



Aqua reports 2021:15

Kartering av uppväxtområden för fisk och större kräftdjur i grunda områden i Västerhavet

Ronny Fredriksson, Mårten Erlandsson, Ulf Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Kartering av uppväxtområden för fisk och större kräftdjur i grunda områden i Västerhavet

Ronny Fredriksson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Mårten Erlandsson	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Ulf Bergström	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Lena Bergström, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Göran Sundblad, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten, Dnr HaV 1345-20

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2021
Utgivningsort:	Öregrund
Illustrationer:	Sejstim över sågtång. Foto: Ulf Bergström
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2021:15
ISBN:	978-91-576-9898-8 (elektronisk version)
Nyckelord:	Provfiske, habitatmodellering, utbredningskartor, uppväxtområden, förvaltning, områdesskydd, havsplanering

Sammanfattning

I kust- och havsförvaltningen är behovet av heltäckande utbredningskartor över viktiga fiskhabitat stort både på regional och nationell nivå. Kartorna efterfrågas för både fiskförvaltning, områdesskydd och havsplanering, liksom för hanteringen av tillstånds- och dispensärenden.

Habitatmodellering där man kopplar förekomst av arter i provfisken till olika miljövariabler och på så sätt predikterar lämpliga habitat är en metod som gör det möjligt att ta fram heltäckande utbredningskartor utifrån provfiskedata. Hos många fiskarter är speciellt de yngre livsstadierna starkast knutna till specifika miljöer, vilket dels gör dem extra känsliga för påverkan i dessa områden. Samtidigt gör detta dem lämpliga att kartlägga med hjälp av modellering.

I denna studie har vi tagit fram heltäckande, högupplösta kartor över uppväxtområden för ett tjugotal av de viktigaste fiskarterna i grunda områden längs svenska västkusten. Vi har använt så kallad ensemblemodellering, där ett flertal statistiska metoder kombineras, för att predicera så säkra utbredningskartor som möjligt.

Modellerna bygger på förekomstdata från provfisken utförda med ryssjor under maj till september, i kombination med data på fem miljövariabler (djup, rugositet, vågexponering, temperatur och salinitet). Totalt har 5 146 prover från åren 2002-2017 ingått i modelleringen. Kartorna täcker kustområden ner till 30 meter djup i Skagerrak, Kattegatt och Öresund, vilket utgör huvudsakligt utbredningsområde i svenskt vatten för merparten av de modellerade arterna. De predicerade utbredningskartorna är användbara till exempel inom fiskförvaltning, havsplanering, arbete med grön infrastruktur och områdesskydd på både nationell och regional nivå

Nyckelord: provfiske, habitatmodellering, utbredningskartor, uppväxtområden, förvaltning, områdesskydd, havsplanering.

Innehållsförteckning

1. Inledning	7
2. Metoder	8
2.1 Provfiskedata och modellerade arter	8
2.1 Miljövariabler	10
2.2 Statistiska analyser	12
2.3 Kartprediktioner	13
3. Resultat	14
3.1 Utvärdering av statistiska modeller	14
3.2 Kartprediktioner	17
3.2.1 Berggylta	18
3.2.2 Femtömmad skärlånga	20
3.2.3 Gråsej	22
3.2.4 Grässnultra	24
3.2.5 Gulål	26
3.2.6 Lyrorsk	28
3.2.7 Oxsimpa	30
3.2.8 Rödspätta<13 cm	32
3.2.9 Rödspätta>13 cm	34
3.2.10 Skrubbskädda	36
3.2.11 Skärsnultra	38
3.2.12 Slätvar	40
3.2.13 Stensnultra	42
3.2.14 Svart smörbult	44
3.2.15 Torsk<20 cm	46
3.2.16 Torsk>20 cm	48
3.2.17 Tånglake	50
3.2.18 Vitling	52
3.2.19 Äkta tunga	54
3.2.20 Hummer	56
3.2.21 Krabbtaska	58

3.2.22. Strandkrabba	60
4. Diskussion.....	62
4.1. Användningsområden för kartorna	62
4.2. Underliggande data	62
4.3. Kvalitet på kartprediktionerna	63
4.4. Utvecklingsmöjligheter.....	64
5. Erkännanden	65
6. Referenser	66
7. Appendix 1. Osäkerhetskarta.....	68
8. Appendix 2. Responskurvor.....	90
9. Appendix 3. Förklaringsvariabler	112

1. Inledning

Kartor över olika naturtypers och arters utbredning är ett centralt underlag för naturvården och förvaltningen av naturresurser. Att identifiera områden med särskilda naturvärden är nödvändigt för att undvika risk för skada vid nyttjande och därmed kunna bevara biologisk mångfald, ekosystemfunktioner och ekosystemtjänster. I kust- och havsförvaltningen är behovet av utbredningskartor över viktiga fiskhabitat stort både på regional och nationell nivå. Kartorna efterfrågas till exempel för fiskförvaltning, områdesskydd och havsplanering, liksom för hanteringen av tillstånds- och dispensärenden.

I denna studie kartläggs potentiella livsmiljöer för ett tjugotal arter av fisk och kräftdjur i grunda områden (0–30 m djup) längs den svenska västkusten. För många arter, t.ex. olika arter av torskfiskar, plattfiskar och läppfiskar utgör dessa grunda områden viktiga uppväxtområden (Wennhage och Pihl 2002, Kraufvelin m.fl. 2017). Kartläggningen har utförts med hjälp av habitatmodellering, där artförekomster relateras statistiskt till ett antal miljövariabler och det statistiska sambandet tillsammans med kartor över miljövariablerna sedan används för att predicera den förväntade utbredningen på en karta. Unga livsstadier av fisk är oftast starkt knutna till specifika livsmiljöer (Kraufvelin m.fl. 2017, 2018) och den tydliga kopplingen till olika miljöfaktorer gör det möjligt att kartlägga dessa genom habitatmodellering. Samtidigt hjälper de statistiska modellerna till att belysa biologiska samband mellan arter och olika miljövariabler och de kan användas för att karakterisera den prefererade livsmiljön för olika arter.

Att fisk under tidiga livsstadier i hög grad är beroende av specifika betingelser gör dem dock även mer känsliga för störning. Ofta sammanfaller de viktiga lek- och uppväxtområdena för fisk med de områden som påverkas starkast av mänskliga aktiviteter, som exempelvis båttrafik, muddringar och byggnation av bryggor (Hansen m.fl. 2019, Moksnes m.fl. 2019). Kartor över viktiga livsmiljöer kan bidra till att genom planering och förvaltning minimera de skador som kan uppstå genom mänsklig aktivitet i känsliga områden.

Analyserna i studien ingår i Havs- och vattenmyndighetens projekt *Nationell marin kartering* (NMK), som har som mål att ta fram heltäckande kartor över bentiska habitat i Sveriges kust- och havsområden.

2. Metoder

2.1 Provfiskedata och modellerade arter

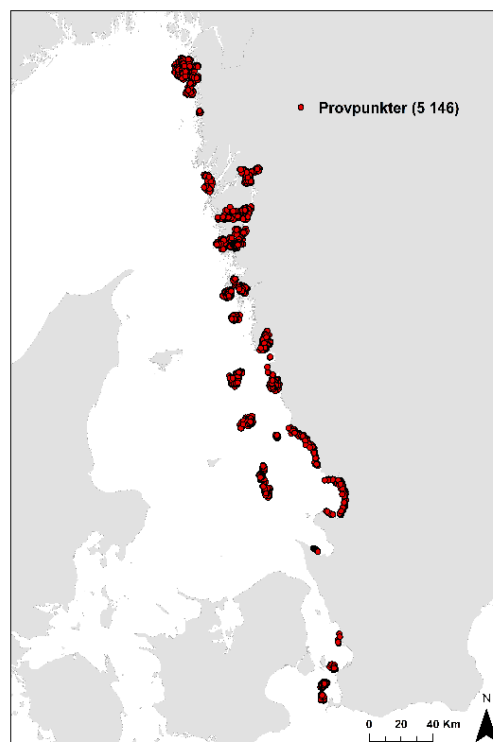
Förekomst av fisk och kräftdjur i denna studie har karterats genom provtagning med ryssjor längs Sveriges västkust åren 2002–2017 (Figur 1). Studieområdet täcker hela Sveriges västkust och sträcker sig från Lillgrund i Öresund i söder upp till Koster nationalpark i de norra delarna av Skagerrak. Antalet provfiskepunkter som fiskats per år varierar mellan 154 och 561 (Tabell 2). Det insamlade datamaterialet har samlats in under maj-september inom ett flertal olika inventerings-, miljöövervaknings- och forskningsprojekt och finns lagrat i nationella Kustfiskedatabasen (KUL). Provfiskena har utförts med småryssjor. Provfiske med småryssjor är den vedertagna metoden för att utvärdera och bedöma förändringar i fisksamhället enligt gällande undersökningstyper (Andersson 2015, Bergström & Karlsson 2016) i grunda kustområden (0–30 m djup). Småryssjorna är modifierade ålryssjor, 55 cm höga med halvcirkelformad öppning, strut med tre ingångar och en fem meter lång arm. Provfiskena är utförda mellan maj och september månad och varje ryssja har fiskats under en natt.

I ett inledande skede av modelleringen testades även att ta med data från kallvattenprovfisken, utförda under vintermånaderna (oktober-april), för att utvärdera om den ytterligare mängden data kunde ge bättre modeller. Den utökade datamängden gav generellt sett inte bättre modeller och då kallvattenfiskena inte hade samma rumsliga täckning över studieområdet som varmvattenfiskena uteslöts dessa från modelleringen.

Modeller och habitatkartor togs fram för uppväxtområden av 18 arter av fisk, där separata modeller för olika storleksklasser togs fram för torsk (större och mindre än 20 cm) och rödspätta (större och mindre än 13 cm), samt 3 arter av kräftdjur (Tabell 1). Arterna valdes baserat på förekomstfrekvens i provfiskena samt bedömt karteringsbehov.

Tabell 1. Arter som ingått i modelleringen och andelen prover i procent där arterna noterats. Listan är sorterad efter fallande förekomstfrekvens, separat för fiskar och stora kräftdjur. Rödspätta och torsk delades upp i olika storleksklasser eftersom det för dessa arter var tydligt att det rörde sig om olika åldersklasser.

Art	Frekvens (%)
Stensnultra	66
Gulål	57
Tånglake	53
Skärsnultra	49
Torsk >20 cm	44
Svart smörbult	39
Rötsimpa	38
Skrubbskädda	38
Torsk ≤20 cm	31
Rödspätta ≤13 cm	20
Oxsimpa	16
Gråsej	16
Äkta tunga	14
Vitling	14
Femtömmad skärlånga	5
Rödspätta >13 cm	4
Berggylta	4
Slätvar	3
Grässnultra	3
Lyrtsorsk	2
Strandkrabba	89
Krabbtaska	6
Hummer	1



Figur 1. Positioner för de 5 146 provfiskepunkter som ingick i modellerna.

Tabell 2. Antal provfiskepunkter som ingick i modelleringen per havsområde och år.

År	Skagerrak	Kattegatt	Öresund	Tot
2002	106	66	90	262
2003	89	82	90	261
2004	66	161	84	311
2005	67	69	143	279
2006	96	81	36	213
2007	220	88	54	362
2008	141	162	184	487
2009	104	155	166	425
2010	61	68	295	424
2011	207	160	30	397
2012	459	84	18	561
2013	82	36	36	154
2014	82	36	36	154
2015	319	36	18	373
2016	79	108	18	205
2017	82	178	18	278
Tot	2 260	1 570	1 316	5146

2.1 Miljövariabler

I de statistiska modellerna relaterades arternas utbredning till ett antal miljövariabler. Miljövariablerna används i ett första steg för att bygga de statistiska förklaringsmodellerna och därefter som underlag för att prediktera heltäckande kartor över uppväxtområden för varje art. För samtliga variabler användes samma datakälla för att skapa kartprediktionerna som för att bygga modellerna. Eftersom målet med studien var att ta fram kartsnitt över arters utbredning användes endast miljövariabler där det fanns heltäckande kartunderlag att tillgå.

I ett första modelleringssteg skapades preliminära modeller för att testa ett stort antal kombinationer av miljövariabler som antogs ha potential att förklara arternas utbredning. I alla modeller testades de ingående miljövariablerna för eventuell samvariation med hjälp av variance inflation factor (VIF), där de miljövariabler som hade ett värde högre än 3 utelämnades från modelleringen (Zuur m.fl. 2010). Ytterligare variabler utelämnades efter granskning av modellernas responskurvor och variablernas bidrag till modellerna, om de bedömdes vara av liten betydelse för att förklara utbredningen av fisk och kräftdjur. I de slutgiltiga modellerna användes fem miljövariabler som tillsammans bedömdes ha god potential att karakterisera habitatet för de olika arterna, nämligen djup, vågexponering, rugositet samt vattentemperatur och salinitet vid botten (variablerna förklaras mer ingående längre

ner i texten). De variabler som testades, men inte ingick i de slutgiltiga modellerna var lutning, kurvatur, avstånd till baslinje, latitud samt temperatur och salinitet i ytvatten

För samtliga variabler användes medelvärde inom en radie på 100 meter, vilket beräknades med hjälp av verktyget focal statistics i ArcGIS. Kartorna över miljövariablerna kommer från olika källor och hade olika upplösning. Vid modelleringen gjordes alla kartor över miljövariabler om till 250 meters upplösning för att minska den datorkraft som krävdes för att göra storskaliga prediktioner av arternas utbredning. Vid behov finns även möjlighet att visa kartor i 25 meters upplösning.

Djup är en viktig faktor för att förklara utbredningen av fisk och kräftdjur på en lokal skala. Ett kartskikt med en ursprunglig upplösning på 25 meter som tagits fram utgående från öppna sjökortsdata genom interpolation med funktionen TopoToRaster i ArcGIS användes både vid modellkalibrering och för att ta fram kartprediktioner. I början testades att använda djupdata från fältnätningar vid provfisket, men då detta inte gav bättre modeller och fältnät djup saknades för en del stationer användes djupdata från GIS-skikt även vid modellkalibrering.

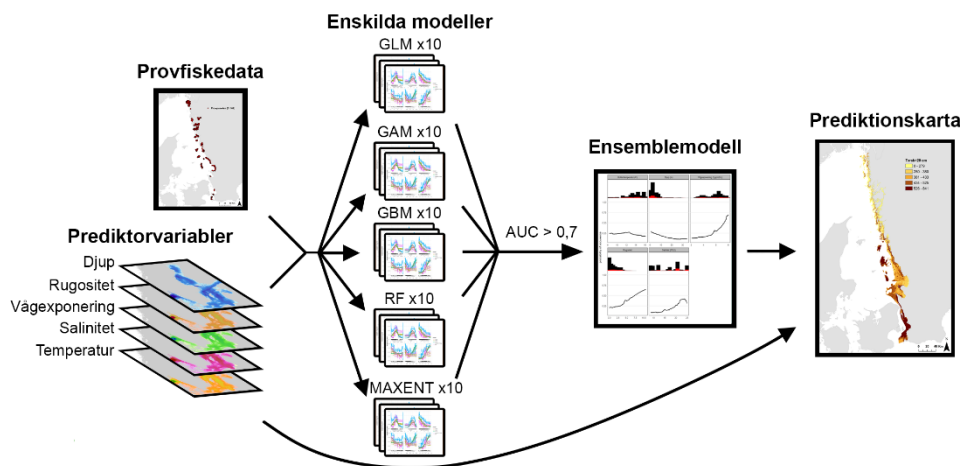
Vågexponering har tidigare visats sig vara en viktig variabel vid habitatmodellering av fisk och kräftdjur på västkusten och kan anses samvariera med och beskriva ett antal andra variabler, som t.ex. bottensubstrat och förekomst av vegetation (Isaeus 2004, Bekkby m fl 2008). Det vågexponeringslager som använts hade en ursprunglig upplösning på 10x10 meter och har beräknats med Simplified Wave Model (Isæus, 2004). Vid modelleringen logaritmerades (\log_{10}) vågexponeringen för att få en jämnare fördelning längs variabelns variationsbredd.

Rugositet är ett mått som beskriver bottenens ojämnhet och därmed komplexitet. Ju högre värde desto ojämnare och mer komplex bottenstruktur som kan hjälpa till att förklara utbredningen av fisk och kräftdjur på lokal skala. Rugositet beräknades som standardavvikelsen av djup inom en radie av 100 meter på basen av djupskikt som baseras på sjökortsdjup.

Temperatur och salthalt är viktiga faktorer för att förklara utbredningsmönster, eftersom båda faktorerna har starka fysiologiska effekter på fisk. Temperatur- och salinitetsdata hämtades från EU:s plattform för öppna marina data, Copernicus Marine Environment Monitoring Service där de ursprungliga rasteren hade en upplösning på 2x2 km. Data är skapade av Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) och framtaget med hjälp av Hiromb-Boos Model (HBM) (Copernicus, 2019). För modellprediktionerna användes ett medelvärde av salinitet respektive temperatur i bottenvattensskiktet för juli-september under åren 2016-2018. Både temperatur och salinitet bidrar främst till att förklara utbredningsmönster på regional skala.

2.2 Statistiska analyser

Modelleringen av sambandet mellan prediktorvariablerna och responsvariablerna baserades på en ensemblemodell och skapades i det statistiska programspråket R med paketet Biomod2 (R Core Team, 2014, Thuiller m.fl., 2014). Modellerna baseras på förekomstdata, det vill säga uppgifter om de olika arternas närvaro eller frånvaro i respektive provpunkt och resulterar i en beräknad sannolikhet för förekomst. För att skapa ensemblemodellen inkluderades fem konceptuellt olika modelleringstekniker, varav två var statistiska regressionsmetoder (generalized linear model, GLM, och generalized additive model, GAM), två metoder var baserade på klassifikationsträd (random forest, RF, och generalized boosted models, GBM) samt en maskininlärningsmetod (maximum entropy modeling, MAXENT). Genom att kombinera flera olika modelleringstekniker utnyttjas styrkorna i alla enskilda modelleringstekniker för att ge en sammanslagen modell med högre precision och generalitet i prediktionerna än de enskilda modellerna (Figur 2).



Figur 2. Konceptuell bild över modelleringsprocessen

För varje art gjordes tio iterationer med varje enskild modellteknik. I varje iteration av de enskilda modellerna slumpades 75% av de totalt 5 146 provfiskepunkterna fram för att kalibrera modellen och de övriga 25 % provfiskepunkterna användes för att testa modellen. Därefter beräknades ett AUC-värde (Area Under Curve) för varje enskild modell för att utvärdera deras kvalitet. AUC-värdet representerar sannolikheten att en slumpvis utvald provfiskestation där arten påträffats har ett högre sannolikhetsvärde i prediktionen än en slumpvis utvald station där den inte påträffats enligt data. Ett AUC-värde på 0,5 innebär att modellen är helt slumpartad, medan en perfekt modell har AUC-värde 1. Alla enskilda modeller som hade ett AUC-värde högre än 0,7 bedömdes vara tillräckligt bra för att ingå i ensemblemodellen (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Modellerna utvärderades även med avseende på sensitivitet och specificitet, det vill säga hur bra de är på att prediktera förekomster respektive icke-förekomster (Fielding & Bell 1997). Vid modelleringen i biomod2 beräknas även ett cutoffvärde som baseras på true skills statistics (Allouche m fl, 2006), som anger det tröskelvärde för sannolikhet där summan av sensitivitet och specificitet är som störst. Tröskelvärdet kan sedan användas för att dela upp prediktionerna i förekomst respektive icke-förekomst om man vill använda förekomstkartor i stället för sannolikhetskartor.

Prediktionsvariablernas betydelse för modellen testades genom ett standardtest i Biomod2-paketet, där originalmodellen genom Pearsons korrelationstest jämförs med en modell där värdena för den variabel man vill testa slumpvis kastats om mellan provpunkterna. Resultatet redovisas som 1-resultatet från korrelationstestet så att om en modell inte förändrades mycket när en variabel blandades får variabeln ett lågt värde och bedöms därmed ha låg inverkan i modellens resultat. Den proceduren upprepades tio gånger innan ett medelvärde beräknades för varje variabel i varje ensemblemodell.

För varje modell granskades miljövariablernas responskurvor. Responskurvorna visar hur modellen bedömer att sannolikheten för förekomst för en art förändras längs hela miljövariablernas intervall.

2.3 Kartprediktioner

För att göra utbredningskartor för arterna användes heltäckande raster för alla prediktorvariabler tillsammans med ensemblemodellen. Kartprediktionerna begränsades till områden inom svenskt vatten i Öresund, Kattegatt och Skagerrak samt till 0–30 meters djup då alla provfisken hade skett inom det djupintervallet. Kartprediktionerna som presenteras anger sannolikheten för förekomst, det vill säga sannolikheten att hitta respektive art om man skulle fiska i ett visst område med den provfiskemetod som användes vid datainsamlingen.

För att bedöma osäkerheten i kartorna togs även kartor fram baserade på variationskoefficienten (standardavvikelse/medel) av samtliga modeller som ingick i ensemblemodellen. Det ger ett mått på hur mycket de underliggande modellerna avviker från varandra i varje cell i kartan. finns instruktioner för hur du kan använda mallen. Efter att du har läst instruktionerna kan du ta bort all instruktionstext. Bli du osäker kan du alltid öppna ett nytt malldokument för att se instruktionerna.

3. Resultat

3.1. Utvärdering av statistiska modeller

Vid kalibreringen av ensemblemodellerna var AUC-värdena generellt höga och varierade mellan 0,80–0,99 (Tabell 3), vilket påvisar att de fungerade väl för att klassificera provfiskedatat.

För samtliga arter hade ensemblemodellen ett högre AUC-värde än någon av de enskilda modelleringsteknikerna (Tabell 2 och 3), vilket visar på styrkan i att kombinera flera olika statistiska metoder. GBM var den modelleringsteknik som i snitt presterade bäst, följt av GAM och GLM, men skillnaden mellan dessa tre modelleringstekniker var liten. RF och Maxent presterade något sämre (Tabell 4). Med vissa undantag (t.ex. för berggylta) var skillnaden i AUC mellan modelltyper inom en art över lag låg. Även spridningen av de 10 modellkörningarna inom varje modelltyp var över lag låg vilket indikerar att vi har stabila modeller (Tabell 4).

Vilken variabel som hade störst betydelse för modellernas precision skiljde sig åt mellan arterna. Totalt sett stod salinitet ut och var den viktigaste variabeln i nästan hälften av de framtagna modellerna. Efter salinitet följde vågexponering och djup som var viktigaste variabeln i vardera fem av modellerna. Rugositet och temperatur var viktigaste variabel i vardera två av modeller (Tabell 5).

Tabell 3. Resultat från utvärderingen av ensemblemodellen. AUC är ett mått på modellernas kvalitet. Sensitivitet och specificitet anger hur bra modellen är på att prediktera förekomster respektive icke-förekomst och cutoff anger den sannolikhet där summan av sensitivitet och specificitet är som störst.

Art	AUC	Cutoff	Sensitivitet	Specificitet
Berggylta	0,86	0,14	89	69
Femtömmad skärlånga	0,91	0,08	92	74
Gråsej	0,82	0,21	73	72
Grässnulta	0,95	0,07	85	92
Gulål	0,84	0,58	78	73
Lyrorsk	0,89	0,12	83	78
Oxsimpa	0,80	0,26	71	75
Rödspätta<13cm	0,84	0,17	85	68
Rödspätta>13cm	0,82	0,04	70	80
Skrubbskädda	0,85	0,37	83	71
Skärsnulta	0,94	0,48	87	86
Slätvar	0,80	0,11	89	62
Stensnulta	0,92	0,69	82	88
Svart smörbult	0,81	0,40	72	74
Torsk<20cm	0,80	0,24	84	64
Torsk>20cm	0,81	0,46	70	77
Tånglake	0,87	0,53	76	82
Vitling	0,87	0,21	89	71
Äkta tunga	0,88	0,10	89	70
Hummer	0,96	0,07	90	92
Krabtaska	0,97	0,06	92	91
Strandkrabba	0,97	0,78	88	92

Tabell 4. AUC-värden med standardavvikelse för de enskilda modelleringsteknikerna. De modeller där medelvärdet för de 10 körningarna var lägre än gränsvärdet 0,7 togs inte med i ensemblemodellerna.

Art	GLM	GAM	GBM	RF	MAXENT
Berggylta	0,82 ±0,02	0,83 ±0,02	0,85 ±0,02	0,65 ±0,03	0,84 ±0,02
Femtömmad skärlånga	0,88 ±0,01	0,88 ±0,01	0,89 ±0,01	0,78 ±0,03	0,88 ±0,01
Gråsej	0,73 ±0,01	0,74 ±0,01	0,77 ±0,01	0,72 ±0,02	0,75 ±0,01
Grässnulta	0,90 ±0,02	0,9 ±0,01	0,89 ±0,03	0,87 ±0,03	0,92 ±0,02
Gulål	0,77 ±0,01	0,77 ±0,01	0,82 ±0,01	0,8 ±0,01	0,71 ±0,02
Lyrorsk	0,79 ±0,03	0,83 ±0,02	0,78 ±0,03	0,82 ±0,03	0,71 ±0,03
Oxsimpa	0,72 ±0,01	0,72 ±0,01	0,77 ±0,01	0,7 ±0,02	0,72 ±0,02
Rödspätta<13cm	0,77 ±0,01	0,77 ±0,01	0,82 ±0,01	0,76 ±0,01	0,68 ±0,02
Rödspätta>13cm	0,67 ±0,03	0,71 ±0,03	0,74 ±0,03	0,57 ±0,03	0,60 ±0,04
Skrubbskädda	0,79 ±0,01	0,79 ±0,01	0,83 ±0,01	0,8 ±0,01	0,71 ±0,01
Skärsnulta	0,92 ±0,01	0,92 ±0,01	0,93 ±0,01	0,92 ±0,01	0,90 ±0,01
Slätvar	0,75 ±0,03	0,75 ±0,03	0,80 ±0,03	0,52 ±0,03	0,72 ±0,03
Stensnulta	0,85 ±0,01	0,85 ±0,01	0,91 ±0,01	0,9 ±0,01	0,85 ±0,01
Svart smörbult	0,73 ±0,01	0,73 ±0,01	0,77 ±0,01	0,74 ±0,01	0,64 ±0,02
Torsk<20cm	0,66 ±0,02	0,66 ±0,02	0,73 ±0,02	0,7 ±0,01	0,65 ±0,02
Torsk>20cm	0,72 ±0,01	0,72 ±0,01	0,78 ±0,01	0,74 ±0,01	0,70 ±0,01
Tånglake	0,78 ±0,01	0,78 ±0,01	0,85 ±0,01	0,83 ±0,02	0,75 ±0,02
Vitling	0,78 ±0,01	0,78 ±0,01	0,82 ±0,02	0,77 ±0,02	0,77 ±0,01
Äkta tunga	0,83 ±0,02	0,83 ±0,01	0,85 ±0,01	0,79 ±0,02	0,78 ±0,02
Hummer	0,91 ±0,03	0,86 ±0,04	0,91 ±0,03	0,93 ±0,02	0,84 ±0,05
Krabbtaska	0,95 ±0,01	0,95 ±0,01	0,95 ±0,01	0,95 ±0,01	0,93 ±0,01
Strandkrabba	0,94 ±0,01	0,96 ±0,01	0,94 ±0,01	0,93 ±0,01	0,92 ±0,02

Tabell 5. Prediktorvariablernas relativa betydelse för att förklara arternas förekomst i modellerna. Värden med fet stil markerar den variabel som var viktigast för respektive art.

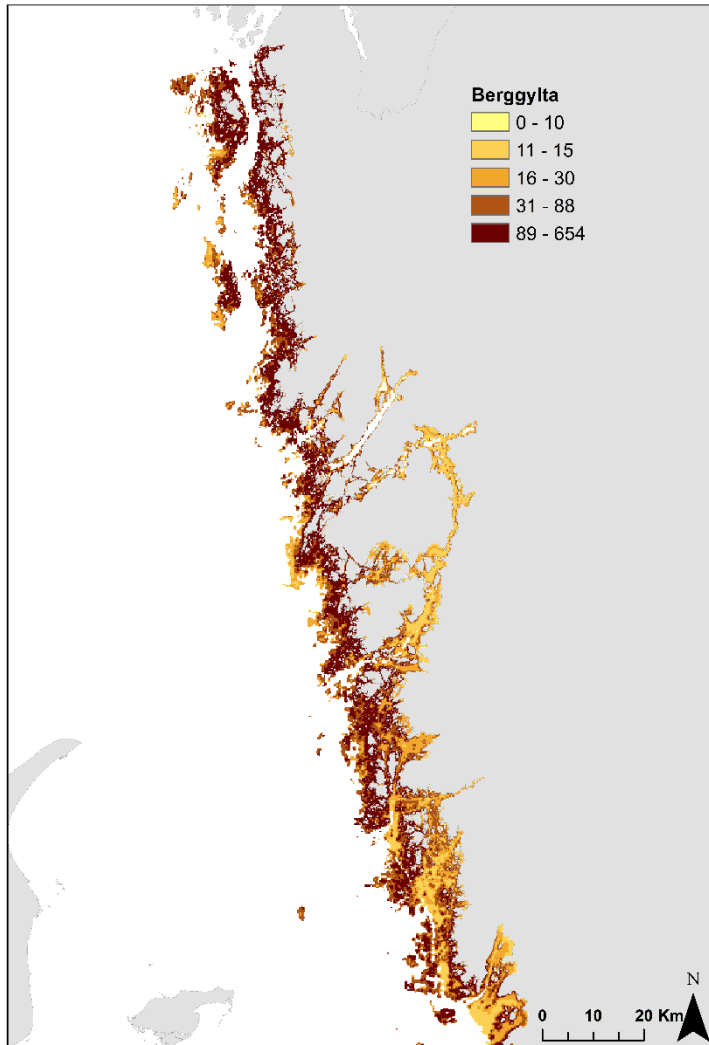
Art	Djup	Vågexp	Rugositet	Temp	Salinitet
Berggylta	0,13	0,04	0,28	0,26	0,28
Femtömmad skärlånga	0,21	0,24	0,14	0,28	0,13
Gråsej	0,11	0,25	0,02	0,06	0,56
Grässnultra	0,38	0,24	0,13	0,24	0,01
Gulål	0,68	0,25	0,01	0,02	0,05
Lyrtoresk	0,07	0,15	0,13	0,25	0,40
Oxsimpa	0,16	0,42	0,19	0,03	0,20
Rödspätta<13cm	0,04	0,51	0,14	0,17	0,14
Rödspätta>13cm	0,26	0,30	0,03	0,11	0,30
Skrubbskädda	0,46	0,27	0,02	0,09	0,17
Skärsnultra	0,34	0,06	0,10	0,47	0,04
Slätvar	0,21	0,04	0,06	0,26	0,44
Stensnultra	0,18	0,06	0,46	0,26	0,04
Svart smörbult	0,08	0,46	0,10	0,23	0,12
Torsk<20cm	0,09	0,16	0,13	0,25	0,37
Torsk>20cm	0,04	0,05	0,07	0,13	0,70
Tånglake	0,14	0,26	0,05	0,07	0,49
Vitling	0,07	0,30	0,05	0,11	0,47
Äkta tunga	0,08	0,04	0,03	0,42	0,43
Hummer	0,47	0,07	0,03	0,18	0,25
Krabbtaska	0,11	0,35	0,06	0,14	0,34
Strandkrabba	0,56	0,32	0,02	0,01	0,09

3.2. Kartprediktioner

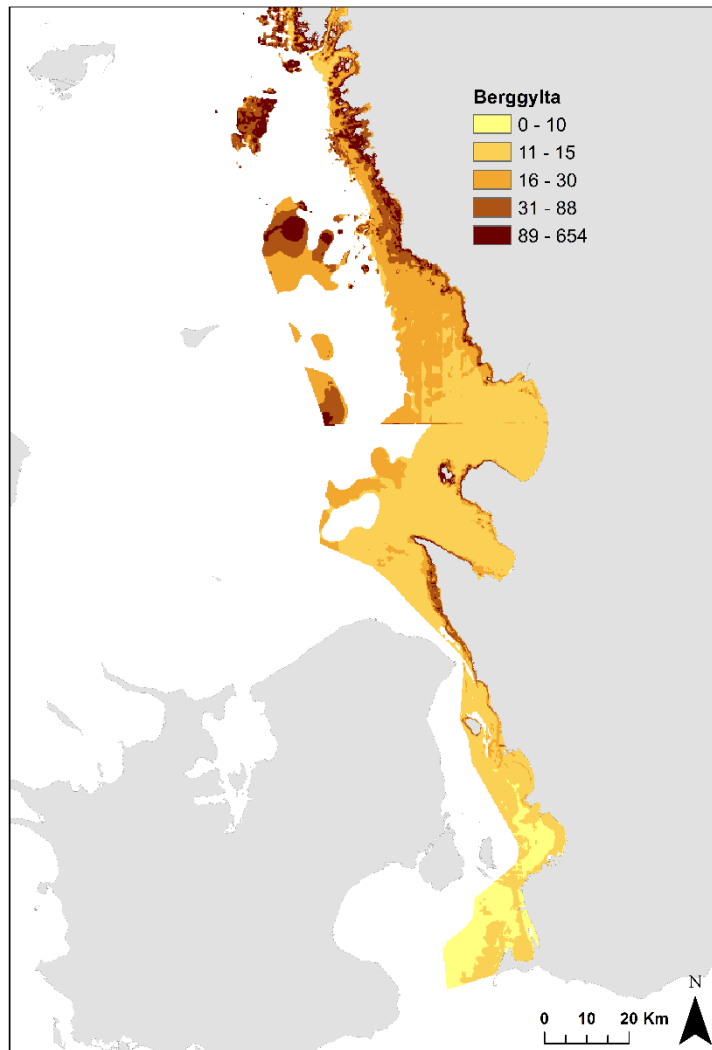
I figur 3 till 46 visas kartprediktioner för de modellerade arterna. Kartprediktionen för respektive art visas i två figurer, en för norra delen och en för södra delen av studieområdet, för att tydligare illustrera resultaten. I appendix 1 finns motsvarande osäkerhetskartor. För att få tillgång till kartorna som presenteras i denna rapport kan man kontakta Miljöövervakningsenheten vid Havs- och vattenmyndigheten. Se hemsidan för [Nationell marin kartering](#) för mer information.

3.2.1. Berggylta

De bästa habitaten för berggylta predikterades främst i den norra delen av studieområdet och då till grunda, medelkomplexa bottnar och berggyltan gynnas av högre salinitet och lägre vattentemperatur. Rugositet, salinitet och vattentemperatur var de viktigaste förklaringsvariablerna och modellen hade ett AUC-värde på 0,86.



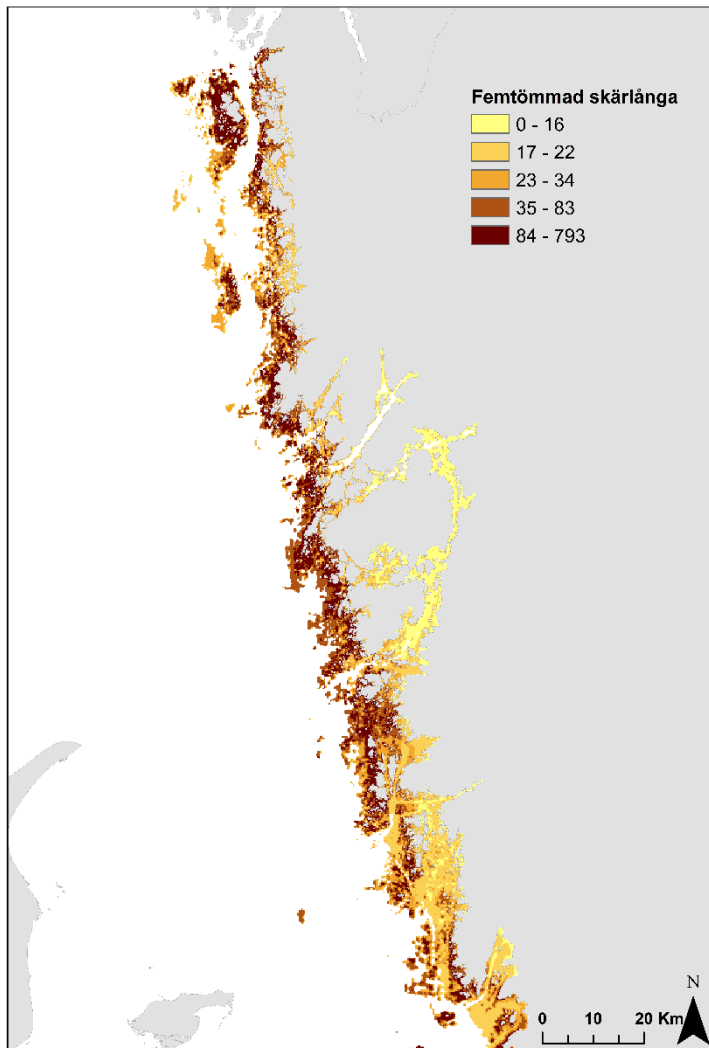
Figur 3. Kartprediktion för berggylta i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



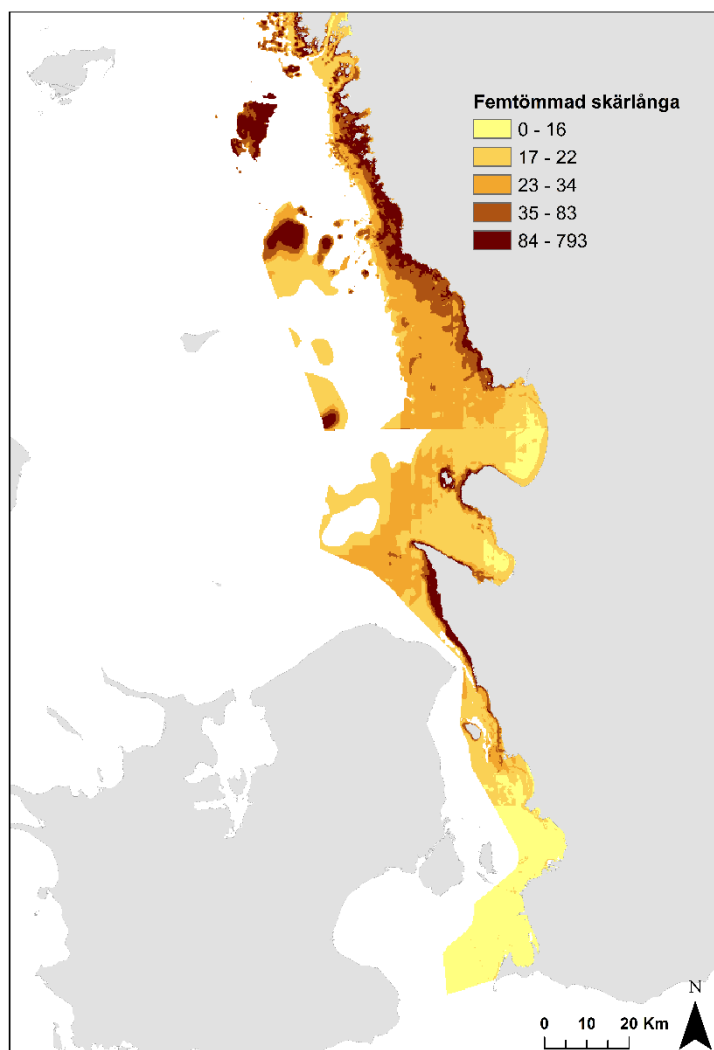
Figur 4. Kartprediktion för berggylta i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.2. Femtömmad skärlånga

Temperatur, vågexponering och djup var de viktigaste variablerna och lämpliga habitat för femtömmad skärlånga predikterades främst till grunda och komplexa bottenar i vågexponerade kustområden och på utsjöbankar. Den femtömmade skärlångan gynnas av lägre vattentemperatur. Modellen hade ett AUC värde på 0,91.



