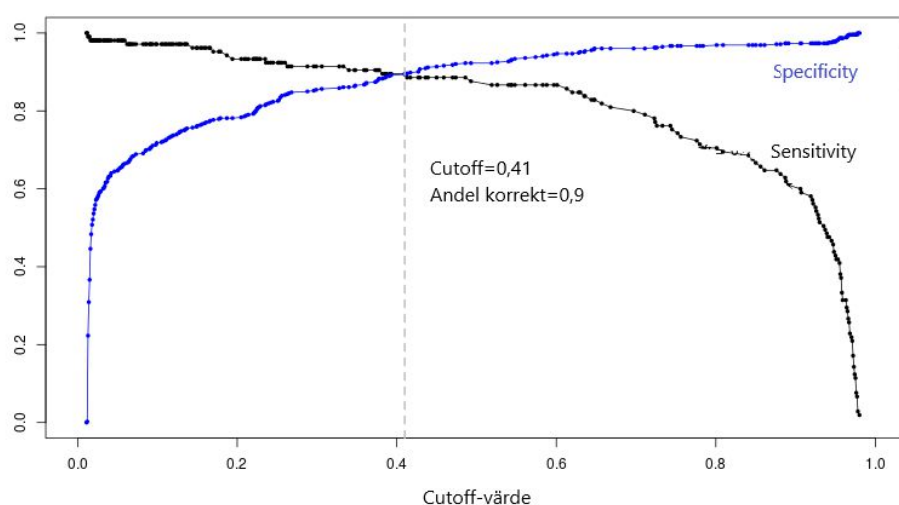
AUC (Area Under Curve) är ett mått på kvaliteten av en modell eller en prediktion. Ett AUC-värde på 1 innebär att samtliga förekomster och icke-förekomster är korrekt klassade i jämförelse med de datapunkter som har använts för att utvärdera modellen eller prediktionen. Ett AUC-värde på 0,5 anger att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

I dagsläget saknas konsensus för hur AUC-värden ska tolkas när det gäller habitatmodeller. 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- och 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 3). Cutoff-värdet för varje respons har sedan använts i sannolikhetskartorna för att visa var arten 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 inventeringsdata inom respektive klass.



Figur 3. I modellen för kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) på Hoburgs bank valdes ett cutoff på 0,41 för att maximera sensitivity och specificity. Modellen klassar 90 % av förekomsterna samt 90 % av icke-förekomsterna i inventeringsdatat rätt.

Tolkning av sannolikhetskarter

De sannolikhetskarter som prediktioner utgör kan vara svåra att tolka och använda. 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. En predikterad sannolikhet för förekomst under cutoff innebär att den klassificeras som icke-förekomst. Vidare har predikterade sannolikheter över cutoff delats in i två lika stora klasser, goda förutsättningar för förekomst samt osäkra förutsättningar för förekomst (precis ovanför cutoff). De exakta klassgränserna och cutoffvärdena har satts olika för varje art och beror av hur vanlig arten är och hur modellen är konstruerad. Osäkra förutsättningar för förekomst på grund av att sannolikheten ligger nära cutoff har kombinerats med osäkra förutsättningar på grund av artefakter i substratkartorna och beskrivs i kartorna som osäkerhet i underlagen och visualiseras med grå transparens. I kartornas förklaringsrutor har det även angivits hur ofta vi observerat arten i varje klass för att underlätta tolkningen av kartinformationen.

MILJÖVARIABLER

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

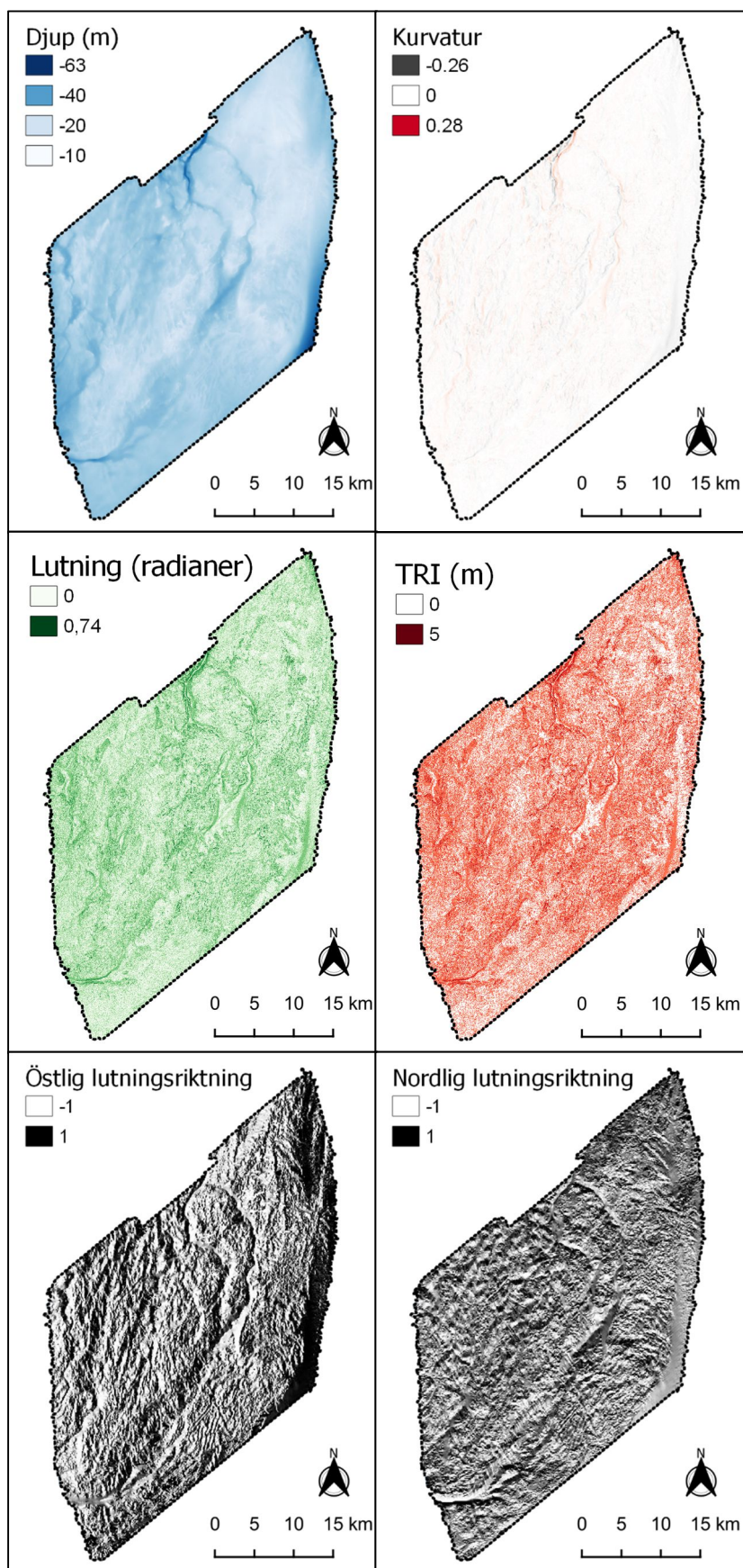
I ett första steg sammanställdes olika georefererade dataskikt över variabler som antogs kunna ha en inverkan på utbredningen av organismer. Dessa inkluderade data över bland annat klorofyll a, salinitet vid ytan och botten, djup, temperatur, substrat, bottenströmmar. Dataformaten var raster och upplösningen 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 5 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. I Tabell 2 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 projektets skala (salinitetsgradienten var t.ex. för svag). Nedan beskrivs metodiken för djup- och djupderivat.

Tabell 2. Dataskikt över miljövariabler som valdes ut för användning i modelleringsarbetet.

Parameter	Datakälla
Djup	SGU
Kurvatur	Beräknat från djup
Lutning (radianer)	Beräknat från djup
Östlig lutningsriktning (eastness)	Beräknat från djup
Nordlig lutningsriktning (northness)	Beräknat från djup
Rugositetsindex (terrain roughness index)	Beräknat från djup
Vågxponering/våghöjd (SWM_WH)	AquaBiota
Årlig medelbottenström	EU SeaMap
Varians i hårdhet (backscatter) = skillnad mellan min-max i 9 celler = roughness	Beräknat från hårdhetslager, SGU
Täckningsgrad stora block (%)	SGU
Täckningsgrad block (%)	SGU
Täckningsgrad stora stenar (%)	SGU
Täckningsgrad sten och småsten (%)	SGU
Täckningsgrad grus (%)	SGU
Täckningsgrad sand (%)	SGU
Täckningsgrad silt (%)	SGU
Täckningsgrad lera (%)	SGU
Täckningsgrad hård lera (%)	SGU

Djup och djupderivat

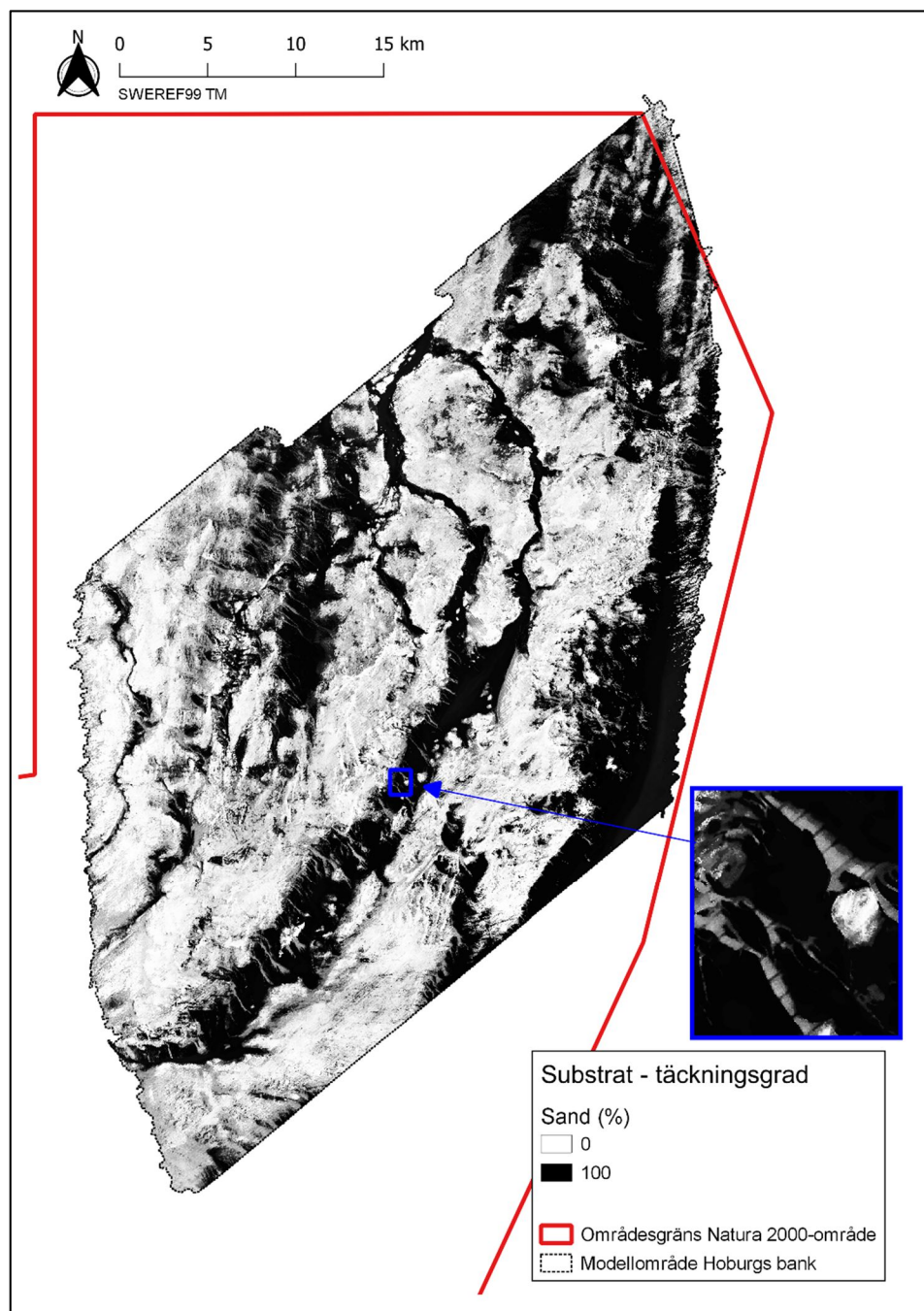
Djupdata levererades av SGU i gridformat med en upplösning (cellstorlek) på 5 m. Baserat på djuprastret i 5 m upplösning från SGU beräknades raster för rugositetsindexet TRI (terrain roughness index), bottens lutning, östlig samt nordlig lutningsriktning och kurvatur. TRI är ett mått på hur "bucklig" botten är, och räknas ut genom att ta medelvärde av skillnaden i djup mellan en cell och dess omkringliggande 8 celler (Wilson, 2007). Lutningsriktning (aspect) anger i vilket väderstreck havsbotten lutar, men eftersom denna är en cyklisk variabel (0 är lika med 360 grader) konverterades lutningsriktning till de linjära variablerna östlig samt nordlig lutningsriktning vilka är mer tillämpbara för rumslig modellering med olika typer av algoritmer. Kurvatur är en beskrivning av hur krökningen i lutningar ser ut och ger en bild av relativa höjder och sänkor. Värden nära noll är plana ytor. Kartor över djup och djupderivat visas i Figur 4.



Figur 4. Djup och djupderivaten kurvatur, lutning, rugositetsindexet TRI (terrain roughness index), östlig lutningsriktning och nordlig lutningsriktning i en upplösning på 5 m.

Substrat

En karta över bottenhårdhet samt täckningsgrader av nio substratklasser levererades av SGU i gridformat med en upplösning (cellstorlek) på 5 m. De nio substratklasserna var stora block, block, stor sten, sten och småsten, grus, sand, silt, lera samt hård lera. Exempel på substratkarta med täckningsgrad av sand visas i Figur 5.



Figur 5. Täckningsgrad (%) av sand i modellområdet Hoburgs bank med en upplösning på 5 m. Förstoringen visar långsmala ansamlingar av grus där även metodartefakter i form av ränder längs med körspåren är tydliga (i sydöstlig-nordöstlig riktning).

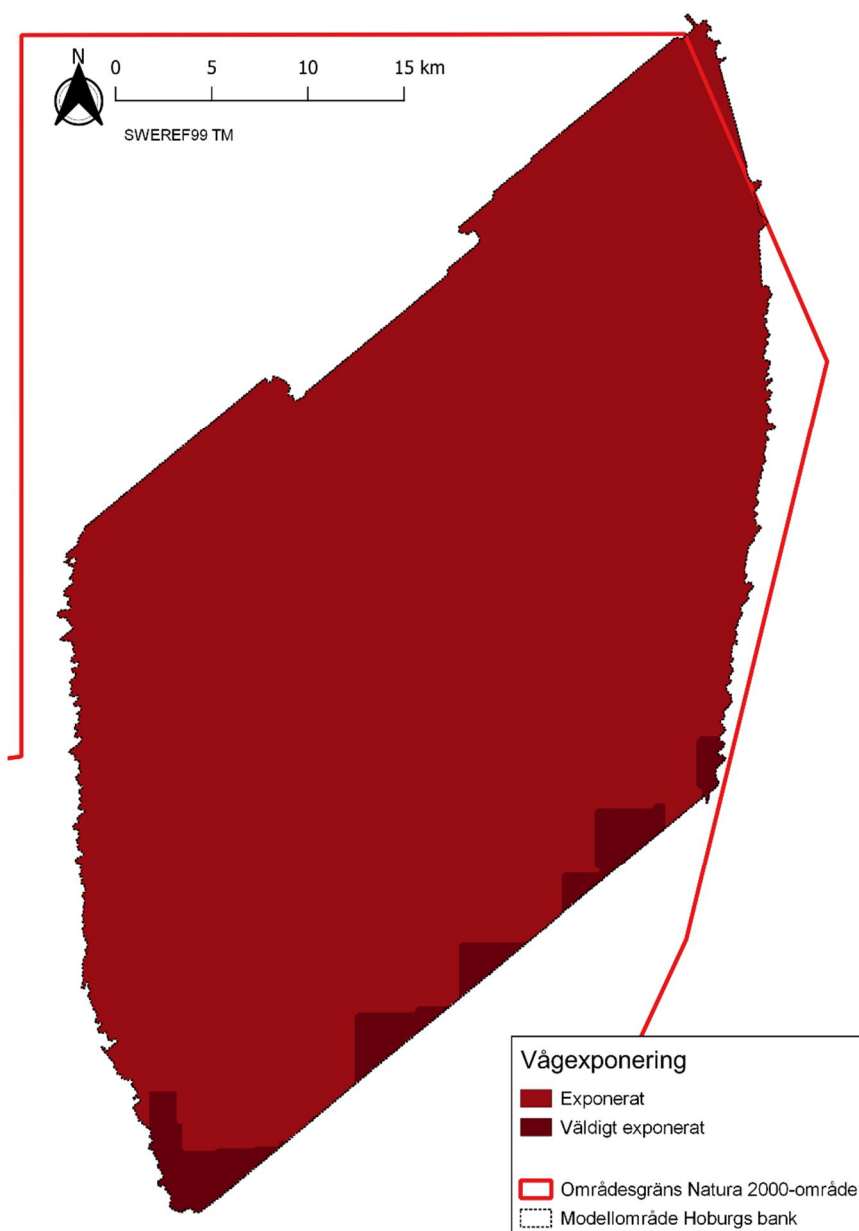
Vågexponering

Bakgrund

Med vågexponering avses det rumsliga mönster av graden av vågverkan som strukturerar artsammansättningen i grunda miljöer (Lewis 1964). Även om vågornas riktning och energi ständigt varierar är vågexponeringsmönstret i stort sett oföränderligt över längre tidsperioder.

