



Aqua reports 2023:10

Modellering och kartering av fiskhabitat i Östersjöns kustområden

Ronny Fredriksson, Mårten Erlandsson, Ulf Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Modellering och kartering av fiskhabitat i Östersjöns kustområden

Modelling and mapping of fish habitats in the coastal areas of the Baltic Sea

Ronny Fredriksson, , <https://orcid.org/0009-0001-6136-927X>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,

Mårten Erlandsson, , <https://orcid.org/0000-0002-3823-4211>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,

Ulf Bergström, <https://orcid.org/0000-0002-5478-0634>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,

Rapportens innehåll har granskats av:

Agnes Olin, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Göran Sundblad, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 1345-20 SLU-ID: SLU.aqua.2020.4.2-120)

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 uppdragsgivarens sida.

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Redaktör:	Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2023
Utgivningsort:	Uppsala
Illustration framsida:	Fiskar i provfiskenät, Foto: Ulf Bergström
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2023:10
ISBN (elektronisk version):	978-91-8046-883-1
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.1qr2tcfpq3
Nyckelord:	provfiske, habitatmodellering, utbredningskartor, förvaltning, områdesskydd, havsplanering
Rekommenderad citering:	Fredriksson, R., Erlandsson, M., Bergström, U. (2023). Modellering och kartering av fiskhabitat i Östersjöns kustområden. Aqua reports 2023:10. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. 97 s. https://doi.org/10.54612/a.1qr2tcfpq3

© 2023 Ronny Fredriksson, Mårten Erlandsson, Ulf Bergström

Detta verk är licenserat under CC BY 4.0, andra licenser eller upphovsrätt kan gälla för illustrationer.

Sammanfattning

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

För att ta fram heltäckande utbredningskartor utgående från provfiskedata kan man tillämpa habitatmodellering, där man statistiskt beskriver förekomst och abundans av arter i provfisken med olika miljövariabler och därefter predikerar utbredningen av lämpliga habitat med hjälp av kartor över miljövariablerna. I denna studie har vi tagit fram heltäckande, högupplösta kartor över abundans och lämpliga habitat för tolv fiskarter genom modellering av data från provfisken med Nordiska kustöversiktsnät utförda längs svenska Östersjökusten åren 2002-2021. Artvisa kartprediktioner togs fram separat för Bottniska viken och Egentliga Östersjön för individer större än 12 cm. Vid modelleringen användes en teknik som kallas deltamodellering, där man först kartlägger förekomsten av lämpliga habitat och sedan predikerar abundansen inom dessa områden med hjälp av abundansmodeller. För båda modelltyperna, det vill säga både för förekomst- och abundansmodellerna, användes ensemblemodellering, där ett flertal konceptuellt olika statistiska modelleringsmetoder kombinerades för att få så säkra och robusta utbredningskartor som möjligt.

De förekomstmodeller som låg till grund för kartorna av lämpliga habitat blev genomgående starka, med AUC-värden mellan 0.79-0.98, vilket innebär att de hade god förmåga att separera mellan lämpliga och mindre lämpliga habitat. En majoritet av de framtagna abundansmodellerna hade en förhållandevis hög förklaringsgrad på 11-44%, med ett medelvärde på 24%, medan abundansmodellerna för gädda hade lägre förklaringsgrad (5 respektive 6% för Bottniska viken respektive Egentliga östersjön). Kartorna som tagits fram i denna studie kan användas inom arbetet med fiskförvaltning, havsplanering, grön infrastruktur och områdesskydd på regional till nationell nivå.

Summary

Distribution maps of essential fish habitats are crucial in coastal and marine management, at local, national and regional levels. Maps are used within fish management, habitat conservation and marine spatial planning, as well as for handling of permits for construction or water operations.