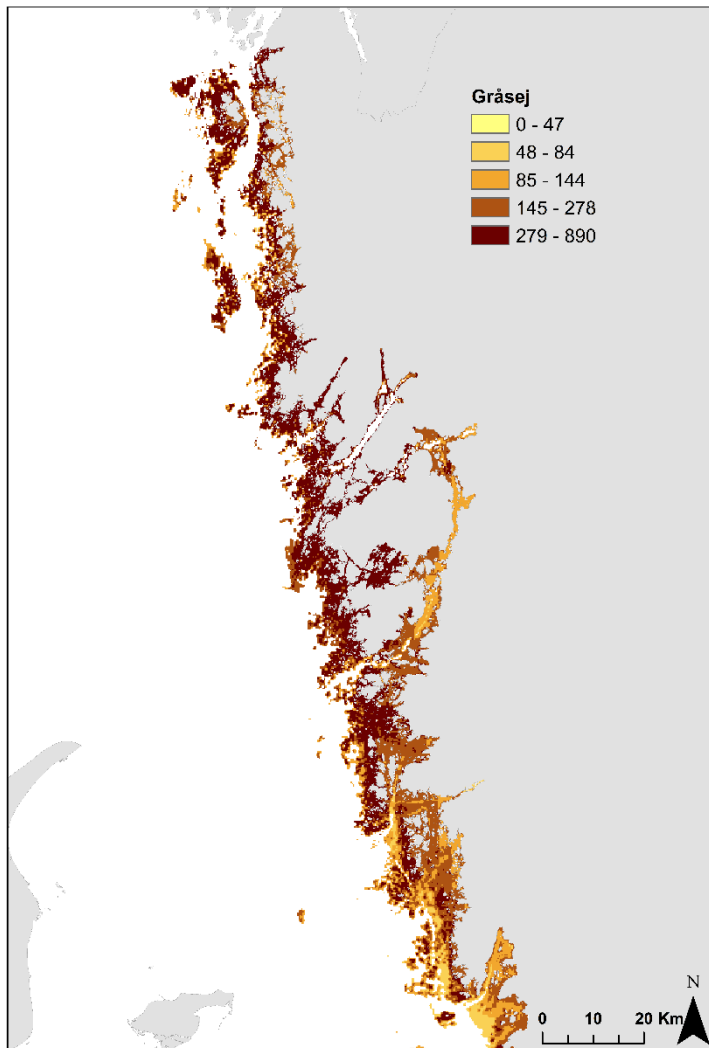
Figur 5. Kartprediktion för femtömmad skärlånga i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



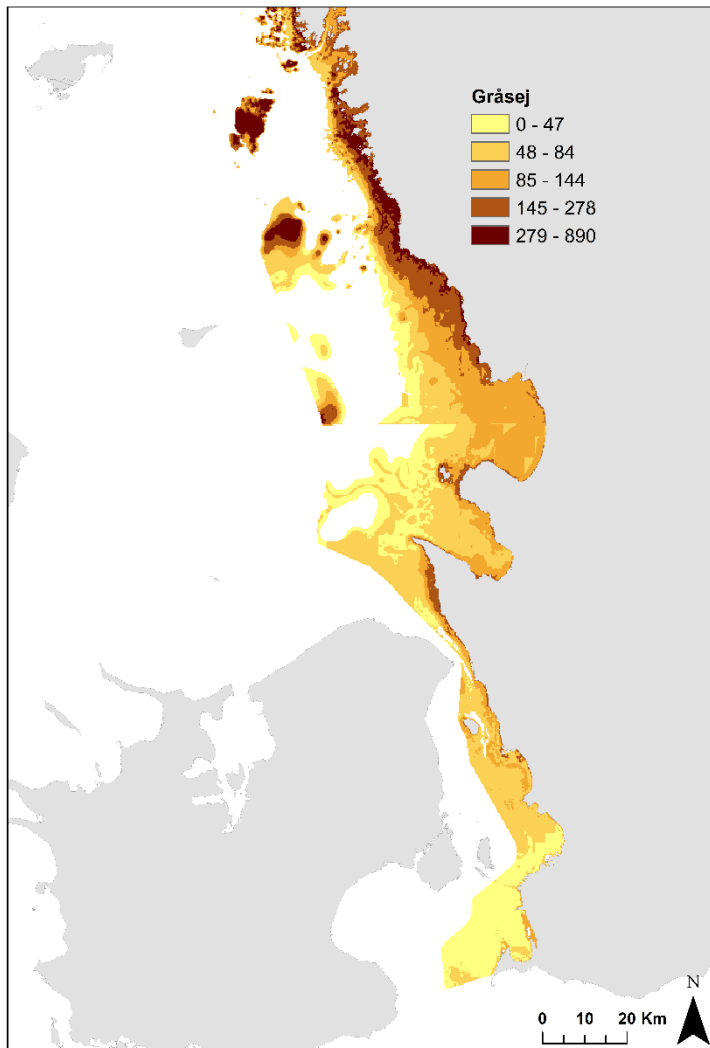
Figur 6. Kartprediktion för femtömmad skärlånga i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.3. Gråsej

Områden med hög sannolikhet för förekomst av gråsej återfinns främst i den norra delen av studieområdet och då främst i de norra delarna av Kattegatt och i Skagerrak. Salinitet och vågexponering var de klart viktigaste förklaringsvariablerna där lämpliga habitat främst finns i områden med hög salinitet och hög exponeringsgrad. Modellen hade ett AUC-värde på 0,82.



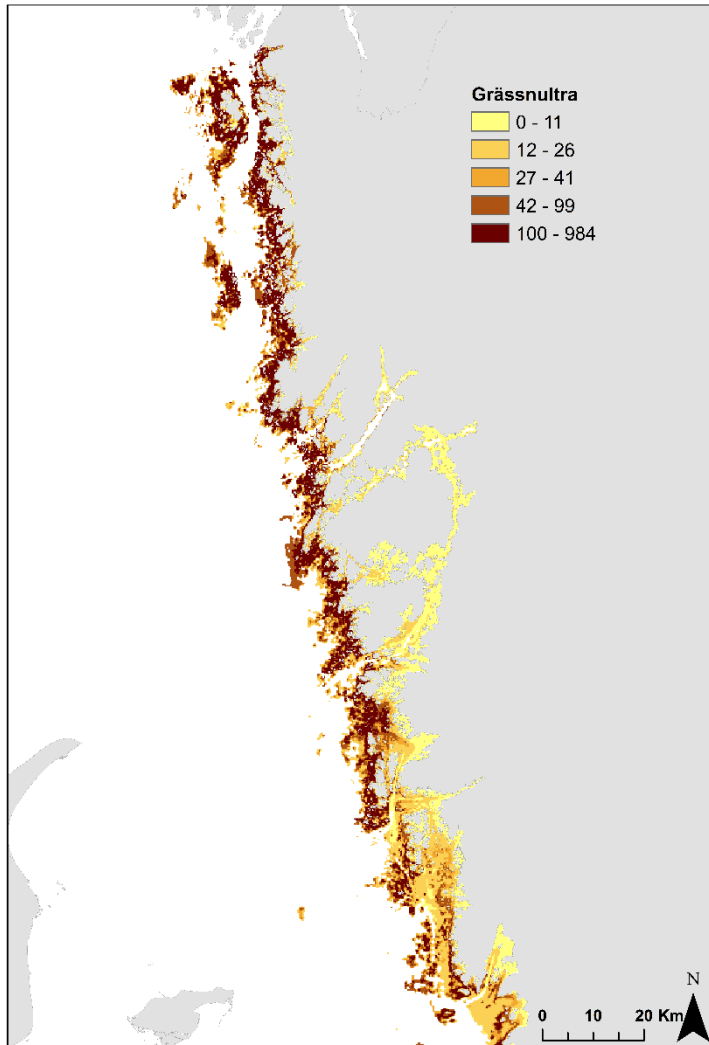
Figur 7. Kartprediktion för gråsej i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



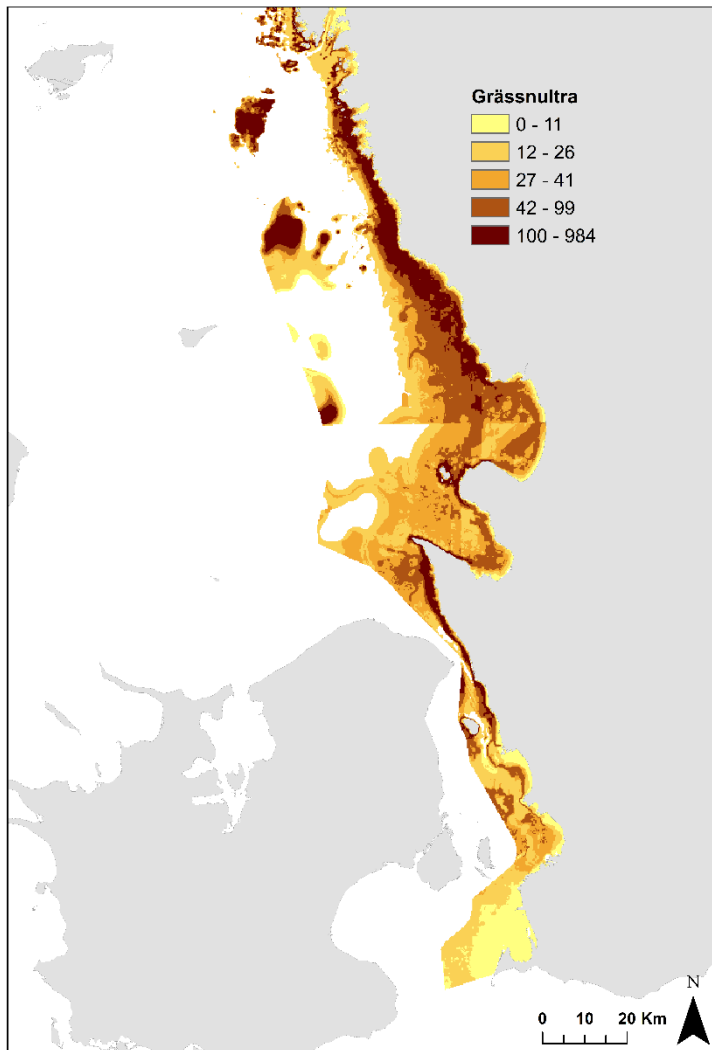
Figur 8. Kartprediktion för gråsej i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.4. Grässnultra

Lämpliga habitat för grässnultran är allmänt förekommande längs hela kuststräckan, förutom i de allra sydligaste delarna av Öresund där sannolikheten för förekomst är lägre. Djup var den viktigaste förklaringsvariabeln följt av vågexponering och vattentemperatur. De bästa habitaterna återfinns i exponerade områden på 5-15 meters djup och arten gynnas av svalare vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,95.



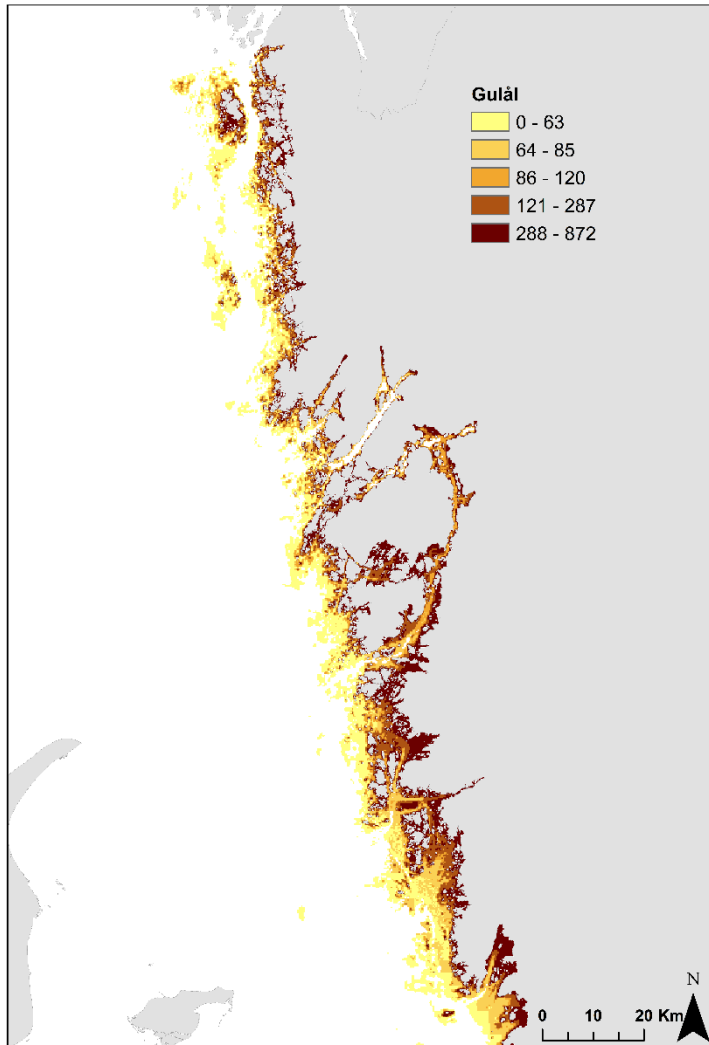
Figur 9. Kartprediktion för grässnultra i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



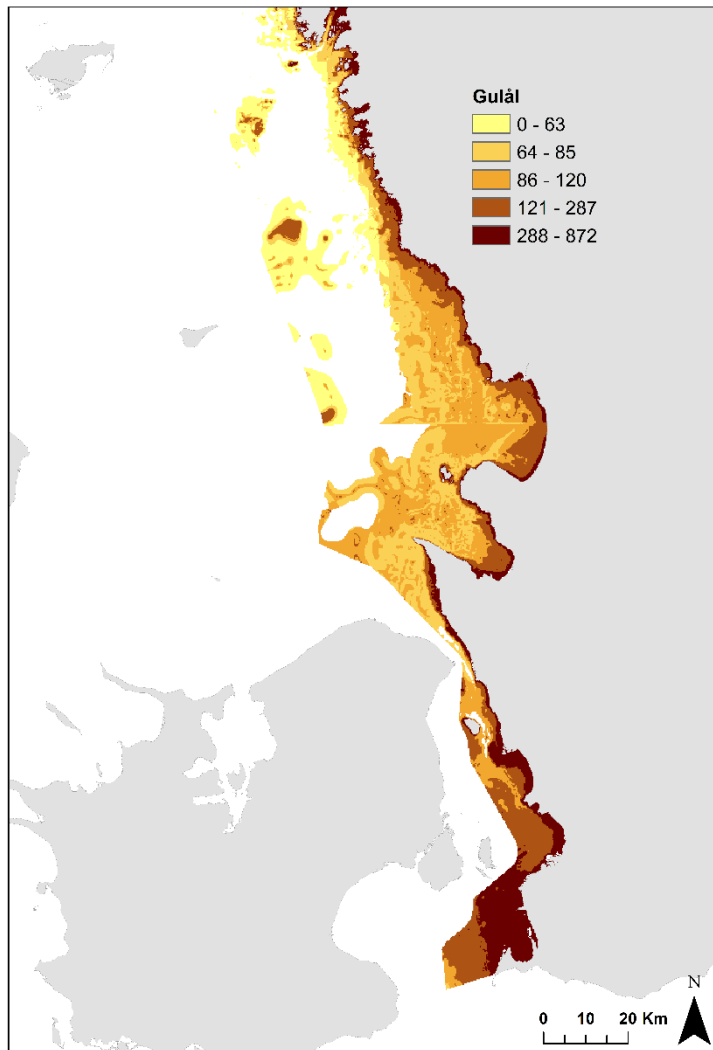
Figur 10. Kartprediktion för grässnulta i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.5. Gulål

Lämpliga habitat för gulål finns över hela studieområdet. Djup var den klart viktigaste förklaringsvariabeln följt av vågexponering och områden med hög sannolikhet för förekomst av gulål predikterades främst till grunda och skyddade områden. Modellen hade ett AUC-värde på 0,84.



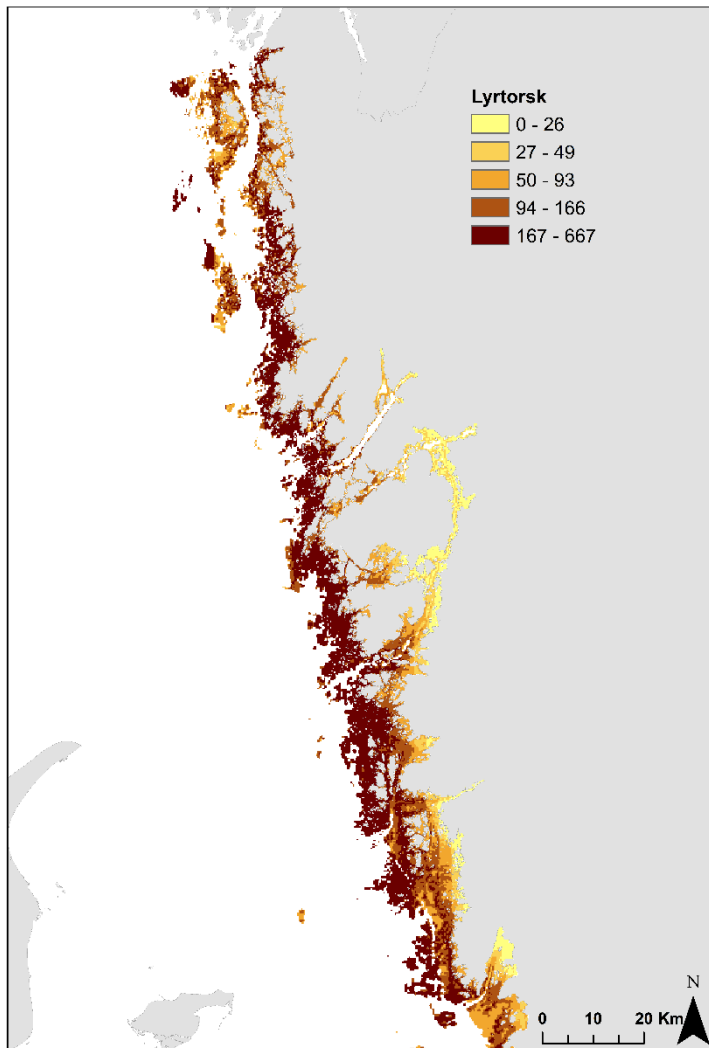
Figur 11. Kartprediktion för gulål i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



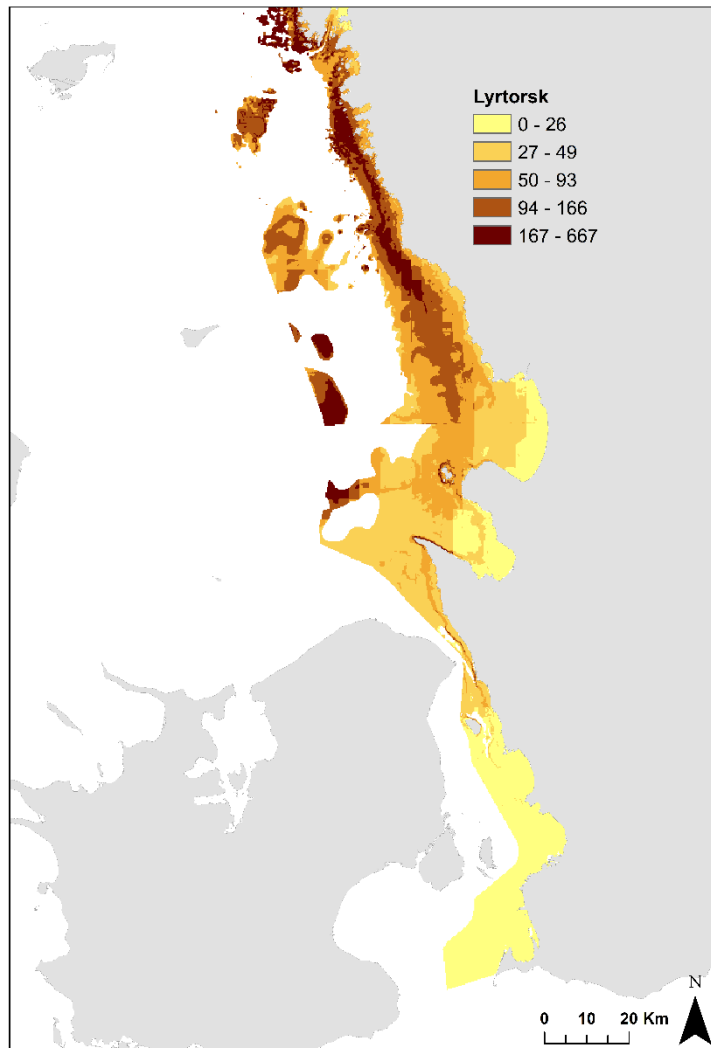
Figur 12. Kartprediktion för gulål i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.6. Lyrtorsk

Områden med hög sannolikhet för förekomst av lyrtorsk finns främst i Kattegatt och Skagerrak. Salinitet följt av temperatur och rugositet var de viktigaste variablerna. De bästa habitaterna för lyrtorsken finns på komplexa bottenar och den gynnas av högre salinitet och inte alltför varmt vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,89.



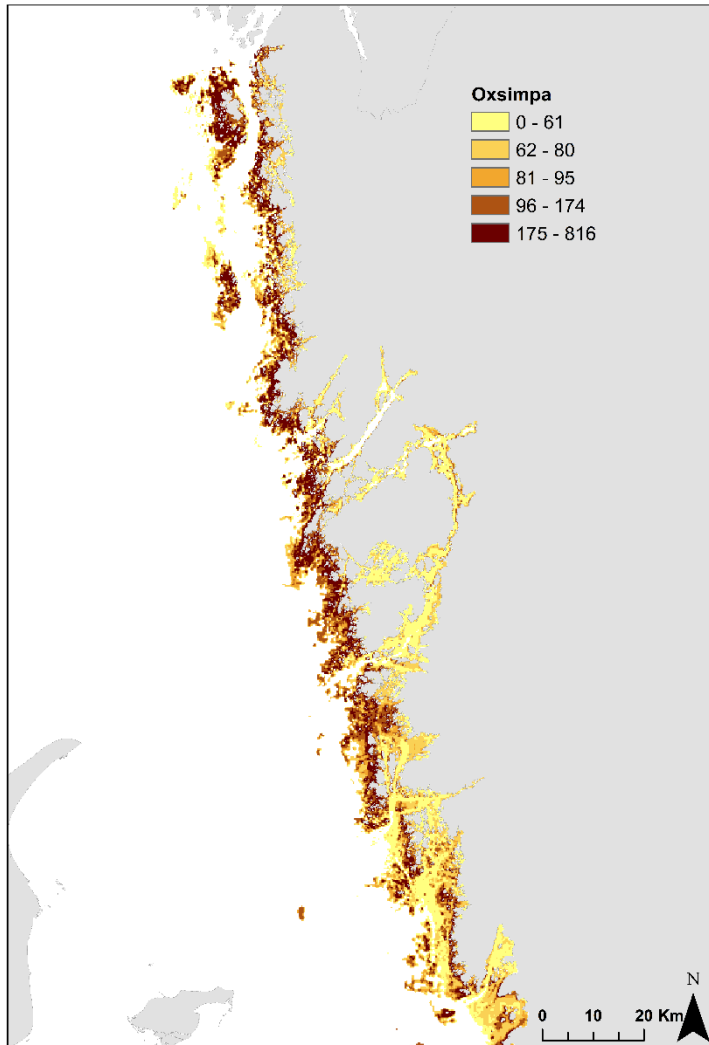
Figur 13. Kartprediktion för lyrtorsk i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



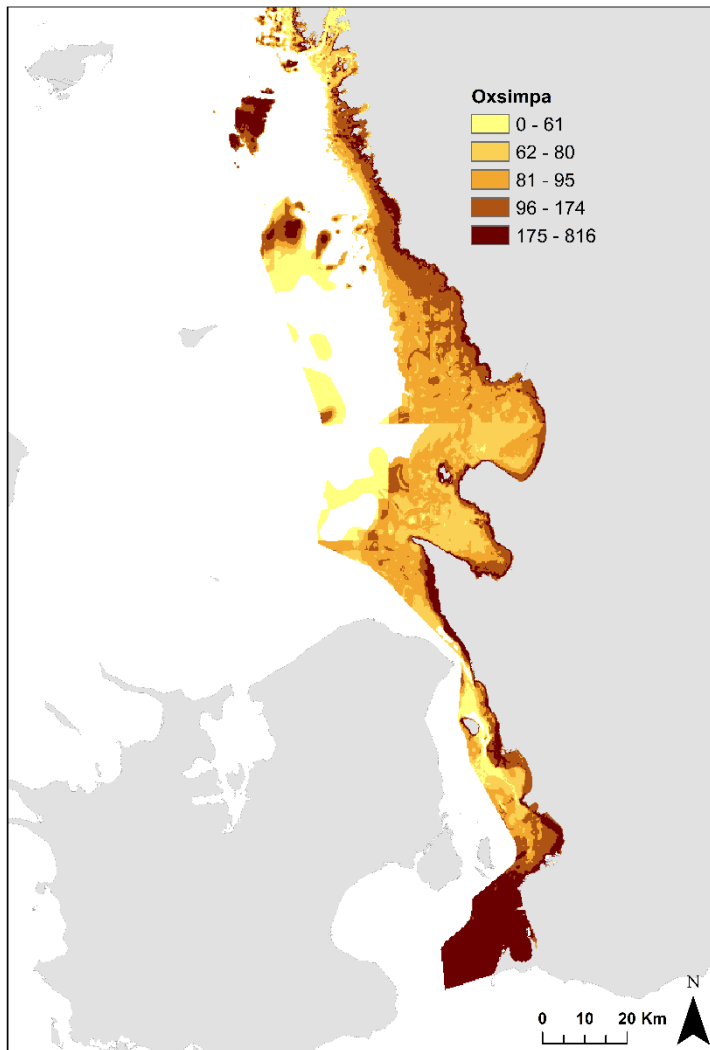
Figur 14. Kartprediktion för lyrtorsk i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.7. Oxsimpa

Områden med hög sannolikhet för förekomst av oxsimpa finns längs hela västkusten, även om det största sammanhängande området med hög predikterad förekomst ligger längst i söder i sydligaste Öresund. Lämpliga habitat finns främst i komplexa och exponerade grundområden. Modellen hade ett AUC-värde på 0,80.



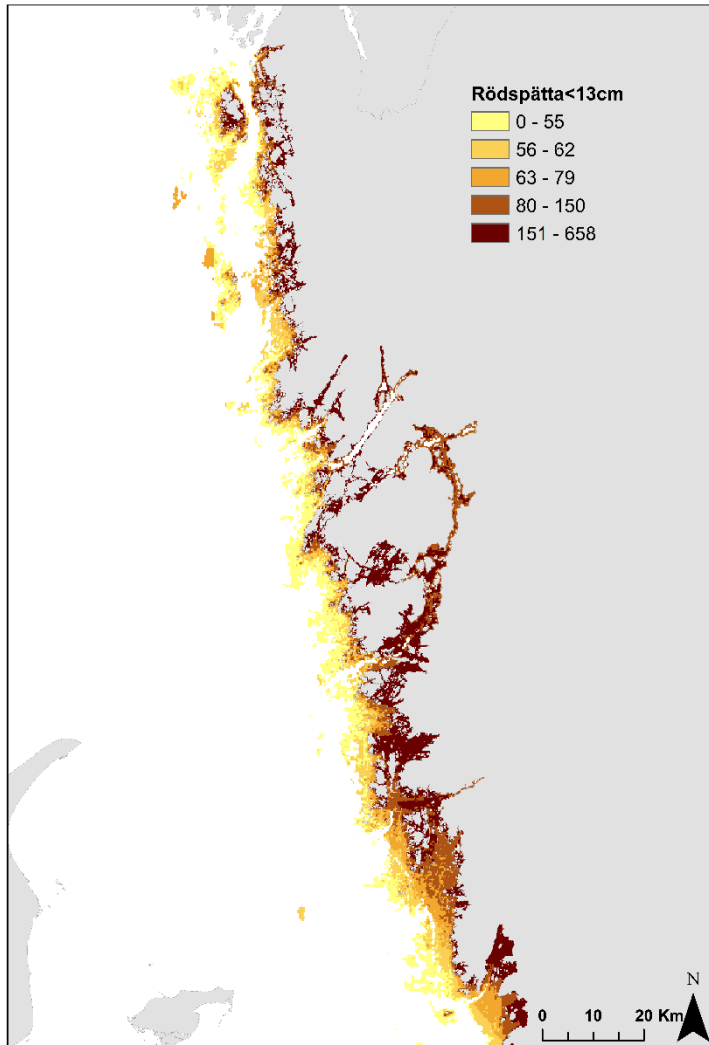
Figur 15. Kartprediktion för oxsimpa i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



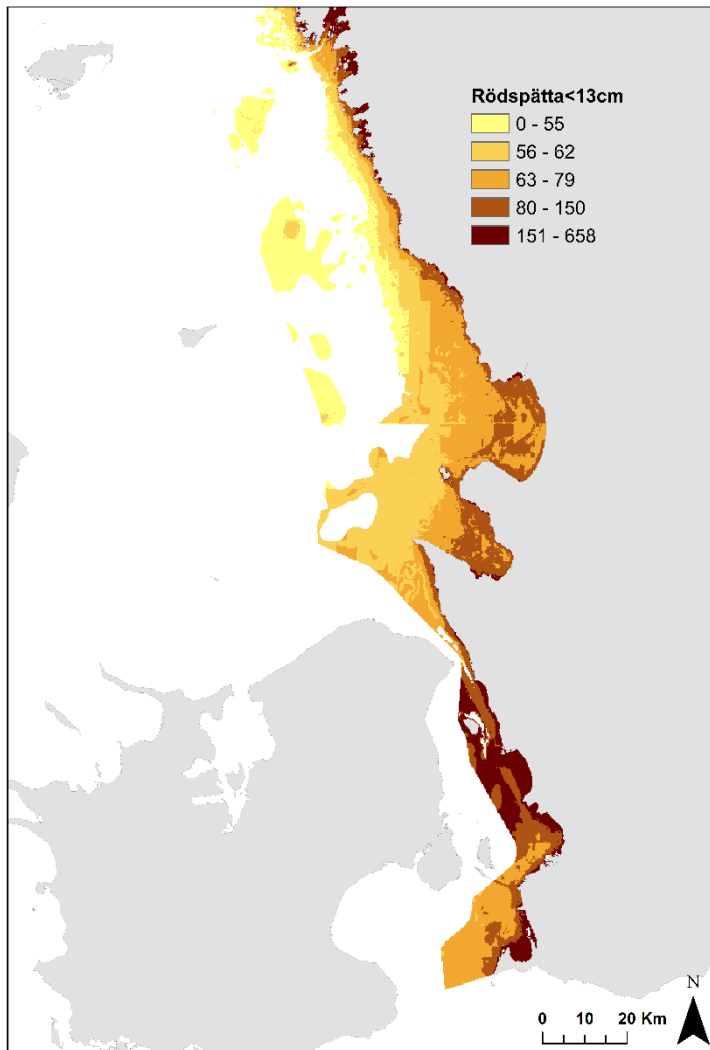
Figur 16. Kartprediktion för oxsimpa i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.8. Rödspätta<13 cm

Lämpliga habitat för de minsta individerna av rödspätta finns längs hela västkusten. Viktigaste variabeln var vågexponering och lämpliga habitat återfinns främst i skyddade grundområden med inte alltför komplexa bottnar. Modellen hade ett AUC-värde på 0,84.



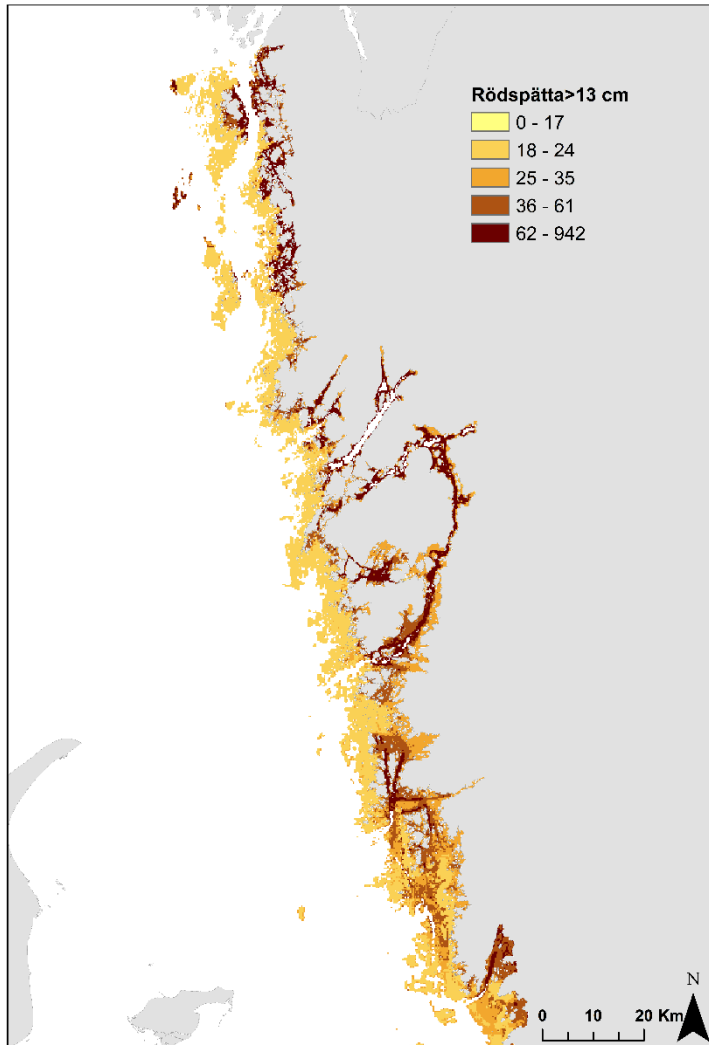
Figur 17. Kartprediktion för rödspätta mindre än 13 cm i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



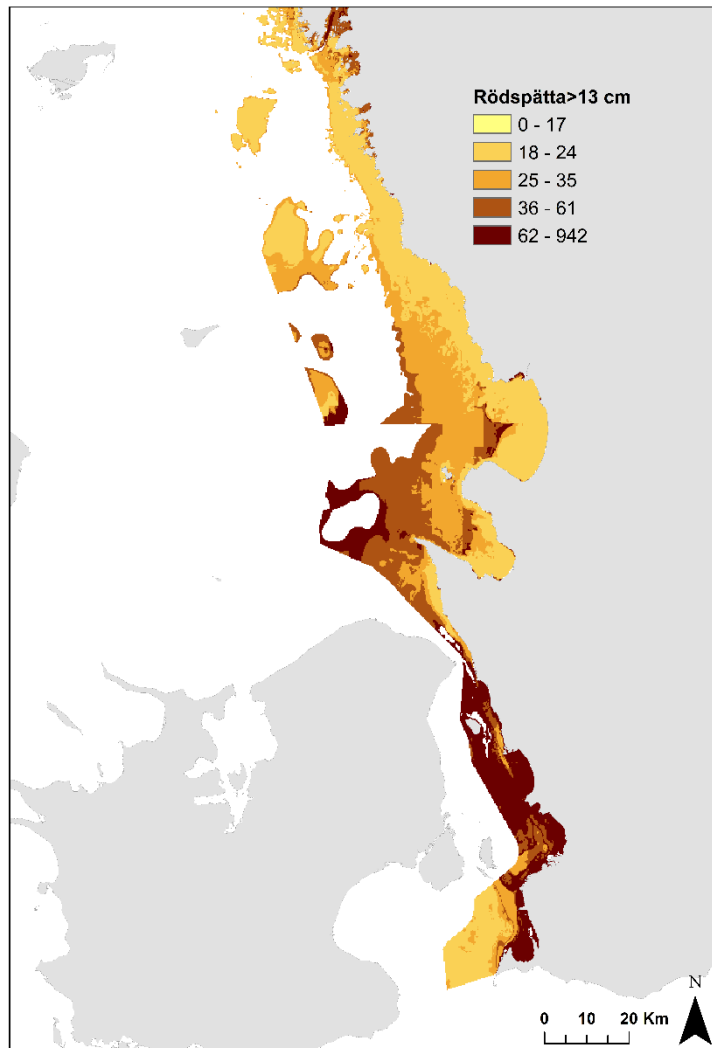
Figur 18. Kartprediktion för rödspätta mindre än 13 cm i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.9. Rödspätta>13 cm

Precis som för mindre storlekar av rödspätta finns lämpliga habitat för individer större än 13 cm över hela studieområdet. Salinitet, vågexponering och djup var de viktigaste variablerna och lämpliga habitat finns på lite djupare vatten i inte alltför exponerade områden. Modellen hade ett AUC-värde på 0,82.