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, vilken inkluderar genomsnittliga vinddata från en längre tidsperiod. 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 lätt kan beräknas 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). Det vågexponeringslager som användes här (Figur 6) är sammansatt av högupplösta vågexponeringslager för kustområdena vilka kompletterats med ett grövre vågexponeringslager över utsjöområdena som räknats om från våghöjd (Wijkmark och Isæus 2010).



Figur 6. Vågexponering i projektområdet enligt SWM i klasserna exponerat (500 000–1000 000) samt väldigt exponerat (>1000 000).

BIOLOGISKA DATA

Inventering

Metodik

För att biologiska dataunderlag ska kunna användas till art- eller habitatmodellering är det viktigt att dataseten är insamlade enligt en design anpassad för modellering. Datapunkterna ska vara statistiskt oberoende och representativa för det specifika områdets alla miljöer. 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 för rumslig modellering.

Inventering med video eller fotografier uppnår inte en lika hög taxonomisk upplösning som dyktransekter eller snorkling, utan begränsas till de arter och organismgrupper som kan identifieras från film eller bilder. 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. Bildbaserad inventering kan ske på flera olika sätt, där videotransekter är den metod som mest liknar dyktransekter så till vida att de spänner över en större yta och djupintervall. 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 meter över botten och ger kontinuerligt bilder av botten som spelas in digitalt tillsammans med djupuppgifter och position. Videobilderna tolkas i efterhand och protokoll framställs. På samma sätt som för dyktransekter skattas täckningsgraden av olika arter av växter och djur samt substrat.

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 efterföljande tolkning filmas en förutbestämd yta (5 m²). Efter att fältarbetet är färdigt tolkas filmen 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).

Utförande

Fältinventeringar i projektområdet Hoburgs bank utfördes med SGUs undersökningsfartyg Ocean Surveyor som är specialutrustat med en mängd mätinstrument, sensorer och sedimentprovtagare samt en undervattenskamera för bilder och video av havsbotten. Fotografier och videoinspelningar utfördes av SGU under tidsperioderna 2016-08-15 till 2016-09-16; 2017-04-28; 2017-06-14 till 2017-08-28.

För att uppskatta täckningsgraden av organismer och substrat tolkades 10 punkter i vardera 10 stillbilder. Bilderna tolkades i programmet PhotoQuad där de 10 punkterna fördelades över skärmen med hjälp av en grundfil, för att förbättra spårbarheten i de tolkade punkterna. För alla bilder noterades även förekomster per station, för att motsvara visuella metoder och siltationen uppskattades via en tillhörande videofilm. I några fall var vinklar/avstånd från botten uppenbart annorlunda än för övriga stationer, samt saknade laserpunkter. Dessa stationer tolkades ändå, men en notering gjordes i protokollet eftersom inventerad yta troligen skiljer sig från övriga stationer. I vissa fall behövde även utsatta punkter i bilderna flyttas för att kunna se botten och arter på ett bra sätt. Detta berodde på skuggor/dåligt ljus i bilden eller dålig skärpa. Bilderna var tagna med en kamera monterad på ett stativ, och i två olika vinklar (27° och 50°), där bilder med det lägre gradtalet är riktade mer ned mot botten än de med högre gradtal. De bilder som har ett högre gradtal överblickar en större yta, och dessa beskars i övre kanten (vid 75 % av bildens höjd) av två anledningar: För det första gör det större avståndet till punkterna i bildens övre del, samt de sämre ljus- och siktförhållanden som uppstår vid ett större avstånd från kameran, att organismerna är svårare att tolka. För det andra beskars bilderna för att de 10 tolkade bilderna sammantaget skulle täcka en yta på cirka 5 m². Denna yta motsvarar den yta som tolkas för dropvideo enligt Havs- och vattenmyndighetens metodbeskrivning för visuella undervattensmetoder (Havs- och vattenmyndigheten, 2015). Bilderna togs i en cirkel runt kamerastativet, med 2 bilder av varje gradtal (27° och 50°) tagna i varje kvadrant av cirkeln. För att uppnå en relativt jämn fördelning av de tolkade bildernas riktning, samt uppnå den önskade ytan på 5 m² genom att tolka 5 bilder av varje vinkel, tillämpades en riktad slumpning som medförde att minst en bild ur vardera vinkel tolkades för varje kvadrant.

Tolkningarna av bilder utfördes av AquaBiota under 2016 och 2017 (439 st) samt SGU under 2018 (120 st). Anledningen till att inte videoinventering enligt metodbeskrivningen för visuella undervattensmetoder användes var för att SGU:s metodik för sedimentkartering bättre skulle kunna samordnas med de biologiska inventeringarna. I de flesta fall fanns >20 användbara stillbilder att tillgå per inventerad station. Av de 20 hade i genomsnitt 16 bilder en lutning på 27 och 50 grader (vilket gav en uppskattad bottenyta motsvarande ca 5 m²). Av dessa 16 bilder slumpades 10 stycken ut för tolkning enligt visuella metoder. Slumpningen skedde inte helt slumpmässigt, utan viktades för att bättre motsvara stoppen inom de tio sekvenserna i tolkningen inom visuella metoder. Arters täckningsgrader sträcker sig mellan 0 och 100 % per art, men den totala täckningsgraden på en station kan överstiga 100 % på grund av överlapp mellan arter (växer tillsammans eller under/över varandra).

Överlag gick det bra att tolka stillbilderna enligt visuella metoder men några skillnader blev uppenbara från de nödvändiga anpassningarna. Stillbilder blir ibland väldigt platta, och det kan vara svårt att se tredimensionella strukturer såsom substrat och arter. I film blir botten mer levande, algerna svajar och det är lättare att urskilja storlek på substrat m.m. För de flesta stationer fanns dock filmer som även analyserades med avseende på fisk, och filmerna var en hjälp även vid bestämning av substrat och arter. Den största skillnaden mellan metoderna är att det går att zooma in betydligt bättre i stillbilderna. Hoburgs bank utgörs av en exponerad och förhållandevis homogen miljö. Möjligheterna att uppskatta täckningsgrader av arter i denna miljö påverkas endast marginellt av möjligheten att zooma i bilderna, men däremot påverkas med stor sannolikhet noterade förekomster av vissa ovanligare arter/grupper. I rörliga filmer kan det vara lätt att missa enstaka mindre exemplar av alger som *Coccytulus* sp., *Phyllophora* sp. eller *Furcellaria lumbricalis* som växer bland musslor eller fintrådiga alger. När det går att zooma i bilderna upptäcks lättare dessa enstaka individer oftare, vilket resulterar i fler noterade förekomster av dessa mer sällsynt förekommande arter. SGU:s metod med stålram och stillbilder för inventering är väldigt lämplig för den typ av högexponerade miljö som förekommer vid Hoburgs bank där väderförhållandena till största delen avgör om det är möjligt att hålla en dropvideokamera tillräckligt stilla och med rätt avstånd över botten. Dock bör metoden med en stålram vara mindre lämplig i kustnära miljöer, med mjukare botten och mer känslig flora. I miljöer som är komplexare än Hoburg, men fler arter i olika lager blir stillbilder antagligen svårare att analysera eftersom de blir så platta och saknar djup som framkommer i videofilmer. Arter i flera lager kan dock vara svåra att analysera även med video.

Sammanställning av befintliga data

Utsjöbanksprojektet

Inventeringsdata från videotransekter inspelade vid Hoburgs bank 2005 av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2006) sammanställdes för att utvärdera användbarheten av det äldre datat till modellering och möjliggöra en jämförelse över tid.

Alfågel

Inventeringsdata om sjöfågelförekomster under vintern vid Hoburgs bank insamlat inom ramen för den nationella övervakningen av sjöfågel sammanställdes och kvalitetskontrollerades. Inventeringarna var utförda med flygplan längs med transekter som täcker projektområdet. Perioderna för inventering av sjöfågel i området var mars 2009, 2010, 2011 samt februari 2016 och alla förekomster av alfågel samt besökta positioner utan förekomster sammanställdes i en R-databas.

Tumlare

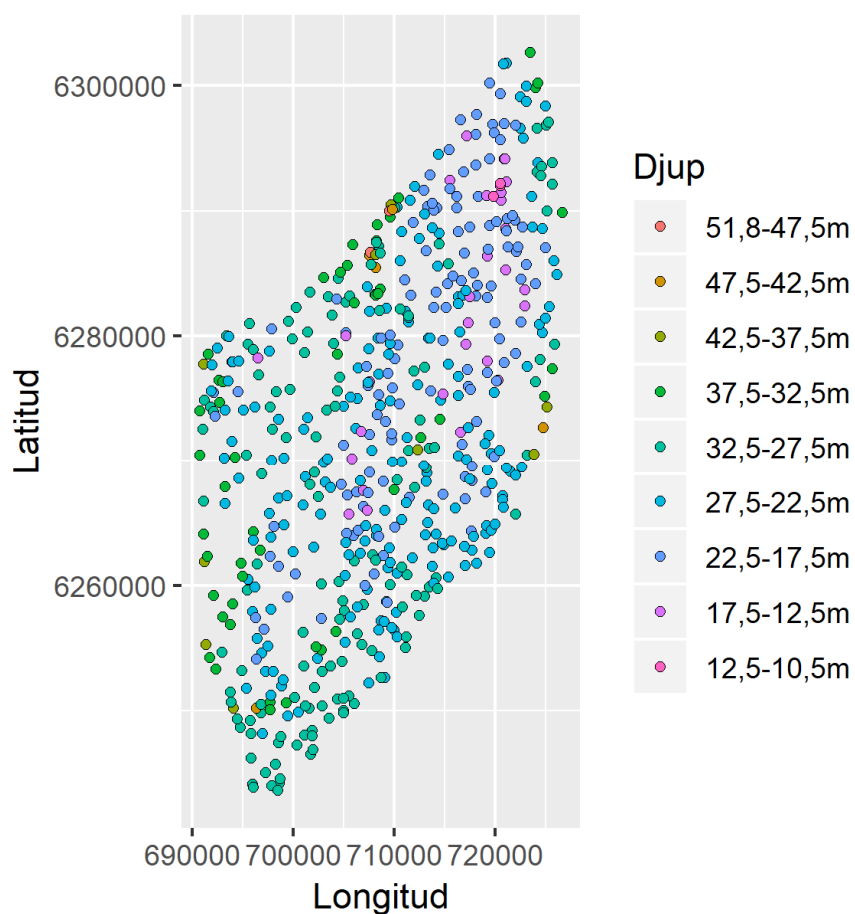
Rumsliga underlag över sannolikheten för förekomst av tumlare var tillgängliga från SAMBAH-projektet (SAMBAH, 2016).

Fisk

Rumsliga underlag över fångst per ansträngning av sill, torsk, skrubbskädda samt rötsimpa togs fram inom ramen för Hoburgs bank-projektet av Institutionen för akvatiska resurser, Kustlaboratoriet, SLU (SLU, 2017).

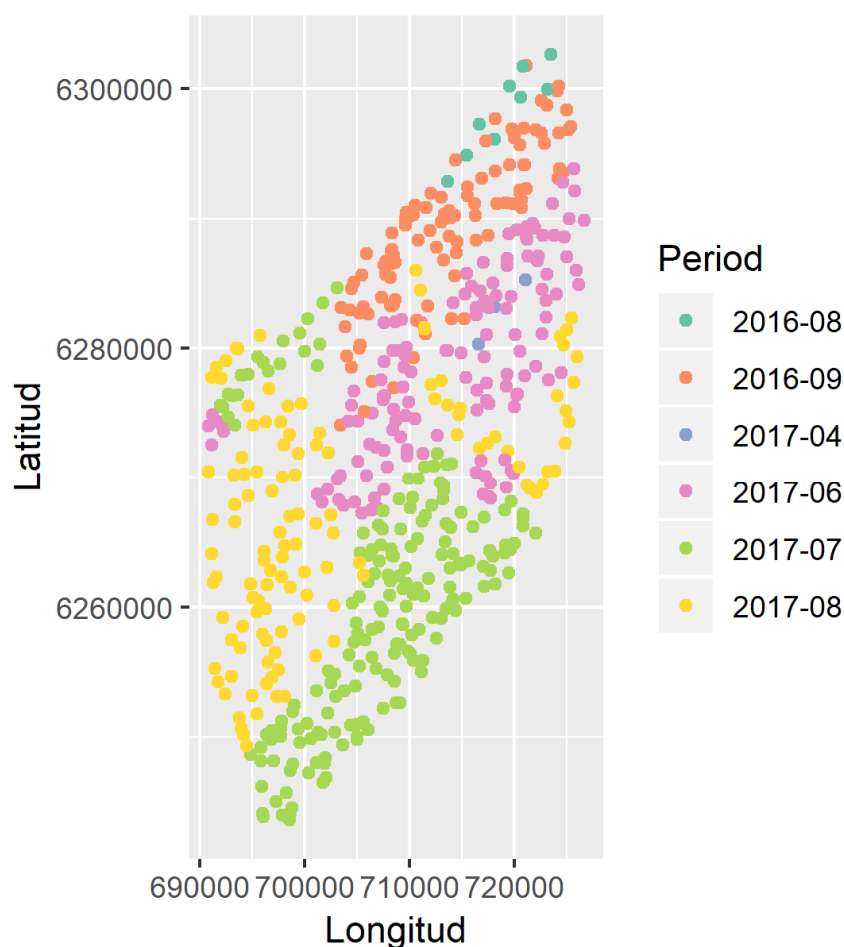
RESULTAT

Av de 559 stationer som tolkades var medeldjupet 25,9 meter, med ett minimi- och maximidjup på 10,5 respektive 51,8 meter. Djup över 20 meter var vanligast i de norra, nordöstra och centrala delarna av området (figur 1). I genomsnitt utgjordes bottenstrukturer i de inventerade stationerna till 68 % av mjukbotten och 32 % av hårbotten. Sand var den vanligast förekommande substrattypen (44 %) följt av block (13 %) samt sten och småsten (13 %). Den uppskattade sedimentationen var låg inom området.



Figur 7. Djupet på de provtagna stationerna på Hoburgs bank, uppdelat i djupintervall.

Provtagningen påbörjades i augusti 2016 och avslutades i augusti 2017. Eftersom vegetationens täckningsgrad kan skilja sig beroende på tidpunkt på året redovisas provtagningsperioderna i figur 2.

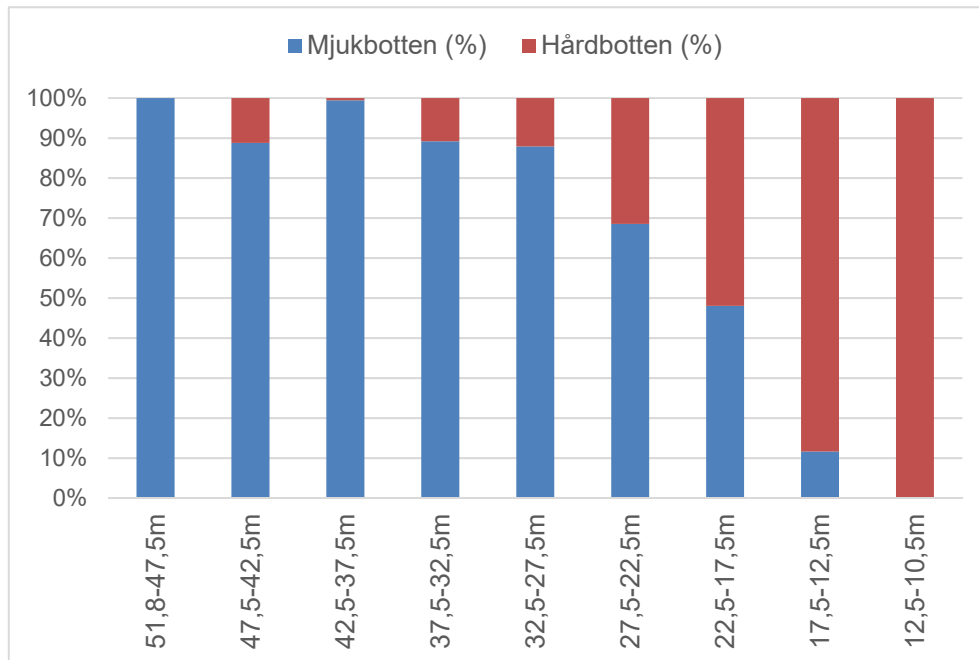


Figur 8. Rumslig fördelning av inventeringsperioderna på Hoburgs bank.

Den vanligast förekommande organismen var blåmusslor (*Mytilus edulis*) som förekom på 456 av stationerna, vars medeltäckningsgrad över alla inventerade stationer var ca 19% (Tabell 3). Andra vanligt förekommande organismer var brunalgen ishavstofs (*Battersia arctica*) med 303 förekomster och en medeltäckningsgrad av 12 %, hydrozoa (nässeljur) med 311 förekomster och en medeltäckningsgrad av ca 5 % samt det röda filamentösa artkomplexet *Polysiphonia/Rhodomela confervoides* med 266 förekomster och en medeltäckningsgrad på ca 6 %. Utöver detta var ej identifierbara filamentösa bruna och röda alger relativt vanliga. Andra relativt vanligt förekommande arter, men som förekommer med låg täckningsgrad, är artkomplexet *Coccotylus/Phyllophora*, kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) och släken (*Ceramium* sp.). Lågväxta arter såsom stenhinnor (*Hildenbrandia*) och mossdjur (*Einhornia crustulenta*), som växer under eller på andra arter, var också relativt vanligt förekommande.