Habitat modelling, where statistical methods are used to link the occurrence or abundance of species to various environmental variables, is a method that makes it possible to produce distribution maps of suitable habitats and abundance. In this study, we map suitable habitats and abundance for twelve different fish species with models based on data from gillnet surveys carried out along the Swedish Baltic Sea coast in 2002-2021. Separate models and maps were produced for the Gulf of Bothnia and the Baltic Proper for individuals larger than 12 cm. We use a modelling technique often referred to as delta modelling (also called hurdle models), where you first map the presence of suitable habitats using presence/absence data and then predict the abundance within these areas using abundance models. For both the occurrence and abundance models, ensemble modelling was applied, where a number of conceptually different statistical methods were combined to obtain more reliable distribution maps.

The presence-absence models, that were used to map the occurrence of suitable habitats, were consistently strong with AUC values ranging between 0.79-0.98, meaning that they could distinguish between suitable and less suitable habitats. A majority of the fitted abundance models explained a relatively large proportion of variation, with a range of 11-44% and mean of 24%, while the abundance models for pike explained less variation (5% and 6% for the Gulf of Bothnia and the Baltic Proper). Maps produced in this study can be used within fish management, marine spatial planning, green infrastructure and area protection mainly at a county to national level.

Innehållsförteckning

1. Inledning	11
2. Metod	12
2.1. Provfiskedata	12
2.2. Miljövariabler	13
2.3. Statistiska analyser.....	15
3. Resultat	19
3.1. Modellresultat	19
3.2. Kartprediktioner	24
3.2.1. Abborre	25
3.2.2. Björkna.....	27
3.2.3. Braxen.....	29
3.2.4. Gädda	31
3.2.5. Gärs	33
3.2.6. Gös	35
3.2.7. Id	37
3.2.8. Mört.....	39
3.2.9. Nors	41
3.2.10. Sik	43
3.2.11. Strömning.....	45
3.2.12. Tånglake	47
4. Diskussion	49
5. Tack	53
Referenser	54
Bilaga 1 - Responskurvor	57
Bilaga 2 – Miljövariabler	82

1. Inledning

Utbredningskartor över olika arters habitat är ett viktigt verktyg och ofta ett centralt underlag inom naturvård och arbetet med att förvalta våra naturresurser i både akvatiska och terrestra miljöer. Att identifiera områden med särskilda naturvärden ger förvaltningen möjlighet att styra verksamheter till mindre känsliga områden och därmed minska risken för skador på viktiga ekosystemfunktioner och den biologiska mångfalden. I kust- och havsförvaltningen är behovet av utbredningskartor över viktiga fiskhabitat stort både på regional och på nationell nivå. Kartorna efterfrågas till exempel för fiskförvaltning, områdesskydd och havsplanering, liksom för hanteringen av tillstånds- och dispensärenden gällande byggnation och vattenverksamhet.

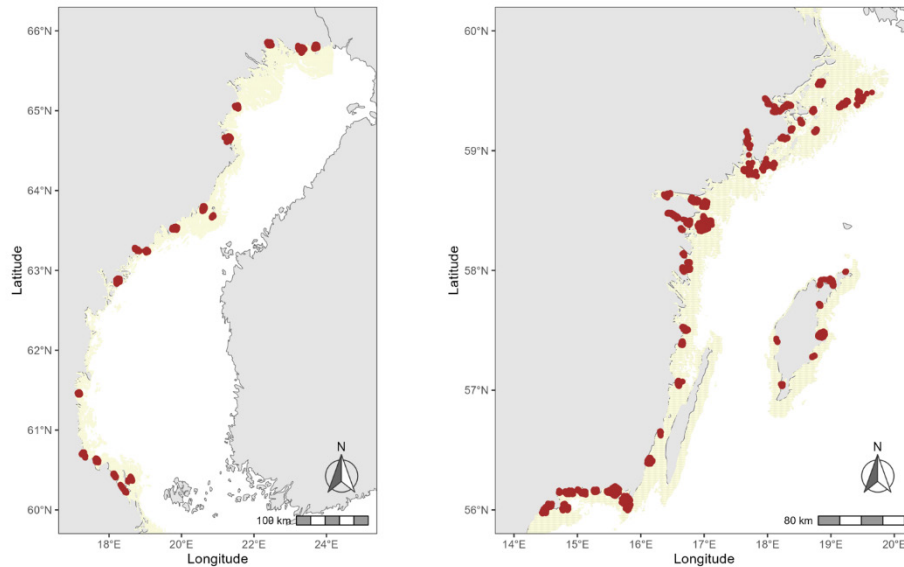
I denna studie kartläggs potentiella habitat för ett tiotal arter av fisk i grunda områden längs den svenska ostkusten. För varje art togs separata kartor fram för Egentliga Östersjön och Bottniska viken. Kartläggningen har utförts med hjälp av habitatmodellering, där både förekomst och abundans av fiskarterna statistiskt relaterats till ett antal miljövariabler. Det statistiska sambandet mellan miljövariablerna och de arter som modellerats används sedan tillsammans med kartunderlag över miljövariablerna för att ta fram kartor över viktiga habitat för fisk. Förutom att ta fram kartor hjälper de statistiska modellerna till att belysa biologiska samband mellan arter och olika miljövariabler vilket kan användas för att karakterisera den prefererade livsmiljön för olika arter.