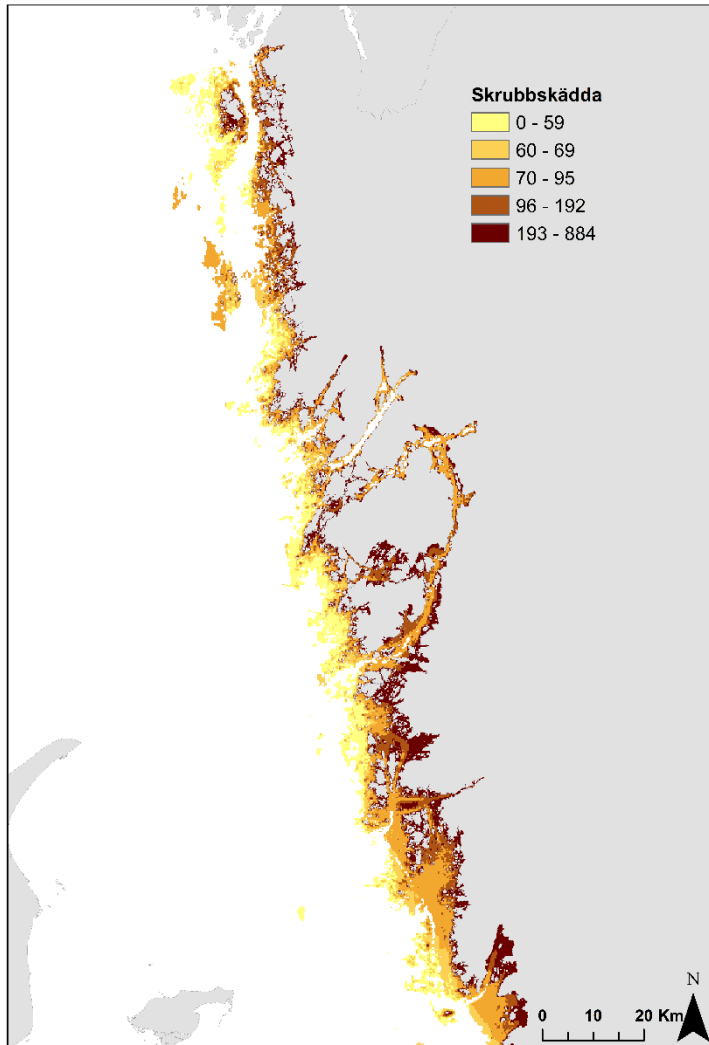
Figur 19. Kartprediktion för rödspätta större än 13 cm i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



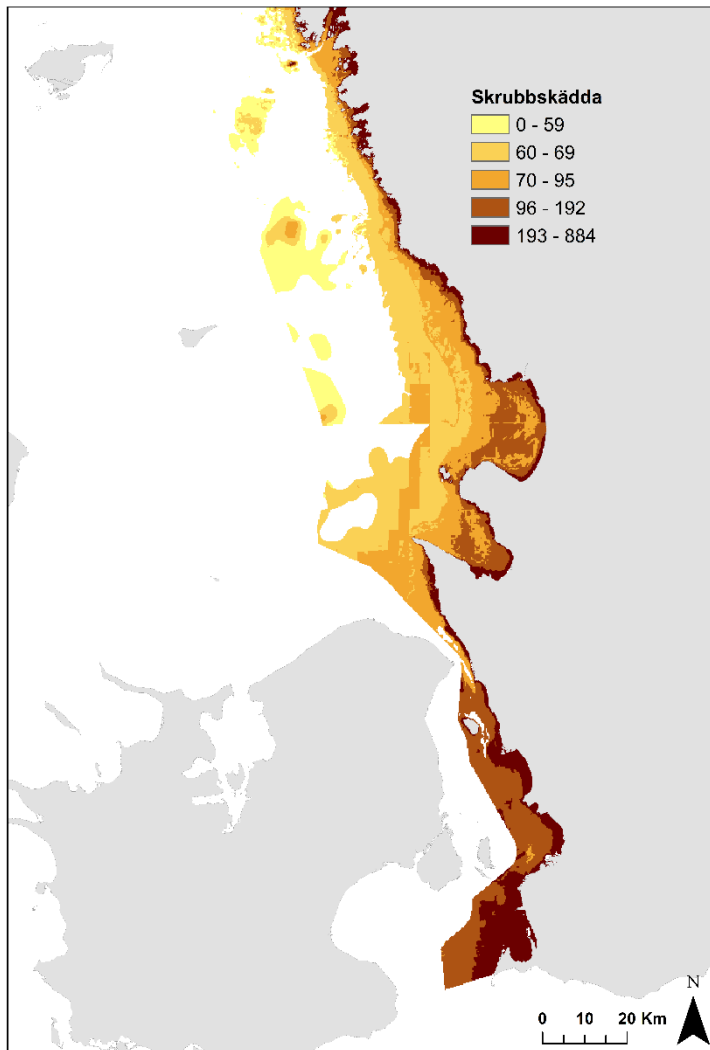
Figur 20. Kartprediktion för rödspätta större än 13 cm i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.10. Skrubbskädda

Lämpliga habitat för skrubbskädda finns längs hela studieområdet. Djup och vågexponering var de viktigaste förklaringsvariablerna och områden med hög sannolikhet för förekomst finns främst i grunda och vågskyddade områden. Modellen hade ett AUC-värde på 0,85.



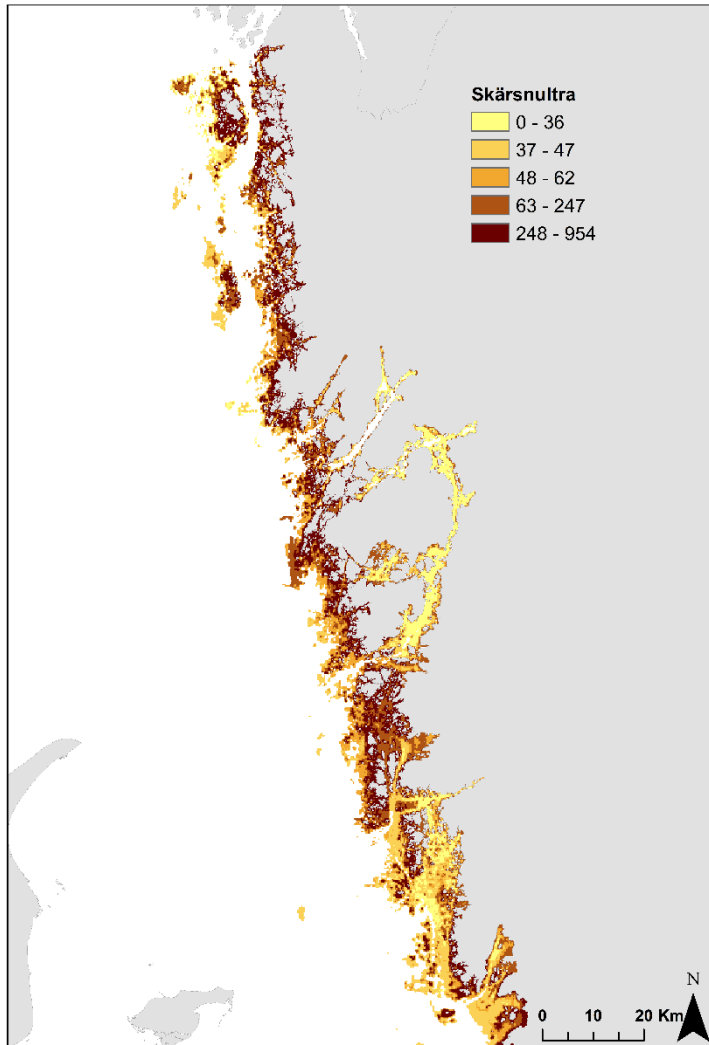
Figur 21. Kartprediktion för skrubbskädda i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



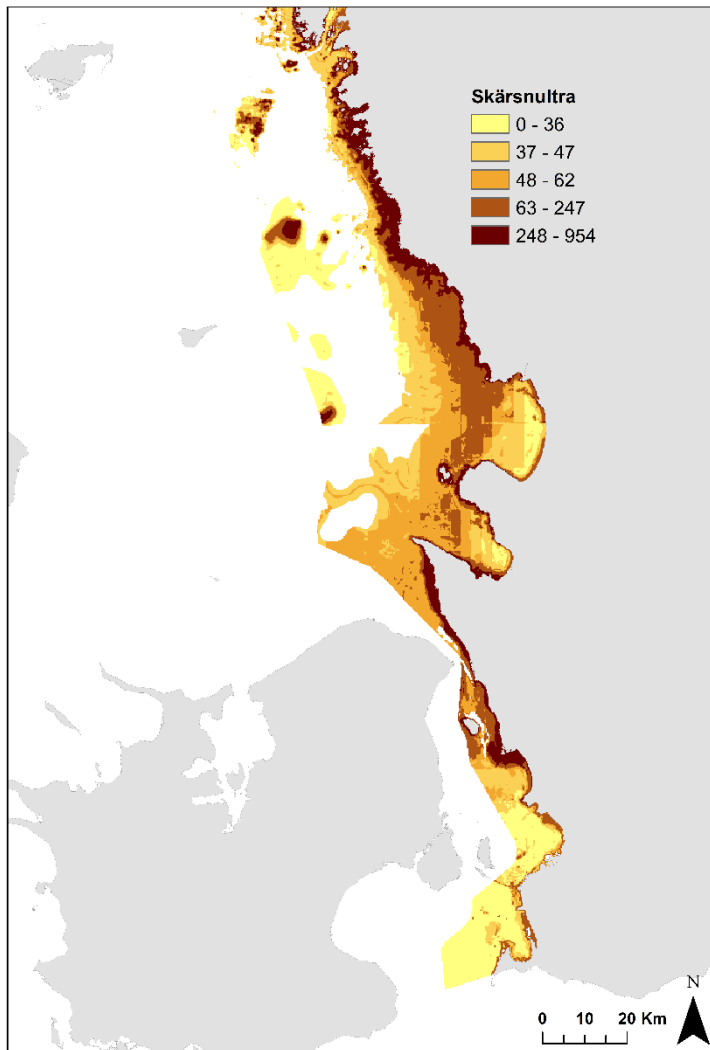
Figur 22. Kartprediktion för skrubbskädda i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.11. Skärsnultra

Förutom i sydligaste delen av Öresund är lämpliga habitat för skärsnultra allmänt förekommande på västkusten. Djup och temperatur var de viktigaste variablerna och de bästa habitaterna finns i grunda och exponerade områden. Modellen hade ett AUC-värde på 0,94.



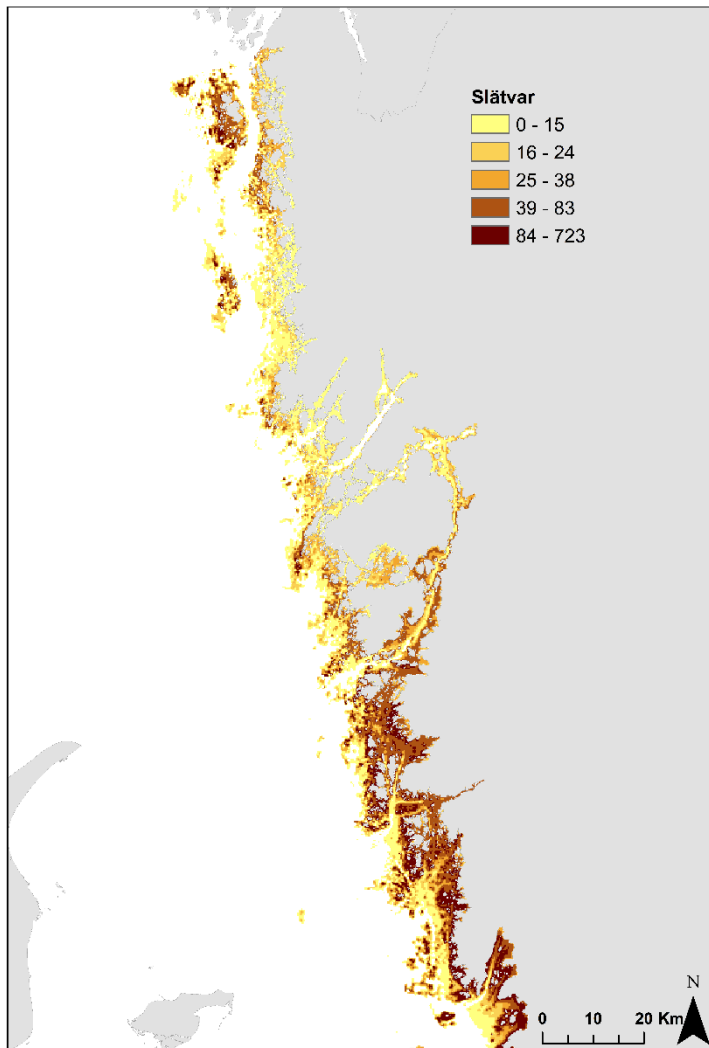
Figur 23. Kartprediktion för skärsnultra i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



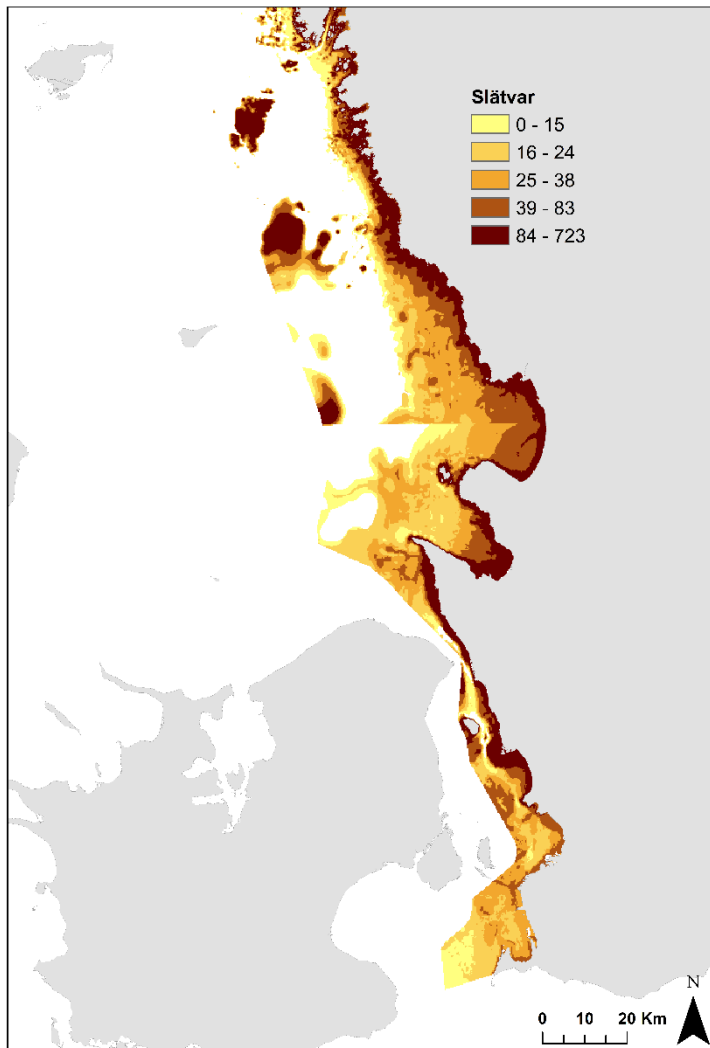
Figur 24. Kartprediktion för skärsnultra i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.12. Slätvar

De viktigaste områdena för slätvar finns i Kattegatt och ner till norra delarna av Öresund. Salinitet, temperatur och djup var de viktigaste variablerna och områden med högst sannolikhet för förekomst finns på grunda och komplexa bottenar. Slätvaren gynnas av svalare vatten och inte alltför hög salinitet. Modellen hade ett AUC-värde på 0,80.



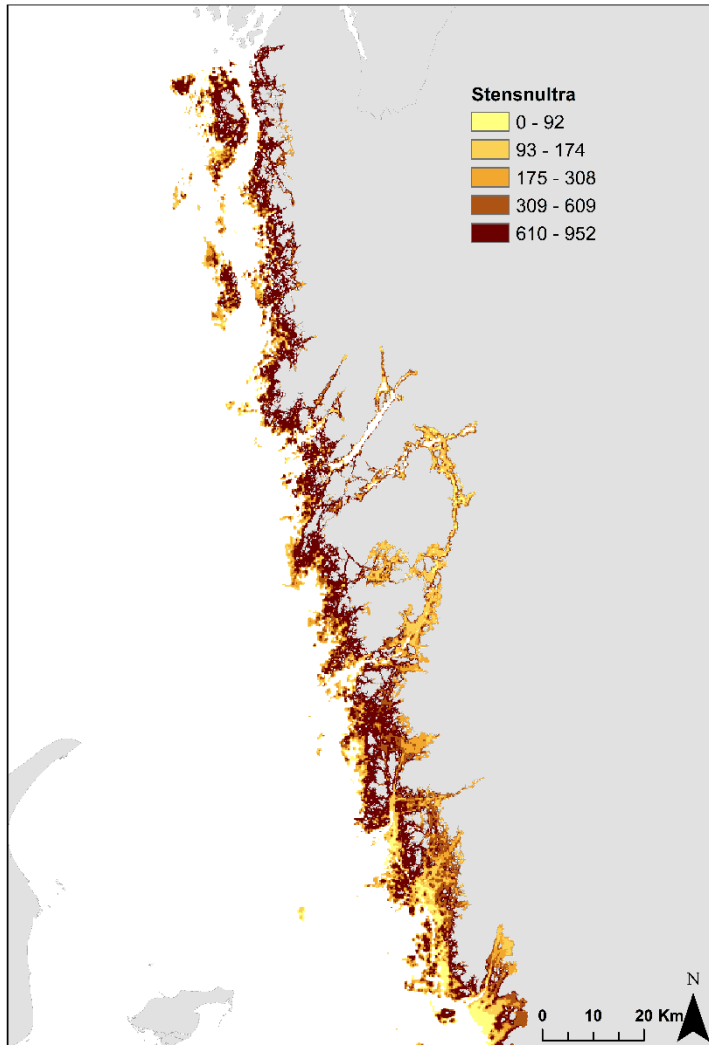
Figur 25. Kartprediktion för slätvar i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



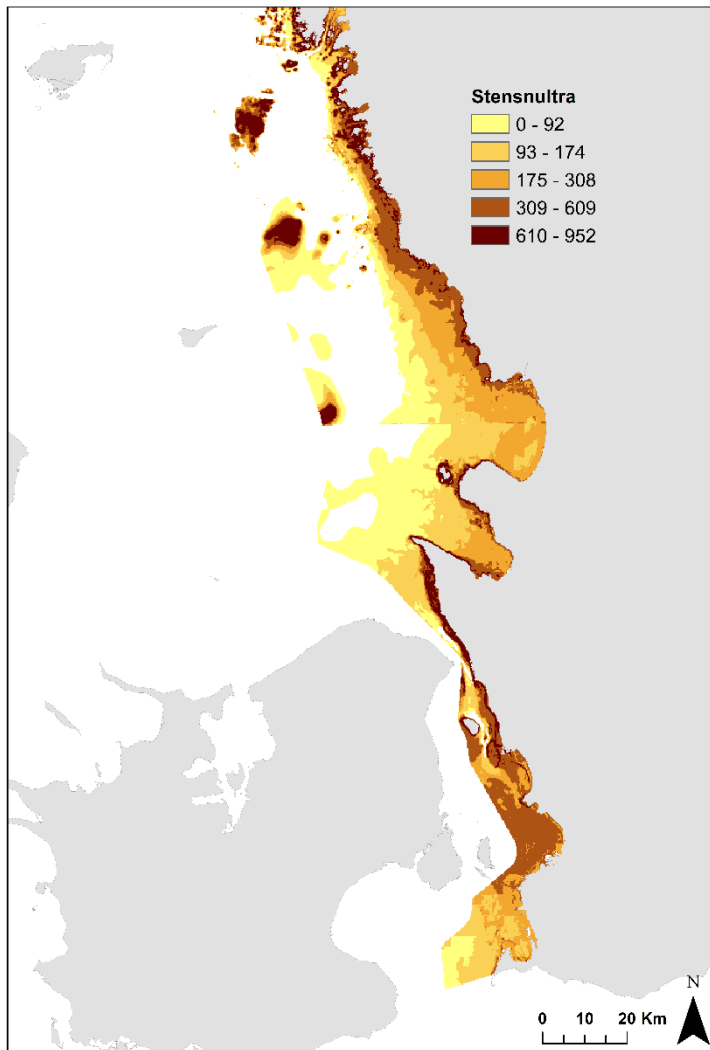
Figur 26. Kartprediktion för slätvar i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.13. Stensultra

Stensultra är allmänt förekommande längs hela västkusten. Rugositet, var den viktigaste förklaringsvariabeln följt av temperatur och djup. De viktigaste habitaterna för stensultra finns på komplexa och grunda bottenar och den vill inte ha alltför varmt vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,92.



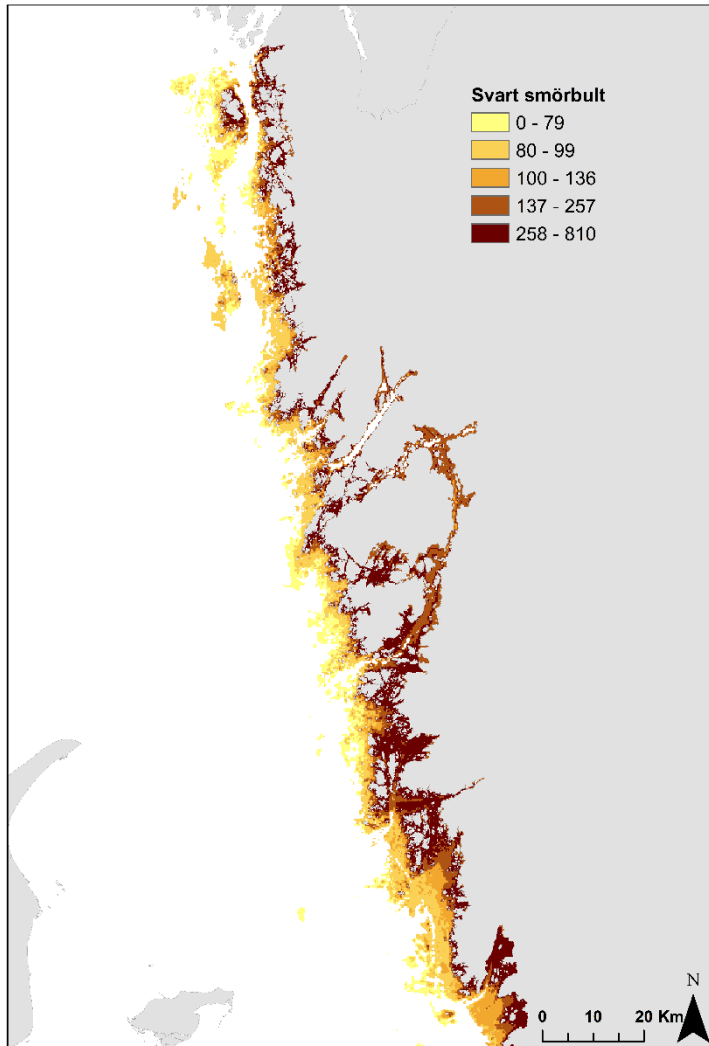
Figur 27. Kartprediktion för stensultra i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



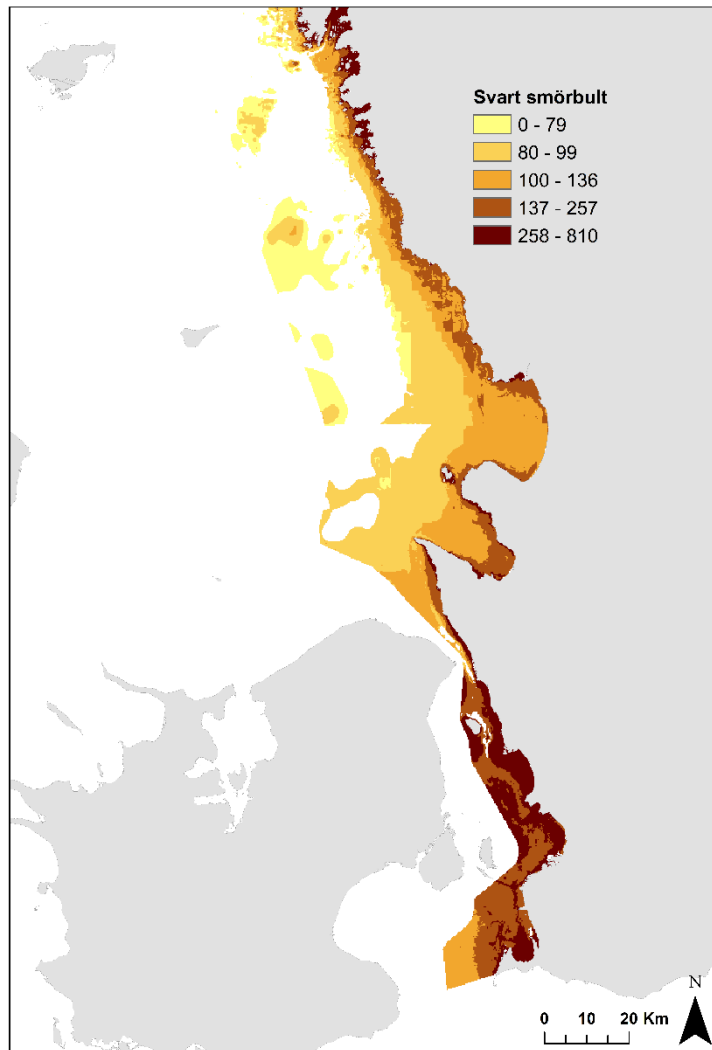
Figur 28. Kartprediktion för stensultra i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.14. Svart smörbult

Bra habitat för svart smörbult finns i princip längs hela västkusten. Vågexponering var den viktigaste variabeln och de bästa habitaterna för svart smörbult finns i grunda och inte alltför exponerade områden. Modellen hade ett AUC-värde på 0,81.



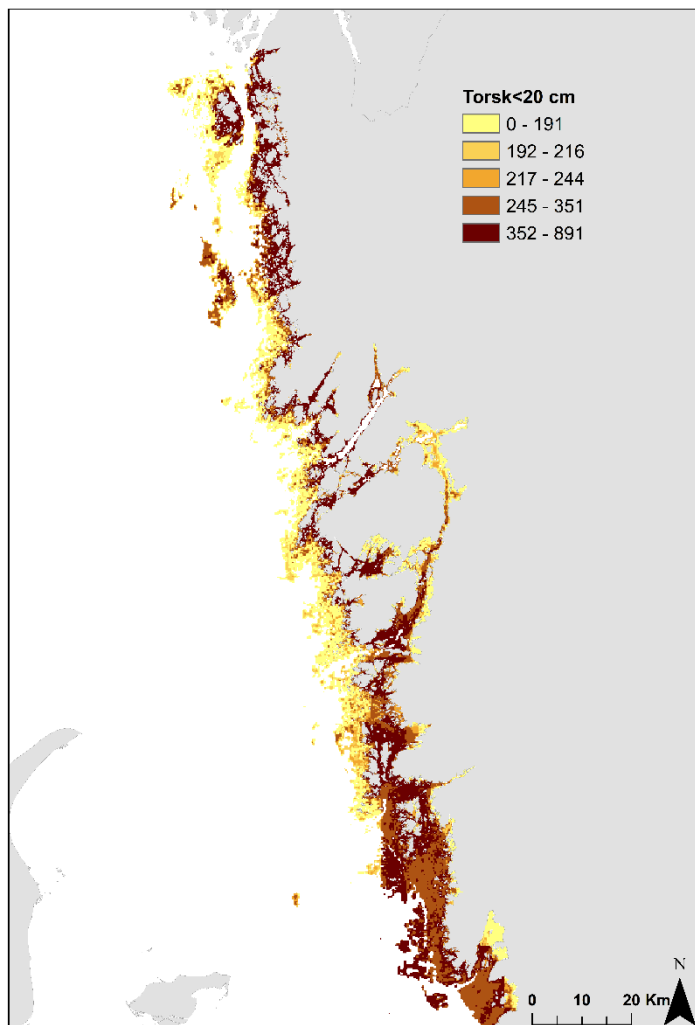
Figur 29. Kartprediktion för svart smörbult i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



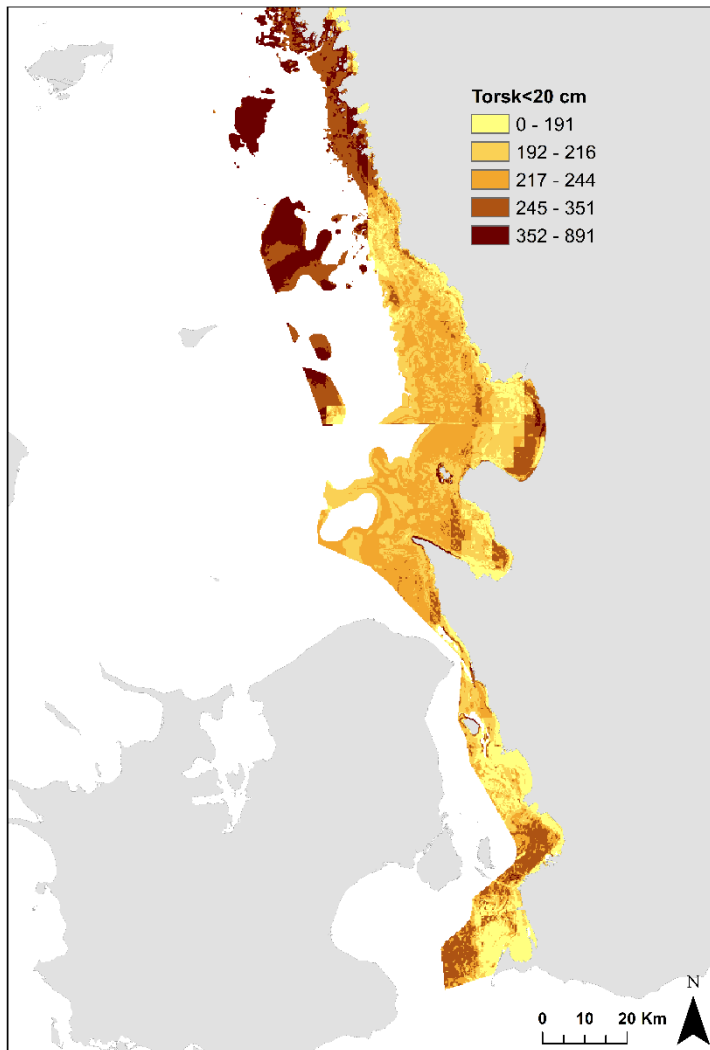
Figur 30. Kartprediktion för svart smörbult i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.15. Torsk<20 cm

Torsk mindre än 20 cm innefattar främst nollåriga individer och för dessa finns lämpliga habitat längs hela västkusten. De absolut viktigaste områdena med högst sannolikhet för förekomst ligger dock i den norra delen av studieområdet. Salinitet, temperatur och vågexponering var de viktigaste variablerna i modellen och de bästa habitaterna för den juvenila torsken finns i grunda och medexponerade områden med komplexa bottenar och den gynnas av högre salinitet. Modellen hade ett AUC-värde på 0,80.



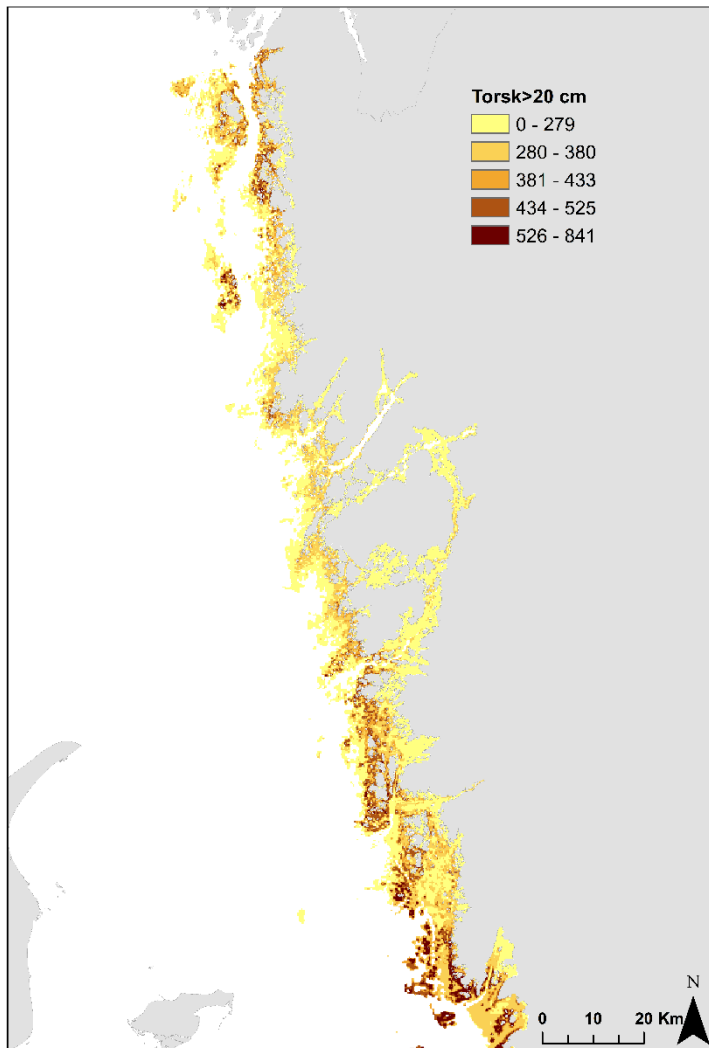
Figur 31. Kartprediktion för torsk mindre än 20 cm i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



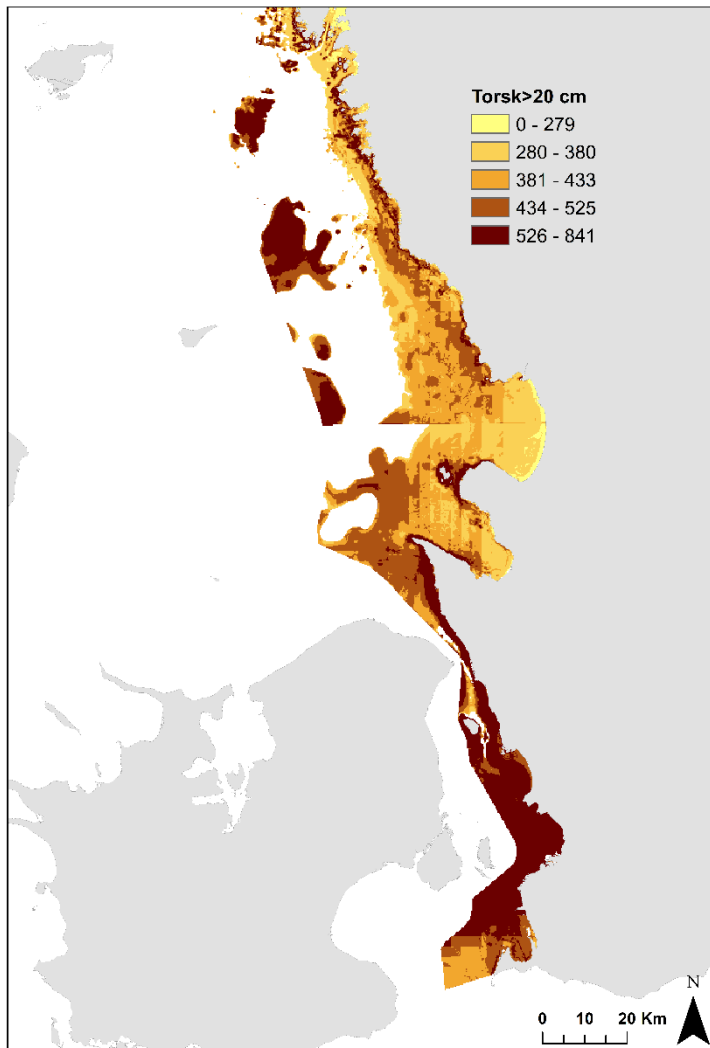
Figur 32. Kartprediktion för torsk mindre än 20 cm i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.16. Torsk>20 cm

Denna grupp innefattar individer som är ett år eller äldre och de viktigaste områdena för dessa finns i den södra delen av studieområdet. Salinitet var den klart viktigaste variabeln i modellen följt av temperatur och rugositet. De bästa habitaterna finns områden med lägre salinitet och ganska komplex bottenstruktur. Torsken gynnas även av lite svalare vatten. Modellen hade ett AUC-värde på 0,81.