Andelen hårdbotten med substrat såsom block är högre på grunda lokaler och minskar med ökat djup, medan sand blir allt vanligare (Figur 8). Eftersom såväl fauna som flora i området utgörs av organismer som huvudsakligen förekommer på hårt substrat ser man liknande minskning i täckningsgraden av vegetation och epibentisk fauna. Algerna minskar även på grund av den minskade ljusstillgången på större djup, och i takt med att de filamentösa algerna minskar syns även en viss ökning i täckningsgraden av

hydrozoer. Blåmusslor har generellt sett en relativt hög täckningsgrad ner till och med 30 meters djup, medan de filamentösa algerna minskar kraftigt efter ca 20 – 25 meters djup. Huvuddelen av de filamentösa algerna vid större djup består av ishavstofs och artparet *Polysiphonia/Rhodomela*.



Figur 9. Substratfördelning mellan hård- och mjukbotten inom de olika djupintervallen.

Tabell 3. Artlista över identifierade fastsittande arter och artgrupper samt deras respektive förekomst och medeltäckningsgrad på de 559 inventerade stationerna.

Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Antal förekomster	Andel förekomster	Medel-täckningsgrad
<i>Mytilus edulis</i>	blåmussla	456	82%	18,8%
Hydrozoa	nässeldjur	311	56%	5,2%
<i>Battersia arctica</i>	ishavstofs	303	54%	12,1%
<i>Polysiphonia</i> sp./ <i>Rhodomela</i> sp.	rödslickar/rödris	266	48%	5,8%
Fil. Rhodophyta	filamentösa rödalger	246	44%	3,8%
<i>Coccotylus</i> sp./ <i>Phyllophora</i> sp.	Kilrödblåd/rödblåd	224	40%	0,3%
<i>Einhornia crustulenta</i>	(mossdjur)	215	38%	0,5%
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	kräkel	105	19%	0,2%
<i>Hildenbrandia rubra</i>	havsstenhinna	82	15%	0,2%
Fil. Phaeophyta	filamentösa brunalger	71	13%	2,5%
<i>Ceramium</i> sp.	släken	38	7%	0,1%
<i>Halosiphon tomentosus</i>	gullsudare	21	4%	<0,1%
<i>Delesseria sanguinea</i>	ribbeblad	17	3%	<0,1%
Spirulina	(cyanobakterie)	17	3%	<0,1%
<i>Pylaiella</i> sp./ <i>Ectocarpus</i> sp.	trådslickar/brunslickar	12	2%	<0,1%
Rhodophyta	rödalger	11	2%	<0,1%
<i>Ceramium tenuicorne</i>	ullsläke	5	1%	<0,1%
<i>Chorda filum</i>	sudare	4	1%	<0,1%
<i>Ephydatia fluviatilis</i>	(svampdjur)	4	1%	<0,1%
<i>Dictyosiphon</i> sp./ <i>Stictyosiphon</i> sp.	skäggalger/krulltrassel	3	1%	<0,1%

ARTMODELLER

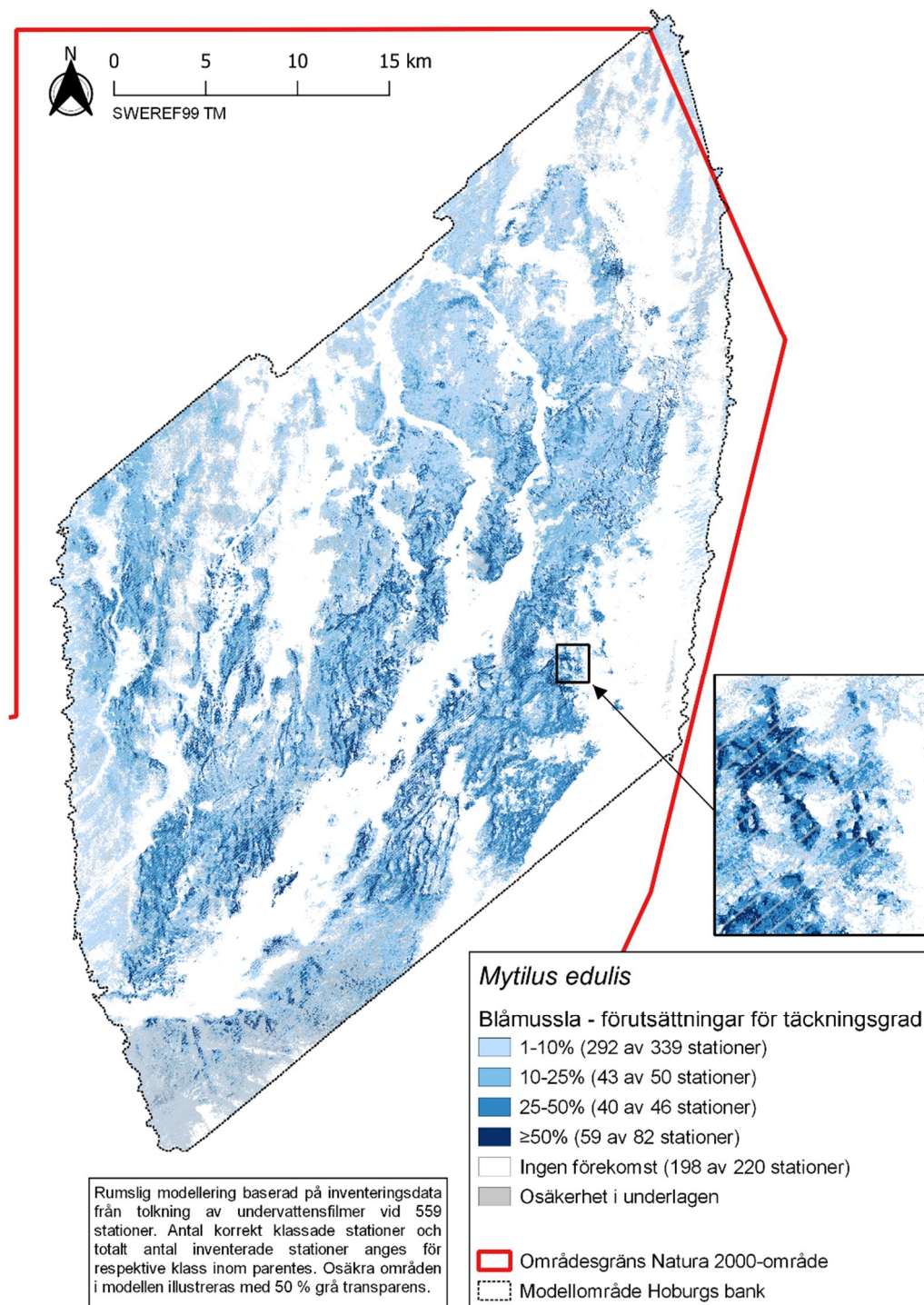
Fastsittande arter

Valideringsresultat för godkända modeller samt kartor redovisas i Tabell 4 samt Figur 10-Figur 21. Modellen för havsstenhinna passerade ej kvalitetsgranskningen och övriga fastsittande arter som inventerats (Tabell 3) var för ovanligt förekommande för att kunna modelleras rumsligt.

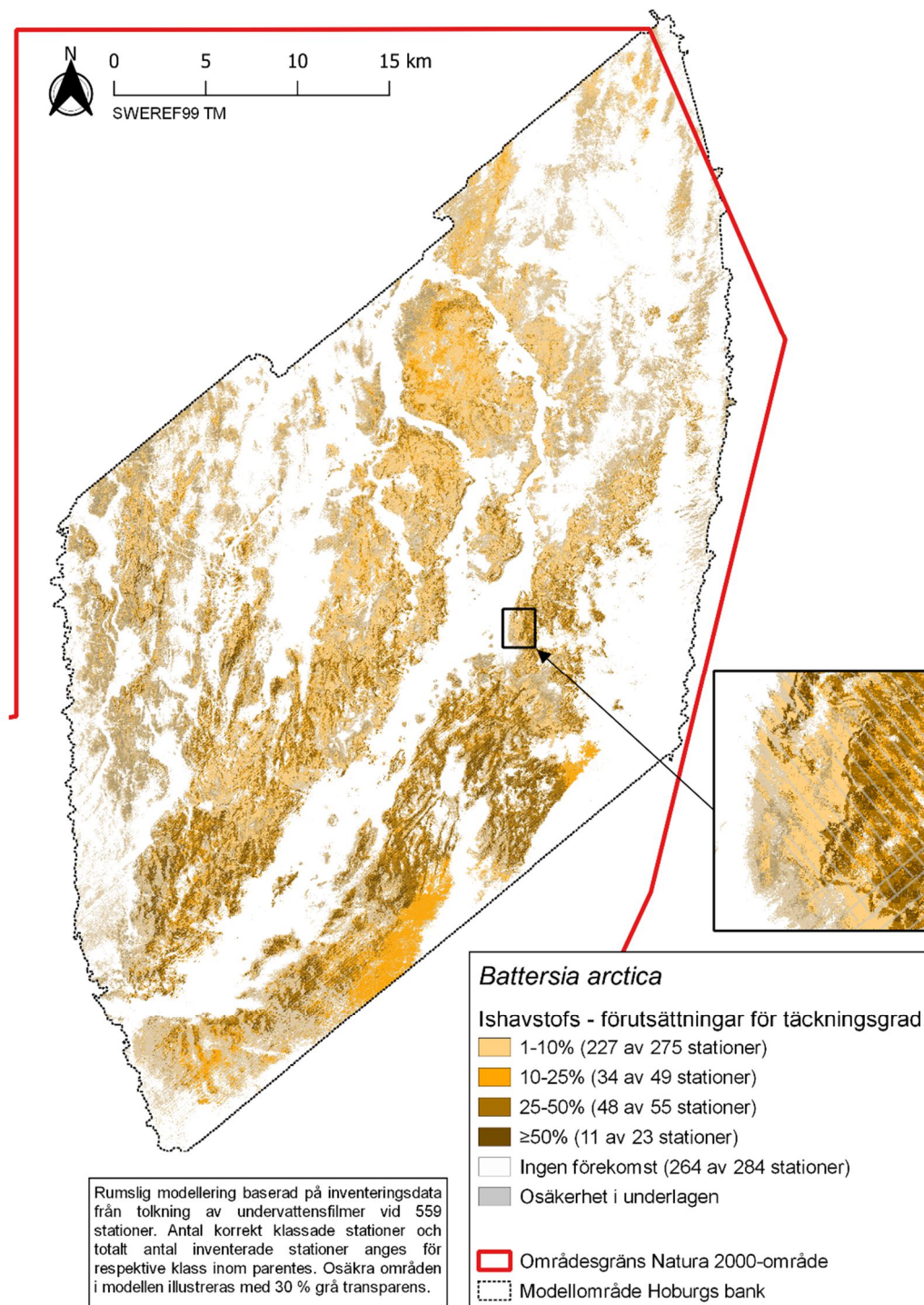
Med hjälp av den modellerade kartan för blåmussla (Figur 10) räknades även ytan av biogena rev (undertyp till Natura 2000-naturtypen 1170 rev, där täckningsgraden av blåmussla är minst 10%) ut till att täcka 356 km² av projektområdet.

Tabell 4. Modelleringsresultat för fastsittande arter.

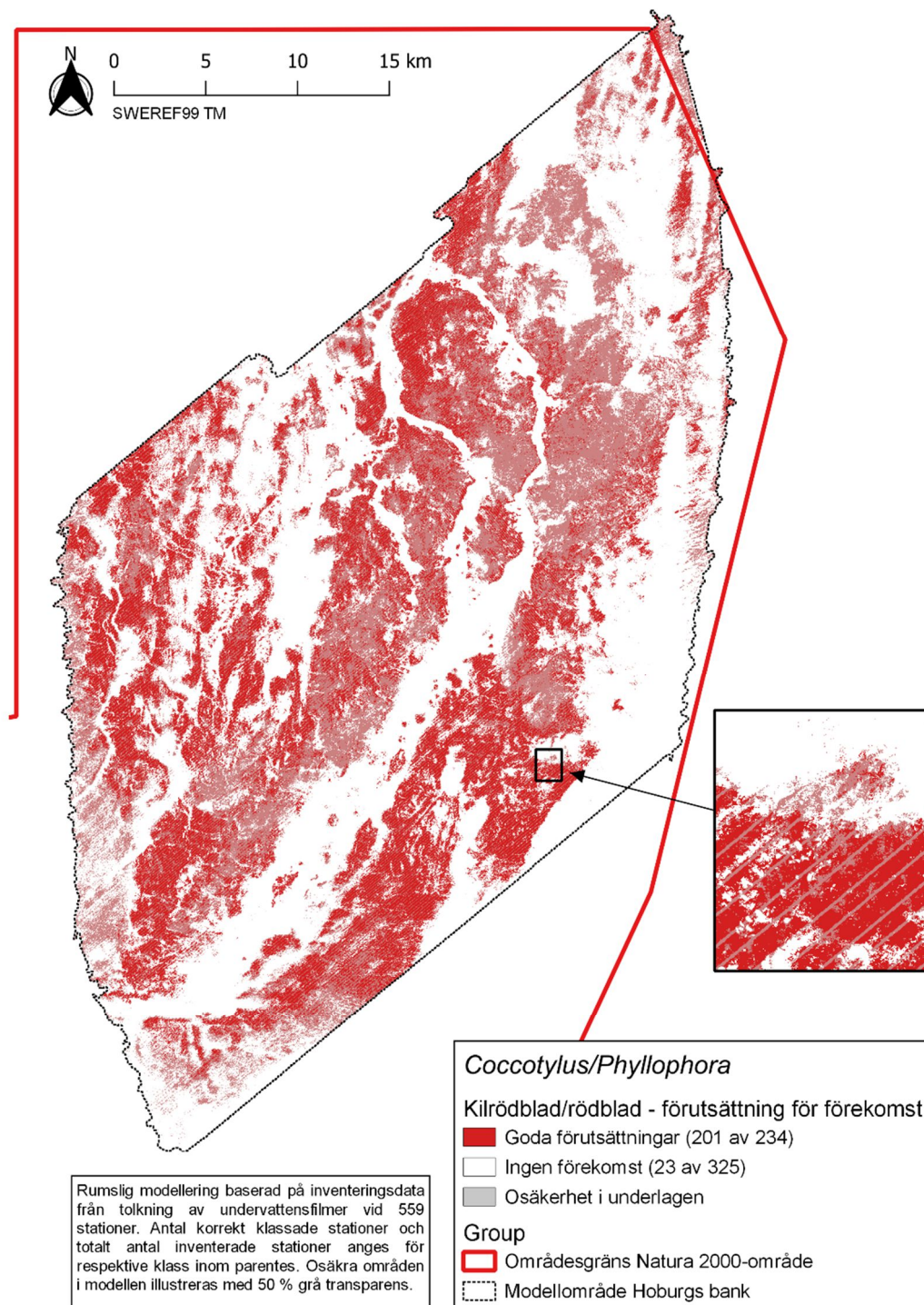
Art eller artgrupp	Taxonomi	Täckningsgrad		Kartans kvalitet
		(%)		
Blåmussla – <i>Mytilus edulis</i>	Djur	1-10		MapAUC: 0,93
		10-25		MapAUC: 0,90
		25-50		MapAUC: 0,94
		>50		MapAUC: 0,89
Ishavstofs – <i>Battersia arctica</i>	Fintrådig brunalg	1-10		MapAUC: 0,93
		10-25		MapAUC: 0,90
		25-50		MapAUC: 0,85
		>50		MapAUC: 0,87
Kilrödblåd/rödblåd – <i>Coccolytus/Phyllophora</i>	Rödalg	Förekomst		MapAUC: 0,87
Kräkel – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	Rödalg	Förekomst		MapAUC: 0,82
Mossdjur – <i>Einhornia crustulenta</i>	Djur	Förekomst		MapAUC: 0,80
Nässeldjur – Hydrozoa	Djur	1-10		MapAUC: 0,89
		10-25		MapAUC: 0,85
Rödslickar/rödris – <i>Polysiphonia</i> <i>Rhodomela sp.</i>	Filamentös sp./ rödalg	1-10		MapAUC: 0,95
		10-25		MapAUC: 0,94
		25-50		MapAUC: 0,93
Släken – <i>Ceramium</i>	Filamentös rödalg	förekomst		MapAUC: 0,94
Filamentösa brunalg – Fil. Phaeophyta	Alg	1-10		MapAUC: 0,90
		10-25		MapAUC: 0,96
Filamentösa rödalger – Fil. Rhodophyta	Alg	1-10		MapAUC: 0,85
		10-25		MapAUC: 0,92
Perenna alger	Alg	1-10		MapAUC: 0,96
		10-25		MapAUC: 0,96
		25-50		MapAUC: 0,92
		>50		MapAUC: 0,91
Annuella alger	Alg	1-10		MapAUC: 0,91
		10-25		MapAUC: 0,87