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. Metod

2.1. Provfiskedata

Data på förekomst och abundans av fisk i denna studie har samlats in vid provfisken längs svenska Östersjökusten åren 2002–2021 (Figur 1). Provtagningen har skett inom flera olika miljöövervaknings-, forsknings- och inventeringsstudier och all använd data finns lagrad i nationella kustfiskedatabasen (KUL). Provfiskena har utförts med Nordiska kustöversiktsnät och följt metodiken enligt gällande undersökningstyp ”Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med nordiska kustöversiktsnät” (Karlsson 2020). Nordiska kustöversiktsnät är 1,8 meter djupa och 45 meter långa och består av nio stycken lika långa (5 meter) paneler med olika maskvidd mellan 10 och 60 mm. Studieområdet sträcker sig längs Sveriges kust från längst i norr i Bottniska viken och ner till länsgränsen mellan Blekinge och Skåne län i söder. Enbart data från fisken utförda under sensommaren, i huvudsak i augusti, inkluderades i modellerna. Modeller och kartor togs fram för 12 vanliga och/eller ekologiskt viktiga arter, separat för Bottniska viken och Egentliga Östersjön. Totalt bestod data av 6 272 provtagningar i Bottniska viken och 7 222 provtagningar i Egentliga Östersjön, där en provtagning avser en natts fiske med ett nordiskt kustöversiktsnät (Figur 1). Störda stationer togs inte med i analysen och djupet varierade mellan 0,7 och 22 meter i Bottniska viken och 0,8 och 26 meter i Egentliga Östersjön. Endast individer längre än 12 cm togs med i analysen för att sortera bort de yngsta årsklasserna och enbart inkludera de storlekar som har god fångstbarhet i redskapet.



Figur 1. Omfattning av det kartlagda området (ljusgul skuggning) och geografisk täckning för de provfiskestationer som ingått i kartläggningen (röda punkter) för Bottniska viken (vänster) och för Egentliga Östersjön (höger).

2.2. Miljövariabler

Vid modelleringen relaterades arternas utbredning och abundans till ett antal miljövariabler. Miljövariablerna användes i ett första steg som förklaringsvariabler i de statistiska förklaringsmodellerna och därefter använde vi heltäckande kartor över variablerna för att ta fram kartprediktioner över utbredningen av lämpliga habitat för varje art. Endast miljövariabler där det fanns heltäckande kartunderlag att tillgå har alltså använts i de statistiska modellerna. För samtliga variabler användes samma datakälla för att bygga modellerna som för att skapa kartprediktionerna.