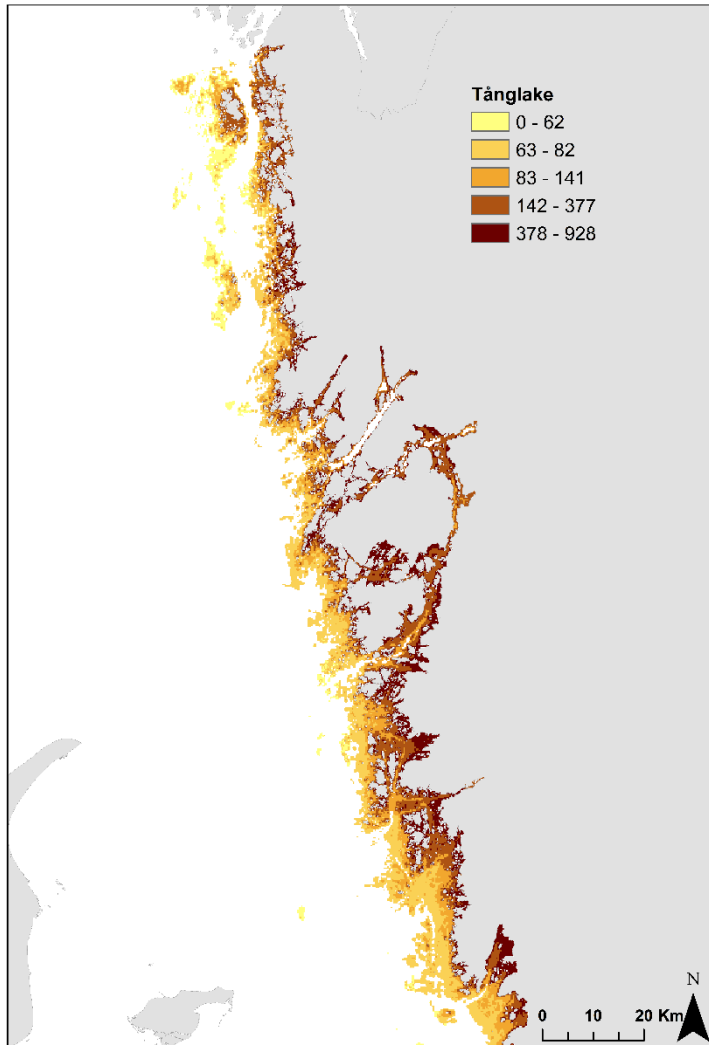
Figur 33. Kartprediktion för torsk större än 20 cm i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



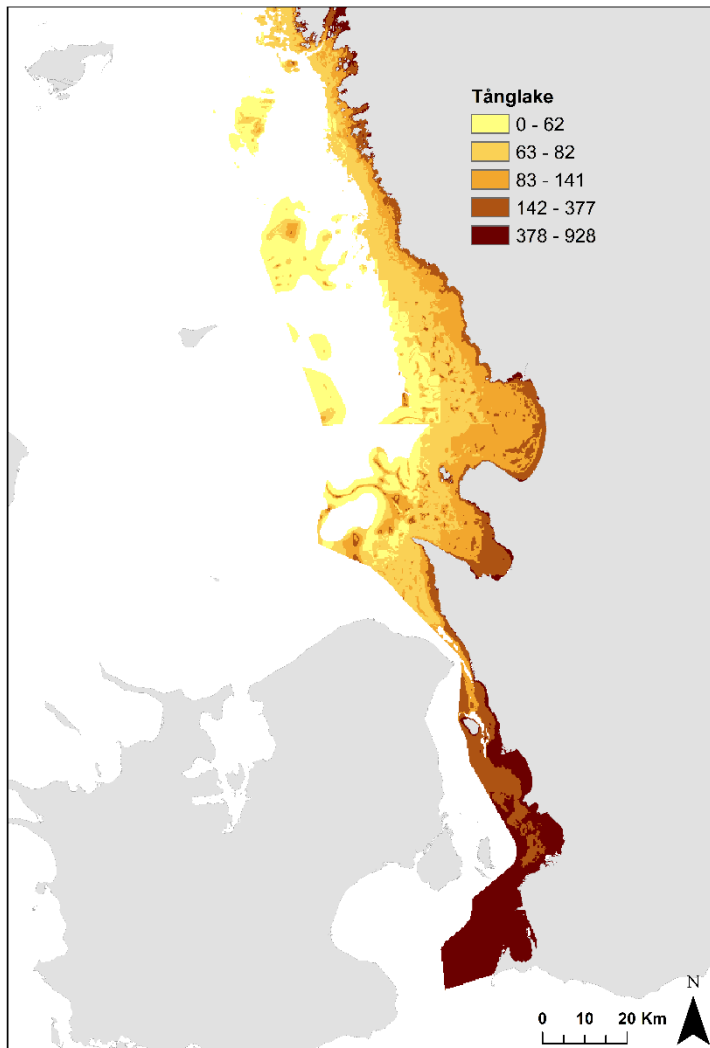
Figur 34. Kartprediktion för torsk större än 20 cm i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.17. Tånglake

Lämpliga habitat för tånglake finns längs hela västkusten, men den absolut största utbredningen av bra habitat finns i Öresund. Salinitet, vågexponering och djup var de viktigaste variablerna i modellen och det är framförallt grunda och inte alltför exponerade områden som är viktiga. Modellen hade ett AUC-värde på 0,87.



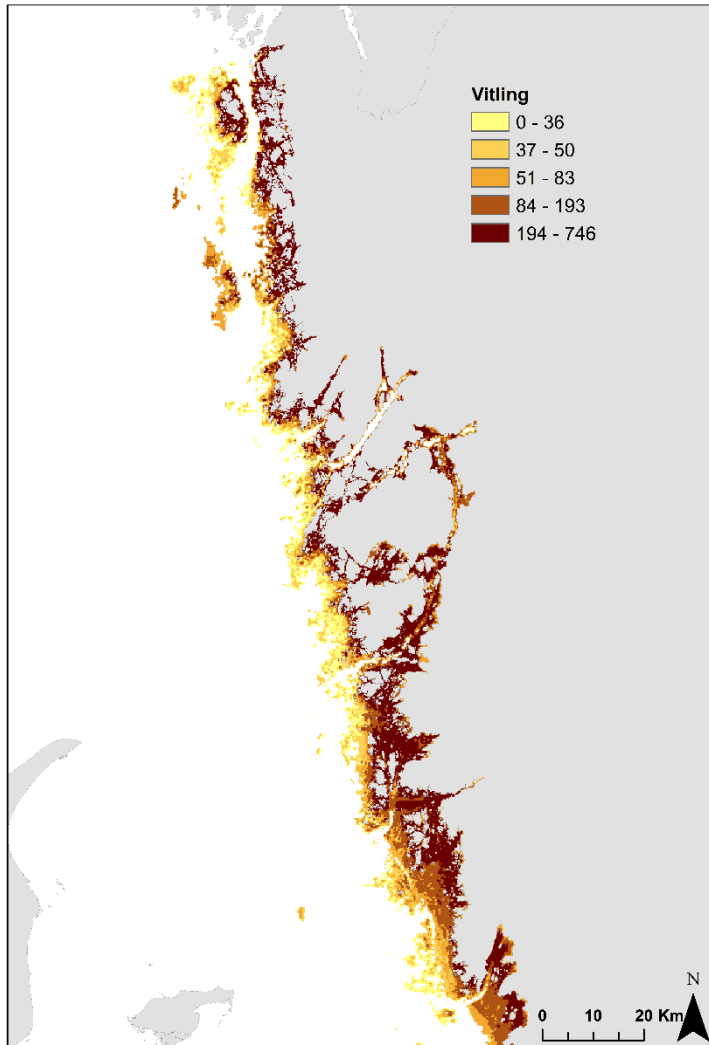
Figur 35. Kartprediktion för tånglake i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



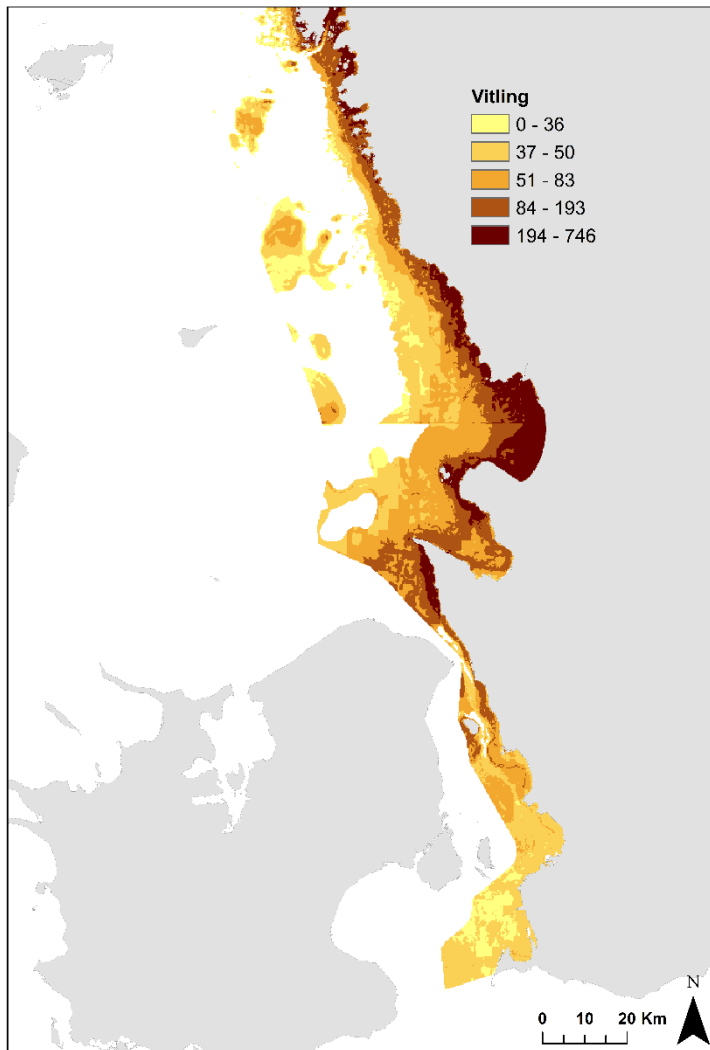
Figur 36. Kartprediktion för tånglake i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.18. Vitling

De viktigaste områdena för vitling ligger i den norra delen av studieområdet. Salinitet och vågexponering var de viktigaste variablerna i modellen och de viktigaste habitaterna finns i skyddade grundområden med inte alltför komplex bottenstruktur. Modellen hade ett AUC-värde på 0,87.



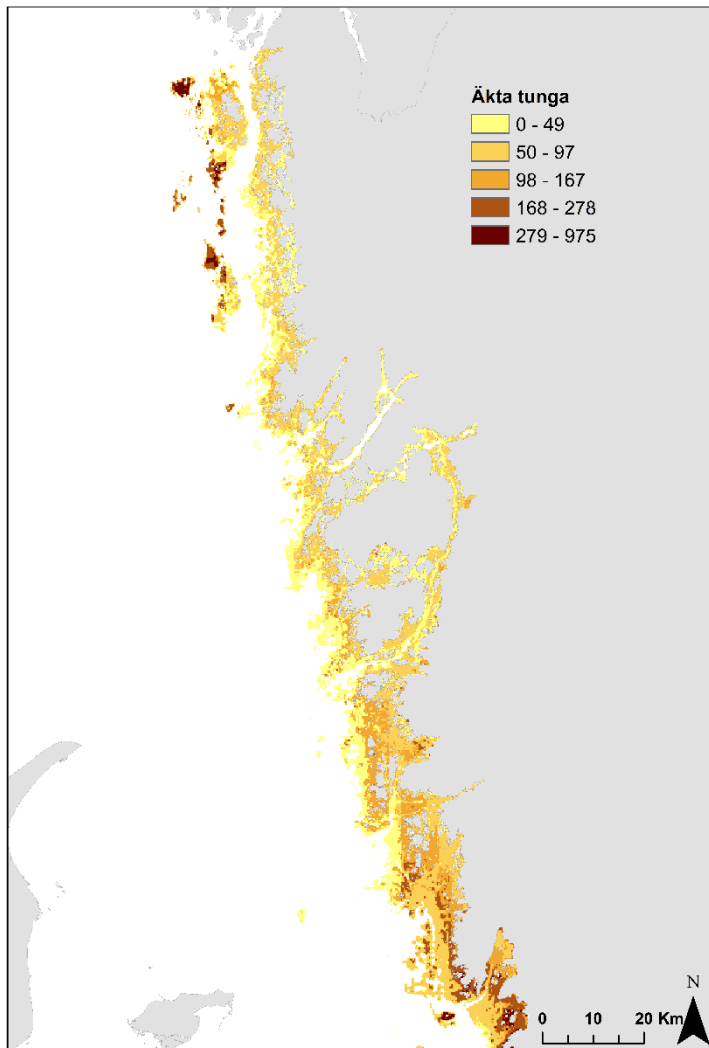
Figur 37. Kartprediktion för vitling i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



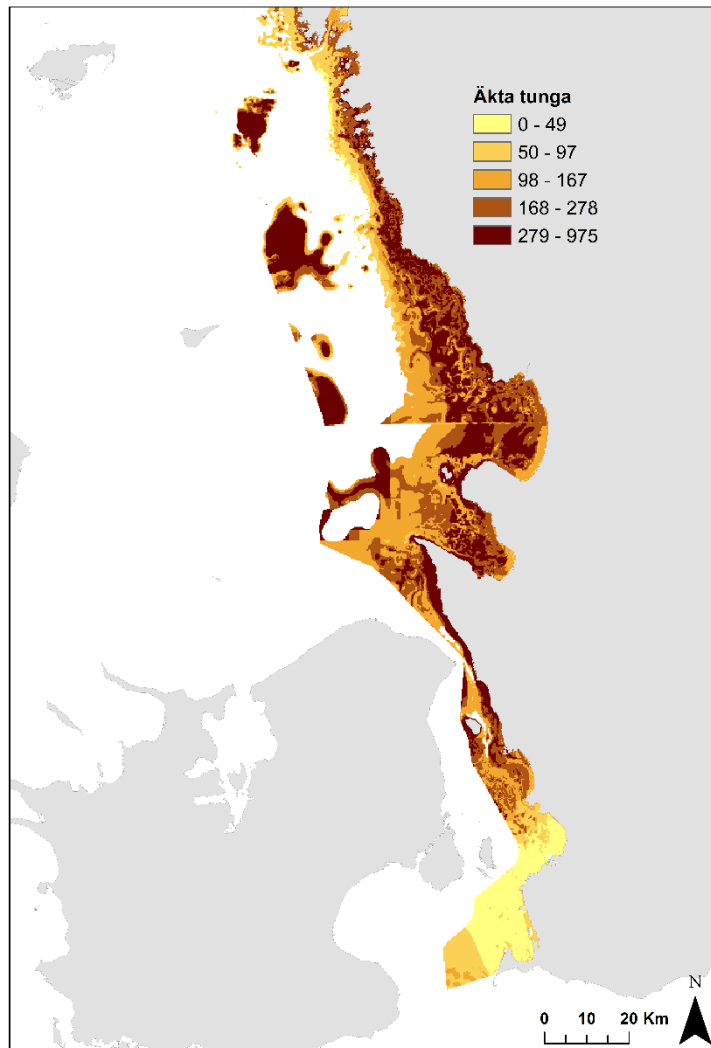
Figur 38. Kartprediktion för vitling i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.19. Äkta tunga

De största områdena med bra habitat för äkta tunga sträcker sig från de södra delarna av Kattegatt ner till de norra delarna av Öresund. Salinitet och temperatur var de viktigaste variablerna i modellen och tungan föredrar lägre temperaturer och salthalt. I övrigt indikerar modellen att det är de grundare och medexponerade områdena som är viktiga. Modellen hade ett AUC-värde på 0,97.



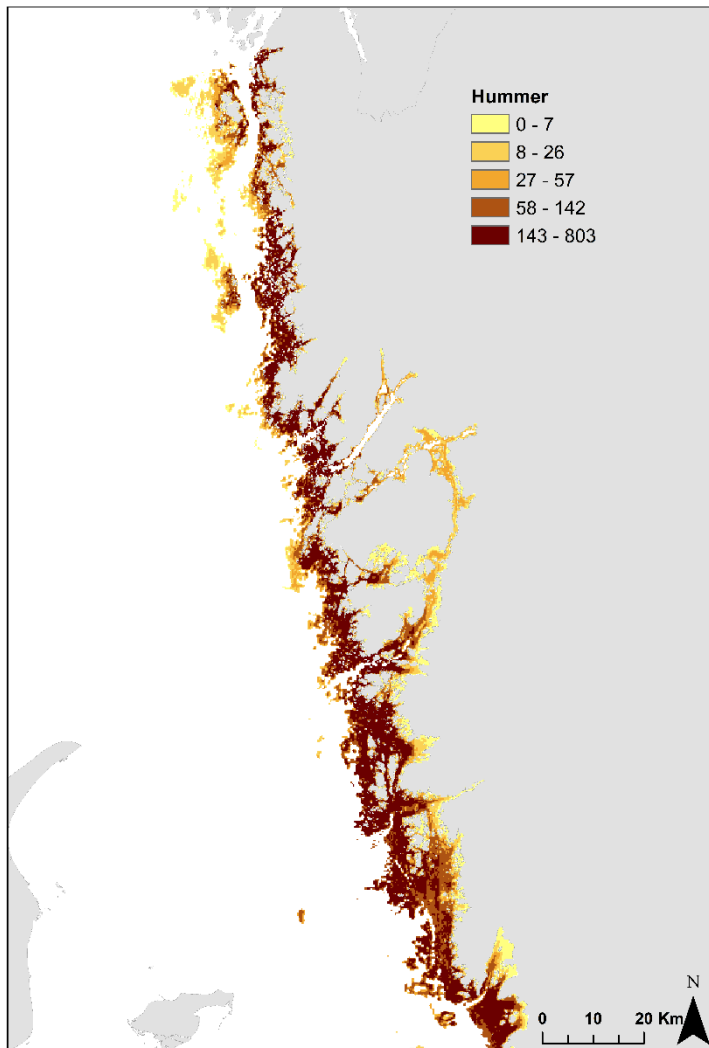
Figur 39. Kartprediktion för äkta tunga i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



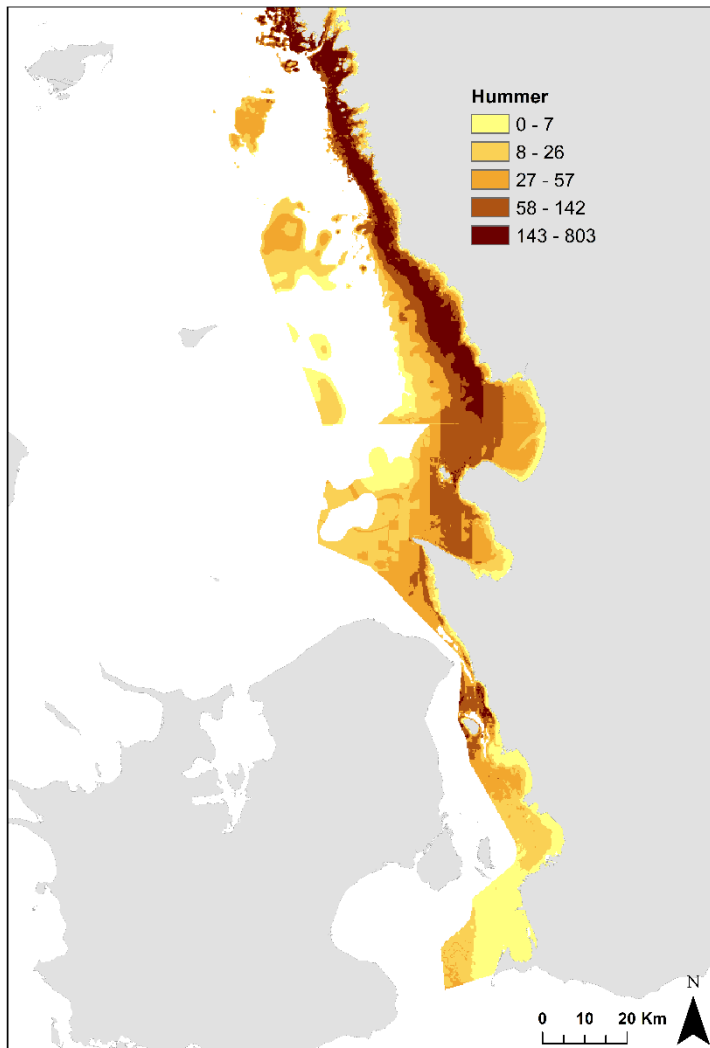
Figur 40. Kartprediktion för äkta tunga i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.20. Hummer

Hummer är allmänt förekommande på västkusten från Skagerrak ner till och med Öresund. Djup och salinitet var de viktigaste variablerna i modellen som indikerar att lämpliga habitat för hummer finns i exponerade områden på ett djup mellan 10-20 meter och att hummern gynnas av högre salthalt. Modellen hade ett AUC-värde på 0,96.



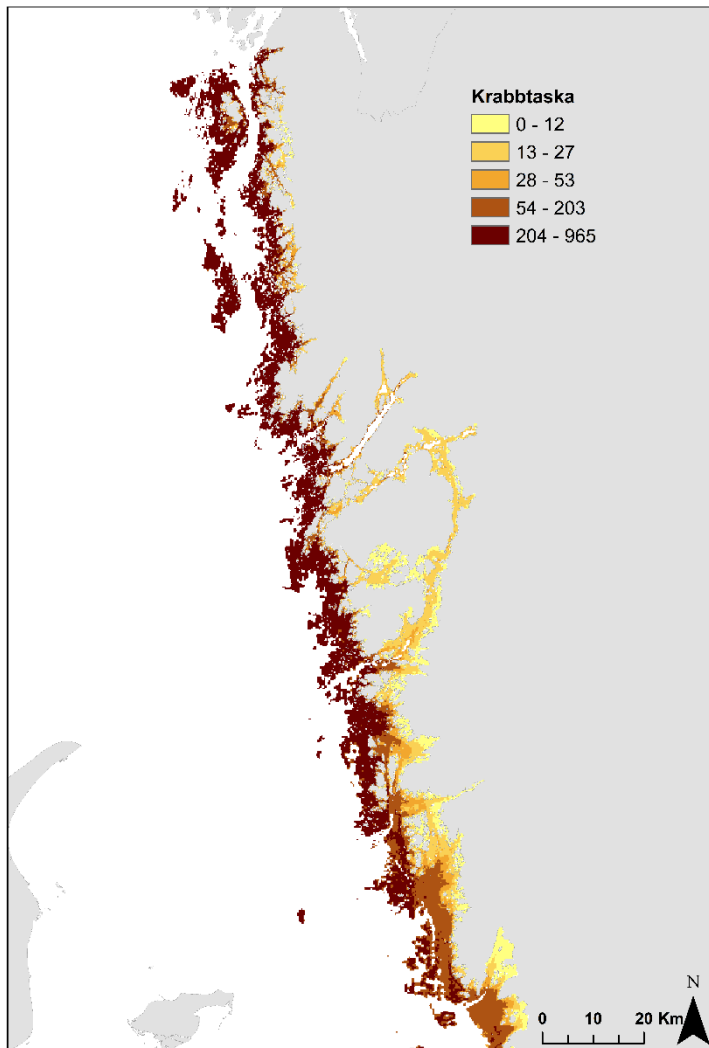
Figur 41. Kartprediktion för hummer i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



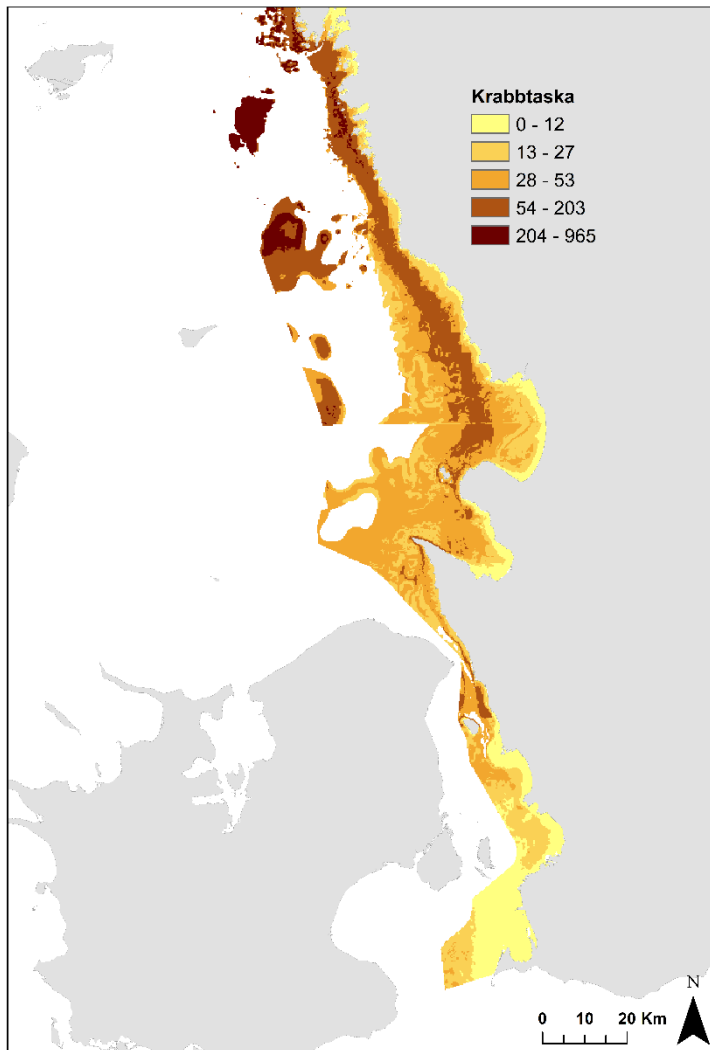
Figur 42. Kartprediktion för hummer i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.21. Krabbtaska

De viktigaste områdena för krabbtaska finns i norra delen av studieområdet och de viktigaste variablerna i modellen var vågexponering och salinitet. Modellen för krabbtaska indikerar att de bästa habitaterna finns i exponerade områden med komplex bottenstruktur och att den gynnas av högre salinitet. Modellen hade ett AUC-värde på 0,97.



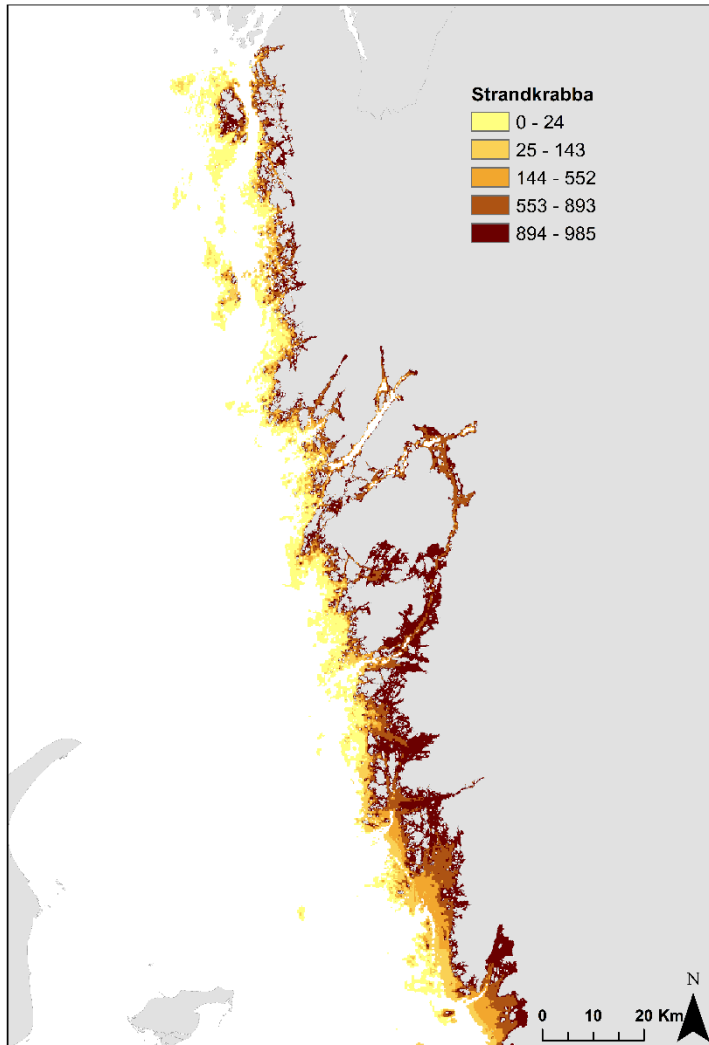
Figur 43. Kartprediktion för krabbtaska i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



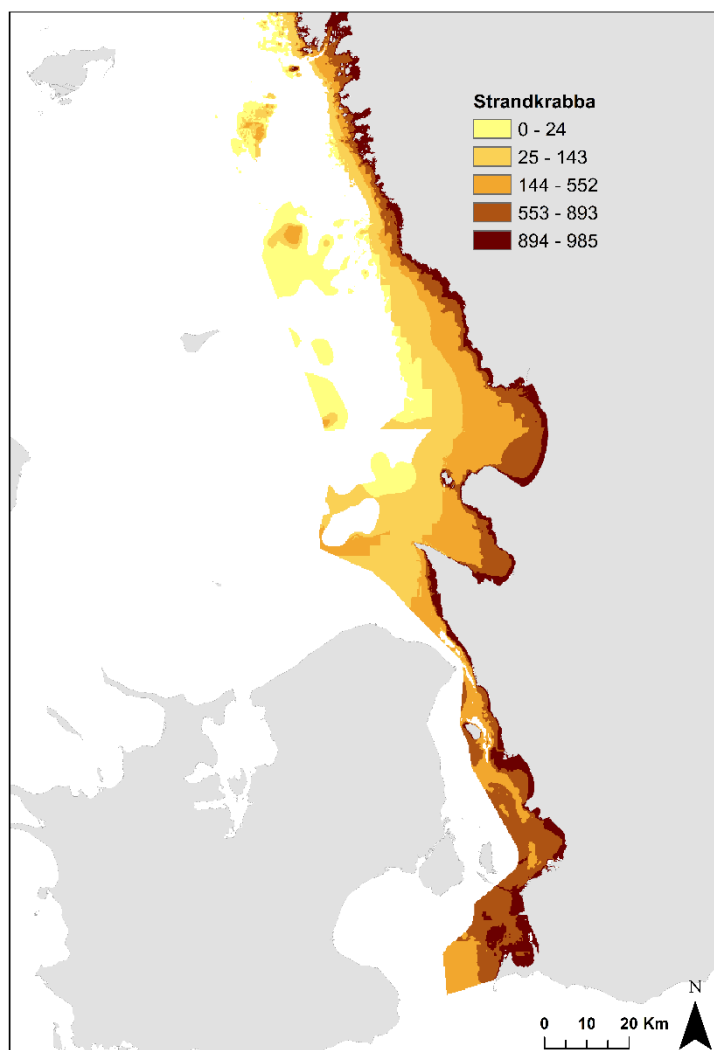
Figur 44. Kartprediktion för krabbtaska i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.22. Strandkrabba

Strandkrabba är vanligt förekommande längs hela västkusten. Djup och vågexponering var de viktigaste variablerna, och modellen för strandkrabba indikerar att det finns lämpliga habitat för strandkrabba överallt så länge det inte är för djupt. Modellen hade ett AUC-värde på 0,97.



Figur 45. Kartprediktion för strandkrabba i norra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.



Figur 46. Kartprediktion för strandkrabba i södra delen av studieområdet. Sannolikhet för förekomst anges på en skala mellan 0-1000 och har för hela studieområdet delats in i fem klasser baserat på percentiler.

4. Diskussion

4.1. Användningsområden för kartorna

Tillgång till heltäckande kartor över viktiga naturvärden är användbart i många förvaltningssammanhang. I denna studie har vi genom ensemblemodellering tagit fram heltäckande, högupplösta utbredningskartor över uppväxtområden för ett tjugotal av de viktigaste fiskarterna i grunda områden längs svenska västkusten. Kartorna ger information om var vi har goda miljöbetingelser för arternas uppväxt och kan lämpligen användas inom arbetet med fiskförvaltning, havsplanering, grön infrastruktur och områdesskydd både på nationell och regional nivå och kommer framöver även att kunna användas för att utvärdera hur nätverket av skyddade områden i Västerhavet fungerar i förhållande till uppsatta mål. Utöver kartorna bidrar modellerna till en ökad förståelse för de olika arternas krav på miljön. Vid mer lokal användning, t.ex. vid geografiskt avgränsade tillstånds- och strandskyddsdispensärenden, bör kartorna användas med större försiktighet, då metodiken vid kartläggningen avpassats för att identifiera mer storskaliga mönster. Exempelvis kan man inte utifrån enskilda pixlar i kartorna bedöma om man ska ge tillstånd för en enskild brygga, utan de är istället utformade för att identifiera viktiga områden på större skala. Vid användning av kartorna bör man även beakta att de provfisken som ligger till grund för studien är utförda under sommaren och att kartorna därför speglar fisk och skaldjursförekomst under den varma årstiden.

4.2. Underliggande data

Provfiskedatat i denna studie är insamlat mellan åren 2002–2017. Vid analyser som baserar sig på data som spänner över en så stor tidsperiod och kommer från många olika undersökningar och provtagare finns det mycket variation i materialet som kan göra det svårare att hitta samband mellan arternas förekomst och miljövariabler. Materialet kommer även från både inventeringsfisken där provtagning vanligtvis sker under endast ett tillfälle och från provfisken av återkommande natur där man fiskar på samma plats år efter år. När man hanterar stationerna i provfisken som fiskas varje år som enskilda replikat finns en risk att man har ett beroende mellan

dessa punkter, det vill säga att de är autokorrelerade. Autokorrelation i residualerna kan leda till att man överskattar signifikansvärdena för enskilda prediktorer. Eventuell förekomst av rumslig autokorrelation testades genom att ta fram och visuellt studera semivariogram för samtliga arter enligt Ploton m fl (2020), där låg semivarians på liten skala (dvs liten skillnad mellan närliggande punkter) kan indikera problem med autokorrelation. Analysen visade inga eller små tendenser till rumslig autokorrelation för arterna.

4.3. Kvalitet på kartprediktionerna

Då provfiskedatat är insamlat mellan åren 2002–2017 visar kartorna en övergripande bild för den perioden. Habitat på kusten är under ständig förändring i relation till olika belastningar och miljöfaktorer vilket innebär att vissa områden som klassas som bra habitat för en viss art inte med säkerhet behöver vara fungerande idag, men modellerna visar i de fallen att de har potential att vara det. På motsvarande sätt finns det risk att de modeller som används här missar uppväxtområden som har varit bra habitat längre bak i tiden eller skulle bli det igen om arten ökar i utbredning. Studier av historiska data pekar på att storleken på många av de bestånd vi studerar idag bara är en spillra av sin forna storlek (Svedäng & Bardon, 2003, Cardinale m.fl., 2011, Cardinale m.fl., 2012).

Fördelen med ensemblemodellering jämfört med att använda en enskild statistisk metod är att man kan kombinera styrkorna som erbjuds av flera konceptuellt olika modelleringsmetoder, och därmed få säkrare modeller och habitatkartor (Araújo & New, 2007). Detta återspeglas även för modellerna framtagna i denna studie där ensemblemodellerna genomgående var bättre än de enskilda modelleringsmetoderna. Den metod som vi använt har därför gjort det möjligt att ta fram kartor med högre kvalitet, med avseende på att fånga upp arternas huvudsakliga utbredningsmönster i studieområdet, än om endast en modelltyp använts. För att representera resultatens säkerhet har vi även tagit fram kartor som visar variation mellan de olika underliggande modellerna, som ett mått på deras samstämmighet eller olikheter (Appendix 1).

Kartprediktionernas kvalitet påverkas i hög grad av kvalitén på de bakomliggande miljövariablernas kartunderlag. Ju bättre kartunderlag det finns tillgängligt för miljövariablerna som används vid modelleringen desto bättre och mer precisa blir kartprediktionerna. Exempelvis baseras kartorna över vattendjup och rugositet på sjökortsdata, och i många områden är djupinformationen av låg kvalitet. Underlaget för salinitet och temperatur var på mycket grov skala och fångar därför inte upp de småskaliga gradienter i dessa variabler som är viktiga i skärgårdsområden. Om kartlager för djupdata, siktdjup, temperatur och salinitet funnits tillgängligt i högre upplösning hade modellerna med högre precision fångat

upp komplexa samband i skärgårdsmiljöer och kartorna hade blivit mer användbara på lokal nivå.