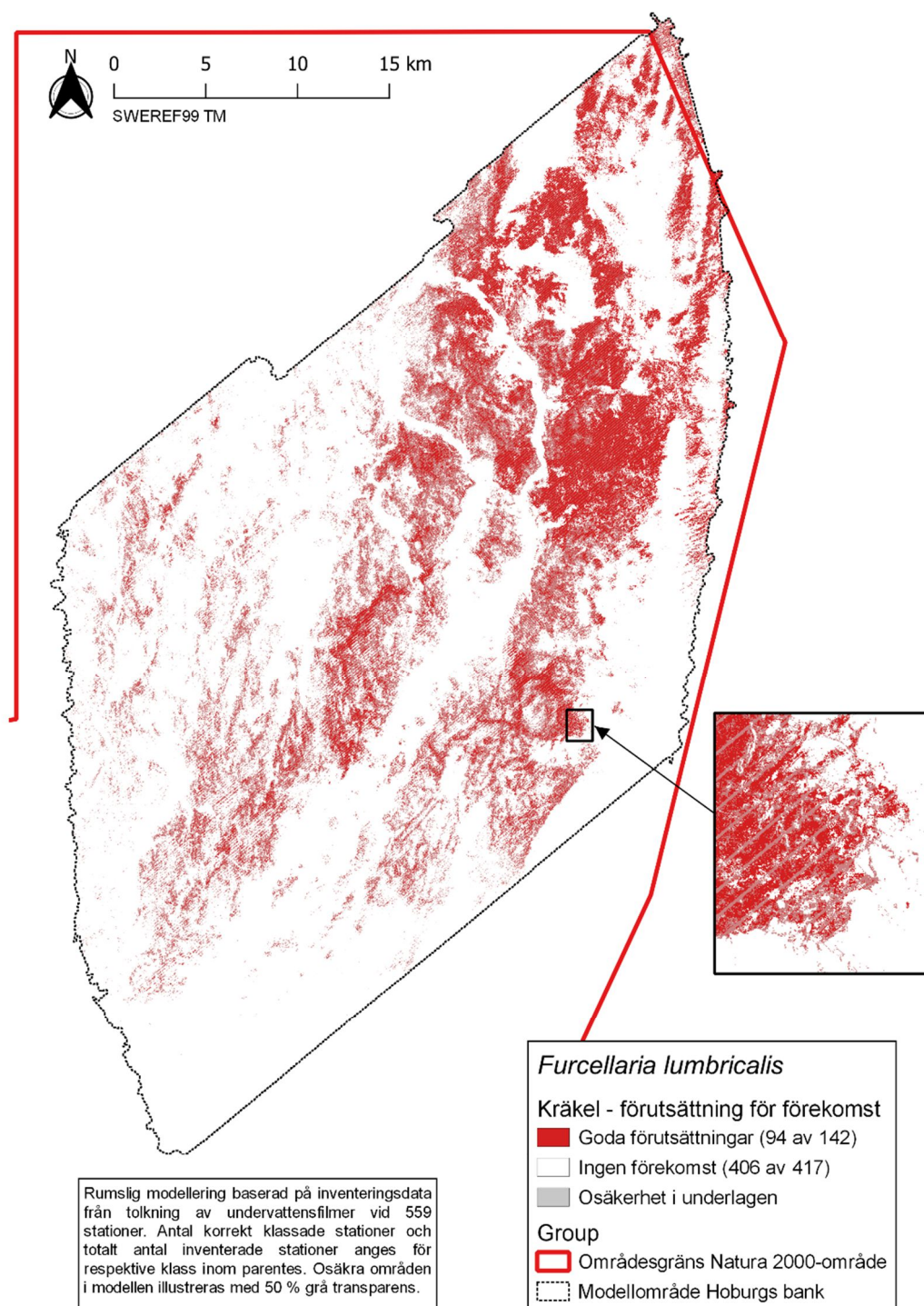
Figur 10. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av blåmussla vid Hoburgs bank.



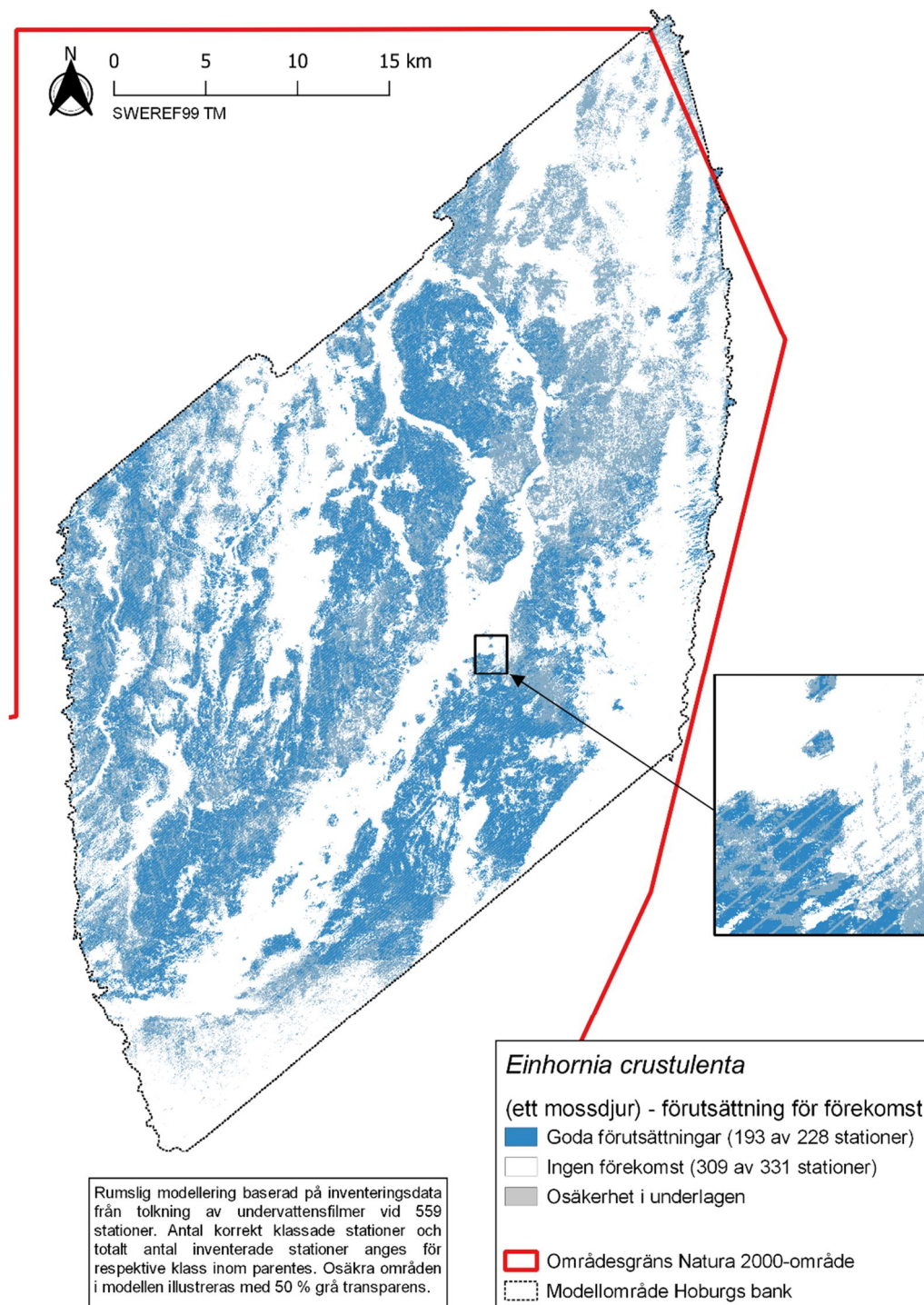
Figur 11. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av ishavstofs vid Hoburgs bank.



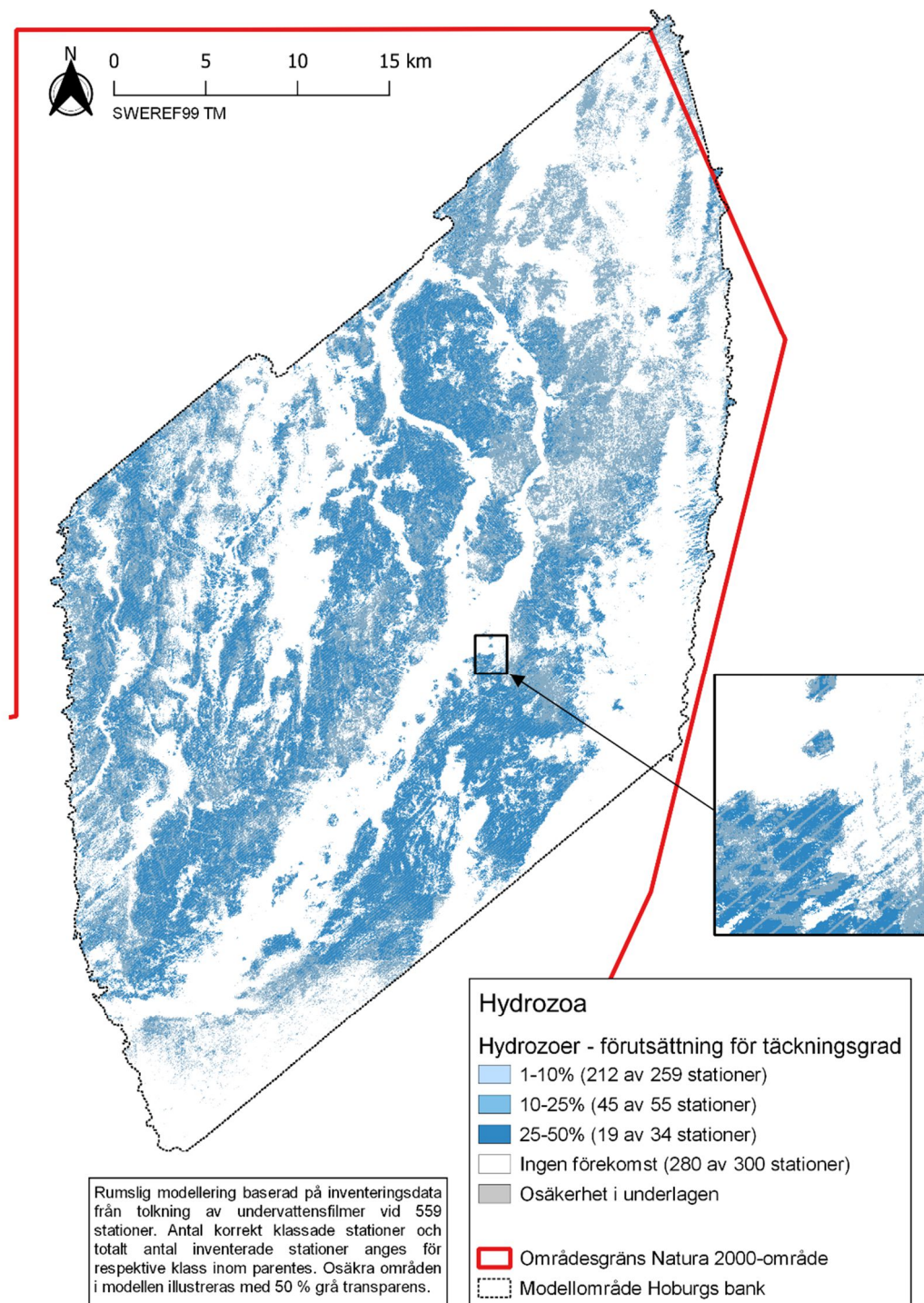
Figur 12. Predikterade förutsättningar för förekomst av kilrödblåd/rödblåd vid Hoburgs bank.



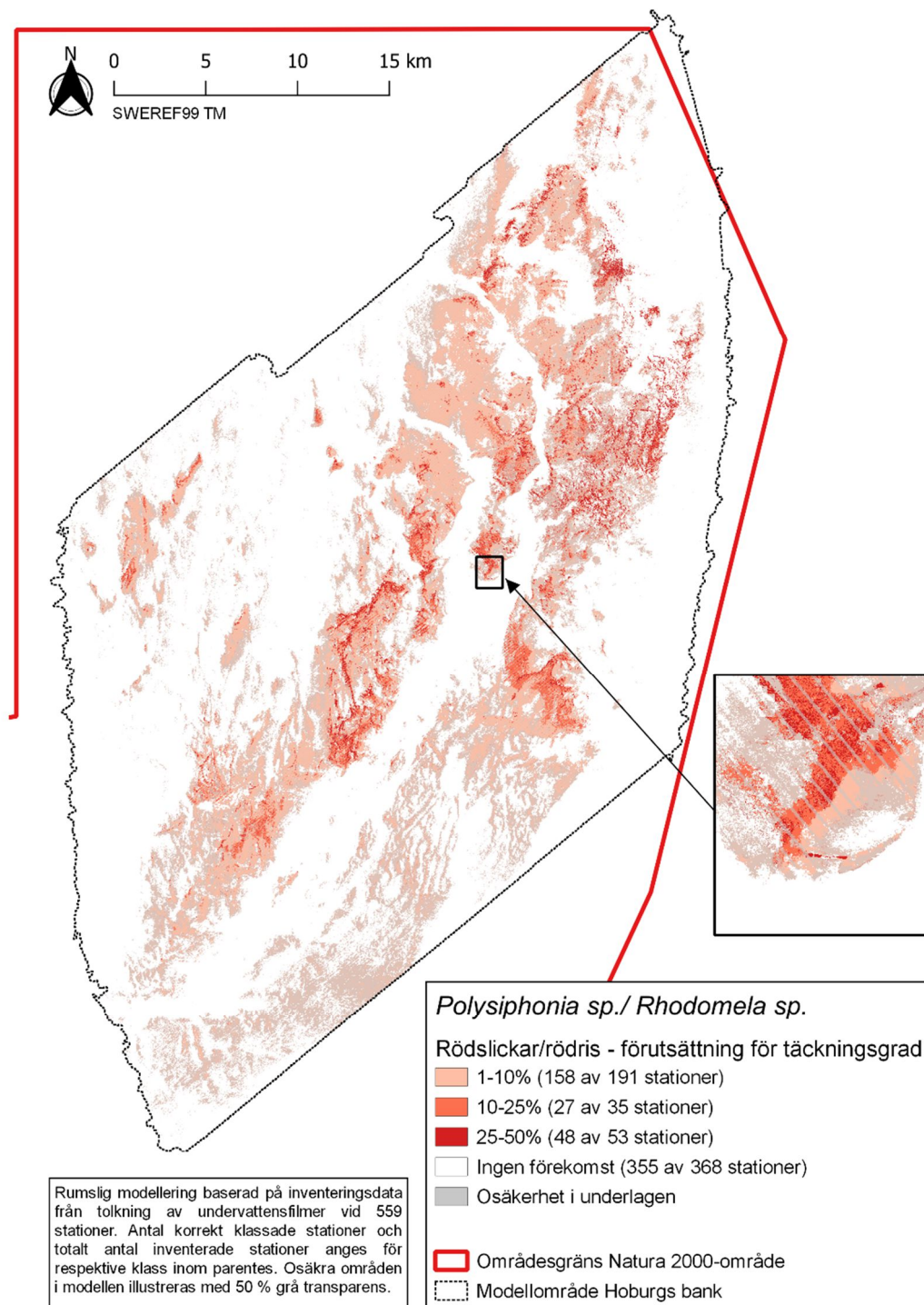
Figur 13. Predikterade förutsättningar för förekomst av kräkel vid Hoburgs bank.



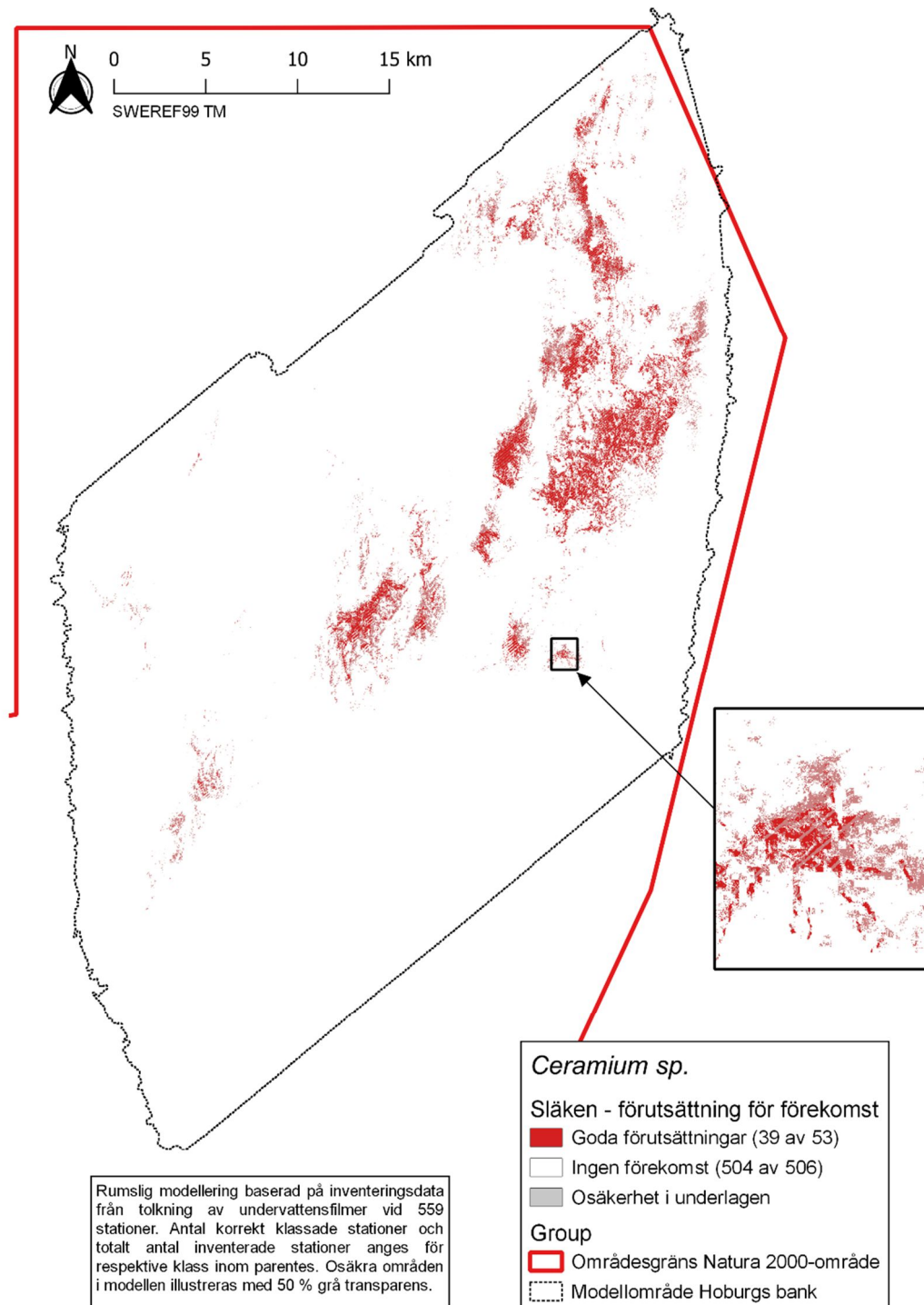
Figur 14. Predikterade förutsättningar för förekomst av mossdjuret *Einhornia crustulenta* vid Hoburgs bank.