I ett första modelleringssteg skapades preliminära modeller för att testa olika kombinationer av miljövariabler som antogs ha potential att förklara arternas utbredning. Även år inkluderades inledningsvis som en faktor i modellerna för att testa hur stor påverkan mellanårsvariationen hade på modellerna. För utvärderingen av mellanårsvariationen togs kartprediktioner fram genom att först prediktera varje år separat och sedan ta fram en kartprediktion genom att ta medlet av alla dessa. Då modellerna med år generellt inte var bättre med avseende på AUC än motsvarande modell utan år och kartprediktionerna var snarlika uteslöts år från de slutgiltiga modellerna för att spara på datorkraft och snabba upp analyserna. Alla miljövariabler testades för eventuell samvariation på stationsnivå med hjälp av "variance inflation factors" (VIFs), där de miljövariabler som hade ett värde högre än 5 utelämnades från modelleringen då de kan anses vara starkt korrelerade med

en eller flera av de andra variablerna (Daoud 2017). Ytterligare variabler utelämnades efter granskning av modellernas responskurvor och variablernas bidrag till modellerna, då de bedömdes vara av liten betydelse för att förklara utbredningen av fisk. I de slutgiltiga modellerna användes sex miljövariabler: djup, avstånd till utsjön, vågexponering, siktdjup samt vattentemperatur och salinitet vid botten, som tillsammans bedömdes ha god potential att karakterisera lämpliga habitat för de olika arterna (variablerna förklaras mer ingående längre ner i texten). De variabler som testades, men inte ingick i de slutgiltiga modellerna var latitud, andel lek område i sötvatten och år, där latitud samvarierade för mycket med salinitet och andel lek område i sötvatten och år inte förbättrade modellernas förklaringsgrad.

De kartprediktioner som togs fram i denna studie var i upplösningen 250×250 meter och de kartor över miljövariablerna som användes för att ta fram dessa kom från olika källor och hade olika upplösning. För samtliga variabler förutom salinitet och temperatur, som hade för grov upplösning, användes medelvärdet inom en radie på 100 meter vilket beräknades med hjälp av verktyget ”focal statistics” i ArcGIS. Beräkningen utfördes på originalrastren med högre upplösning, innan de gjordes om till 250 meters upplösning för att minska den datorkraft som annars skulle krävas för att göra storskaliga prediktioner av arternas utbredning. Kartprediktionerna togs fram på trunkerade versioner för att undvika extrapolering utanför det spann i miljövariablerna som modellerna kalibrerats på, det vill säga kartlagren som användes som underlag för prediktion begränsades till de värden som observerats när varje station fått ett värde från ”focal statistics” (snarare än hela miljövariabelns spannvidd från minsta till högsta värde). Till exempel begränsas området som predikteras av ett sjökortsdjup ner till 30 meter, men när kartprediktionerna togs fram sattes alla områden djupare än 22 meter till just 22 i Bottniska viken och områden djupare än 26 meter till 26 i Egentliga Östersjön eftersom det var det största sjökortsdjup som omfattades av provtagningarna. Detta innebär att de framtagna kartorna har extrapolerats och täcker områden som ligger utanför det provtagna intervallet för miljövariablerna.

Djup är en viktig faktor för att förklara utbredningen av fisk på en lokal skala (Bergström m fl 2013, Sundblad m fl 2013, Kallasvuo m fl 2016). Här användes ett kartskikt med en ursprunglig upplösning på 25 meter som tagits fram utgående från öppna sjökortsdata genom interpolation med funktionen ”TopoToRaster” i ArcGIS.

Vågexponering har tidigare visats sig vara en viktig variabel vid habitatmodellering av fisk 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 vågexponeringen (\log_{10}) för att få en jämnare fördelning längs variabelns variationsbredd.