4.4. Utvecklingsmöjligheter

I denna studie har kartor över potentiella uppväxtområden tagits fram för många de viktigaste arterna av fisk och kräftdjur på grunda bottnar i Öresund, Kattegatt och Skagerrak. I framtida studier skulle det vara mycket värdefullt att även beakta andra provtagningsmetoder än provfiske med ryssjor, som t.ex. not och fallfälla. Detta skulle ge bättre information om andra arter, t.ex. olika arter av plattfiskar, som inte provtas på ett tillfredställande sätt med ryssjor.

För att ge en mer komplett bild vore det även bra att även modellera utbredningen av livsmiljöer för den vuxna fisken. Kartor över utbredningen av vuxen fisk behövs också för exempelvis fiskförvaltningen och för arbetet med naturvärdesbedömningar. Önskvärt hade också varit att studerade fisk- och skaldjursfaunan under hela året för att få en bättre bild av säsongsvariationer, som till exempel rörelsemönster mellan kust och utsjö och mellan inner- och ytterskärgård.

Även om klimateffekterna i Västerhavet ännu inte är lika påtagliga som i Östersjön finns risken att utbredningen av många arter förändras på grund av bland annat stigande vattentemperatur och utsötning. Till exempel kan en utsötning av Egentliga Östersjöns ytvatten göra att mer utsötat vatten förs ut från Östersjön med den baltiska ytströmmen (Gröger m.fl. 2019) och påverkar arter som är känsliga för en lägre salinitet. För många av de arter som modellerades i denna studie identifierades starka samband mellan förekomst och miljövariablerna salinitet och temperatur, det vill säga de två miljövariabler som sannolikt kommer att uppvisa kraftigast förändringar som en följd av klimatförändringar (Perry m.fl. 2005, Snickars m.fl. 2015). Det faktum att starka samband påvisades visar att en möjlig tillämpning av modellerna i denna rapport är att undersöka hur olika klimatscenarier kan förväntas påverka de olika arternas utbredning. Sådana scenariobaserade prediktioner av arters framtida utbredningar öppnar möjligheter för en proaktiv förvaltning av fiskbestånd i samband med klimatförändringar.

5. Erkännanden

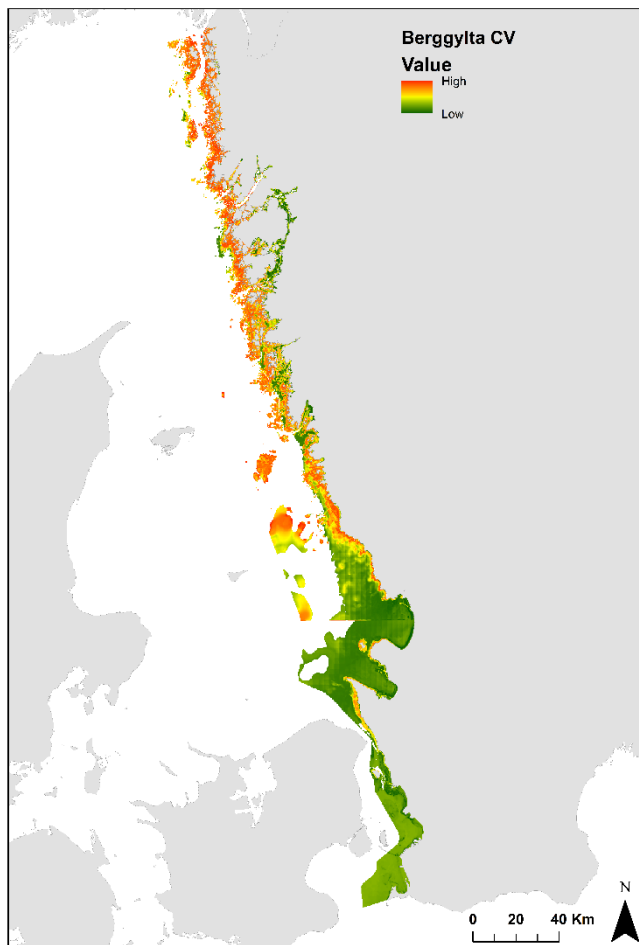
Det har krävts enormt omfattande fältinsatser för att bygga upp de datamaterial vi använt oss av i denna rapport. Vi vill därför rikta ett stort tack till alla som bidragit till insamlingen av fältdata. Varje provfiskad station är värdefull.

6. Referenser

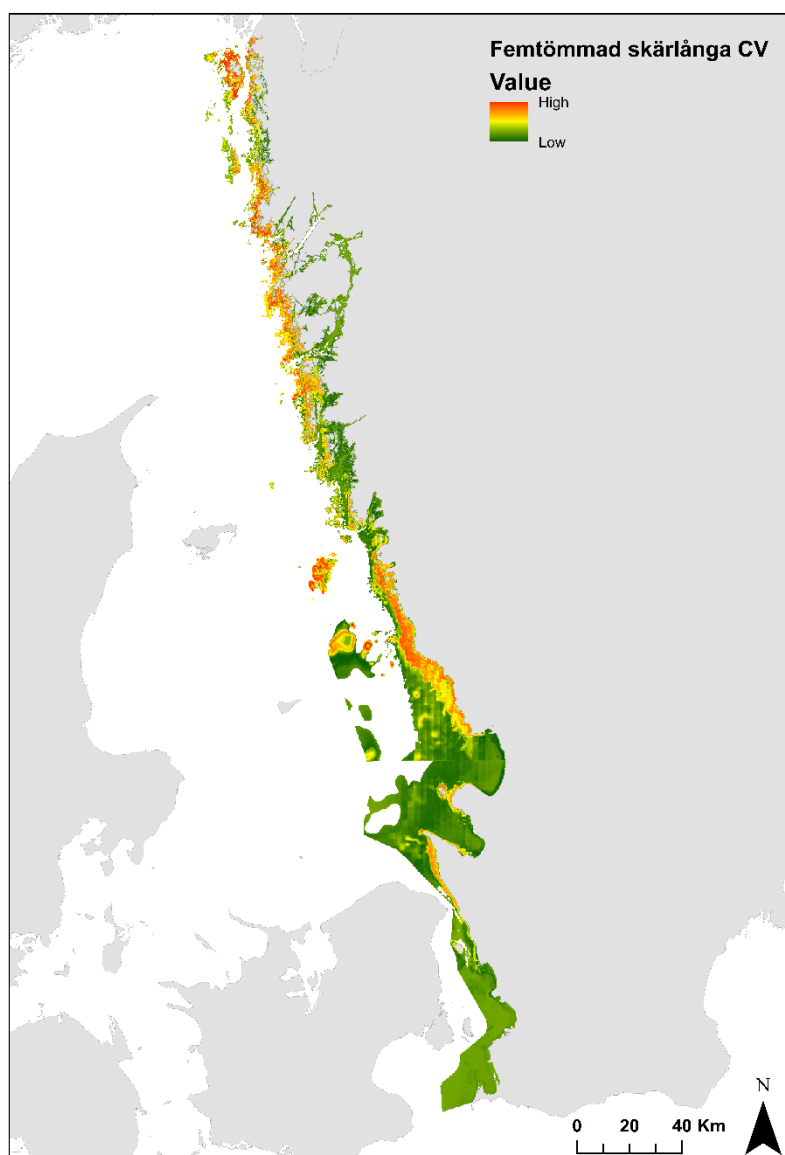
- Allouche O., Tsoar A., Kadmon R., (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232.
- Andersson J (2015) Provfiske med kustöversiktsnät, nätlänkar och ryssjor på kustnära grunt vatten. Version 1:1 2015-07-08. Undersökningstyp.
- Araújo, M., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, ss. 22:42-47.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., ... & Isachsen, P. E. (2008). Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the west coast of Norway. *ICES Journal of Marine Science*, 65(7), 1093-1101.
- Bergström L, Karlsson M (2016) Djupstratifierat provfiske med småryssjor. Version 1:0, 2016-02-10. Undersökningstyp.
- Cardinale, M., Bartolino, V., Llope, M., Maiorano, L., Sköld, M., & Hagberg, J. (2011). Historical spatial baselines in conservation and management of marine resources. *Fish and Fisheries*, 12(3), 289-298.
- Cardinale, M., Svedäng, H., Bartolino, V., Maiorano, L., Casini, M., & Linderholm, H. (2012). Spatial and temporal depletion of haddock and pollack during the last century in the Kattegat-Skagerrak. *Journal of Applied Ichthyology*, 28(2), 200-208.
- Copernicus.(2019).*Copernicus*. Hämtat från http://marine.copernicus.eu/services-portfolio/access-to-products/?option=com_csw&view=details&product_id=BALTICSEA_ANALYSIS_FORECAST_PHY_003_006
- Fielding, A.H. & Bell, J.F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, vol. 24 (1), ss. 38–49 Cambridge University Press.
- Gröger, M., Arneborg, L., Dieterich, C. et al. (2019). Summer hydrographic changes in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak projected in an ensemble of climate scenarios downscaled with a coupled regional ocean–sea ice–atmosphere model. *ClimDyn* 53,5945–5966(2019). <https://doi.org/10.1007/s00382-019-04908-9> .
- Hansen JP, Sundblad G, Bergström U, Austin ÅN, Donadi S, Eriksson BK, Eklöf JS 2018. Recreational boating degrades vegetation important for fish recruitment. *Ambio* 48: 539-551
- Hosmer, D.W. and Lemeshow, S. (2000) *Applied logistic regression*. 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York. doi10.1002/0471722146.
- Kraufvelin P, Svensson F, Fredriksson R, Bergström L, Karlsson M, Wennhage H, Wikström A, Bergström U. (2017). Inventering och modellering av fisk- och kräftdjurs samhällen i Kosterhavets nationalpark. Länsstyrelsen i Västra Götaland rapport 2017:22.

- Kraufvelin P, Pekcan-Hekim Z, Bergström U, Florin A-B, Lehikoinen A, Mattila J, ... & Olsson J. (2018). Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 204: 14-30
- Isæus, M. (2004). *Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea*. Stockholm: Department of Botany, Stockholm University.
- Moksnes P-O, Eriander L, Hansen J, Albertsson J, Andersson M, Bergström U, Carlström J, Egart J, Fredriksson R, Granhag L, Lindgren F, Nordberg K, Wendt I, Wikström S, Ytreberg E 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets rapport 2019:3
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., & Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *science*, 308(5730), 1912-1915.
- Ploton, P., Mortier, F., Réjou-Méchain, M. et al. Spatial validation reveals poor predictive performance of large-scale ecological mapping models. *Nat Commun* 11, 4540 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18321-y>.
- R Core Team. (2014). *R Project*. Hämtat från <https://www.r-project.org/>
- Snickars, M., Weigel, B., & Bonsdorff, E. (2015). Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of the Baltic Sea. *Marine Biology*, 162(1), 141-151.
- Svedäng, H., & Bardon, G. (2003). Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *ICES Journal of Marine Science*, 60(1), 32-37.
- Thuiller, W., Georges, D., & Engler, R. (1 2014). biomod2: Ensemble platform for species distribution modelling. *BusbyEcography*.
- Wennhage, H., & Pihl, L. (2002). Fish feeding guilds in shallow rocky and soft bottom areas on the Swedish west coast. *Journal of fish biology*, 61, 207-228.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3-14.

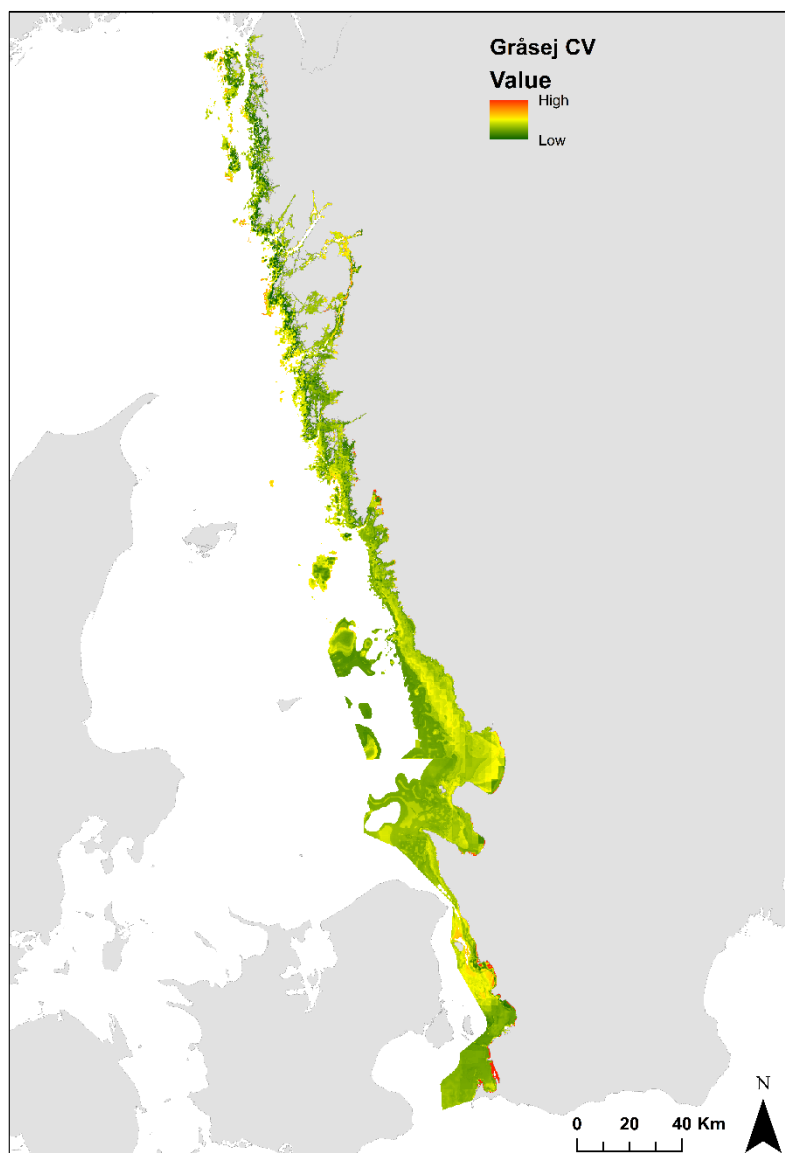
7. Appendix 1. Osäkerhetskarta



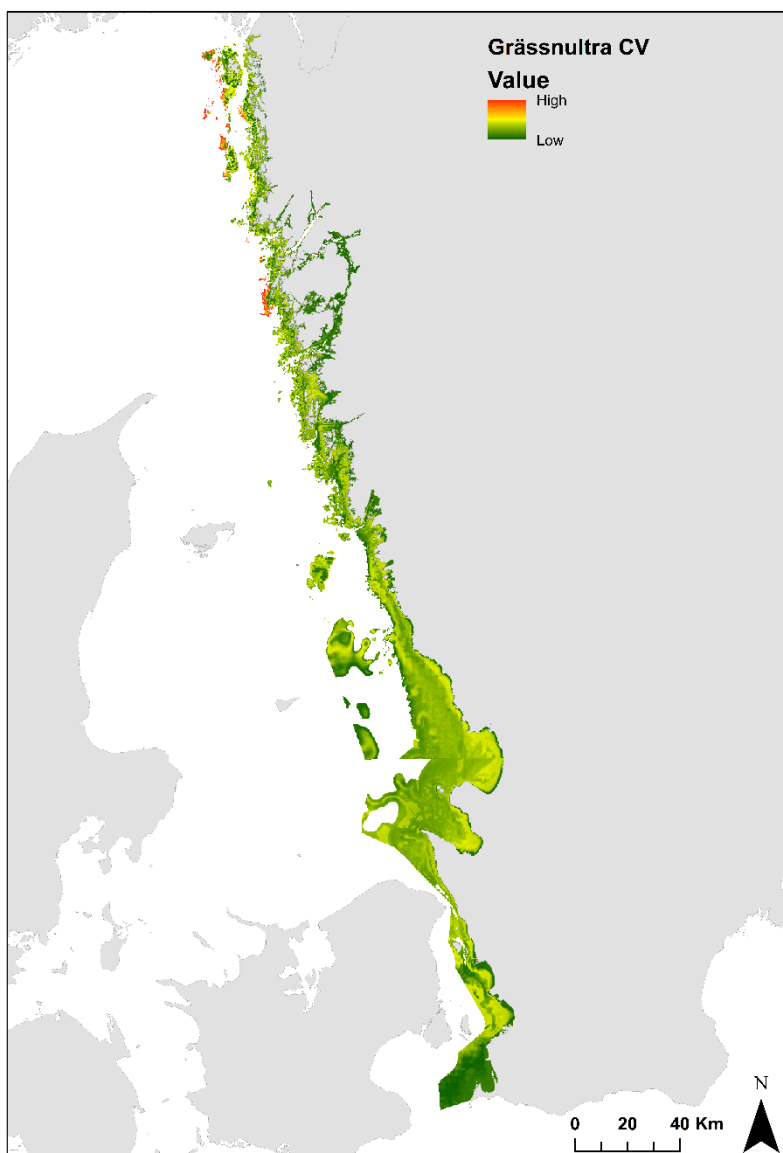
Figur A1.1. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för berggylta.



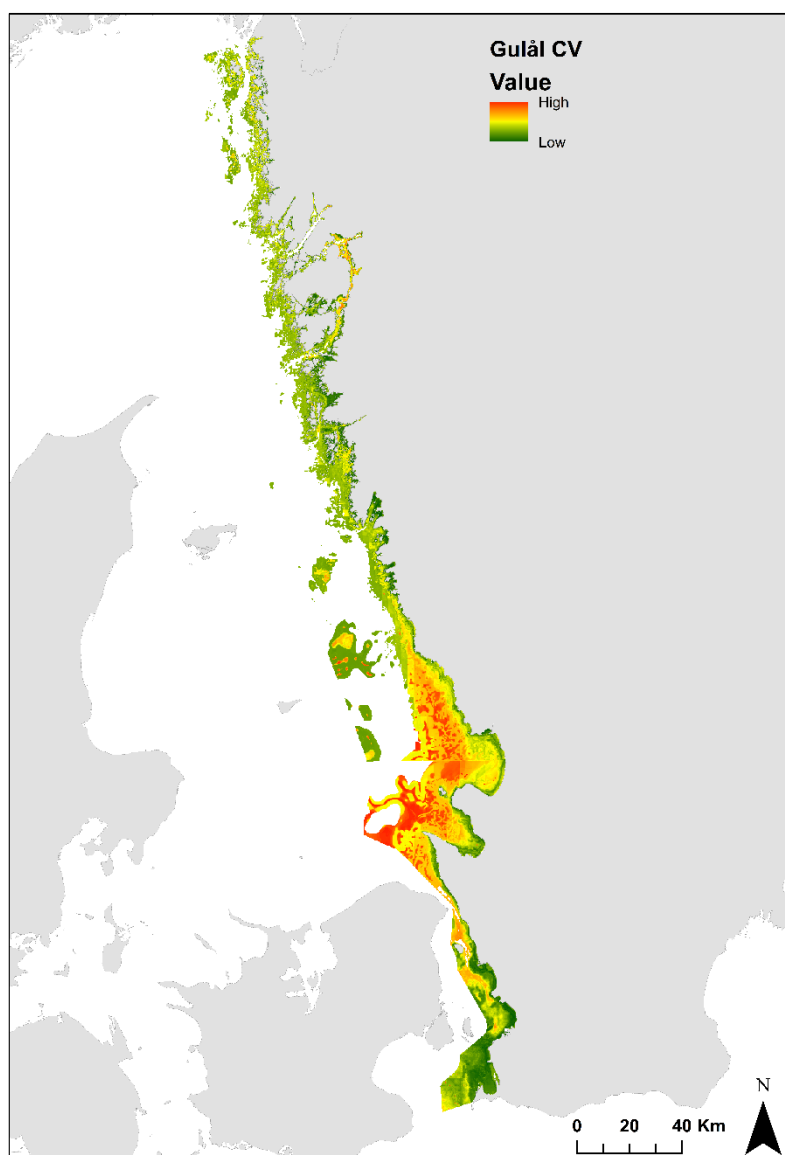
Figur A1.2. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för femtömmad skärlånga.



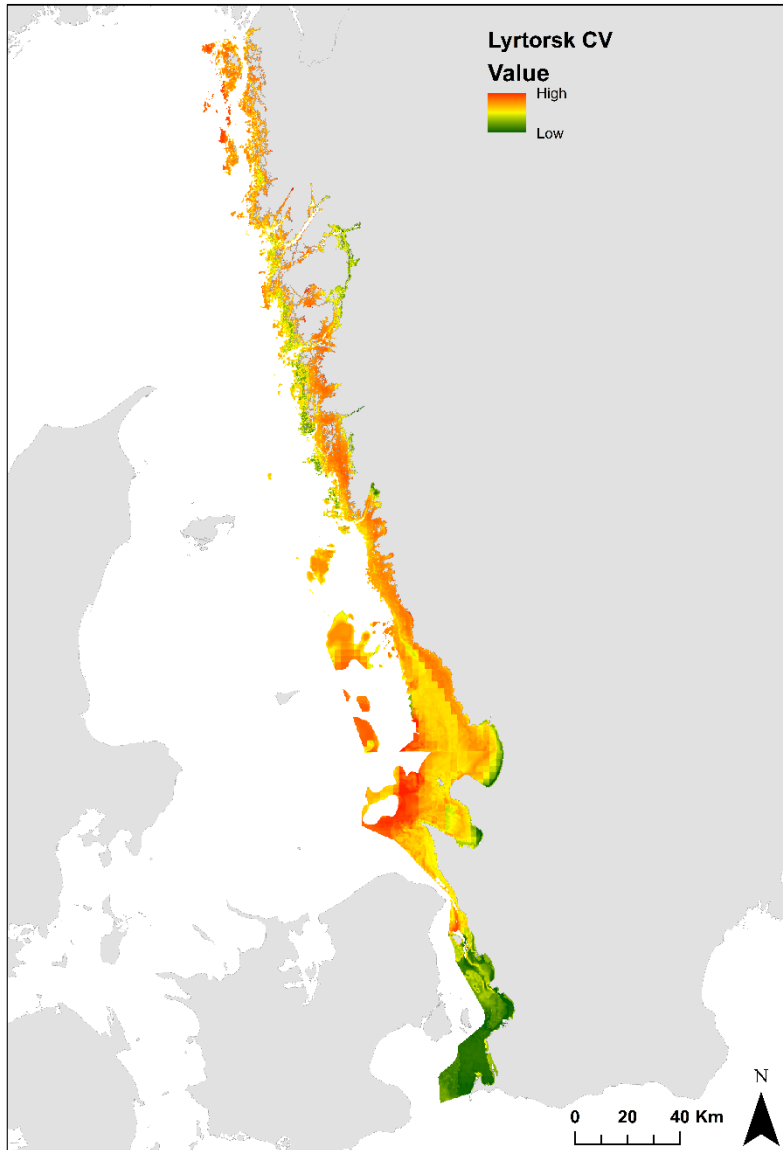
Figur A1.3. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för gråsej.



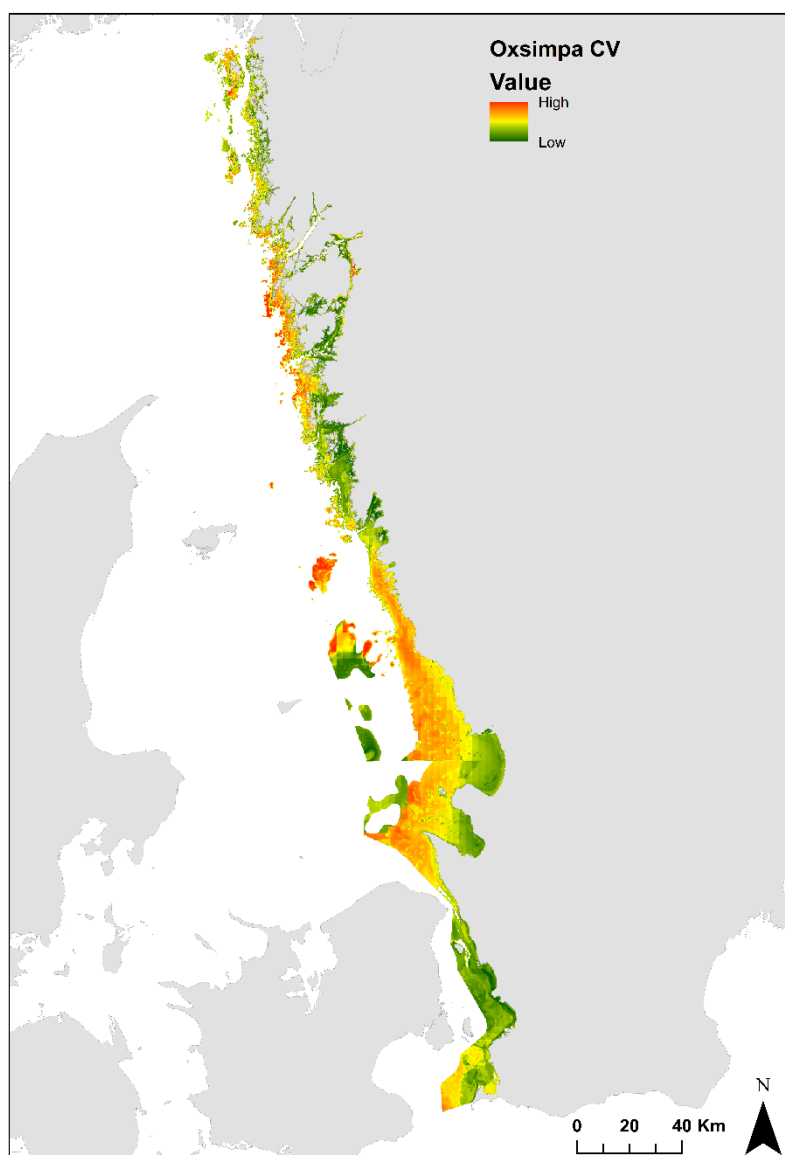
Figur A1.4. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för grässnulta.



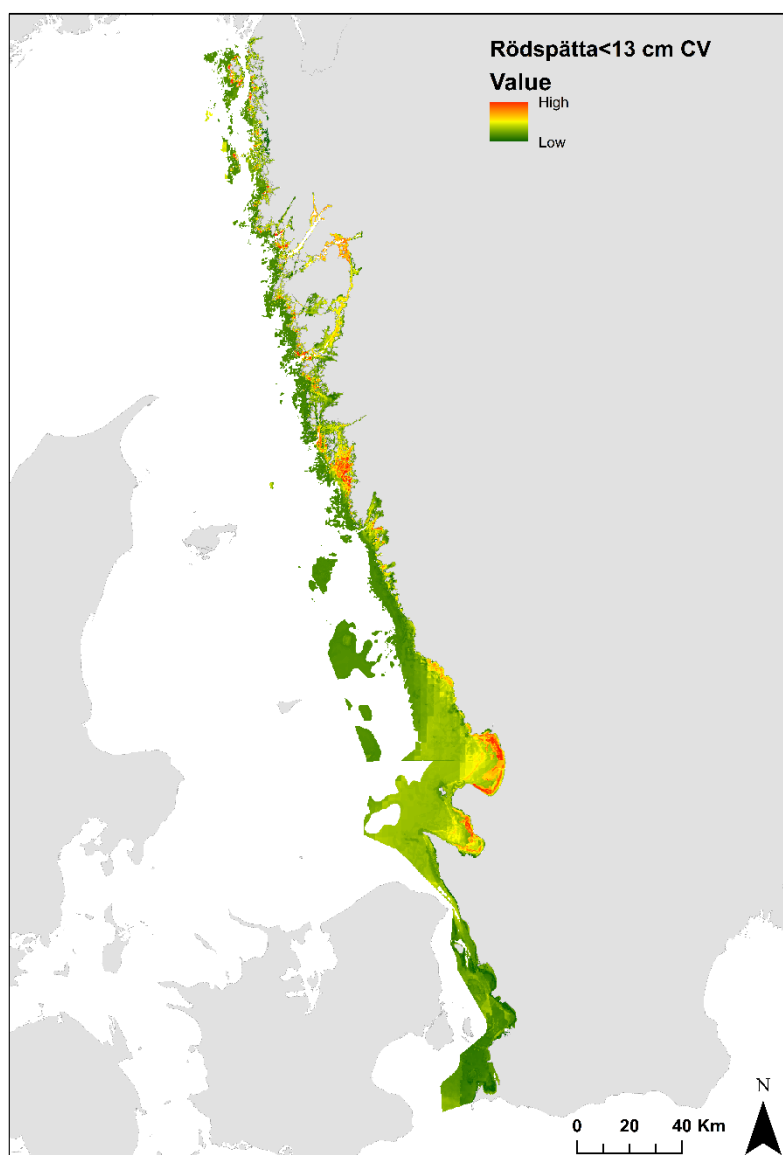
Figur A1.5. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för gulål.



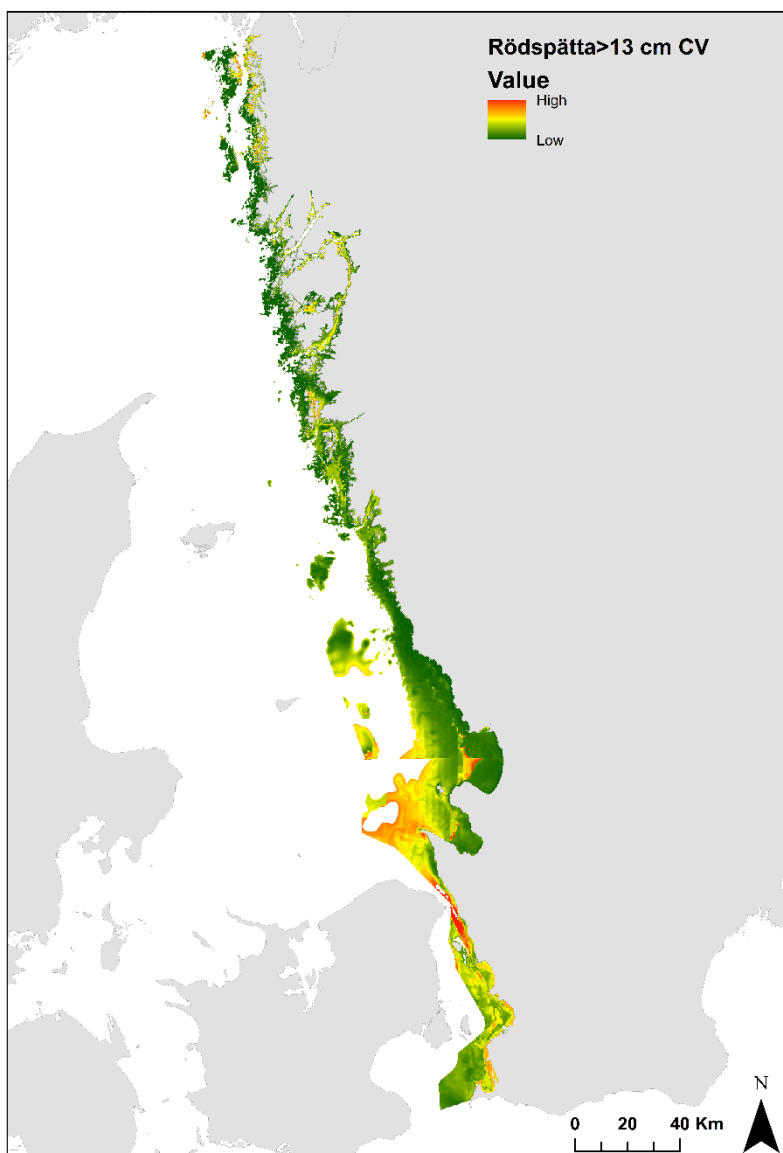
Figur A1.6. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för lyrtorsk.



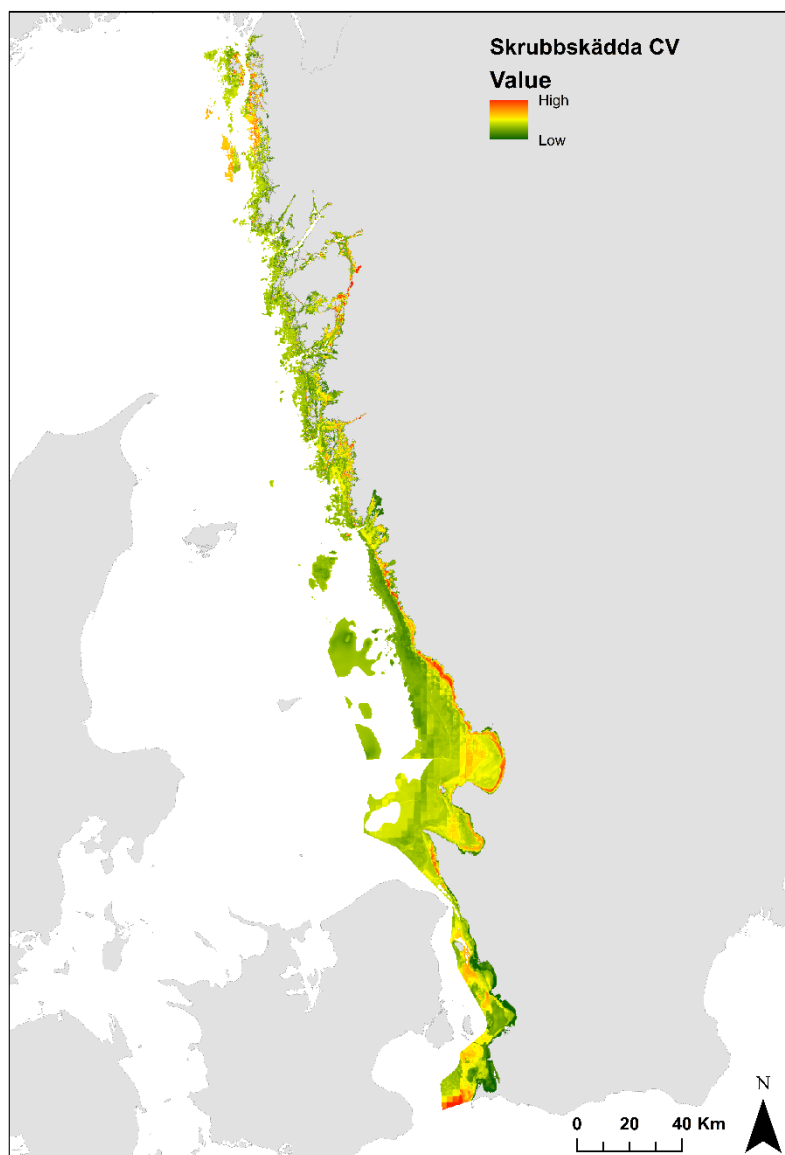
Figur A1.7. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för oxsimpa.



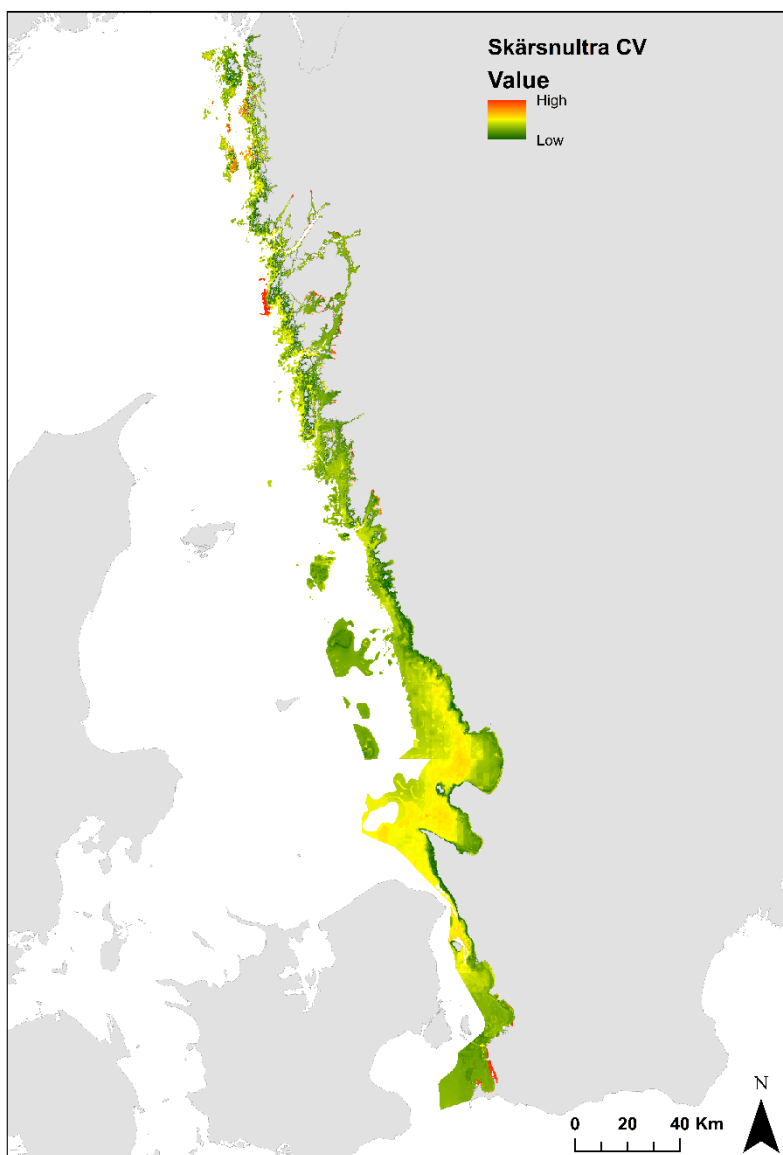
Figur A1.8. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för rödspätta <math>< 13\text{ cm}</math>.