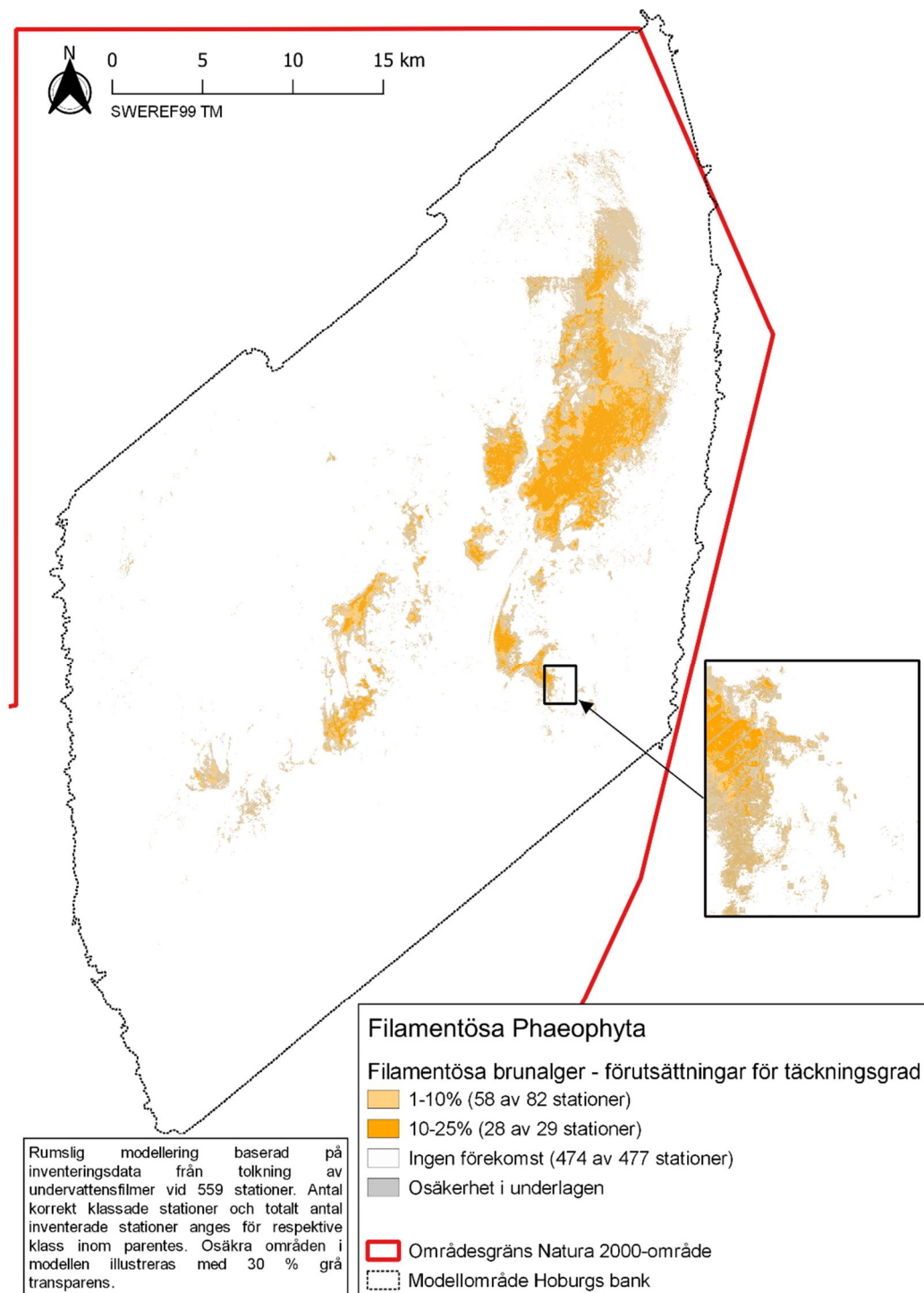
Figur 15. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av nässeldjur vid Hoburgs bank.



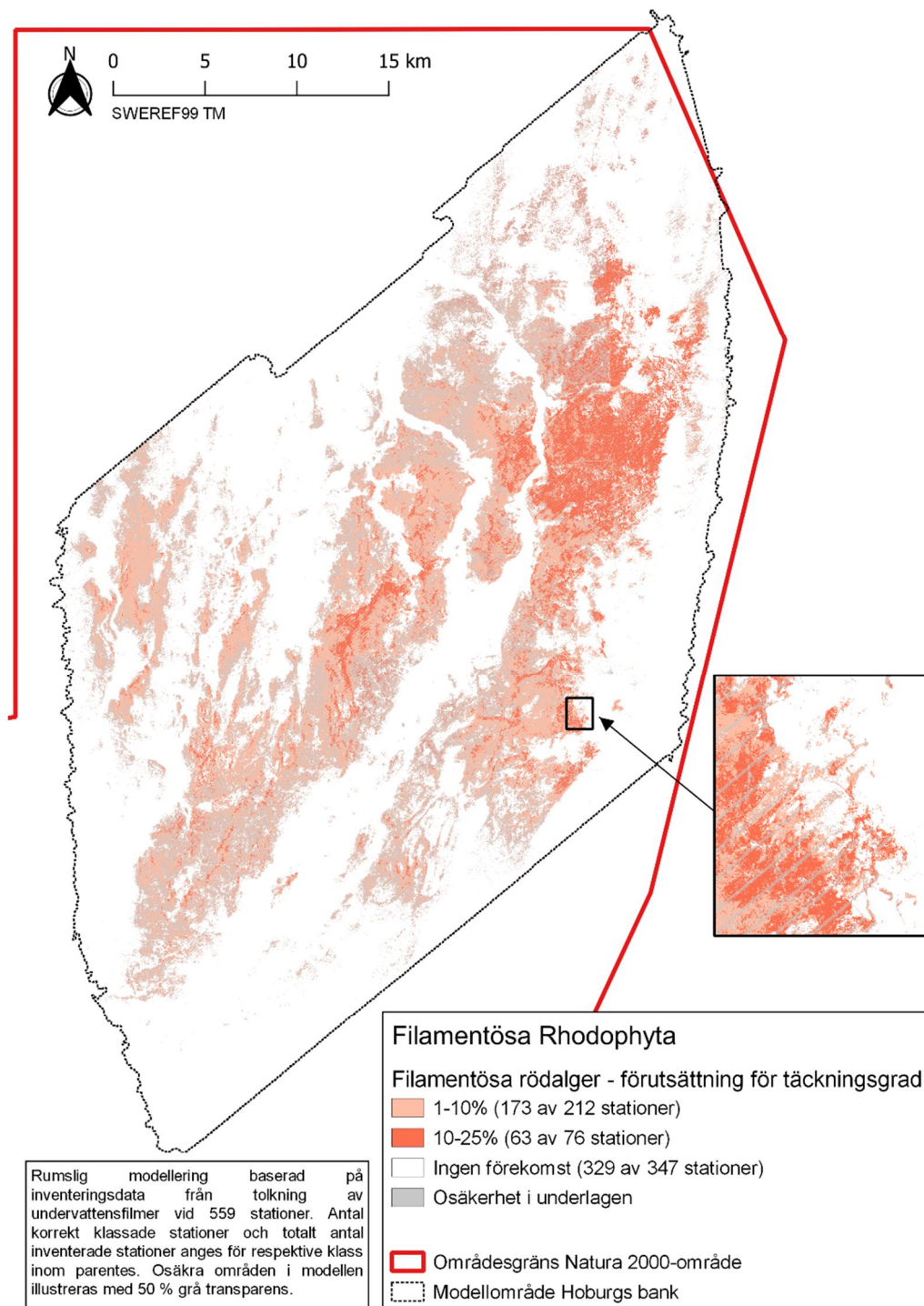
Figur 16. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av rödslickar/rödris vid Hoburgs bank.



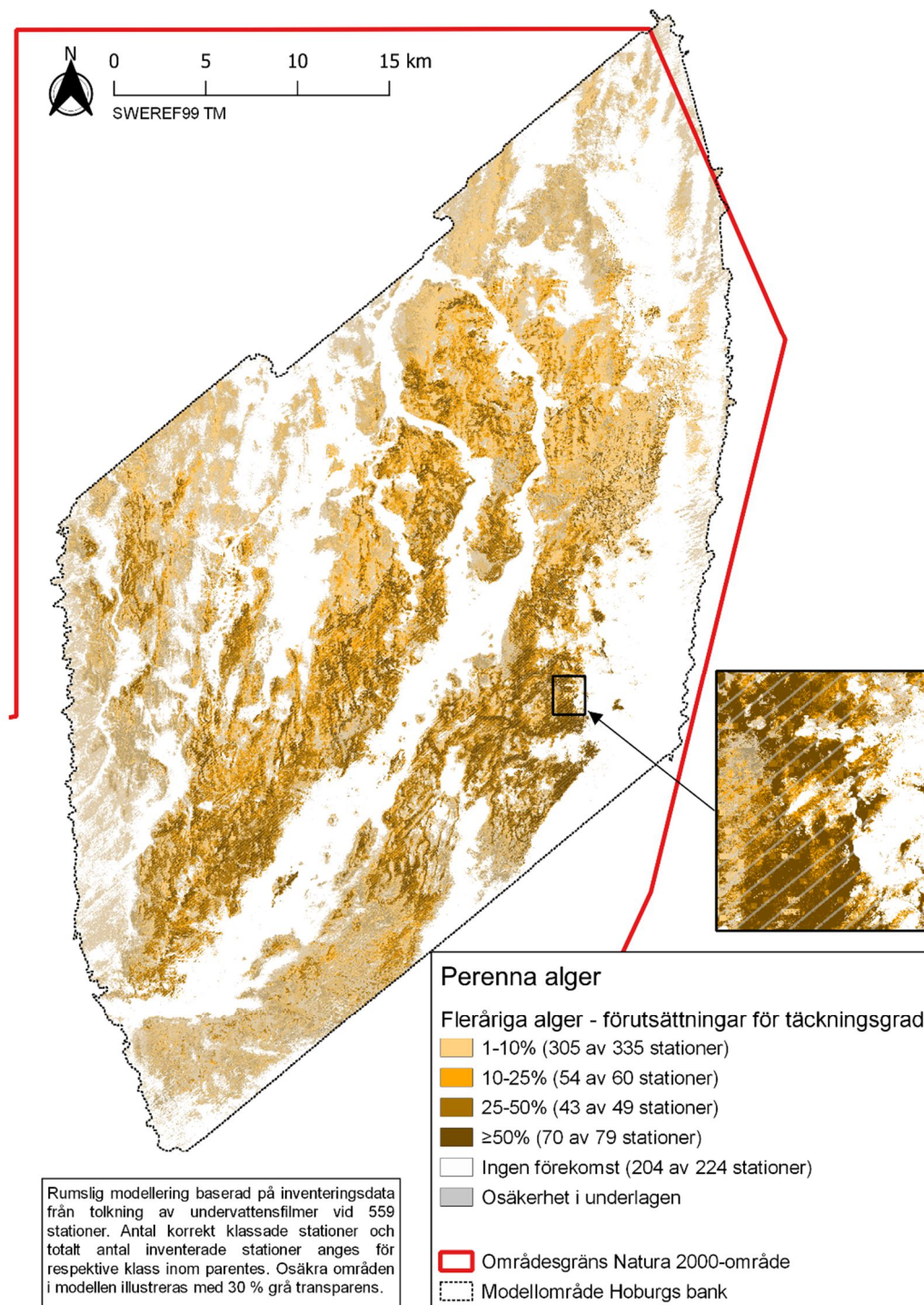
Figur 17. Predikterade förutsättningar för förekomst av släken vid Hoburgs bank.



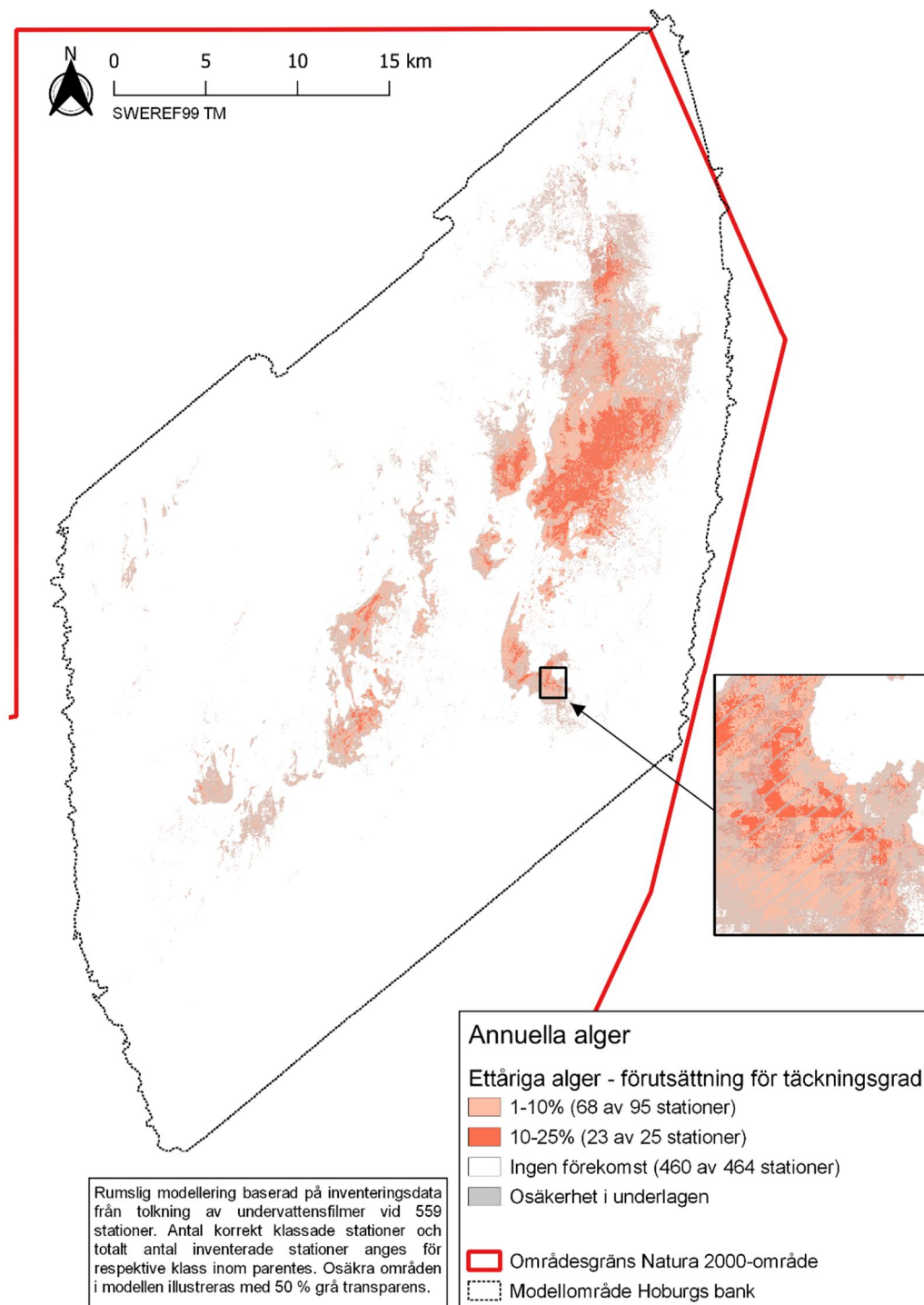
Figur 18. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av filamentösa brunalger vid Hoburgs bank.



Figur 19. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av filamentösa rödalger vid Hoburgs bank.



Figur 20. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av perenna alger vid Hoburgs bank.



Figur 21. Predikterade förutsättningar för olika täckningsgrader av annuella alger vid Hoburgs bank.