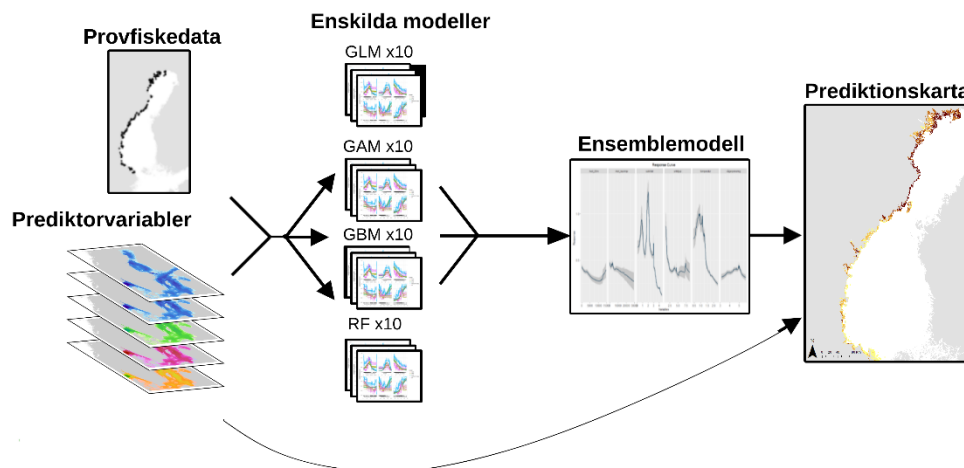
Avstånd till utsjön är ett mått på hur långt det är till öppet hav, och därmed på påverkan från utsjön. Avståndet till utsjön kan vara en viktig förklaringsvariabel för utbredningen av många fiskarter då den representerar flera starka miljögradienter. En annan faktor av betydelse är att mängden spigg i ett skärgårdsområde beror på avståndet till utsjön, eftersom spiggen har en stark påverkan på förekomsten av andra arter genom predation på deras ägg och larver (Eklöf m fl 2020, Erlandsson m fl 2021). Lagret togs fram med ”cost distance” funktionen i ArcGIS och mäter avståndet vattenvägen till en linje som binder samman de yttersta öarna längs kusten. Linjen togs fram genom att först buffra ett landlager med 5 kilometer och därefter ta bort de yttersta 5 kilometerna. Ytterlinjen i det nya lagret användes som gräns till utsjön. Originalrastret hade en upplösning på 10×10 meter.

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 rastren hade en upplösning på 2×2 km. Data är skapade av Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) och framtaget med hjälp av HIROMB-BOOS-modellen (HBM) (Copernicus 2019). För modellprediktionerna användes ett medelvärde av salinitet respektive temperatur i bottenvattenskiktet för juli-september under åren 2016-2019.

2.3. Statistiska analyser

I denna studie beskriver vi utbredningen av lämpliga habitat och abundansen av arter med hjälp av deltamodellering (också kallat hurdle-modeller). Deltamodellering är en teknik där man kombinerar resultaten från en förekomstmodell, det vill säga en modell baserad på data över var en art finns eller inte, med en modell framtagen på data över hur vanlig en art är i olika miljöer (Le Pape m fl 2022, Rubec m fl 2016). Tekniken innebär att man först beskriver var det finns lämpliga habitat med en förekomstmodell och sedan predikterar man abundanser i förekomstområdena med hjälp en abundansmodell. I tidigare studier där man använts sig av deltamodellering har det varierat vilken data som används i steget där man tar fram abundansmodellen. Ibland byggs modellen på enbart provtagningar där man fångat arten, medan man ibland använt all tillgänglig data, det vill säga både prover där man fångat arten och prover där man inte gjort det. I denna studie använde vi all data, då abundansmodellerna som togs fram på all data hade högre förklaringsgrad än de som byggdes på enbart prover med förekomst.

Både förekomst- och abundansmodellerna togs fram genom ensemblemodellering, det vill säga att de slutgiltiga modellerna som användes för att ta fram kartor över utbredning och täthet baserades på ett flertal olika modelleringstekniker. Modelleringen gjordes i det statistiska programspråket R (R Core Team 2022), där förekomstmodellerna som beskriver var det finns lämpliga habitat togs fram med hjälp av paketet biomod2 (Thuiller m fl 2021) och abundansmodellerna med paketet sdm (v1.0-99; Naimi & Araújo 2016). Fyra konceptuellt olika modelleringstekniker inkluderades, varav två var statistiska regressionsmetoder (GLM - generalized linear models och GAM - generalized additive models) och två var trädbaserade (RF - random forest och GBM - generalized boosted models). Genom att kombinera de olika modellerna i en ensemble utnyttjas styrkorna i alla enskilda modelleringsteknikerna och risken för enstaka fel minskas då samstämmiga resultat mellan metoderna förstärks.