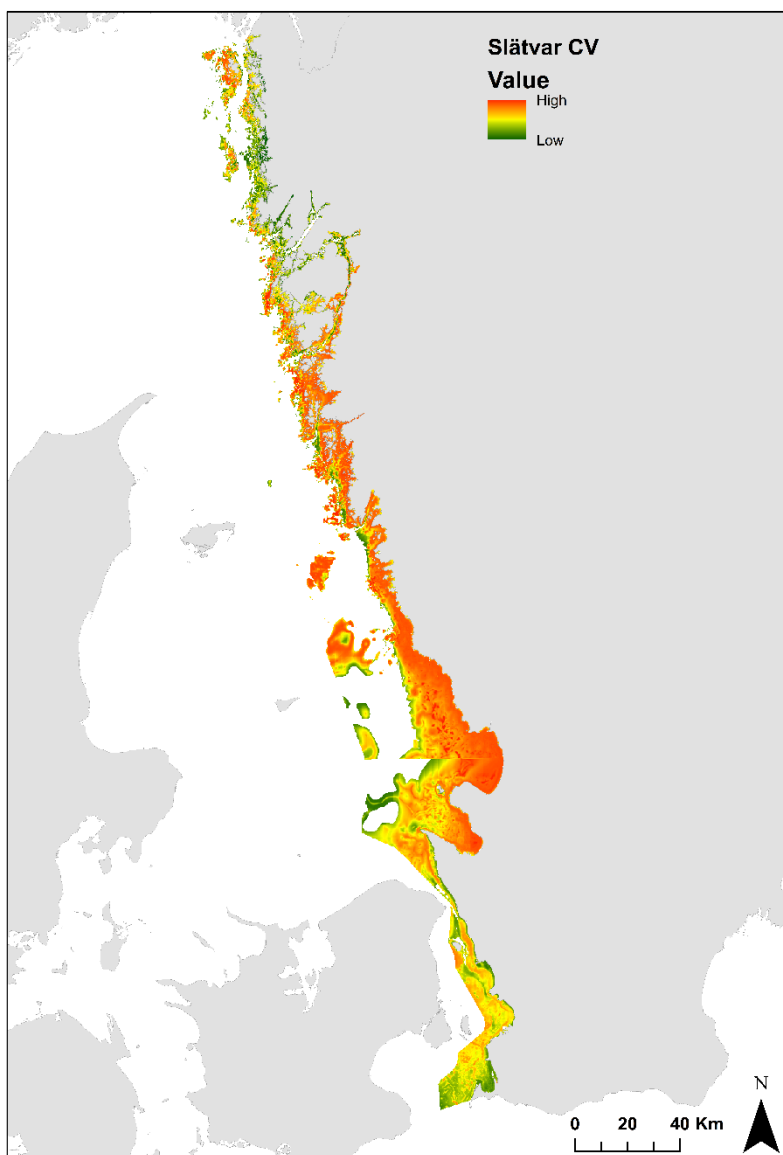
Figur A1.9. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för rödspätta > 13 cm.



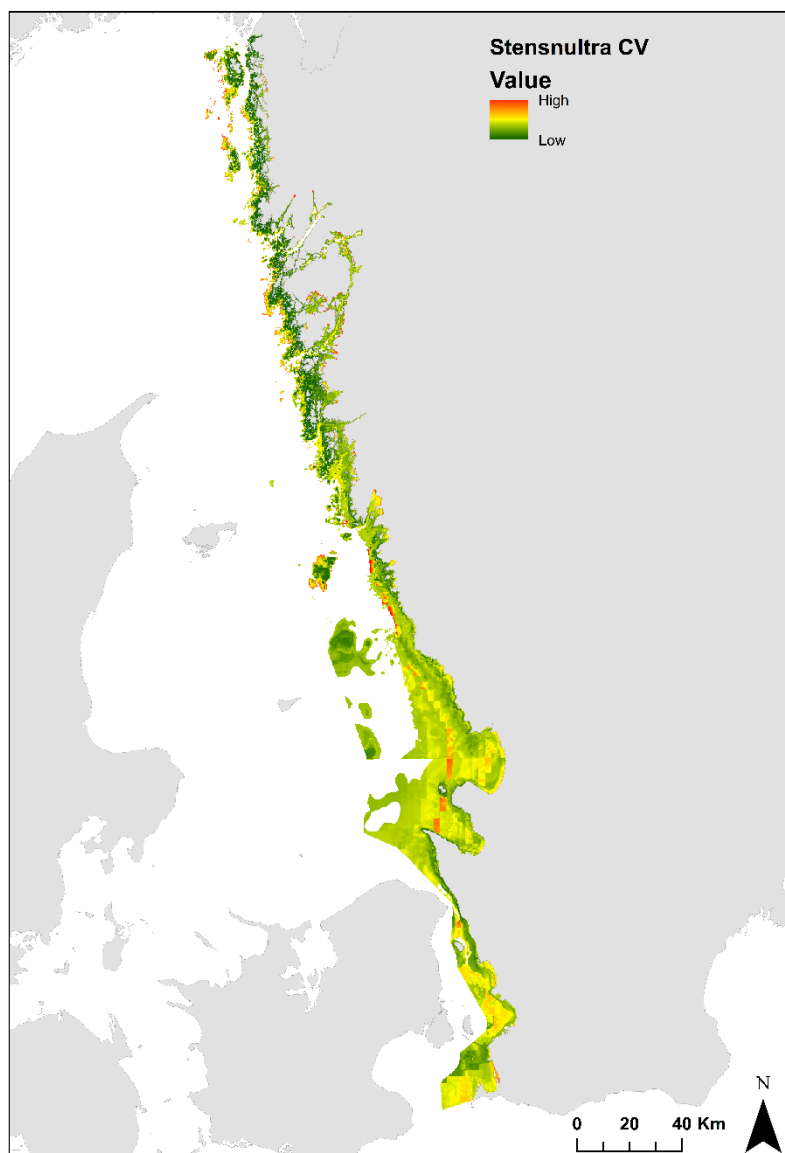
Figur A1.10. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för skrubbskädda.



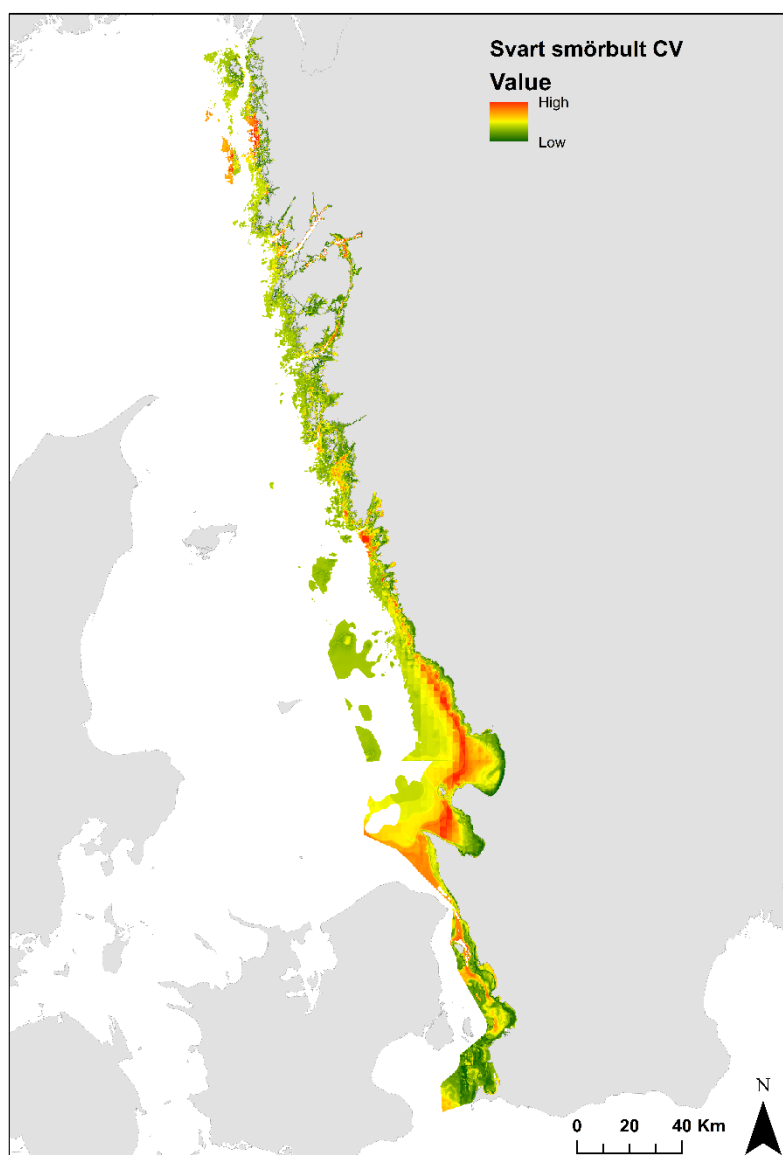
Figur A1.11. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för skärsnulta.



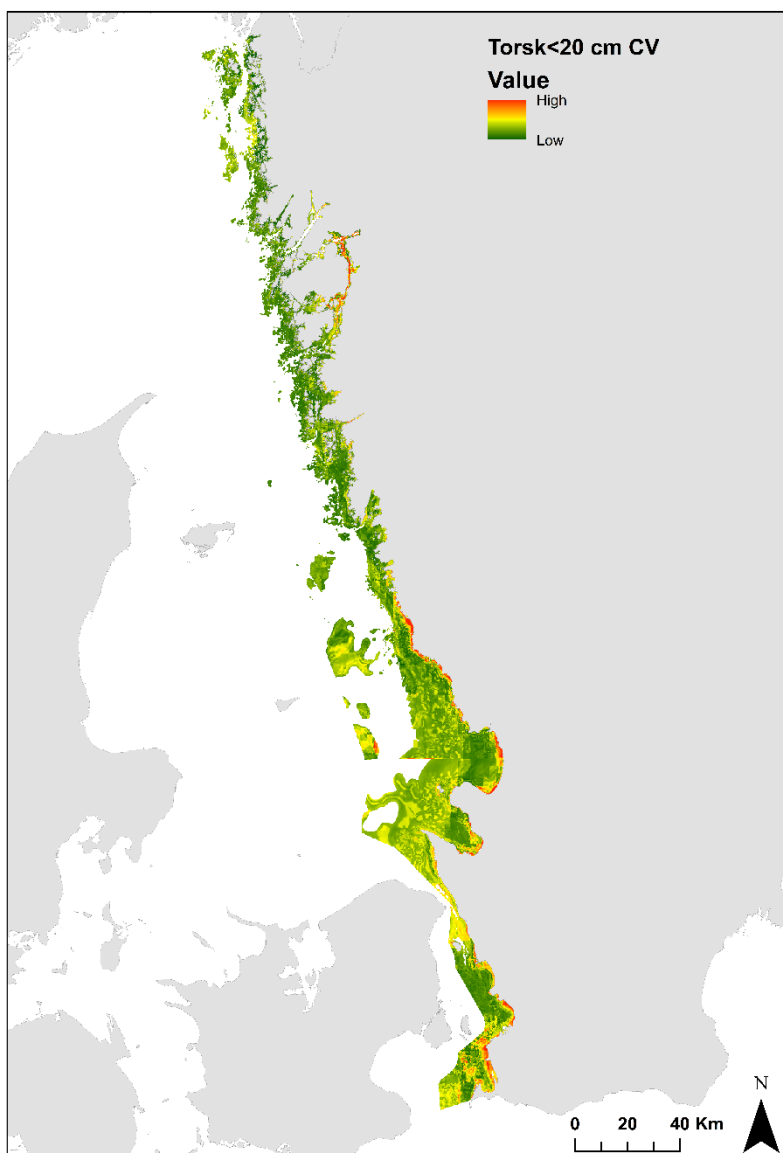
Figur A1.12. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för slätvar.



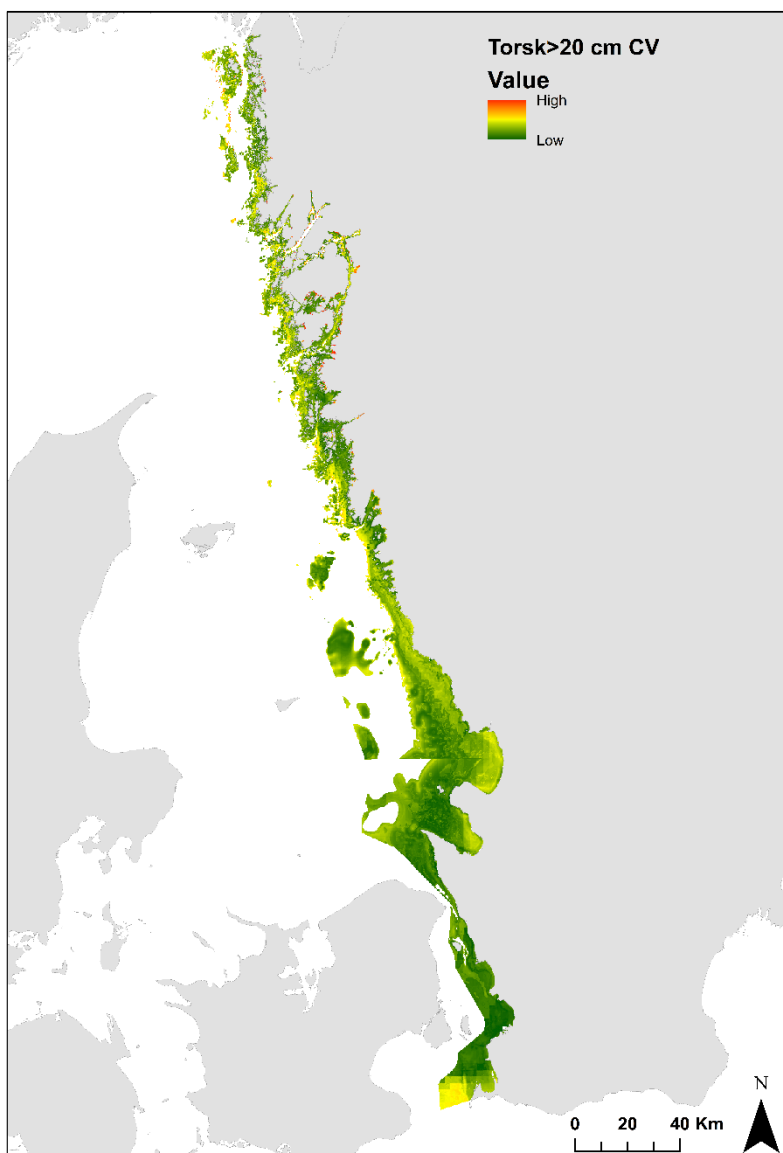
Figur A1.13. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för stensultra.



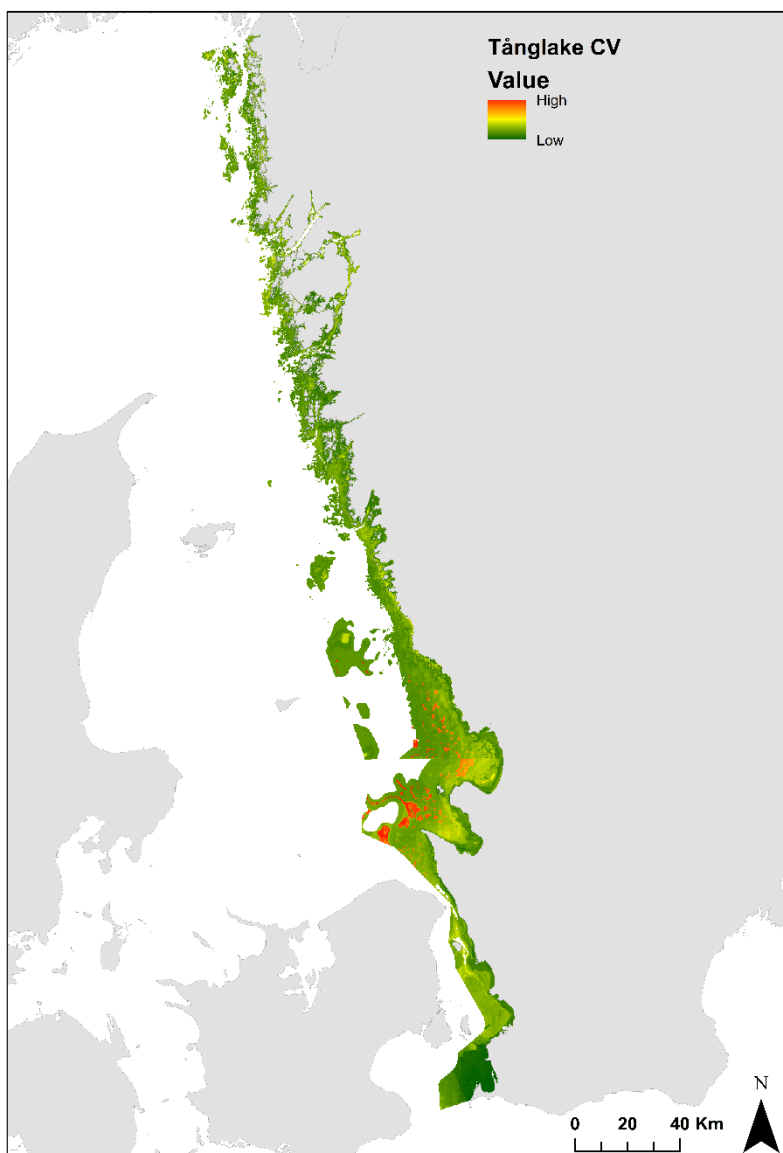
Figur A1.14. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för svart smörbult.



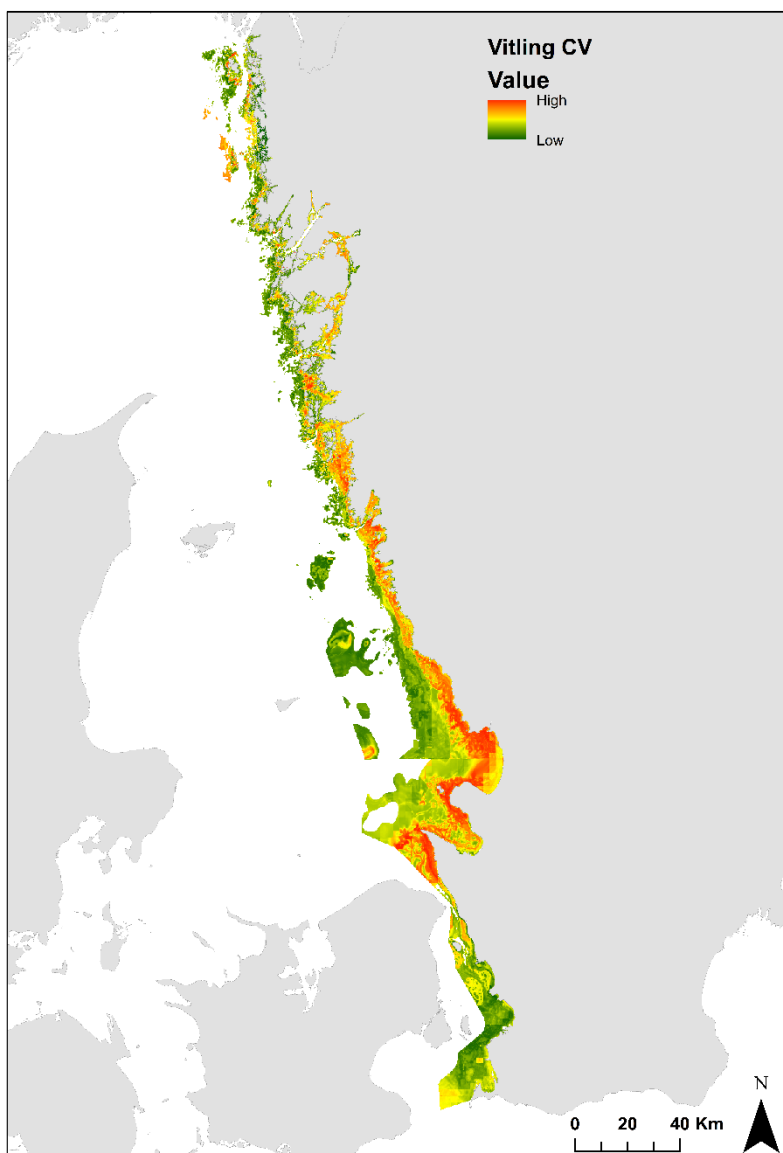
Figur A1.15. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för torsk < 20 cm.



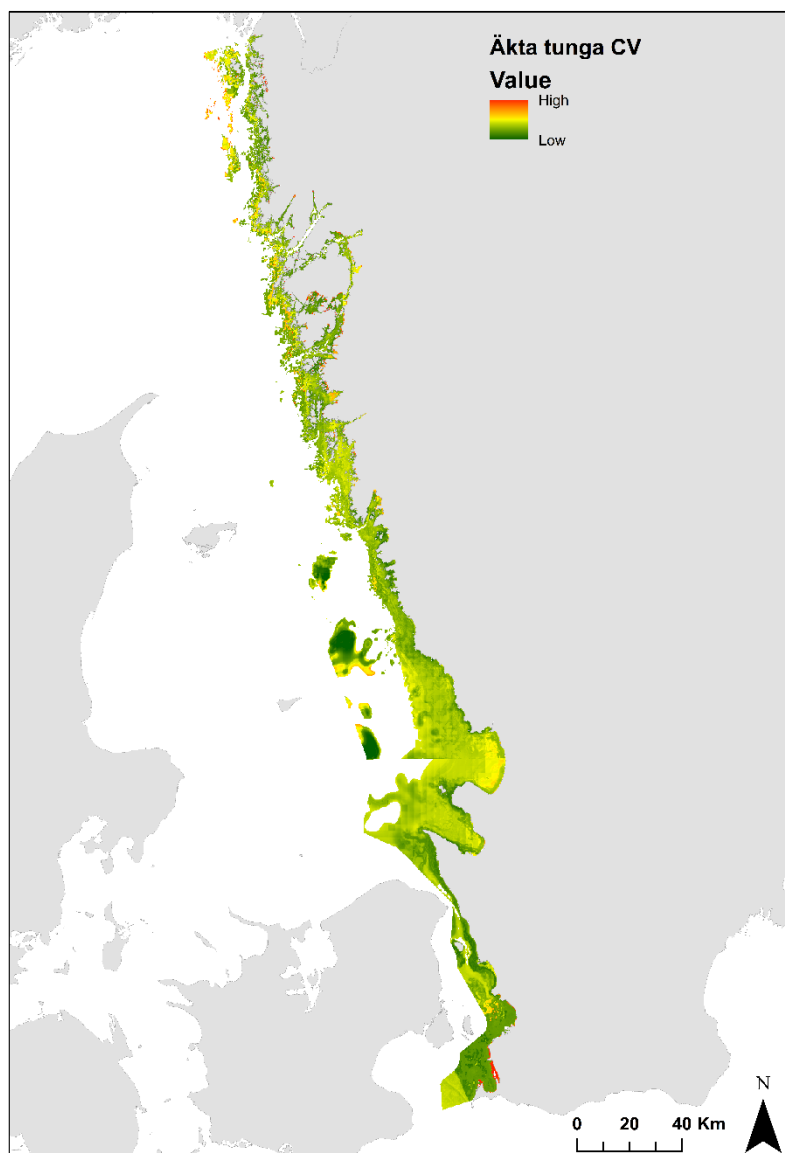
Figur A1.16. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för torsk > 20 cm.



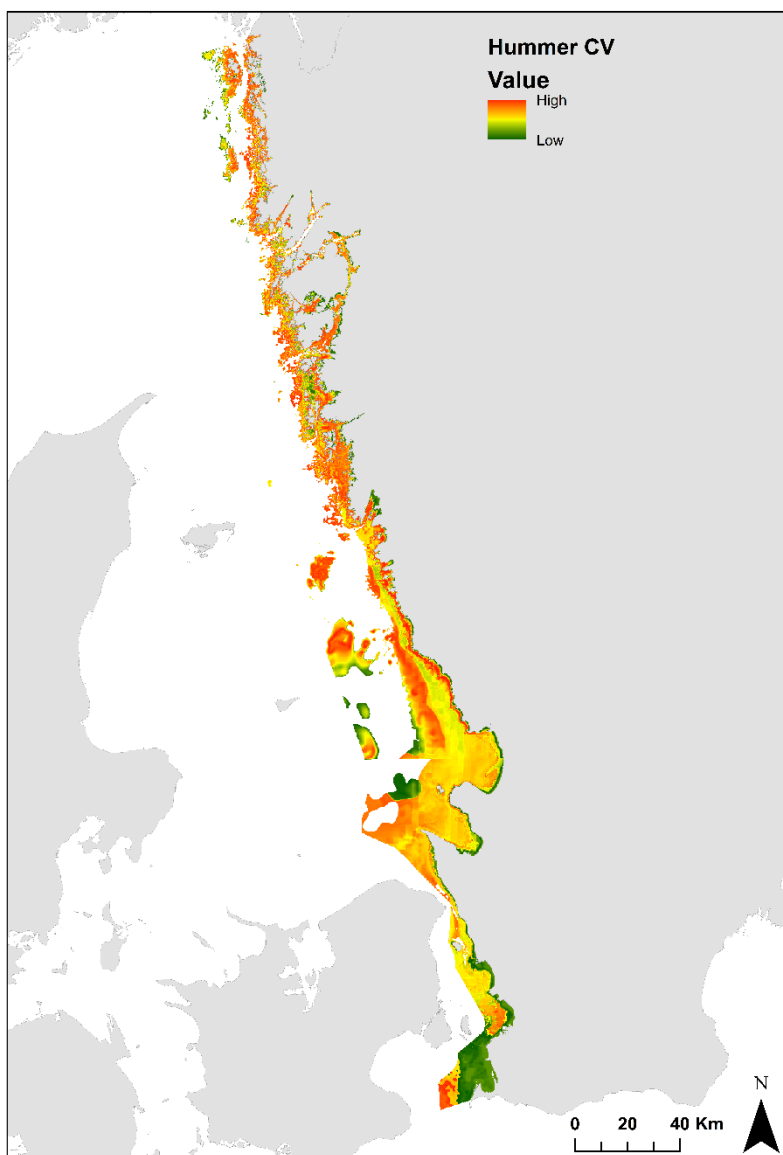
Figur A1.17. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för tånglake.



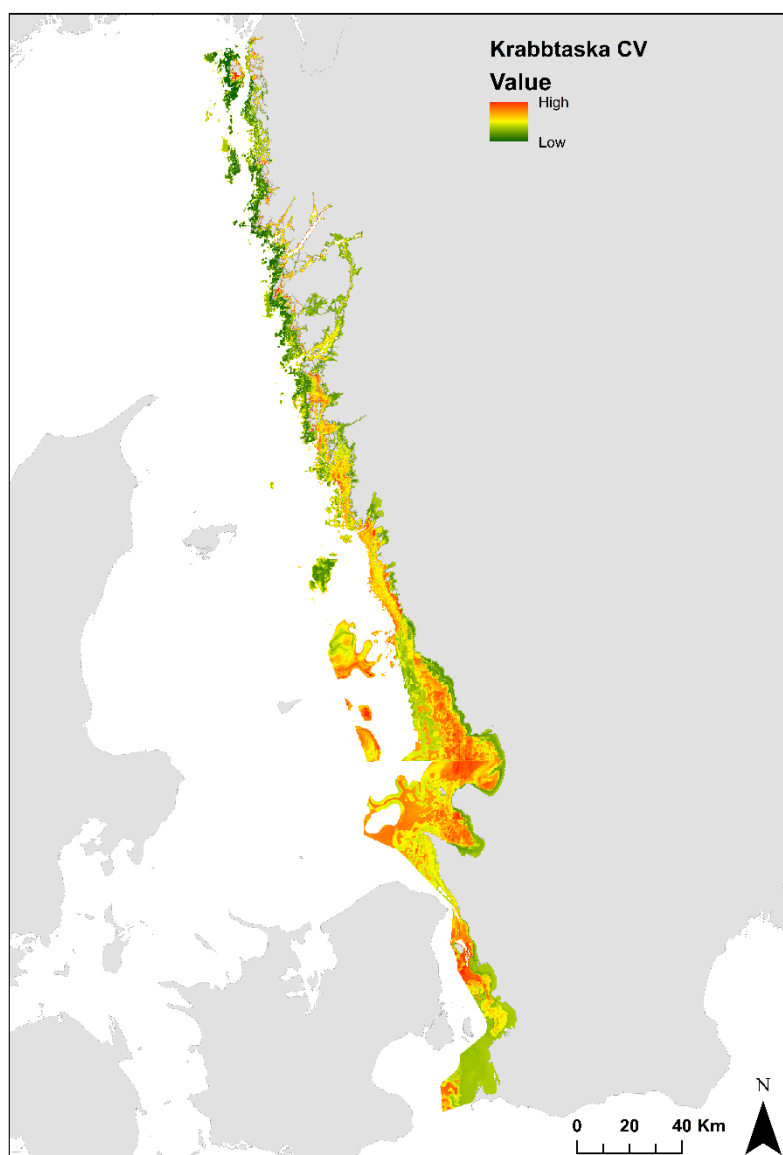
Figur A1.18. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för vitling.



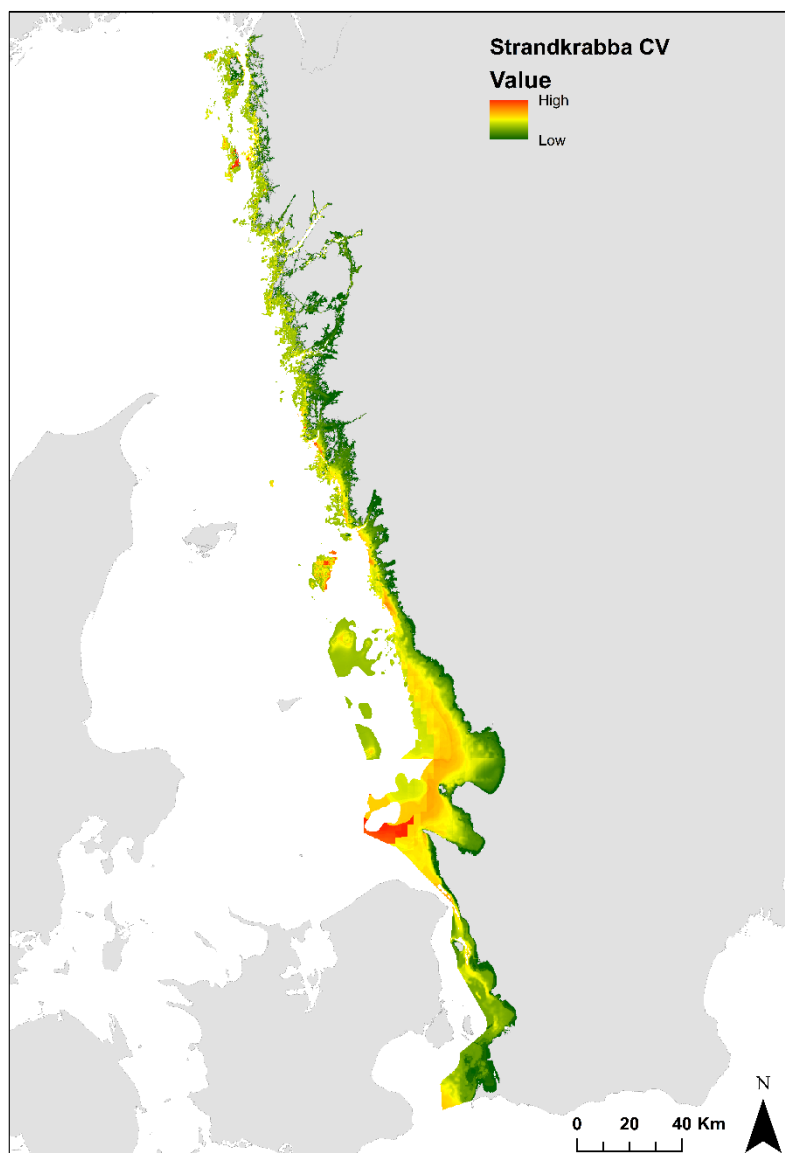
Figur A1.19. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för äkta tunga.



Figur A1.20. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för hummer.



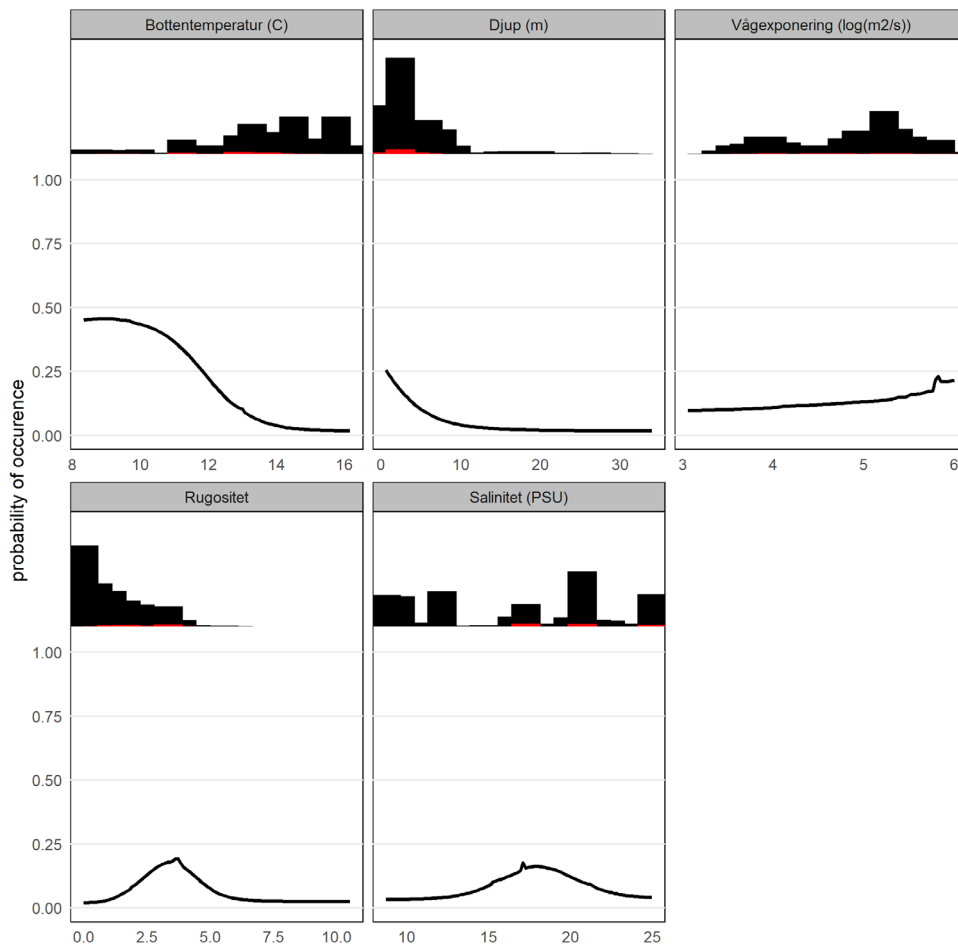
Figur A1.21. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för krabtaska.



Figur A1.22. Osäkerhetskarta för kartprediktionen över uppväxtområden för strandkrabba.