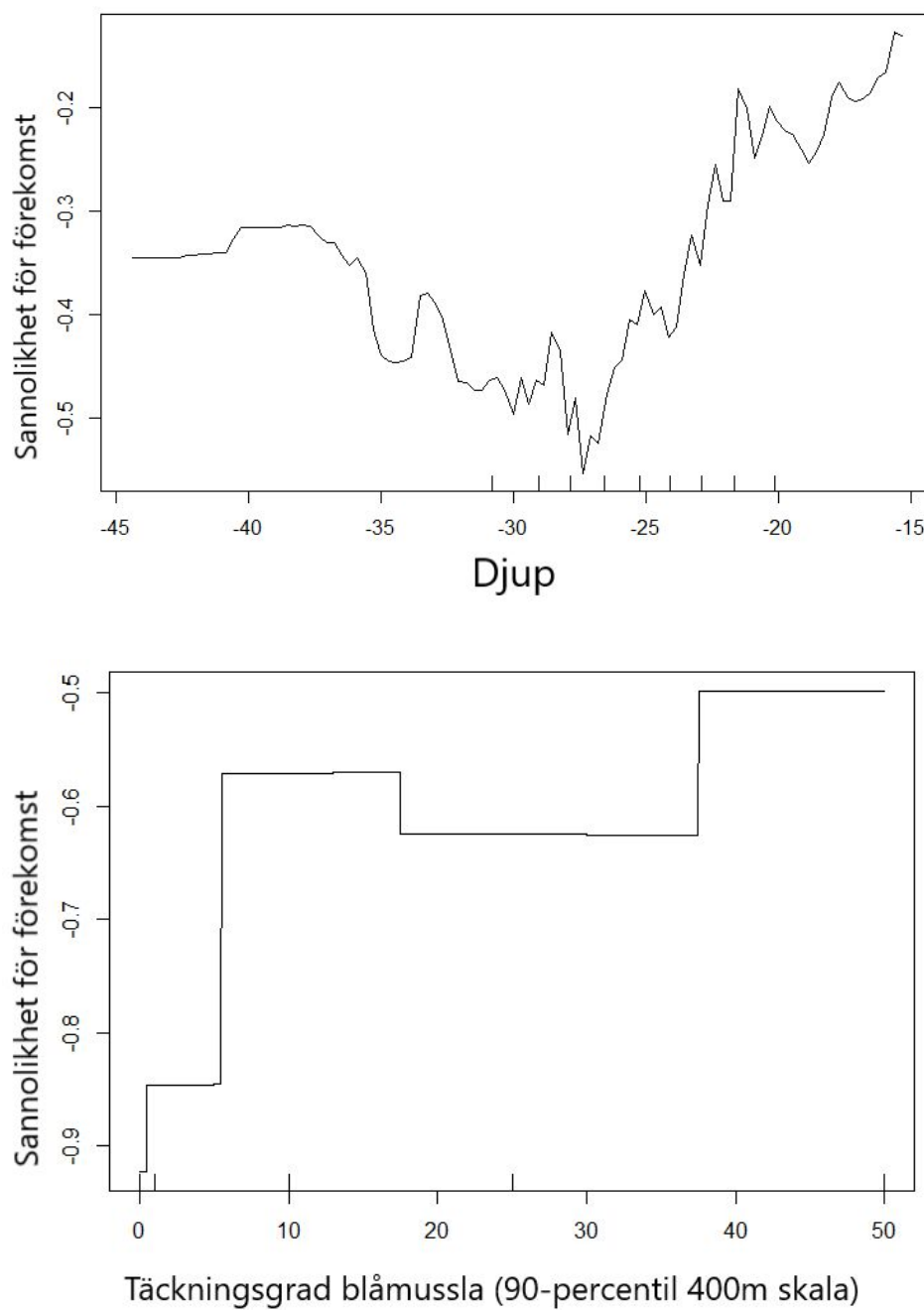
Alfågel

Utsjöbanken Hoburgs bank har en relativt homogen bentisk miljö med få arter av alger och djur närvarande men de stora tätheterna av blåmussla utgör en viktig födobas för sjöfåglar, inklusive alfågel (*Clangula hyemalis*).

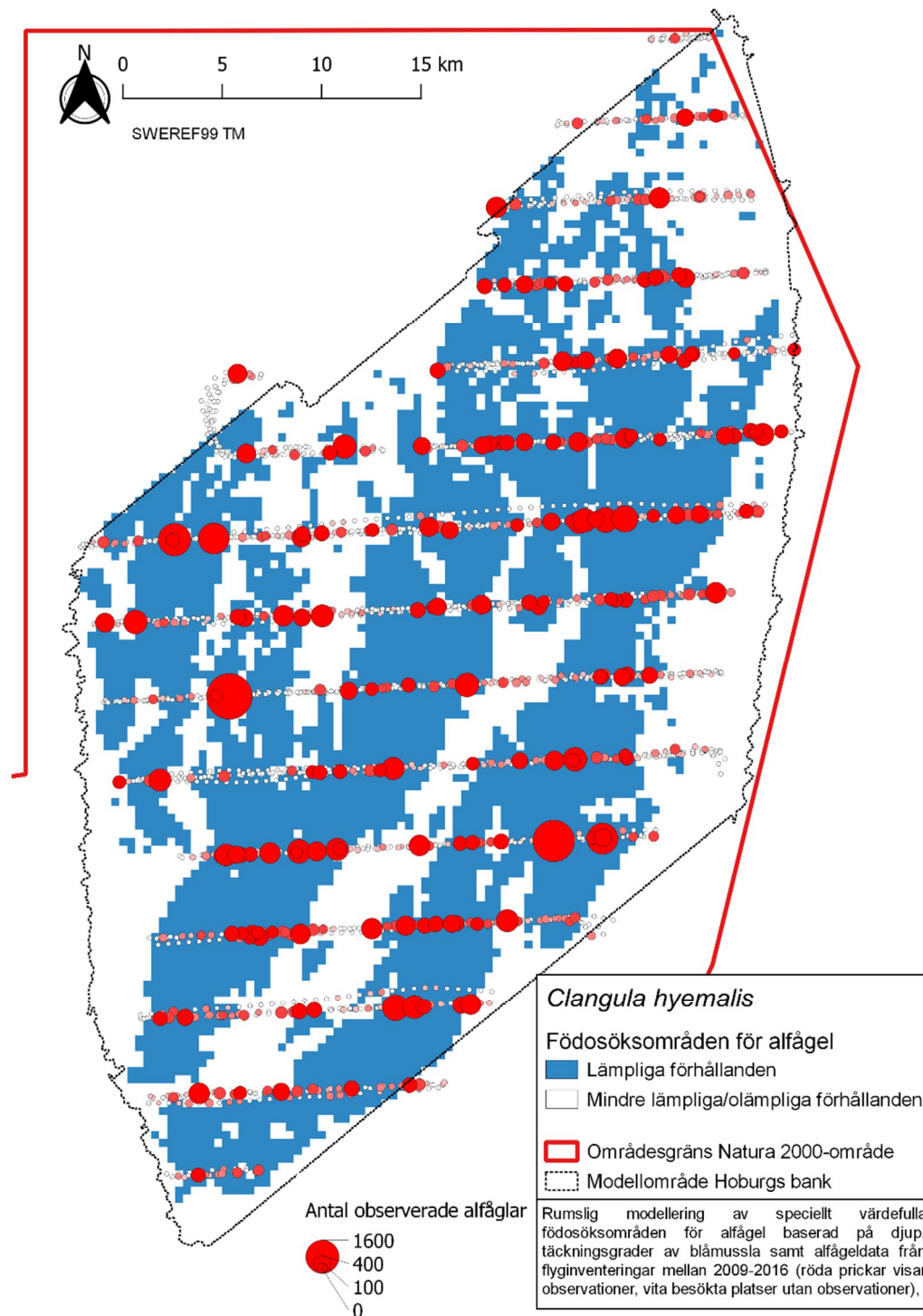


Alfågel (*Clangula hyemalis*). Foto: Wolfgang Wander, CC BY-SA 3.0

Eftersom alfågel är en väldigt mobil art som rör sig över stora områden var det inte möjligt att utföra en rumslig modellering på samma skala som den för fastsittande arter av djur och alger. En analys utfördes därför med en upplösning på 400m, vilket antogs vara en rimlig detaljgrad både utifrån inventeringsdatats positioneringsfel och den skala som alfågel söker föda. De miljövariabler som användes för modelleringen av fastsittande arter samt den modellerade täckningsgraden av blåmussla aggregerades därför till 400 m upplösning (cellstorlek) och analyserades i relation till inventeringsdata för alfågel med hjälp av maskinlärningsmetoden Random Forests (Cutler m.fl. 2007). Analyserna visade att det gick relativt väl att modellera inom vilka områden på Hoburgs bank som alfågel sannolikt inte förekommer (ca 10 % felmarginal) men betydligt svårare att modellera förekomster rätt. Responskurvor från analyserna visade att alfåglar till betydligt mindre grad utnyttjar områden på Hoburgs bank som är djupare än 28 m samt har en relativt låg täckningsgrad av blåmusslor (Figur 22). Avgränsningar för att rumsligt identifiera speciellt viktiga områden för alfågel på Hoburgs bank sattes därför till grundare än 28 m samt att 90:e percentilen av täckningsgraden av blåmusslor i 400 m rutor $\geq 10\%$ (Figur 23).



Figur 22. Responskurvor som visar relationen mellan djup samt täckningsgrad av blåmussla och den standardiserade sannolikheten att observera alfågel på Hoburgs bank.



Figur 23. Rumslig avgränsning av speciellt värdefulla födosöksområden för alfågel baserad på djup, förekomster av blåmussla samt alfågel.

HELCOM UNDERWATER BIOTOPES (HUB)

Habitatklassificeringssystemet HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (HELCOM HUB) har utvecklats för att skapa en gemensam förståelse för Östersjöns biotoper och habitat. HELCOM HUB är baserat på en stor mängd biologiska data och har utvecklats i samarbete med nationella experter från samtliga Östersjöländer. Från Sverige har Naturvårdsverket, ArtDatabanken, Stockholms universitet och AquaBiota deltagit i denna process. Genom att använda tiotusentals datapunkter från havsområdet har man definierat relevanta biotoper baserat på typiska samhällsstrukturer längs olika miljögradients. 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 habitaterna i fotiska och afotiska habitat (i eller utanför fotisk zon). Nivå 3 delar upp habitaterna på substrattyp och nivå 4 visar samhällstyp (om habitatet karaktäriseras eller inte karaktäriseras av vegetation eller epibentisk fauna). Nivå 5 ger biotoper karaktäriserade av olika organismgrupper (tex ånuella alger eller kärlväxter) och nivå 6 är en finare indelning av dessa biotoper beroende på dominerande arter eller artgrupper.

Figur 24. Faktaruta om HELCOM Underwater Biotope and habitat classification (HUB).

Inventeringsdata

HUB-klassificering har gjorts för inventeringsdatat insamlat på Hoburgs bank enligt beskrivning ovan. Gränsen för den fotiska zonen (Klass AA) sattes utifrån den djupaste förekomsten av fastsittande fotosyntetiserande organismer (43 m djup). Klassificeringen har gjorts enligt HELCOM Underwater Biotope and Habitat classification (2013a) till den lägsta möjliga klassen (se faktaruta). Datat för vissa stationer har tilldelats klasser som ej förekommer i HUB-systemet (exempelvis fotisk hård lera dominerad av perenna filamentösa alger), dessa har då klassats till lägsta möjliga nivå som faktiskt förekommer i klassificeringssystemet (motsvarande exempel blir fotisk hård lera karaktäriserad av makroskopiska epibentiska biotiska strukturer). Tabell 5 sammanfattar HUB-klasser i inventeringsdata. Notera att eftersom kompletterande data från inventeringar med huggare i sand samt grusbotten saknas är vissa klassificeringar (exempelvis AA.J4U – fotiska sandbotten utan karaktäristiska makroskopiska biotiska strukturer) sannolikt felaktiga och tillhör egentligen HUB-klasser karaktäriserade av makroskopisk infauna (sedimentlevande djur såsom östersjömussla). Täckningsgrader användes som uppskattningar av biovolym/biomassa.

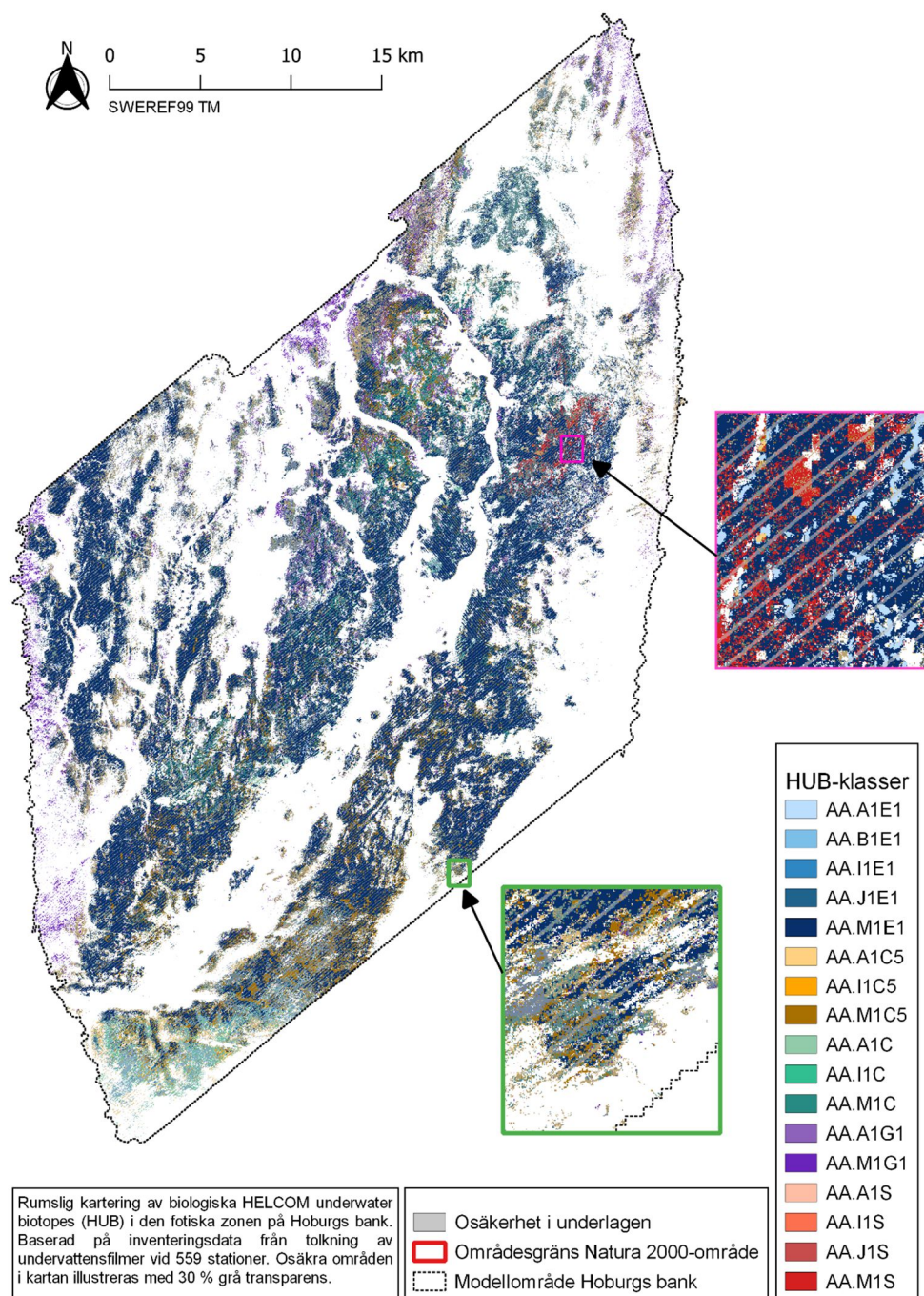
Tabell 5. Antal förekomster av de karterade HUB-klasserna i inventeringsdata från 559 stationer. 1Eftersom data från inventeringar i sedimentet saknas är dessa klassificeringar sannolikt felaktiga och dessa klasser tillhör egentligen HUB-klasser karaktäriserade av makroskopisk infauna (sedimentlevande djur såsom östersjömussla).

HUB-klass	Beskrivning	Antal stationer
AA.J4U	Baltic photic sand characterised by no macroscopic biotic structures ¹	142
AA.M1E1	Baltic photic mixed substrate dominated by Mytilidae	64
AA.M1C	Baltic photic mixed substrate characterised by perennial algae	58
AA.M1C5	Baltic photic mixed substrate dominated by perennial filamentous algae	54
AA.J2	Baltic photic sand characterised by sparse epibenthic macrocommunity ¹	41
AA.A1C5	Baltic photic rock and boulders dominated by perennial filamentous algae	34
AA.I2T	Baltic photic coarse sediment characterised by sparse epibenthic macrocommunity	29
AA.A1E1	Baltic photic rock and boulders dominated by Mytilidae	27
AA.M1G	Baltic photic mixed substrate characterised by epibenthic cnidarians	24
AA.I4U	Baltic photic coarse sediment characterised by no macrocommunity ¹	23
AA.I1C	Baltic photic coarse sediment dominated by perennial algae	10
AA.M1V	Baltic photic mixed substrate characterised by mixed epibenthic macrocommunity	9
AA.M2T	Baltic photic mixed substrate characterised by sparse epibenthic macrocommunity	8
AA.B1	Baltic photic hard clay characterised by macroscopic epibenthic biotic structures	5
AA.A1E	Baltic photic rock and boulders characterised by epibenthic bivalves	4
AA.I1E1	Baltic photic coarse sediment dominated by Mytilidae	4
AA.I1V	Baltic photic coarse sediment characterised by mixed epibenthic macrocommunity	4
AB.J	Baltic aphotic sand ¹	4
AA.J1	Baltic photic sand characterized by characterized by macroscopic epibenthic biotic structures	3
AA.J1V	Baltic photic sand characterised by mixed epibenthic macrocommunity	3
AA.A1C	Baltic photic rock and boulders characterised by perennial algae	2
AA.J1E	Baltic photic sand characterised by epibenthic bivalves	2
AA.M1S	Baltic photic mixed substrate characterised by annual algae	2
AA.I1	Baltic photic coarse sediment characterised by macroscopic epibenthic biotic structures	1
AA.I1C5	Baltic photic coarse sediment dominated by perennial filamentous algae	1
AA.M4U	Baltic photic mixed substrate characterised by no macrocommunity ¹	1
Totalsumma		559

Kartering av HUB

En karta med klassning av substrat enligt HELCOM HUB togs fram av SGU för modellområdet i en cellupplösning av 5m, dvs 25m². Substratkartan överlagrades med relevanta framtagna biologiska kartor med täckningsgradsklasser >10 % täckningsgrad.