Figur 2. Flödesschema som beskriver processen vid ensemblemodellering där flera modelleringstekniker kombineras för att ta fram prediktionskartan. Denna teknik användes både vid modelleringen av lämpliga habitat och vid modelleringen av abundans, som sedan kombineras för att ta fram kartprediktioner.

Både vid modellering av förekomst och abundans utfördes tio iterationer med varje enskild modellteknik för varje modellerad art och bassäng. I varje iteration slumpades 75 % av stationerna fram för att kalibrera modellen och de resterande 25 % användes för att validera modellen. För förekomstmodellerna beräknades sedan 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 och därmed inte alls förklarar förekomsten av en art, medan en perfekt modell har AUC-värde 1. AUC är således ett mått på modellens förmåga att diskriminera mellan ”dåliga” och ”bra” habitat,

vilket vi benämner styrka. Alla enskilda modeller som hade ett AUC-värde högre än 0,7 bedömdes vara tillräckligt bra för att ingå i ensemblemodellen (Hosmer & Lemeshow 2000). Vid abundansmodelleringen användes ingen cut-off, utan samtliga delmodeller användes för att bygga ensemblen. När de enskilda förekomstmodellerna sedan slogs samman till en ensemblemodell användes metoden viktat medelvärde, vilket innebär att en modell med högre AUC eller förklaringsgrad fick större inverkan på ensemblen än en modell med lägre förklaringsgrad. Även de slutgiltiga ensemblemodellerna för förekomstdata utvärderades med avseende på AUC med biomod2-paketets inbyggda funktion, där utvärderingen utförs på samma data som används för att bygga modellen. I sdm-paketet finns ingen liknande inbyggd funktion för att utvärdera ensemblemodellerna. Detta gjordes istället manuellt genom att fem gånger träna ensemblemodellen på 75% av data och sedan utvärdera den på resterande 25%, där modellens passning och precision utvärderades med hjälp av förklaringsgraden (R^2) respektive det genomsnittliga absoluta skalade felet (MASE - Mean Absolute Scaled Error), där ett MASE-värde större än 1 innebär att modellens precision inte är bättre än en slumpartad modell (Hyndman 2006).

Modellerna på förekomstdata 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). När man gör kartprediktioner på basen av förekomstmodelleringen får man i ett första steg ut en sannolikhetskarta. För att göra om denna karta till att i stället visa förekomst respektive frånvaro av en art tillämpades ett tröskelvärde som baseras på true skill statistic (Allouche m fl 2006). Med denna metod identifierar man det tröskelvärde för sannolikhet där summan av sensitivitet och specificitet är som störst. Inom de identifierade förekomstområdena predikterades sedan abundans utgående från motsvarande abundansmodell. När kartprediktionerna togs fram användes alltså först förekomstmodellen för att definiera områden med lämpliga habitat för respektive art. Inom de områden som klassats som lämpliga habitat predikterades sedan abundansen med motsvarande abundansmodell medan områden utanför lämpliga habitat sattes till noll abundans. Kartprediktionerna utvärderades genom en regressionsanalys, där den predikterade abundansen relaterades till den verkliga fångsten. Vid utvärderingen användes alla datapunkter.

Prediktionsvariablernas relativa betydelse för modellerna testades genom ett så kallat permutationstest där originalmodellens prediktioner med avseende på korrelation jämfördes med prediktioner från modeller där man upprepade gånger slumpvis kastade om värdena mellan provpunkterna för respektive förklaringsvariabel. I biomod2-paketet finns denna funktion inbyggd, men för abundansmodellerna fick detta göras manuellt. Den slumpvisa omkastningen upprepades tio gånger per förklaringsvariabel och jämfördes sedan med

originalmodellen. Resultatet redovisas som 1 - medelvärdet för permutationerna där en liten skillnad mellan prediktionerna från originalmodellen och en modell med omkastade värden innebar att variabeln påverkar modellen mindre än vad en variabel där skillnaden är större gör.