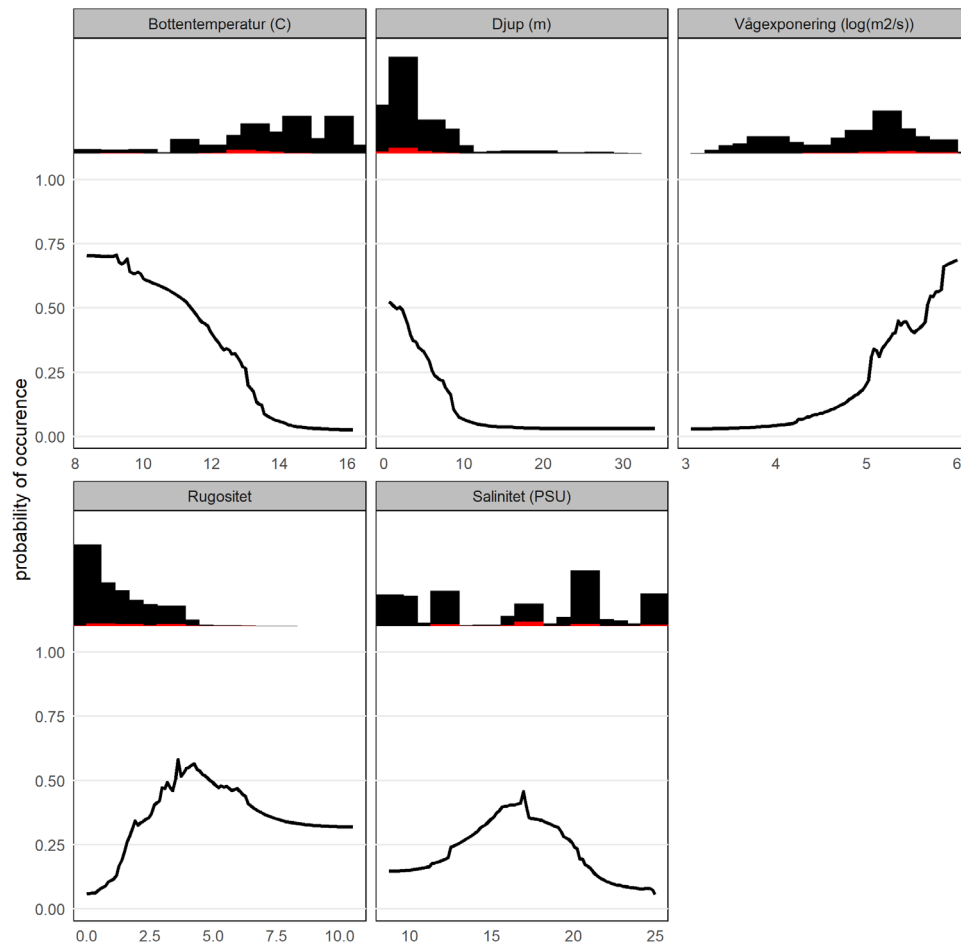
8. Appendix 2. Responskurvor

Berggylta



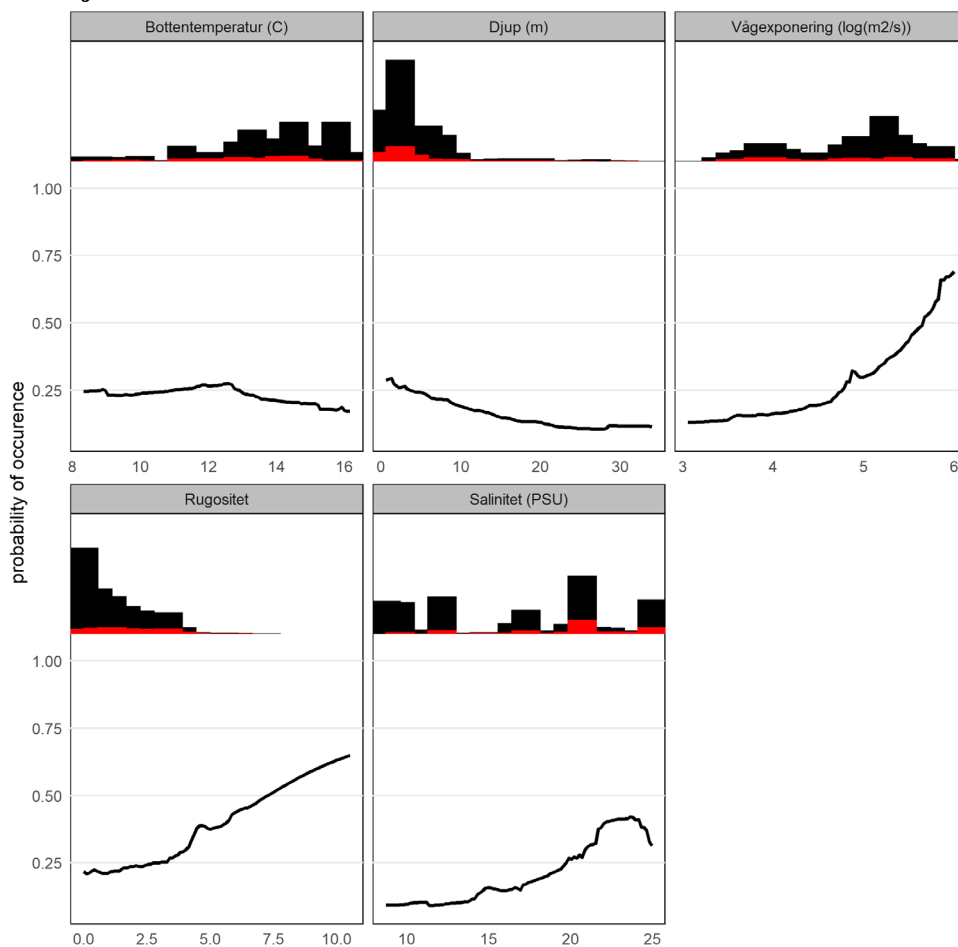
Figur A2.1. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av berggylta och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Femtömmad skärlånga



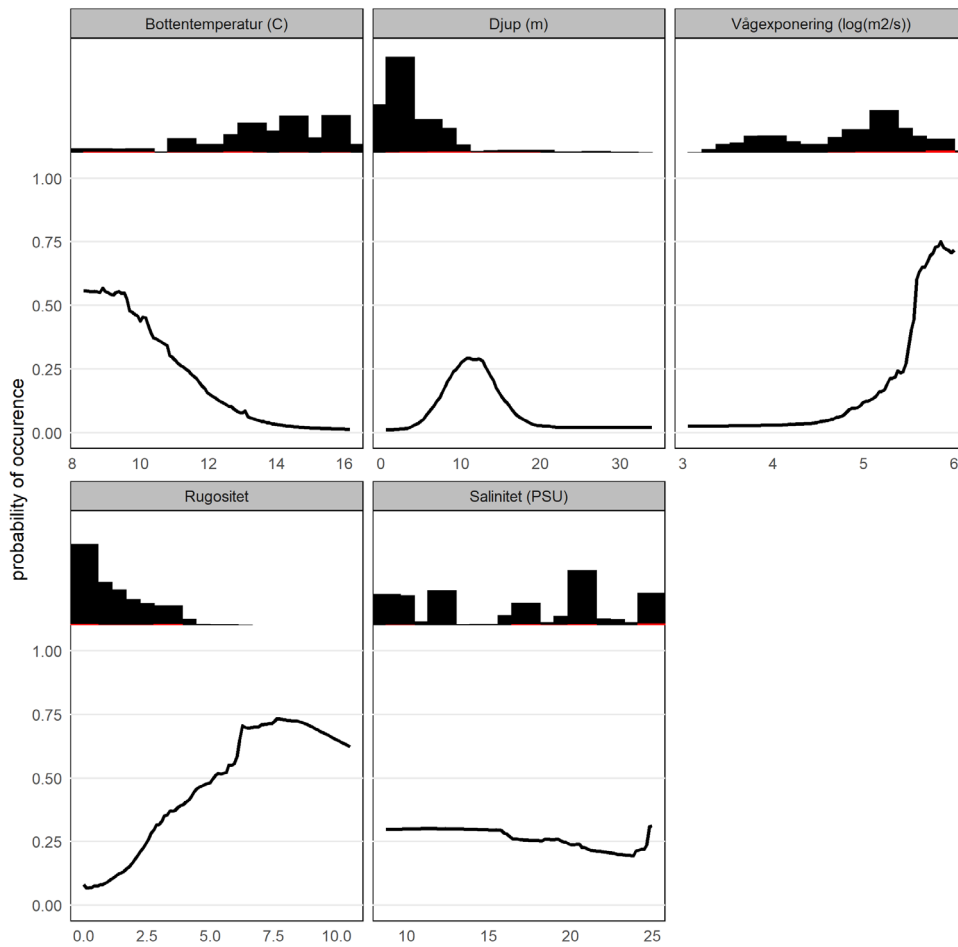
Figur A2.2. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av femtömmad skärlånga och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Gråsej



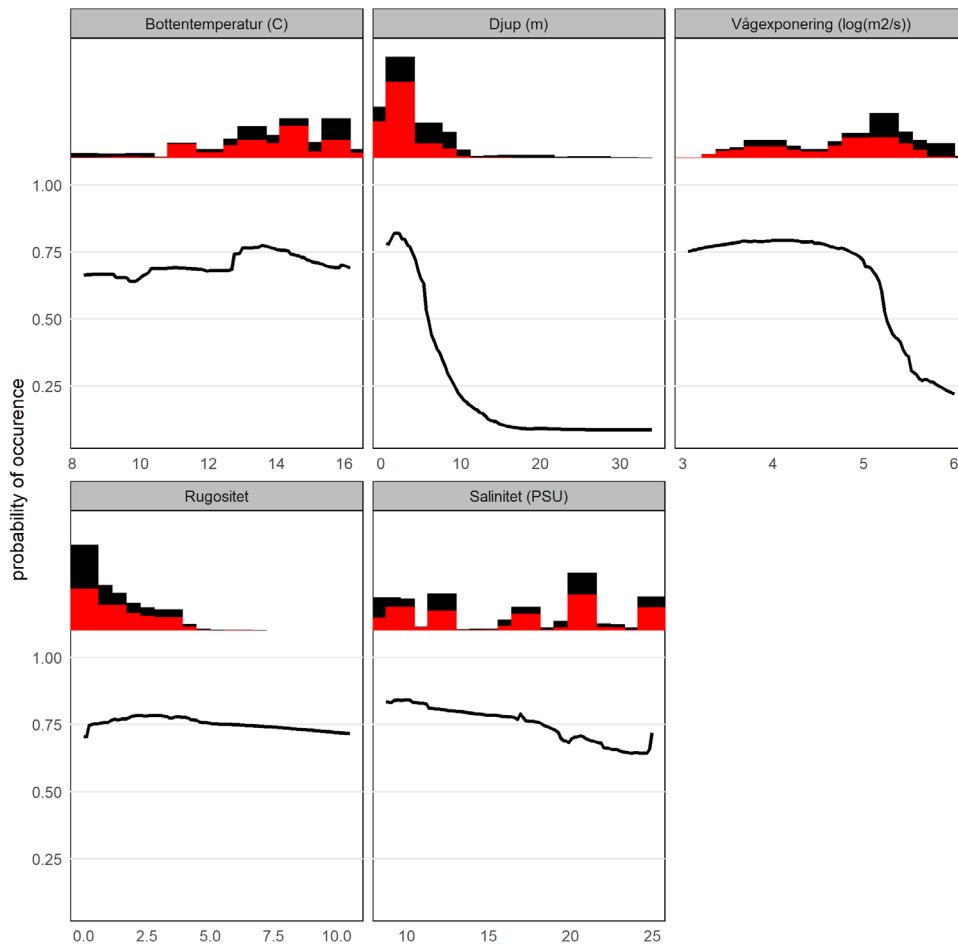
Figur A2.3. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av gråsej och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Grässnultra



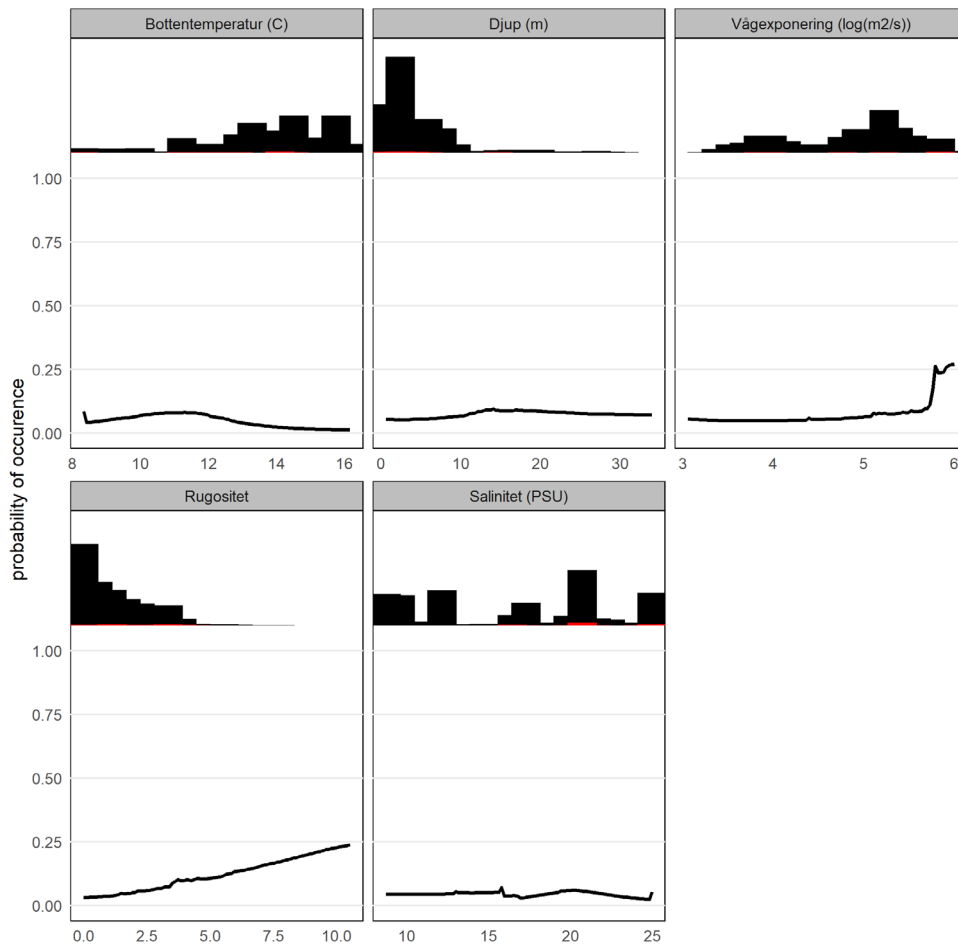
Figur A2.4. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av grässnultra och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Gulål



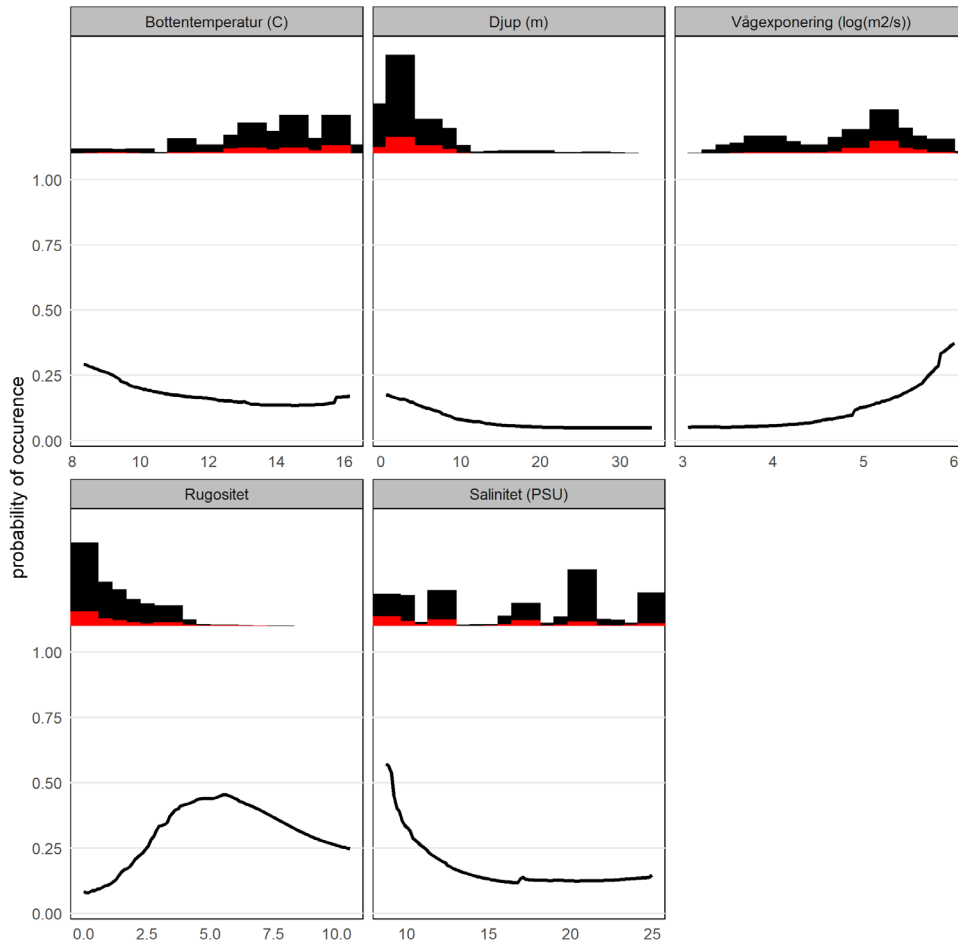
Figur A2.5. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av gulål och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Lyrtorsk



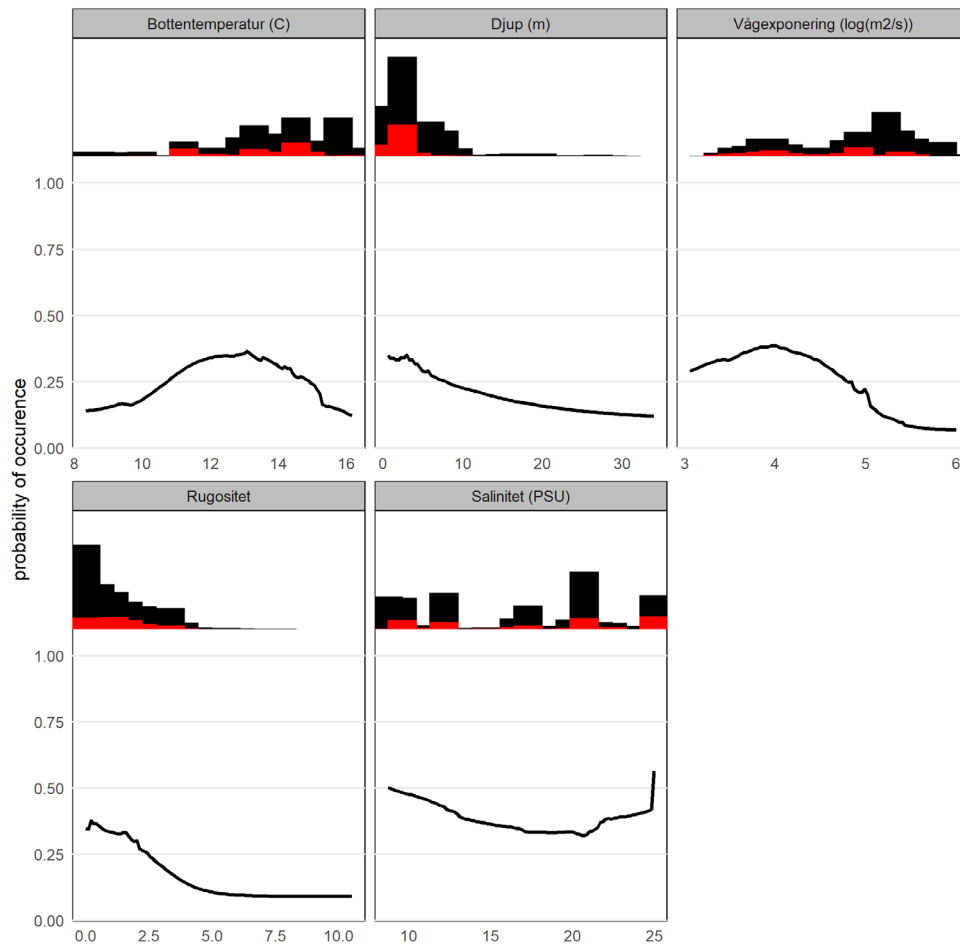
Figur A2.6. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av lyrtorsk och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Oxsimpa



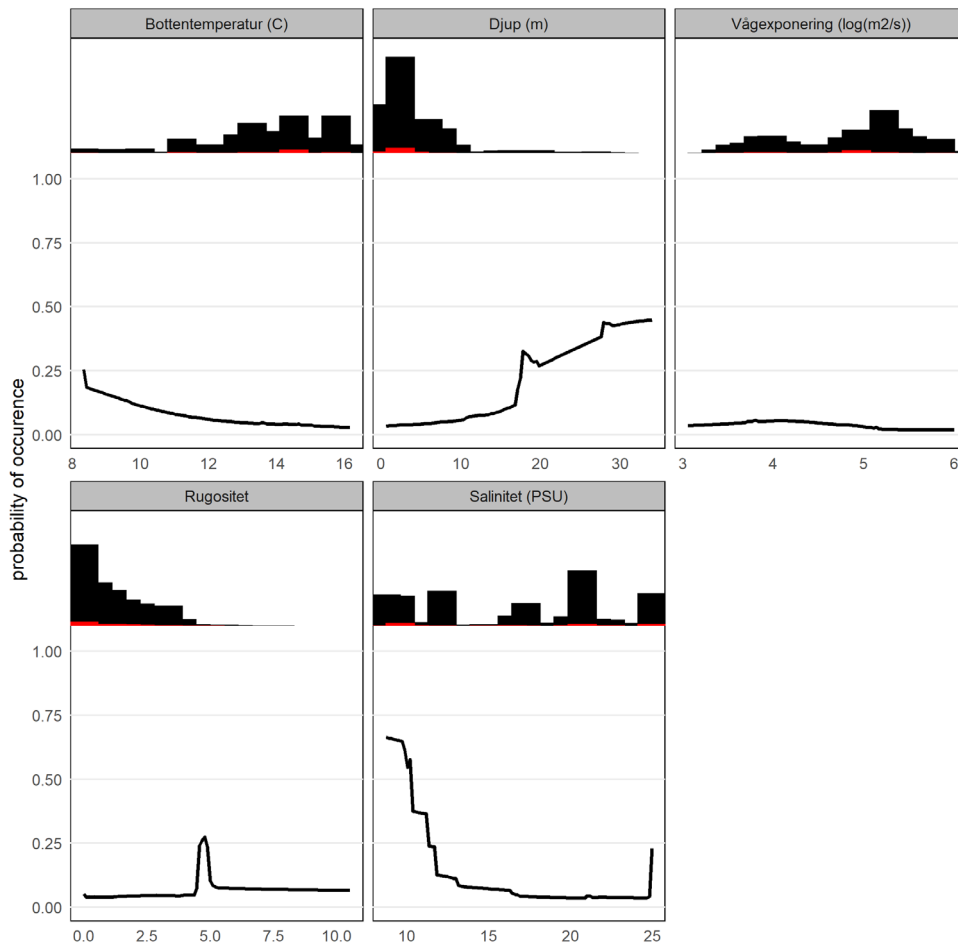
Figur A2.7. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av oxsimpa och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Rödspätta<13 cm



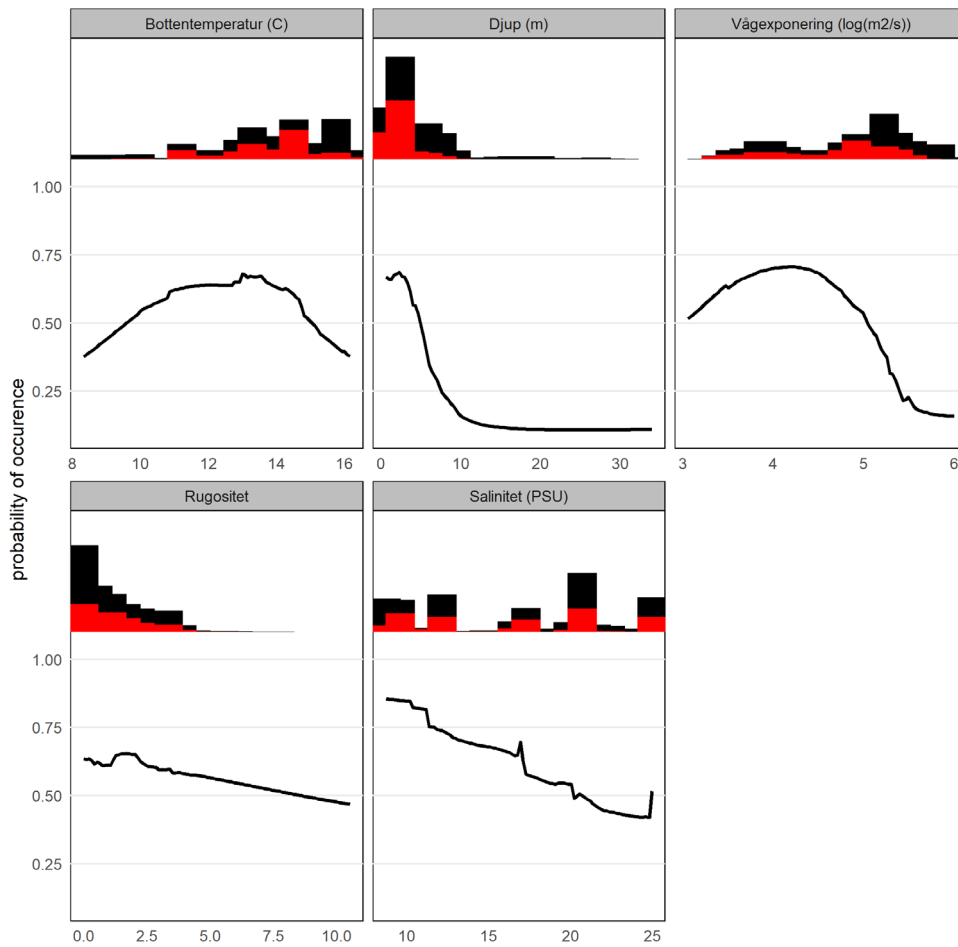
Figur A2.8. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av rödspätta<13 cm och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Rödspätta > 13 cm



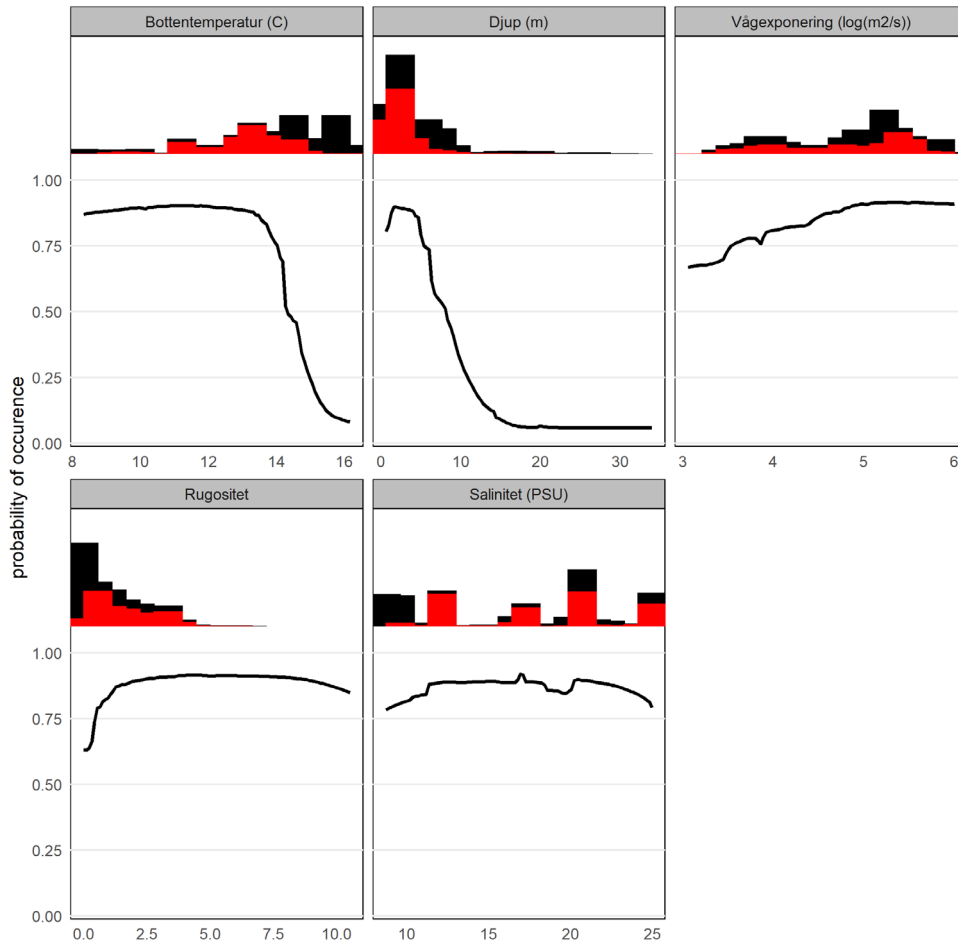
Figur A2.9. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av rödspätta > 13 cm och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Skrubbskädda



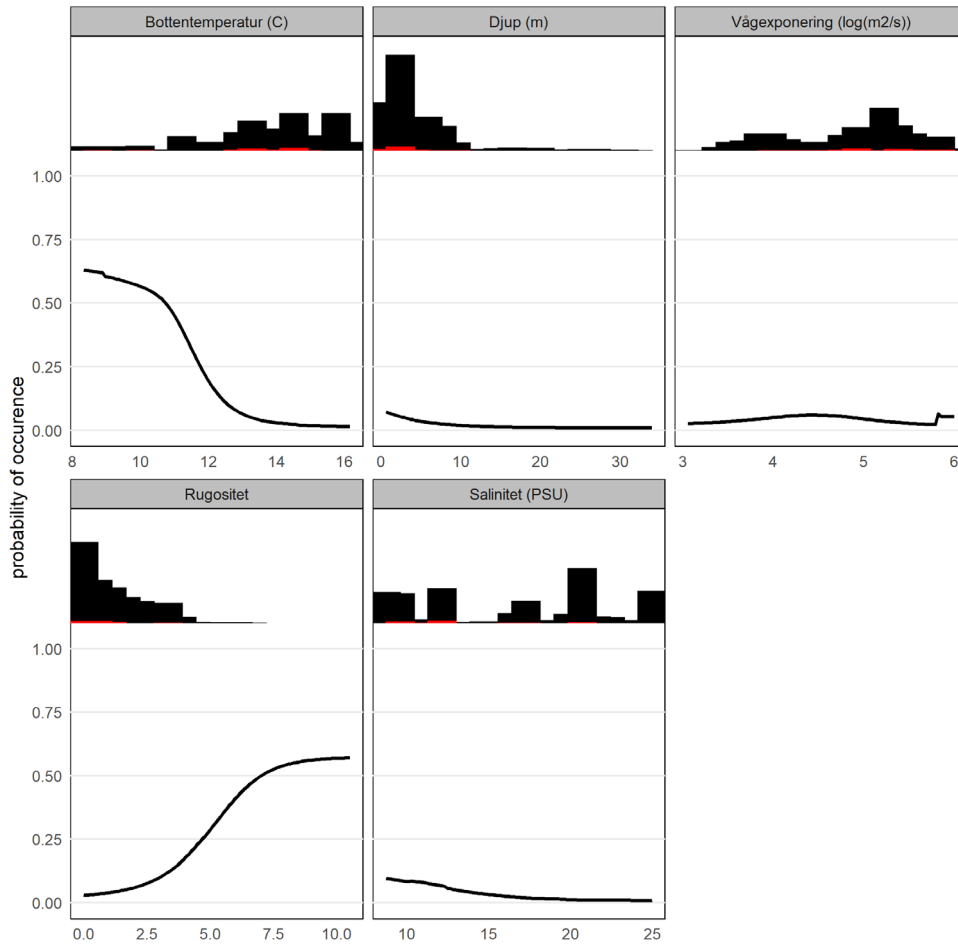
Figur A2.10. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av skrubbskädda och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Skärnultra



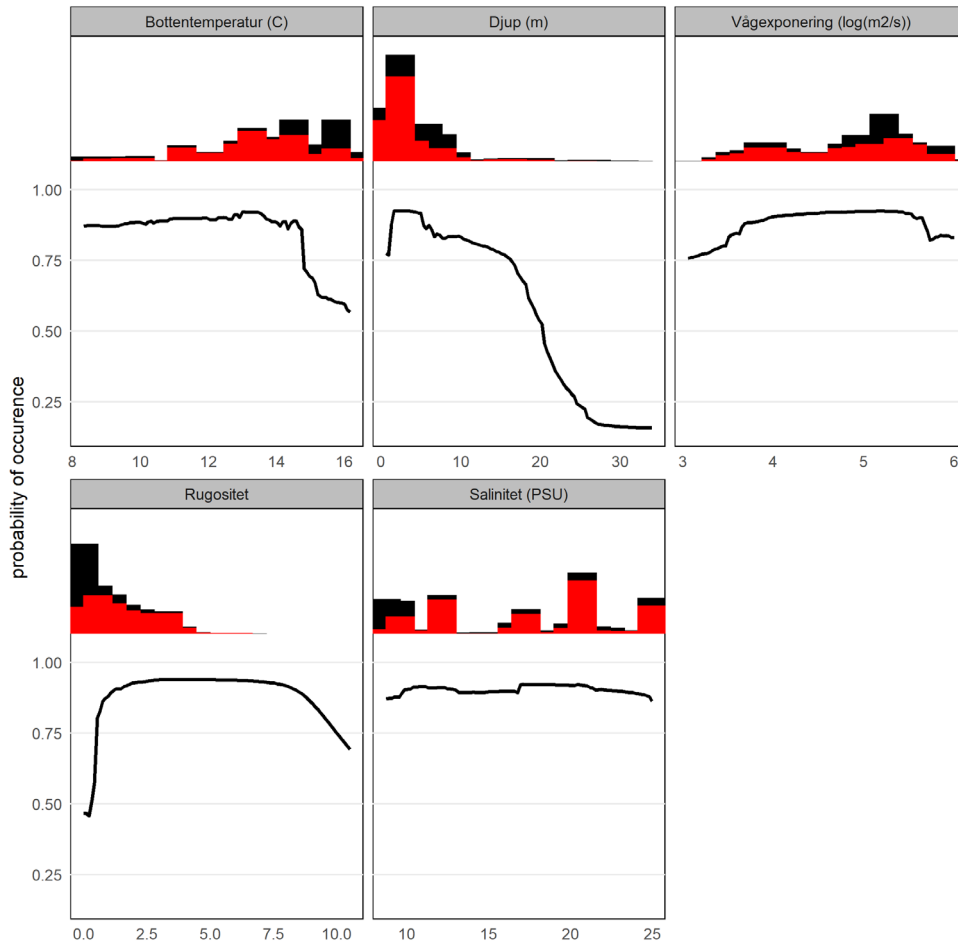
Figur A2.11. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av skärnultra och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Slätvar



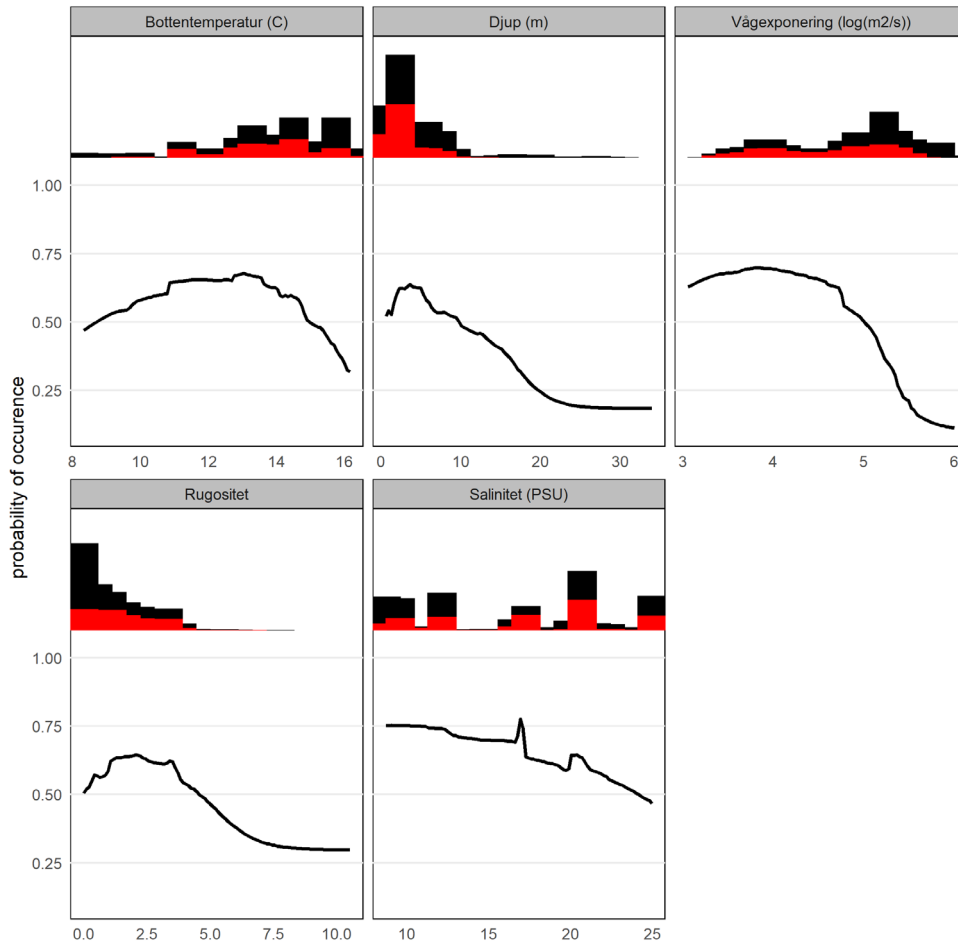
Figur A2.12. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av slätvar och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Stensnultra