De biologiska klasserna överlgrades i ordningsföljd av uppskattad dominans i biomassa samt prioriteringsordningen i HUB-systemet (exempelvis har perenna alger företräde framför annuella alger). I och med att inventeringsdata från den afotiska zonen hade en väldigt låg representativitet (4 stationer) karterades endast fotiska HUB-klasser. Notera även att i och med att det biologiska inventeringsdatat var insamlat på en annan skala (5m²) är resultaten inte heller direkt jämförbara med Tabell 5, speciellt för klassen "mixed substrate" som blir mer sällsynt förekommande ju finare upplösning som används för kartering. En karta för fotiska HUB-biotoper presenteras i Figur 25.



Figur 25. Karta över fotiska biotoper vid Høburgs bank enligt HELCOM HUB. Se Tabell 5 för de engelska namnen på HUB-klasserna.

Analys av hur cellupplösning och mängden indata påverkar kartkvalitet

En viktig aspekt att ta hänsyn till vid kartproduktion är i vilken upplösning underlag ska tas fram. En fin upplösning är mer krävande att processa analytiskt och ställer höga krav på noggrannhet vid datainsamling. En grövre upplösning är lättare att hantera då det innebär mindre datamängder men kan ge en alltför översiktlig eller förenklad bild av verkligheten så att viktiga detaljer går förlorade. Tack vare den snabba utvecklingen i datorkapacitet de senaste decennierna är det nu möjligt att effektivt hantera rumsliga underlag med fin upplösning över relativt stora områden. I detta projekt valdes en kartupplösning av 5m av SGU, som producerade den största delen av underlagen för miljövariabler. För att utvärdera hur valet av upplösning påverkar kartans kvalitet vid artmodellering på Hoburgs bank användes blåmussla som modellorganism med samma modelleringsalgoritmer som beskrivet i avsnittet "Rumslig modellering" ovan.

Vid utvärderingen av effekter från cellupplösning på modellens kvalitet var endast preliminära substratunderlag från SGU tillgängliga (hårdhetslager i form av backscatter) och 439 stationer hade tolkats, varpå resultaten för 5m upplösning i denna utvärdering inte är samma som den slutgiltiga kartan för blåmussla (Figur 10). Alla underlag i 5 m upplösning aggregerades till 10, 25, 50 samt 100 m genom att räkna ut medelvärdet och modellering av blåmusslors förekomst i olika täckningsgradsklasser utfördes. Resultaten i form av andel korrekt klassificerade förekomster samt mapAUC presenteras i Tabell 6.

Resultaten visade att oavsett cellupplösning så var alla kartmodeller för blåmussla av utmärkt kvalitet. Kartorna med 10 samt 100m upplösning hade något högre medel för mapAUC men skillnaderna var relativt små. Detta innebär att för modellering av blåmussla på Hoburgs bank påverkas inte kartkvaliteten nämnvärt vid modellering i grövre upplösning.

Hårdhetslagret (backscatter) var helt avgörande för att förklara förekomst av blåmussla för alla modeller (ca 75 % av förklarad variation) men för att förklara förekomst av högre täckningsgrader var substrat inte avgörande utan djup och djupderivat hade större betydelse. Resultaten visar också att när det gäller substratunderlag för artmodellering av blåmussla på Hoburgs bank så kan backscatter kan användas direkt med goda resultat utan att kartor av separata substratklasser gjorts, det viktigaste är att det finns tillförlitliga underlag på en relevant skala över hård- respektive mjukbotten. Det är dock troligt att resultatet skulle se annorlunda ut för att modellera arter eller artgrupper i andra miljöer som har preferenser för en viss substratklass, exempelvis kransalger.

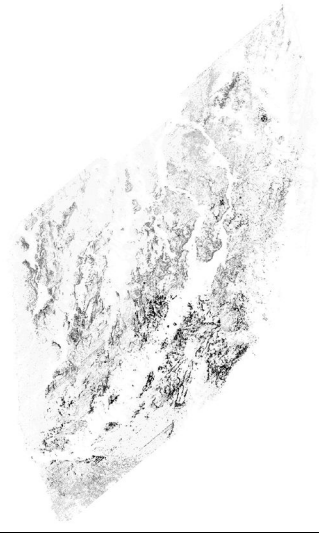
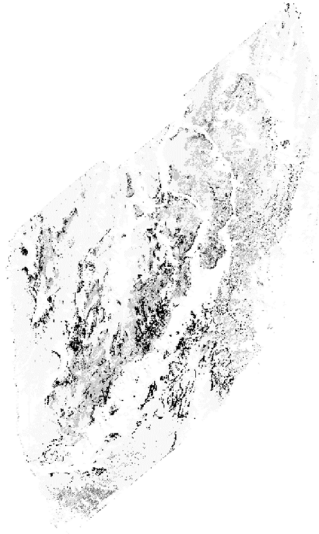
I och med att resultaten för prediktionen i 5 m cellstorlek med preliminära substratunderlag och 120 färre inventerade stationer var i princip likvärdigt med den slutgiltiga prediktionen av blåmussla (beskriven i Tabell 4) är det uppenbart att mängden inventerade stationer var onödigt stor för att kartera blåmusslors förekomst på Hoburgs bank samt den lika vanligt förekommande algen ishavstofs. Om ännu fler

stationer hade inventerats är det eventuellt möjligt att fler täckningsgradsklasser av mer sällsynt förekommande alger som släken (*Ceramium* sp.) samt kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) hade varit möjliga att modellera med tillräcklig kvalitet.

Tabell 6. Andel korrekt klassificerade stationer för modeller av täckningsgrad för blåmussla vid olika cellupplösning samt kartmodellens kvalitetsmått mapAUC.

Täckningsgrad	Korrekt klassade	mapAUC	
5m upplösning			
1-10 %	65 av 69	0,83	
10-25 %	30 av 34	0,85	
25-50 %	24 av 28	0,91	
>50 %	57 av 64	0,94	
Totalt	176 av 194	0,88	

				
10m upplösning				
1-10 %	84 av 85	0,88		
10-25 %	30 av 33	0,88		
25-50 %	22 av 24	0,92		
>50 %	45 av 49	0,94		
Totalt	181 av 192	0,91		

25m upplösning			
1-10 %	78 av 86	0,77	
10-25 %	50 av 53	0,87	
25-50 %	21 av 22	0,87	
>50 %	28 av 29	0,97	
Totalt	177 av 190	0,87	
50m upplösning			
1-10 %	81 av 85	0,83	
10-25 %	37 av 40	0,79	
25-50 %	14 av 17	0,90	
>50 %	32 av 35	0,92	
Totalt	164 av 177	0,86	
100m upplösning			
1-10 %	96 av 99	0,80	
10-25 %	24 av 28	0,79	
25-50 %	15 av 17	0,86	
>50 %	36 av 43	0,87	
Totalt	171 av 187	0,91	

En utvärdering gjordes även av huruvida inventeringsdata från utsjöbanksinventeringarna 2005 (Naturvårdsverket, 2006) skulle kunna förbättra artmodelleringen på Hoburgs bank gjordes också. I och med den stora mängden inventerade stationer i detta projekt (559 stycken) så blev slutsatsen att det äldre datat inte kunde tillföra någon avgörande information. Mängden förekomster för att med tillräcklig kvalitet modellera de minst förekommande arterna i inventeringarna såsom gullsudare (*Halosiphon tomentosus*), ribbeblad (*Delesseria sanguinea*), sudare (*Chorda filum*) och svampdjuret *Ephydatia fluviatilis* var för litet även om data från utsjöbanksinventeringarna användes tillsammans med det nya inventeringsdatat. Om förekomsten av fler arter på Hoburgs bank ska modelleras så är det nödvändigt med riktade inventeringar i lämpliga miljöer för just dessa ovanligare arter. Datat från utsjöbanksinventeringarna 2005 möjliggjorde inte heller modellering av högre täckningsgradsklasser då det var sällsynt med högre täckningsgrader av de mer sällsynt förekommande algerna. Eftersom inventeringarna i detta projekt och inventeringarna 2005 även utfördes med olika metodik, vilka inte är direkt jämförbara, användes endast data från de nya inventeringarna i de slutgiltiga artmodelleringarna.

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. 2017¹). Mosaic är ett ramverk att identifiera marina naturvärden samt livskraftiga och ekologiskt representativa nätverk. 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 bidra - som ett av flera 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).

Grundläggande naturvärdesbedömning

Mosaic består av flera delar som utförs stegvis. Den första delen är den grundläggande naturvärdesbedömningen², 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

¹ 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.

² Arbetsversion för Egentliga Östersjön daterad december 2018.

representerar olika ekologiska/biologiska värden och ekosystemtjänster efter ett antal kriterier (**Tabell 7** och **Tabell 8**). 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 arbetsversion av den grundläggande naturvärdesbedömningen har tagits fram 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 Egentliga Östersjön använts i linje med det regionala arbetet med grön infrastruktur.

Tabell 7. 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 viktig 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 8. 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 lågt 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 emellan 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 Egentliga Östersjön använts utan sådan lokal viktning (Tabell 9). För naturvärdesbedömningen i detta projekt har den framtagna kartan över speciellt värdefulla födosöksområden för alfågel värderats som ekosystemkomponenten "Övervintringsområde för alfågel (oktober - mars)" och kartan över rödslick/rödris (*Polysiphonia* sp./*Rhodomela* sp.) har värderats som ekosystemkomponenten "*Polysiphonia* spp." (något lägre värderad än rödris). Informationen om tumlare bedömdes inte kunna användas vid naturvärdesbedömningen då underlagen är framtagna på en annan rumslik skala och för fiskinformation fanns inga lämpliga poängsättningar i den grundläggande naturvärdesbedömningen.

Tabell 9. 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					
	Biologisk mångfald	Livshistoriskt viktigt	Ekologisk funktion	Hotstatus	Ekologiskt/biologiskt värde och indirekta EST**	Försörjande EST**	Kulturella EST**	Reglerande EST**			Direkta EST**
Övervintringsområde för alfågel (oktober - mars)	1	10	10	10	20	0	4	0	4	0	24
Blåmussla 25-100 % täckningsgrad, grundare än 30 m	4	2	4	0	10	0	1	4	5	0	15
Blåmussla 25-100 % täckningsgrad, djupare än 30 m	4	0	4	0	8	0	1	4	5	0	13
Blåmussla >10-24 % täckningsgrad	4	0	2	0	6	0	1	1	2	0	8
Ishavstofs 25-100 % täckningsgrad	4	0	2	0	6	0	0	0	0	0	6
Rödslickar/rödris 25-100 % täckningsgrad	4	0	2	0	6	0	0	0	0	0	6
Fintrådiga alger 25-100 % täckningsgrad	2	0	2	0	4	0	0	0	0	0	4
Fintrådiga alger 10-24 % täckningsgrad	2	0	1	0	3	0	0	0	0	0	3
Ishavstofs 10-24 % täckningsgrad	2	0	1	0	3	0	0	0	0	0	3
Rödslickar/rödris 10-24 % täckningsgrad	2	0	1	0	3	0	0	0	0	0	3
Kräkel EF-9 % täckningsgrad	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2
Rödblad/kilrödblad EF-9 % täckningsgrad	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2
Fintrådiga alger EF-9 % täckningsgrad	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2
Ishavstofs EF-9 % täckningsgrad	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2
Släken EF-9 % täckningsgrad	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2
Rödslickar/rödris EF-9 % täckningsgrad	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2

Nedan följer en kortfattad beskrivning av på vilka grunder poängen utdelats i den grundläggande bedömningen.

De högsta poängen för kriteriet **biologisk mångfald** har tilldelats habitatbildande vegetation och djur. Ishavstofs (*Battersia arctica*) är en av de djupast växande algarterna i Östersjön (Florén m.fl., 2017) och är den enda habitatbildande algarten på vissa djup och antas därför bidra väsentligt till mångfalden i Egentliga Östersjön. Ju högre täckningsgrad ishavstofs har desto högre poäng har de erhållit, baserat på studier där artrikedomen av epifauna har funnits vara positivt korrelerad med växtbiomassa (Heck och Wetstone 1977, Stoner och Lewis 1985). Ishavstofs och andra fintrådiga alger har dessutom ofta en relativt hög artrikedomen av epifauna (Olafsson et al. 2013; Kraufvelin

och Salovius 2004). Blåmusslor bildar också viktiga biotoper som har en hög mångfald av associerad flora och fauna (Norling och Kautsky, 2007), även vid relativt låga täckningsgrader.

Arter som inte är habitatbildande i sig själv eller bidrar direkt till artrikedomen har tilldelats minimipoäng (1) rörande kriteriet för biologisk mångfald. Detsamma gäller alger i de fall de inte kan anses habitatbildande, dvs. när de har en täckningsgrad som är mindre än 10 %.

För kriteriet **livshistoriskt viktigt** har övervintringsområde för alfågel tilldelats högsta poäng (10) för kriteriet. Alfåglar är under vintern i mycket hög grad koncentrerade till ett fåtal områden med god födotillgång (blåmusslor). En stor del av världsbeståndet finns i svenska vatten och tillgång till föda på utsjöbankarna är avgörande för hela populationen. Hoburgs bank, Norra och Södra Midsjöbanken är särskilt viktiga övervintringsområden i Egentliga Östersjön. Andra viktiga områden med höga vintertätheter är havsområdet mellan Fårö och Gotska Sandön, norra Öland, östra Gotland vid Östergarn samt Hanöbukten. Blåmussla har också tilldelats hög poäng (4) för kriteriet då den utgör viktig föda för livsviktiga stadier hos bland annat fåglar och fiskar (Varennens m.fl. 2015, Zydelsis och Ruskyte 2005, Öst 2000, Karlson m.fl. 2007, Aarnio m.fl. 1996).

Den högsta poängen (10) för kriteriet **ekologisk funktion** har övervintringsområde för alfågel då området har en begränsad förekomst, inte är utbytbara och är av mycket stor vikt för hela ekosystemet. Blåmussla har tilldelats hög poäng (4) för kriteriet då de utför många viktiga ekosystemfunktioner. De är väldigt viktiga som filtrerare av vatten, samt är biotopbildande (biogena rev) och kan bidra till att stabilisera sediment (Meadows m.fl. 1998). De bidrar med viktiga funktioner för andra ekosystemkomponenter, bl.a. som habitat (Tsuchiya & Nishihira 1985, Albrecht och Reise 1994) och närings- och födokälla (Kautsky 1981, Norling och Kautsky 2007). Höga täckningsgrader av alger 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. Alla alger får 1 poäng i de fall de inte kan anses habitatbildande, dvs. när de har en täckningsgrad som är mindre än 10 %.

De ekosystemkomponenter som fått poäng för **hotstatus** är övervintringsområde för alfågel samt blåmussla grundare än 30 m. Alfågeln är på grund av artens snabba minskning klassificerad som sårbar (VU) på IUCN:s globala rödlista och som starkt hotad (EN) på Helcoms rödlista över hotade arter (Helcom 2013b). Den övervintrande populationen av alfågel, vilken är den som utnyttjar Hoburgs bank, är klassad som starkt hotad (EN) i Sverige och har minskat dramatiskt sedan början av 1990-talet. En AEWA International Single Species Action Plan har tagits fram för bevarandet av alfågel.

Blåmusslor utför omfattande vattenrening genom att filtrera stora mängder vatten och får 4 poäng för **reglerande ekosystemtjänster** vid täckningsgrader över 24 % och 1 poäng vid lägre tätheter. För **kulturella ekosystemtjänster** för tilldelades blåmusslor 1

poäng och övervintringsområde för alfågel 4 poäng då de bidrar till naturupplevelser för friluftsliv.