Med hjälp av partiella responskurvor utvärderades även på vilket sätt de olika miljövariablerna påverkade förekomst och abundans av arterna. Förhållandet mellan förekomst och abundans av de olika arterna och respektive förklaringsvariabel i modellen visas genom att man plottar sambandet separat för respektive förklaringsvariabel medan övriga förklaringsvariabler hålls konstanta vid medelvärdet. Responskurvorna illustrerar vad som händer med förekomsten eller abundansen av arten när förklaringsvariabeln ändras. Responskurvorna ger på så sätt en uppfattning om en arts nisch i relation till de miljöfaktorer som ingår i modelleringen.

3. Resultat

3.1. Modellresultat

Överlag hade förekomstmodellerna höga AUC-värden, vilket indikerar starka modeller med god förmåga att separera mellan lämpliga och mindre lämpliga habitat (Tabell 1). Även en majoritet av abundansmodellerna var starka med en förklaringsgrad som varierade mellan 5–44%, med ett medel över alla modeller på 24% (Tabell 2). Lägst förklaringsgrad hade abundansmodellerna för gädda där endast 5 respektive 6% av variationen kunde förklaras av modellen för Bottniska viken respektive Egentliga Östersjön. I de flesta fall var förklaringsgraden för abundansmodellerna högre i Bottniska viken än för motsvarande modell i Egentliga Östersjön. Endast för strömming och tånglake var förklaringsgraden högre för modellen för Egentliga Östersjön. Samtliga abundansmodeller underskattade i medeltal abundansen jämfört med data (Tabell 2). Samtliga abundansmodeller hade även ett MASE-värde lägre än 1, även om modellen för gädda i Egentliga Östersjön och båda modellerna för tånglake hade ett värde över 0,9. Vid utvärderingen av kartprediktionerna varierade förklaringsgraden mellan 5-45%, med ett medel på 20% över alla prediktioner (Tabell 5).

Vilken variabel som hade störst betydelse i modellerna varierade, men vid förekomstmodelleringen var djup den variabel som bidrog med mest i flest fall. I nio av de totalt 24 modellerna var djup viktigaste variabeln, följt av siktdjup och salinitet med vardera fyra (Tabell 3). Vågexponering var ofta en viktig variabel, men var dominerande i endast två av modellerna (tånglake i båda bassängerna).

För abundansmodellerna var det mer jämnt fördelat vilken av variablerna som bidrog med mest (Tabell 4). Djup bidrog fortfarande mycket, men var viktigaste variabeln i endast fyra av 24 modeller (12 arter i Bottniska viken respektive Egentliga Östersjön). Salinitet bidrog med mest i sex av modellerna, följt av avstånd till utsjön, vågexponering och djup. Precis som vid förekomstmodelleringen var temperatur inte lika framträdande som övriga variabler.

Med några få undantag var det ofta samma förklaringsvariabler som bidrog med mest till både förekomst- och abundansmodellen för respektive art och bassäng. Ett exempel där det skiljer sig åt är abborre i Bottniska viken där djup var viktigaste variabeln i förekomstmodellen, medan salinitet och temperatur bidrog med mest till abundansmodellen. Det fanns en viss skillnad mellan bassängerna där en jämförelse visar att till exempel salinitet och temperatur spelar en större roll i modellerna för Bottniska viken än Egentliga Östersjön, medan det omvända gäller för siktdjup.

Tabell 1. Sammanställning av modellresultat för de ensemblemodeller för förekomst som användes för att definiera lämpliga habitat för de olika arterna. AUC anger förekomstmodellens förmåga att skilja mellan förekomster och icke-förekomster, tröskelvärde anger vid vilken sannolikhet gränsen sattes för lämpligt habitat. Sensitivitet och specificitet anger förekomstmodellens förmåga att korrekt prediktera förekomster respektive icke-förekomster.