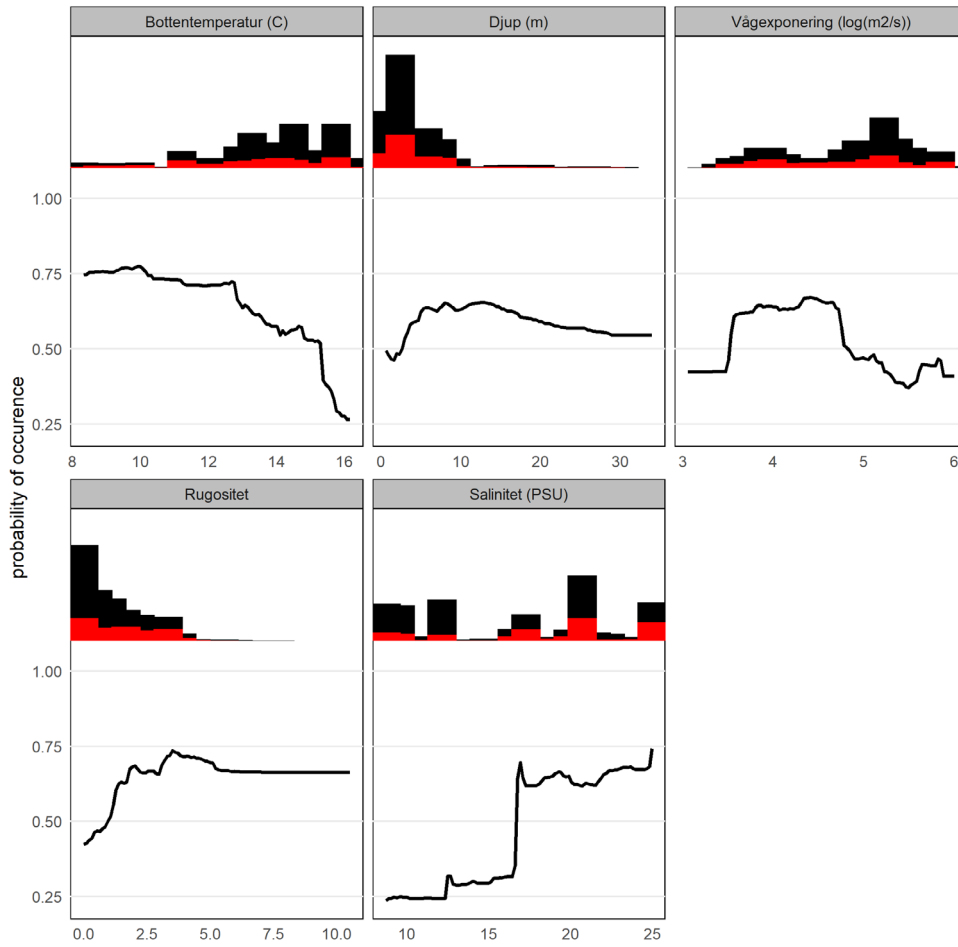
Figur A2.13. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av stensnultra och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Svart smörbult



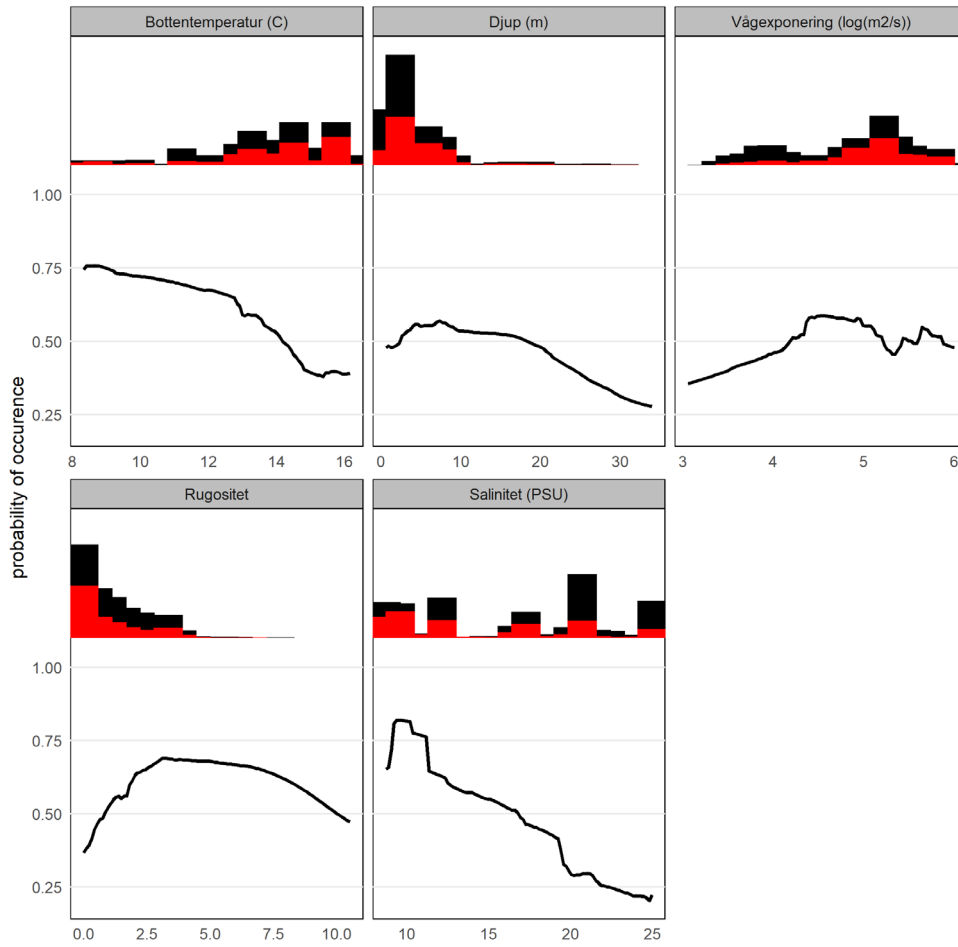
Figur A2.14. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av svart smörbult och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Torsk<20 cm



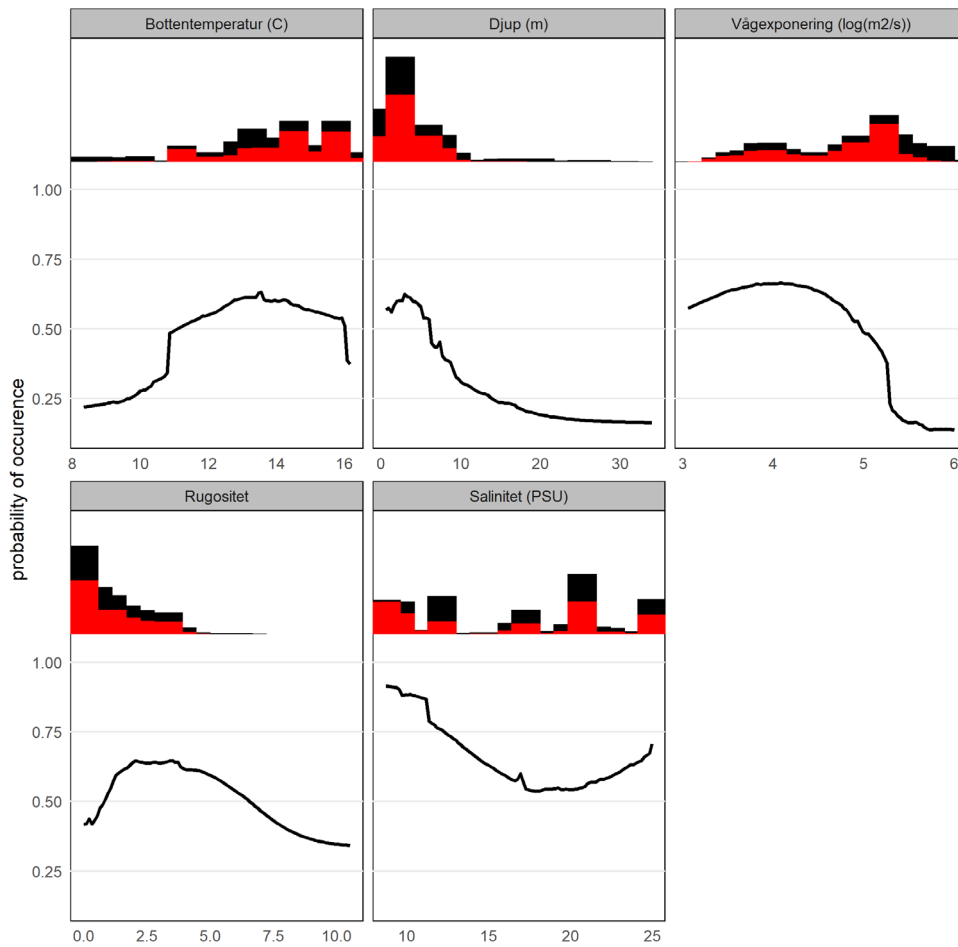
Figur A2.15. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av torsk<20 cm och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Torsk > 20 cm



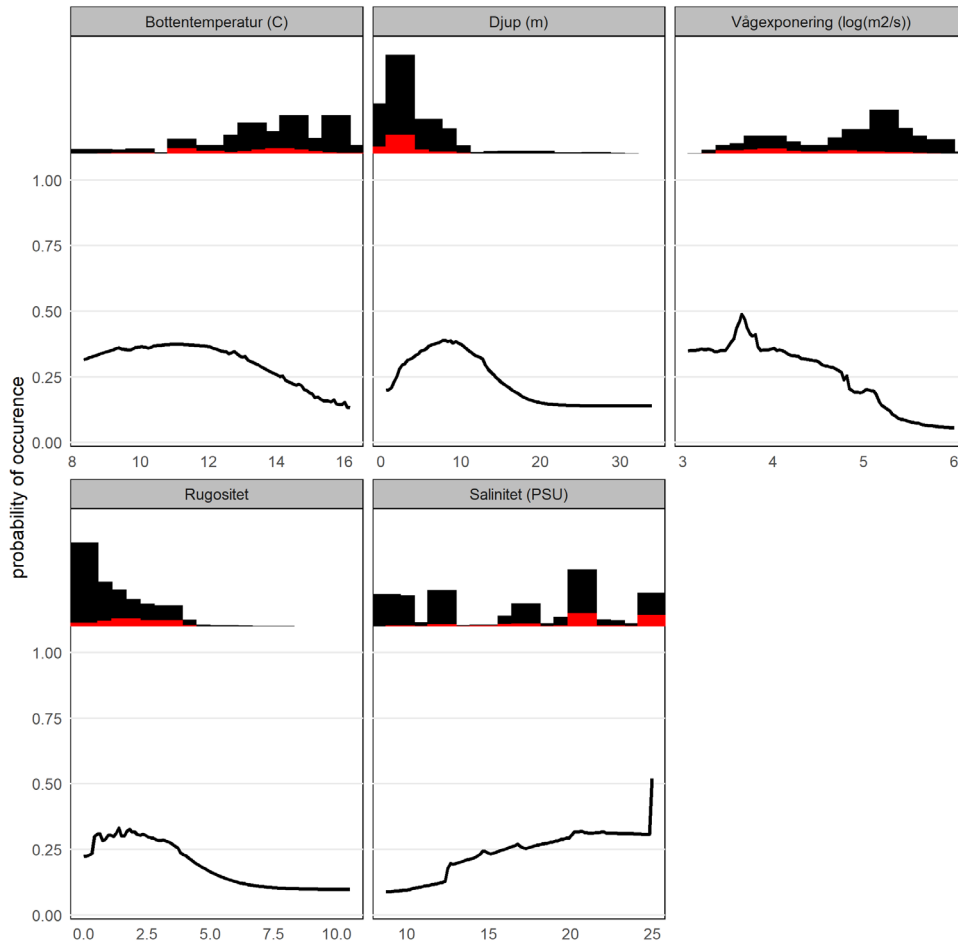
Figur A2.16. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av torsk > 20 cm och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Tånglake



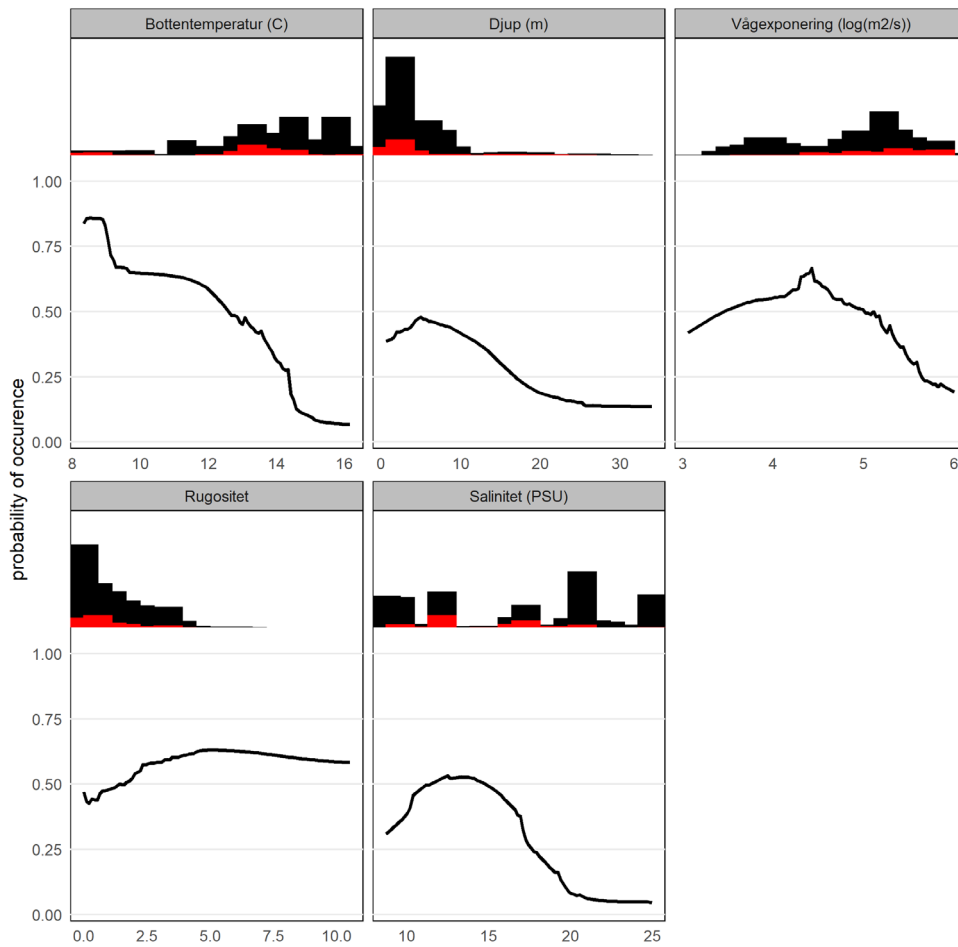
Figur A2.17. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av tånglake och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Vitling



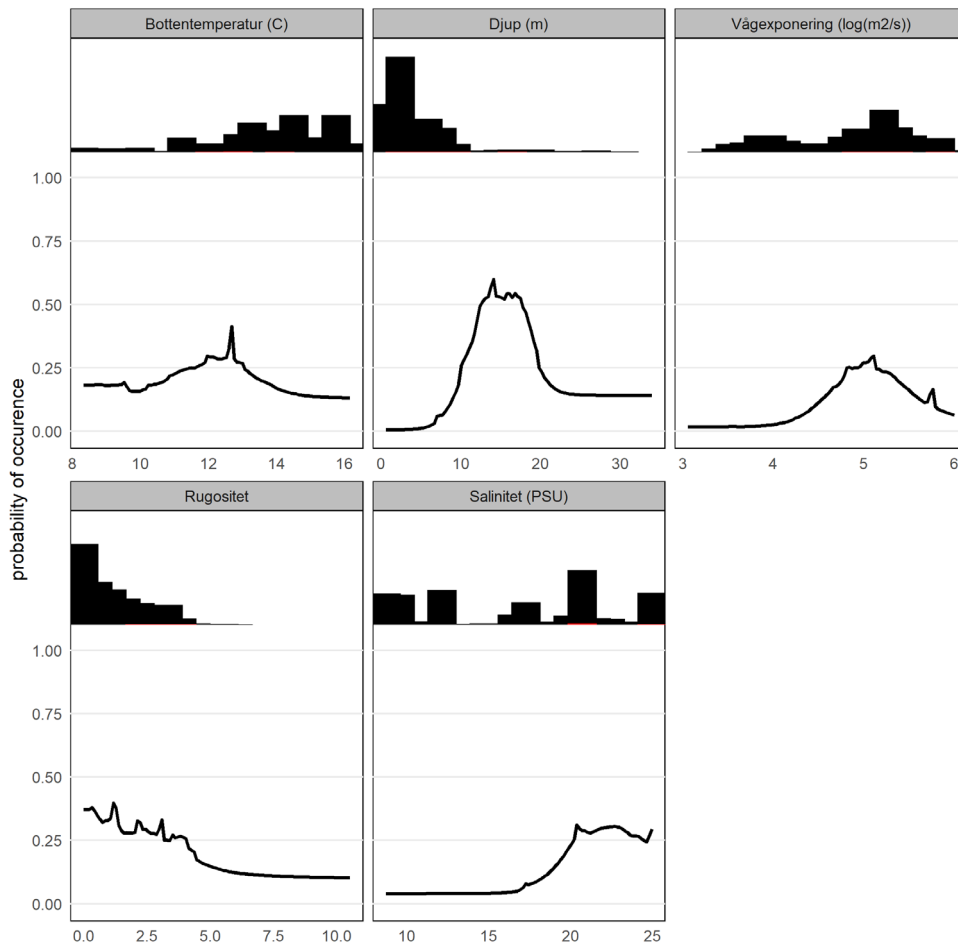
Figur A2.18. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av vitling och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Äkta tunga



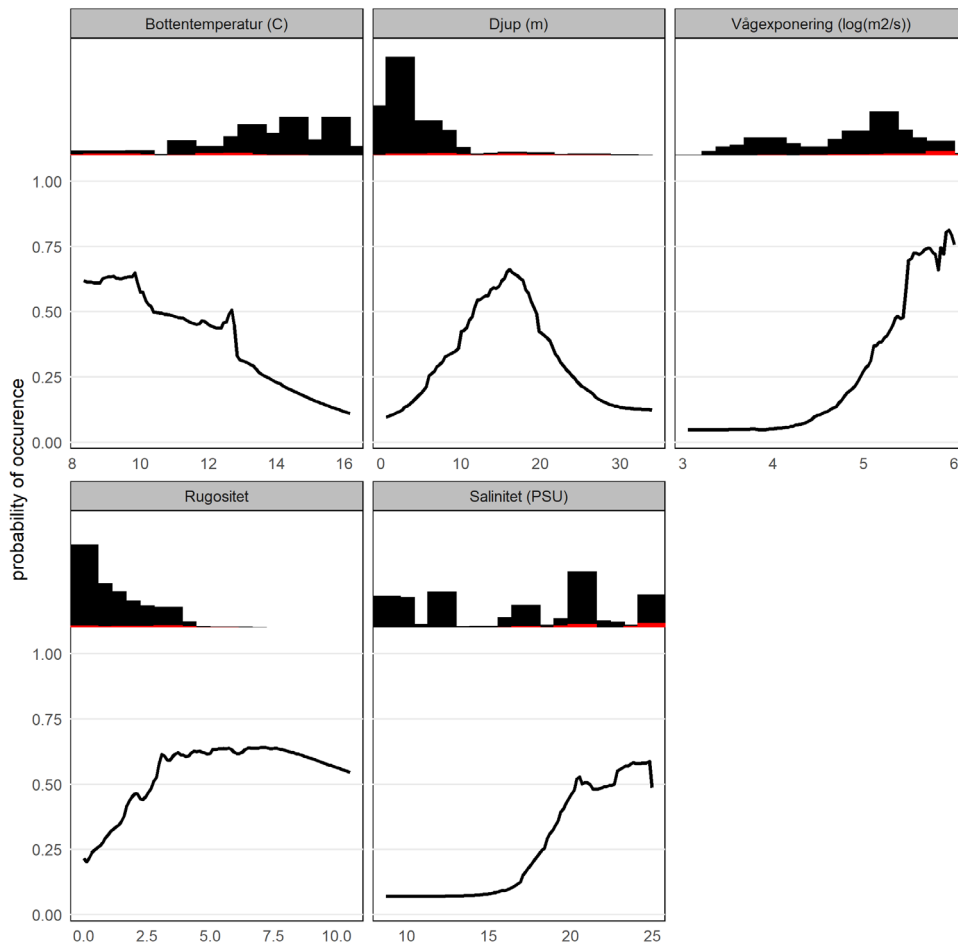
Figur A2.19. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av äkta tunga och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Hummer



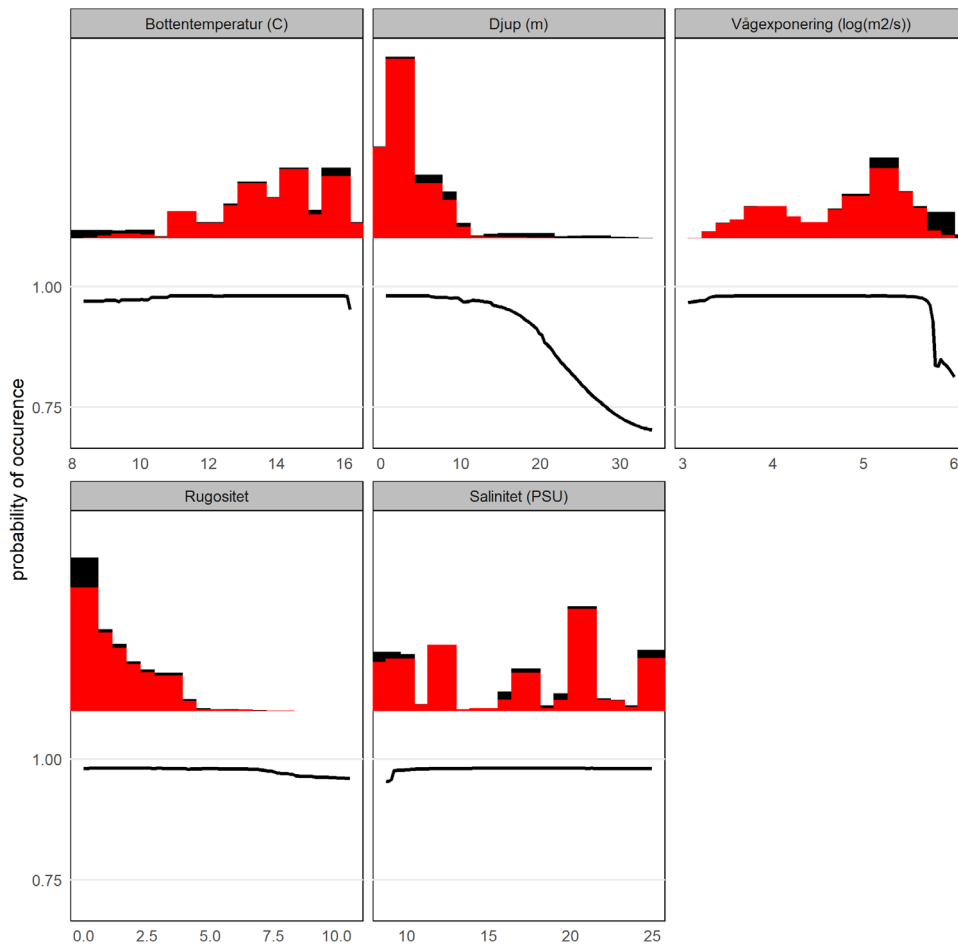
Figur A2.20. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av hummer och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Krabbtaska



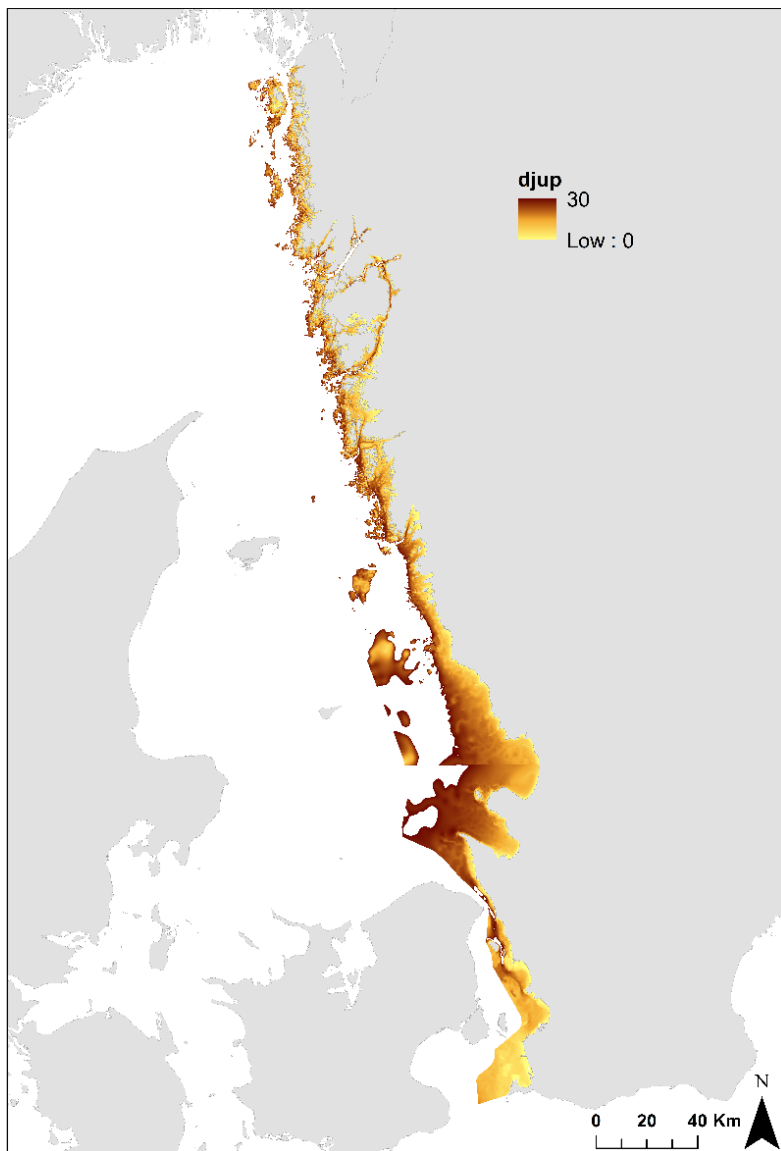
Figur A2.21. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av krabbtaska och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

Strandkrabba

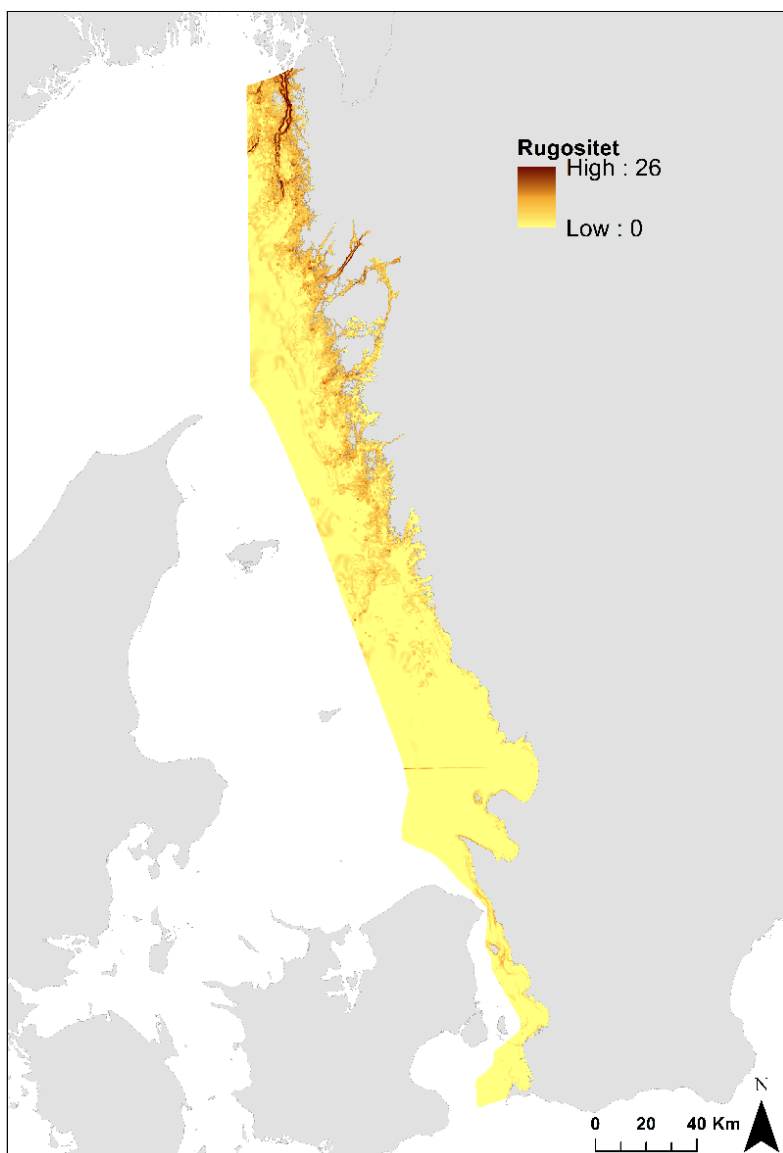


Figur A2.22. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan förekomst av strandkrabba och förklaringsvariablerna. Staplar visar hur proverna fördelar sig över förklaringsvariablernas variationsbredd och rött anger förekomster och svart icke-förekomster.

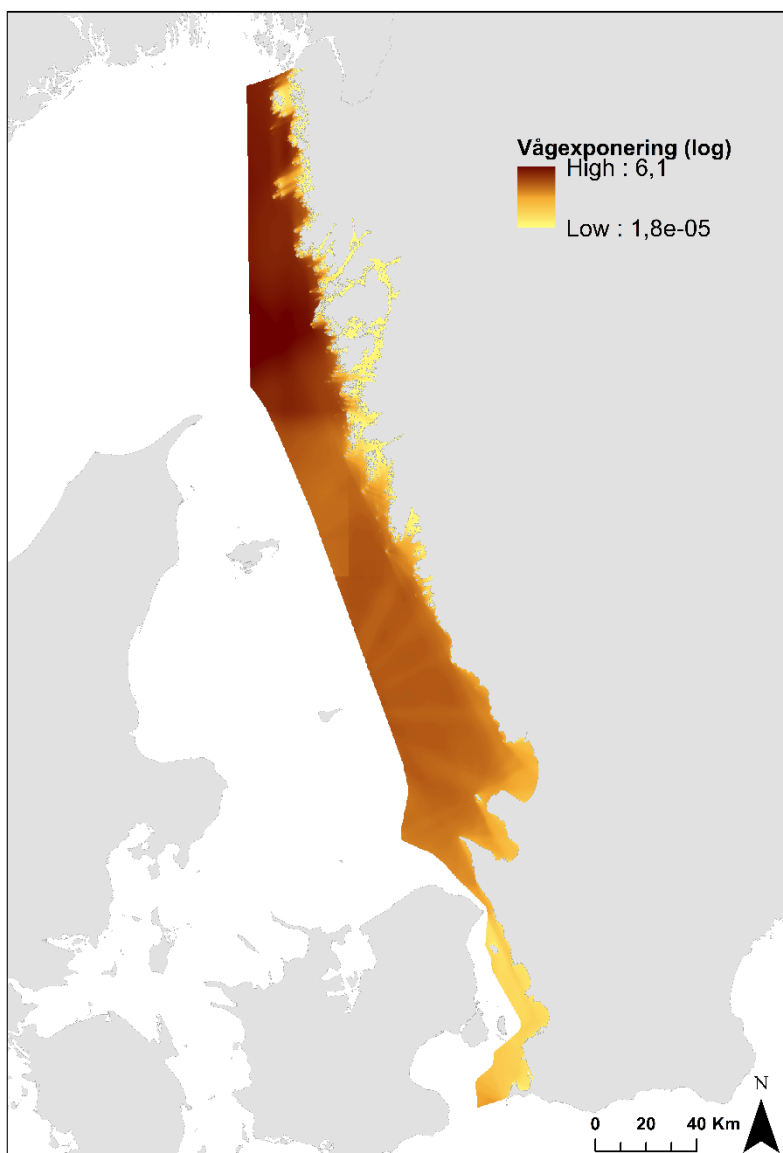
9. Appendix 3. Förklaringsvariabler



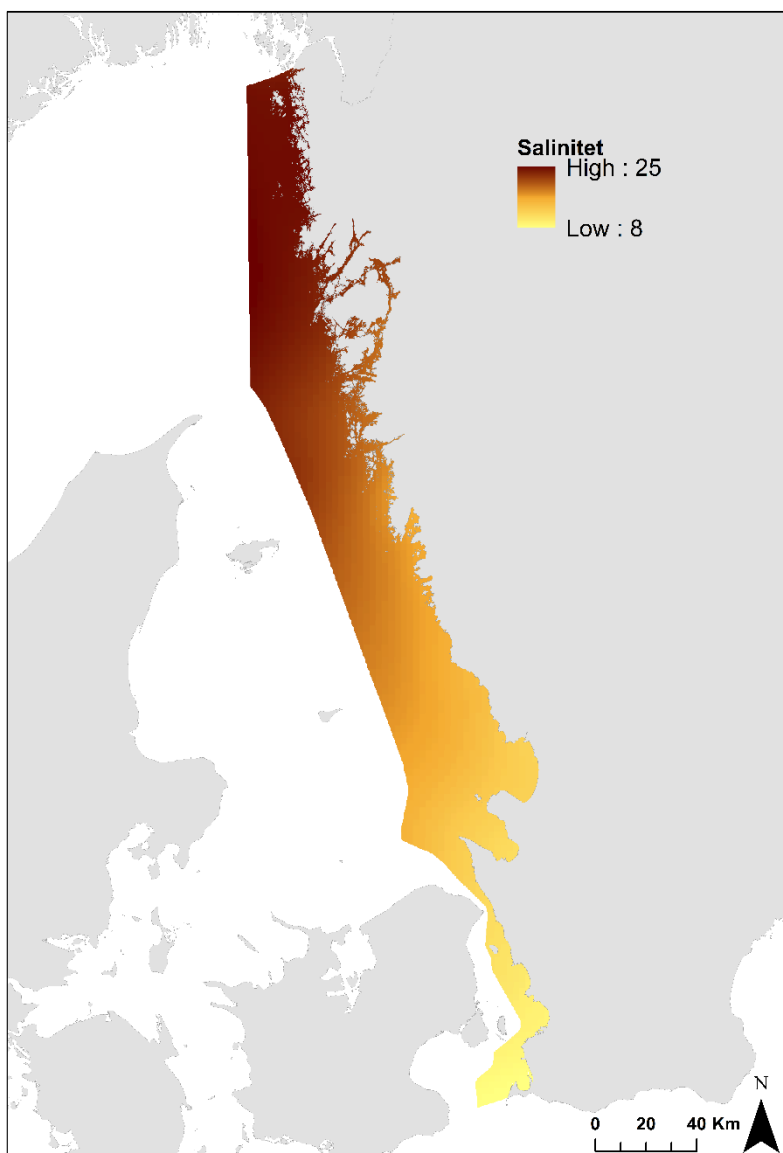
Figur A3.1. Karta över förklaringsvariabeln djup.



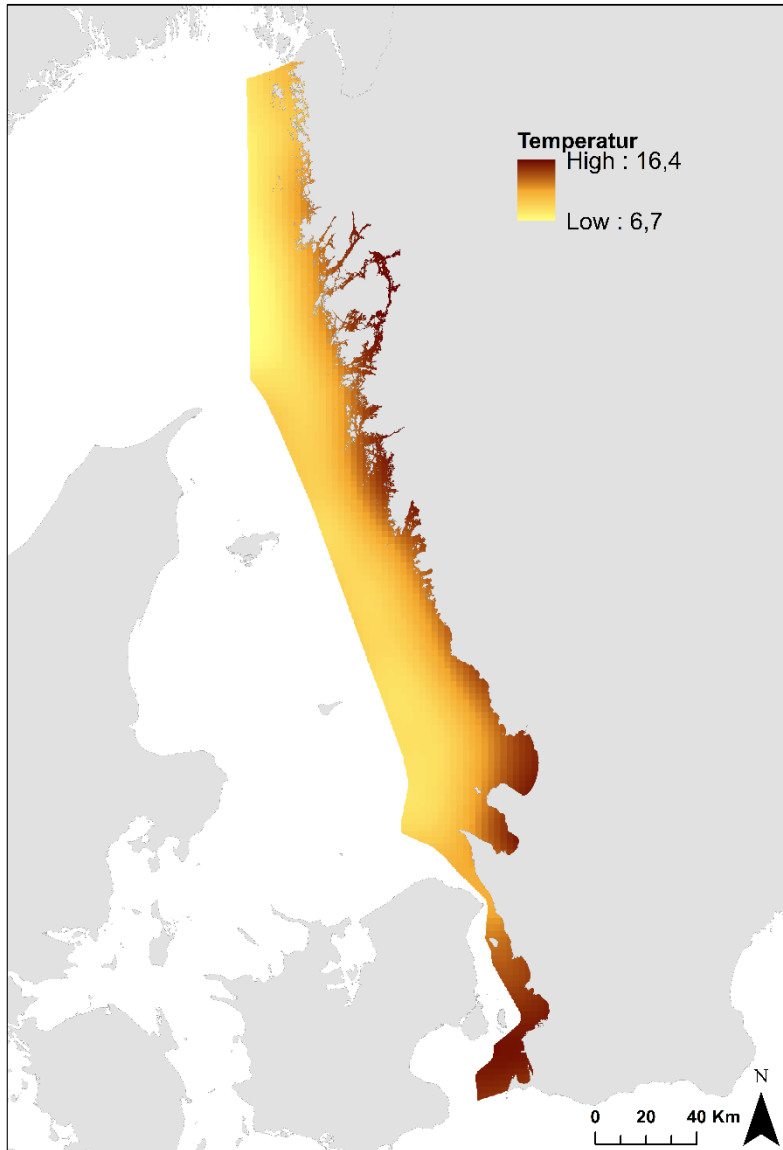
Figur A3.2. Karta över förklaringsvariabeln rugositet.



Figur A3.3. Karta över förklaringsvariabeln vägexponering.



Figur A3.4. Karta över förklaringsvariabeln salinitet.



Figur A3.5. Karta över förklaringsvariabeln temperatur.