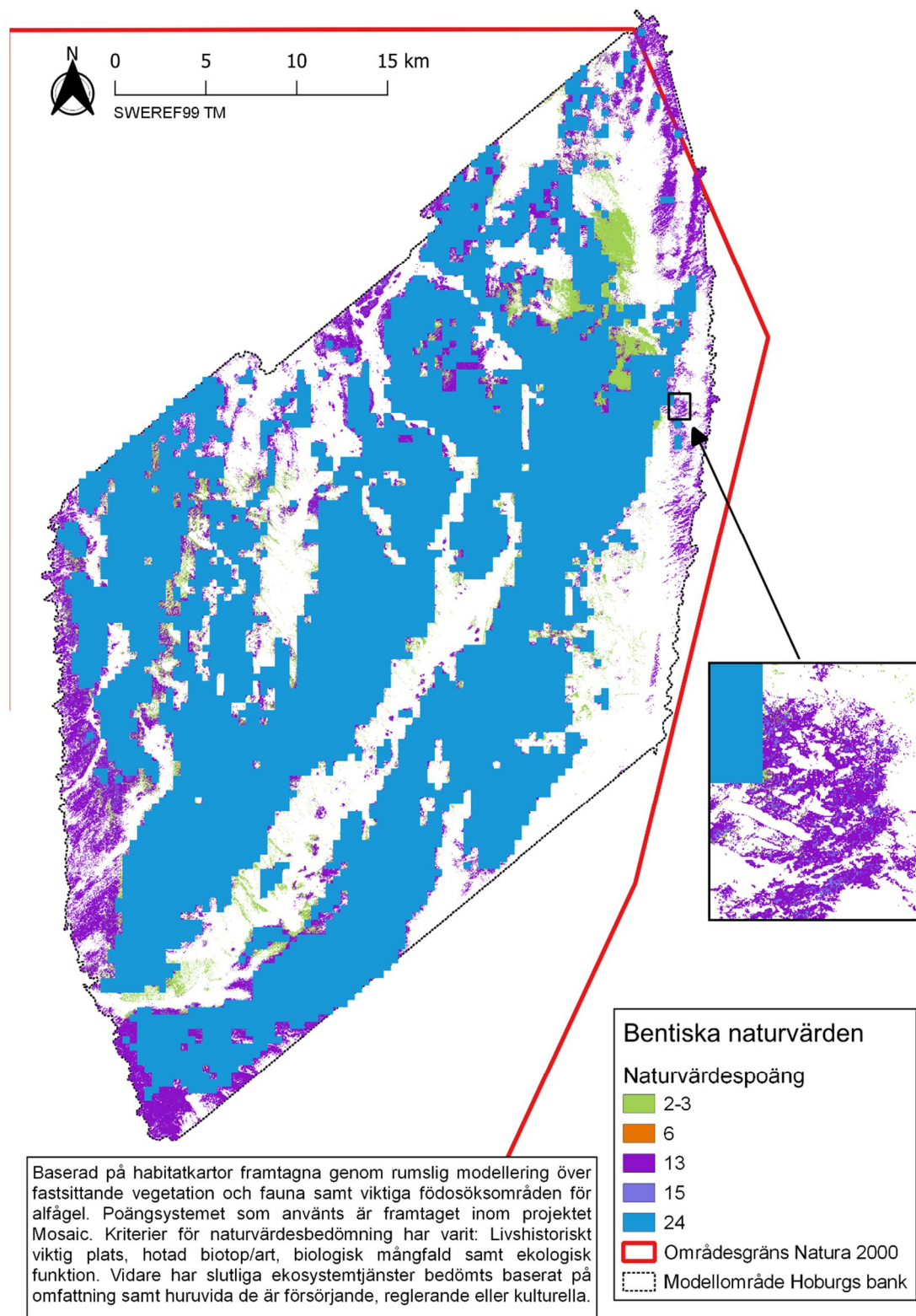
Kartering av naturvärden

En gemensam naturvärdeskarta för alla bentiska ekosystemkomponenter togs fram baserat på de kartunderlag som tagits fram inom uppdraget. Kartorna klassades om till respektive ekosystemkomponents totalpoäng i den grundläggande naturvärdesbedömningen (Tabell 9). Dessa sammanställdes sedan till en karta genom att det högsta värdet av ekosystemkomponenterna för varje cell valdes (Figur 26).

Enligt ramverket Mosaic ska poäng för fåglar adderas till poängen för bentiska ekosystemkomponenter. I detta uppdrag hanterades istället alfågelkartan som en bentisk ekosystemkomponent eftersom den framtagna kartan för speciellt värdefulla födosöksområden enbart baseras på bentiska naturvärden (inte fågelförekomster). Alfågelkartan visar områden där kombinationen av djup och tätheten av blåmusslor skapar goda förutsättningar för alfåglarnas födosök.

De högsta naturvärdena sammanfaller med de områden som är särskilt viktiga födosöksområden för alfågel (blå färg i Figur 26) samt höga tätheter av blåmussla eller alger. Områden som huvudsakligen består av sandbottnar med små inslag av hårt substrat där enstaka förekomster eller låga täckningsgrader av alger finns har lägre totalpoäng i naturvärdesbedömningen (ljusgrön färg i Figur 26).

Områden med sandbottnar utan fastsittande fauna eller vegetation är vita i denna karta då underlag om sedimentlevande djur saknades för den grundläggande naturvärdesbedömningen. Dessa bottenar utgör också viktiga naturvärden på Hoburgs bank.



Figur 26. Naturvärdeskarta för bentiska ekosystemkomponenter med utgångspunkt i den grundläggande naturvärdeskarteringen inom Mosaic.

DISKUSSION

Modelleringskvalitet och data

Samtliga artkartor som redovisas är av utmärkt kvalitet enligt tolkningen av mapAUC, se avsnittet MapAUC ovan för en närmare beskrivning. Detta betyder att kartorna är rättvisande på skalan av projektområdet Hoburgs bank. På lokal skala kan dock kvaliteten variera. Det kan t.ex. finnas områden där prediktionerna är sämre eller där det finns någon lokal påverkan som inte fångas upp av tillgängliga miljövariabler. De markerade osäkra områdena kan användas för att identifiera områden där utbredningskartorna är mer osäkra och dessa inkluderar områden med artefakter i substratunderlagen orsakade av körspåren. En art som underkändes vid granskning av prediktionen var havsstenhinna (*Hildenbrandia rubra*) eftersom artens prediktion inte var rimlig. En möjlig anledning till detta är att artens utbredning påverkas i hög grad av någon variabel som inte ingick i modelleringen, exempelvis en miljöparameter eller en hög grad av mellanartskonkurrens. Om nya relevanta abiotiska underlagskartor blir tillgängliga kan det vara möjligt att skapa bra prediktioner för havsstenhinna som i nuläget inte kunde modelleras med bra resultat. Dataunderlaget för sedimentlevande fauna var mycket bristfälligt och inga arterna/artgrupper modellerades.

Miljölager

Substrat, framförallt täckningsgraden av sand var generellt av störst betydelse (substraten tillsammans i storleksordningen 70-80 % av förklarad varians) för att förklara förekomst eller icke-förekomst av arter. Djup och djupderivatet TRI var dock generellt de viktigaste förklaringsvariablerna för att förklara graden av täckninggrad av de flesta arterna som modellerats i projektet (dvs mängden av respektive art, förutsatt att arten förekommer). Vågexponering var av mindre betydelse, vilket är förväntat i och med att variationen av denna är mycket låg på Hoburgs bank, till skillnad från en mer komplex kustmiljö. I mer komplexa kustområden med en mer heterogen miljö är viktigare att ha fler förklaringsvariabler än en relativt homogen utsjöbanksmiljö, där substratet tillsammans med mängden tillgängligt ljus (djup) är det som nästan uteslutande förklarar vilka arter som förekommer på en viss plats i området.

Då tillförlitliga substratunderlag på en skala relevant för rumslig modellering av marina arter endast i undantagsfall finns tillgängliga för svenska havsområden visar detta projekt på betydelsen av att tillförlitliga geologiska underlag finns tillgängliga. Att substratet är viktigt för att förklara arters förekomst har varit känt sedan mycket länge och diskuterades exempelvis av grundläggaren till botanisk geografi Alexander von Humboldt (Humboldt och Bonpland, 1807). Att utföra storskaliga marina karteringar av ytsubstrat är förknippat med höga kostnader och har därför endast gjorts i begränsade områden i svenska hav.

I frånvaro av tillförlitliga substratunderlag är oftast 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 fastsittande fotosyntetiserande organismer. Djupderivat i form av lutning och rugositet kan också ge en indikation på vattenrörelser och strömmar. Kvaliteten på djupkartan är därför avgörande för kvaliteten 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 men i en homogen miljö som Hoburgs bank är detta inte lika avgörande. Djupunderlagen som tagits fram av SGU för projektområdet är dessutom av en mycket hög kvalitet. Betydande osäkerheter är dock uppenbara i substratkartorna, där metodartefakter från datainsamlingen förekommer genomgående längs med transekterna som använts för datainsamling. Artefakterna är lokaliserade under körspåren från fartyget Ocean surveyor och har en bredd på mellan ca 20-50 m (se förstoringen i Figur 5 för ett exempel på hur geologiska formationer med grus genomskärs av ränder felaktigt tolkade som sand). I och med att substratet var av avgörande betydelse för artmodellerna på Hoburgs bank klassades underlagen i körspårstransekter med en bredd av 20 m som osäkra.

HUB-kartering

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. Många arter samexisterar ofta i samma områden och de arter som ofta förekommer i låga täckningsgrader blir sällan de som definierar HUB-klassen. 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.

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 samt vad som funnits tillgängligt. 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 grön infrastruktur. Till exempel utnyttjas Hoburgs bank som reproduktions- och uppväxtområde för vissa fiskarter. Reproduktions- och uppväxtområden för flera olika fiskarter är också de ekosystemkomponenter som föreslagits att användas inom Mosaic till grundläggande naturvärdesbedömning, vilket inte var tillgängligt från de underlag över fisk som tagits fram inom projektet. De kartor över fiskesamhället som togs fram av SLU inom projektet var modellerade kartor av fångst per ansträngning för sill, torsk, skrubbskädda samt rötsimpa (SLU 2017) vilket inte motsvarade några föreslagna ekosystemkomponenter i Mosaic.

Eftersom projektområdet utgörs av ett begränsat område (i kontexten av arbete med grön infrastruktur), där i princip hela ytan skulle täckas av de högt värderade ekosystemkomponenterna "Utsjöbankar viktiga för marina fåglar" (24 poäng) samt "Kärnområde för tumlare" (16 poäng), inkluderades inte dessa komponenter i naturvärdeskarteringen då dessa kraftigt skulle överskugga de karterade bentiska naturvärdena. Dessa ekosystemkomponenter är dock väldigt viktiga men hanteras bättre på en skala som täcker ett större område, vilket gjorts när Hoburgs bank pekades ut som Natura 2000-område.

En djupare granskning av tillgängliga kartunderlag och kända arter, biotoper och habitat på utsjöbankarna rekommenderas för att säkerställa att inga data över ekosystemkomponenter som skulle kunna inkluderas i naturvärdesbedömningen förbisetts. Till exempel kan en jämförelse mellan förekomster i äldre 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 framtida arbeten med grön infrastruktur som punktförekomster. Vidare bör tillägg av ytterligare ekosystemkomponenter för fisk samt andra fåglar än alfågel göras.

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. Arbete med att uppdatera definitioner av ekosystemkomponenter och naturvärdenspoäng pågår vilket innebär att dessa 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. Vidare följer lokalisering av värdestrakter och analyser av ekologisk representativitet för att försäkra att olika biotiska ekosystemkomponenter är ekologiskt representerade inom värdekärnorna och värdestrakterna. 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.

Kartering av den marina miljön

Planering, förvaltning och utveckling av havs- och kustområden kräver tillförlitliga dataunderlag som beskriver de ekosystemet och dess funktioner och värden. För att kunna användas i förvaltningen av den marina miljön måste relevant framtagna kunskap och information sammanställas på ett sätt som underlättar användningen även för myndigheter där expertkunskap inom ekologi saknas. Kartorna över naturvärden på Hoburgs bank kan användas vid framtagande och ändring av bevarandeplaner samt vid

handläggning av tillståndsansökningar för exempelvis vindkraft. För naturvårdsarbetet på en mer övergripande skala är kunskap om utbredningen av olika arter och naturtyper på Hoburgs bank viktiga för att kunna få en överblick över ett större havsområde. Kartor över arter och naturtyper utgör även ett viktigt underlag i arbetet med grön infrastruktur när de kompletteras med fler områden. För mer övergripande planering är den upplösning som använts inom projektet för kartering av naturvärden (5 m) sannolikt onödigt detaljerad. Som jämförelse utförs det nuvarande nationella arbetet med havsplanering i Sverige med en upplösning på 250 m cellstorlek. Denna skala är dock för grov för att på ett tillförlitligt och korrekt sätt beskriva den mångfald av arter och livsmiljöer som finns i svenska havsområden, speciellt i mer komplexa kustnära områden.

De kartor som tagits fram inom detta projekt är fria att använda för alla som önskar att utnyttja informationen som tagits fram, oavsett ändamål och författarna hoppas att underlagen kommer till nytta inom förvaltningen av Östersjön.

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.
- Albrecht, A., & Reise, K. (1994). Effects of *Fucus vesiculosus* covering intertidal mussel beds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 48(2), 243.
- Araújo & New (2007) Ensemble forecasting of species distributions. Trends in Ecology & Evolution, 22(1):42-47.
- Cutler, D. Richard, et al. "Random forests for classification in ecology." Ecology 88.11 (2007): 2783-2792.
- Elith, J., Leathwick, J.R. and Hastie, T., 2008. A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology, 77(4), pp.802-813.
- 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 bottnar i Gävleborgs läns kustvatten - Trendövervakning 2016. Länsstyrelsen Gävleborg. Rapport 2017:5. 58 sid.
- 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. 2018. Kartering av bentiska naturvärden i Bottniska Viken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:29. ISBN 978-91-88727-20-6. 133 sid.
- Heck KJ, Wetstone G. 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. J Biogeogr 4:135–142.
- Helcom. 2013a. Baltic Marine Environment Protection Commission Baltic Sea Environment Proceedings No. 139, HELCOM HUB Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification.
- Helcom. 2013b. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Balt. Sea Environ. Proc. No. 140.
- Hogfors, H., Fyhr, F. och Nyström Sandman, A. 2017. Mosaic – ramverk för naturvärdesbedömning i marin miljö, version 1. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:xx.

von Humboldt, A och Bonpland, A. 1807. Essai sur la géographie des plantes.

Karlson A.M.L, Almqvist G., Skóra K.E., Appelberg M.; Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea, ICES Journal of Marine Science, Volume 64, Issue 3, 1 April 2007, 479–486

Kautsky, N. (1981). On the trophic role of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.) in a Baltic coastal ecosystem and the fate of the organic matter produced by the mussels. Kieler Meeresforsch., Sonderh, 5, 454-461.

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

Meadows, P. S., Meadows, A., West, F. J., Shand, P. S., & Shaikh, M. A. (1998). Mussels and mussel beds (*Mytilus edulis*) as stabilizers of sedimentary environments in the intertidal zone. Geological Society, London, Special Publications, 139(1), 331-347.

Naturvårdsverket. 2006: Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576.

Norling P och Kautsky N. 2007. Structural and functional effects of *Mytilus edulis* on diversity of associated species and ecosystem functioning. Mar Ecol Prog Ser 351:163–175. doi: 10.3354/meps07033

Olafsson, E., Aarnio, K., Bonsdorff, E., & Arroyo, N. L. (2013). Fauna of the green alga *Cladophora glomerata* in the Baltic Sea: density, diversity, and algal decomposition stage. Marine biology, 160(9), 2353-2362.

Salovius, S., & Kraufvelin, P. (2004). The filamentous green alga *Cladophora glomerata* as a habitat for littoral macro-fauna in the northern Baltic Sea. Ophelia, 58(2), 65-78.

SAMBAH project (2016): LIFE+ SAMBAH project. Final report covering the project activities from 01/01/2010 to 30/09/2015. Reporting Date 29/02/2016. <http://www.sambah.org/SAMBAH-Final-Report-FINAL-for-website-April-2017.pdf>

Stoner, A. W., & Lewis III, F. G. (1985). The influence of quantitative and qualitative aspects of habitat complexity in tropical sea-grass meadows. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 94(1-3), 19-40.

Siwertsson A, Knudsen R, Præbel K, Adams CE, Newton J, Amundsen P-A.

SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Kustlaboratoriet. Ronny Fredriksson och Ulf Bergström. 2017. Inventering och modellering av bentisk fisk vid Hoburgs bank 2016. SLU.ua. 2016.5.2-374

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

Thuiller, Wilfried & Georges, D & Engler, R. (2009). BIOMOD: a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.

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

Tsuchiya, M., & Nishihira, M. (1986). Islands of *Mytilus edulis* as a habitat for small intertidal animals: effect of *Mytilus* age structure on the species composition of the associated fauna and community organization. *Marine Ecology Progress Series*, 171-178.

Varennas E, Hanssen SA, Bonardelli JC och Guillemette M. 2015 Blue mussel (*Mytilus edulis*) quality of preferred prey improves digestion in a molluscivore bird (Common Eider, *Somateria mollissima*). *Can J Zool* 93:783–789.

Wijkmark, N. Isaeus, M. 2010. Wave exposure calculations for the Baltic Sea. *AquaBiota Report* 2010:2.

Wilson, M.F.J., O'Connell, B., Brown, C., Guinan, J.C., Grehan, A.J., 2007. Multiscale terrain analysis of multibeam bathymetry data for habitat mapping on the continental slope. *Marine Geodesy* 30: 3-35.

Wood, S.N., 2006. Generalized additive models: an introduction with R. Chapman and Hall/CRC.

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

Zydelis R och Ruskyte D. 2005. Winter Foraging of Long-Tailed Ducks (*Clangula hyemalis*) Exploiting Different Benthic Communities in the Baltic Sea. *Wilson Bull* 117:133–141.

Öst M. 2000. Feeding constraints and parental care in female eiders. PhD-thesis. University of Helsinki.



www.aquabiota.se