Art	Bassäng	AUC	Tröskelvärde	Sensitivitet	Specificitet
Abborre	BV	0,90	0,881	91,9	71,9
	EgÖ	0,92	0,875	85,0	84,6
Björkna	BV	0,98	0,091	99,2	92,0
	EgÖ	0,88	0,326	79,2	82,3
Braxen	BV	0,98	0,065	94,6	92,5
	EgÖ	0,93	0,102	88,7	83,4
Gädda	BV	0,84	0,021	80,6	73,2
	EgÖ	0,79	0,072	78,3	66,1
Gärs	BV	0,83	0,619	80,0	69,5
	EgÖ	0,87	0,317	73,5	85,0
Gös	BV	0,94	0,034	93,1	88,7
	EgÖ	0,93	0,128	81,5	87,4
Id	BV	0,88	0,032	74,5	84,6
	EgÖ	0,90	0,070	75,6	86,3
Mört	BV	0,89	0,702	85,2	76,4
	EgÖ	0,88	0,695	85,0	77,7
Nors	BV	0,92	0,138	88,2	81,7
	EgÖ	0,92	0,189	87,4	81,3
Sik	BV	0,87	0,379	73,8	82,9
	EgÖ	0,88	0,098	82,7	77,8
Strömning	BV	0,84	0,675	84,2	71,2
	EgÖ	0,89	0,498	84,0	79,3
Tånglake	BV	0,90	0,036	83,3	82,5
	EgÖ	0,90	0,043	86,8	76,9

Tabell 2. Resultat från test där ensemblemodellen för abundansdata testades genom att fem gånger träna modellen på 75% av data och testa den på resterande 25%. Abundans anger medel och standardavvikelsen för medelabundansen i testdata och predikterad abundans anger motsvarande för abundans som predikterades av modellen. Förklaringsgraden (R^2) anger hur stor del av variationen i data som kan förklaras av modellen. Det genomsnittliga absoluta skalade felet (MASE) är ett mått på modellen precision, dvs hur nära den predikterade abundansen är det uppmätta värdet.

Art	Bassäng	Abundans	Predikterad abundans	R^2	MASE
Abborre	BV	16,66 ± 0,408	15,44 ± 0,125	0,25 ± 0,017	0,76 ± 0,025
	EgÖ	13,99 ± 0,203	13,12 ± 0,189	0,23 ± 0,009	0,77 ± 0,032
Björkna	BV	0,51 ± 0,053	0,39 ± 0,016	0,24 ± 0,077	0,84 ± 0,058
	EgÖ	2,13 ± 0,075	1,23 ± 0,039	0,21 ± 0,016	0,78 ± 0,029
Braxen	BV	1,63 ± 0,137	1,05 ± 0,071	0,44 ± 0,032	0,79 ± 0,03
	EgÖ	0,43 ± 0,048	0,26 ± 0,021	0,28 ± 0,029	0,77 ± 0,033
Gädda	BV	0,03 ± 0,004	0,02 ± 0,003	0,05 ± 0,012	0,85 ± 0,104
	EgÖ	0,1 ± 0,007	0,08 ± 0,004	0,06 ± 0,016	0,97 ± 0,047
Gärs	BV	3,38 ± 0,113	2,79 ± 0,03	0,25 ± 0,027	0,70 ± 0,02
	EgÖ	1,11 ± 0,051	0,9 ± 0,025	0,34 ± 0,028	0,71 ± 0,019
Gös	BV	0,1 ± 0,014	0,08 ± 0,01	0,27 ± 0,049	0,90 ± 0,031
	EgÖ	0,73 ± 0,078	0,53 ± 0,014	0,4 ± 0,031	0,80 ± 0,044
Id	BV	0,07 ± 0,01	0,04 ± 0,003	0,12 ± 0,03	0,79 ± 0,033
	EgÖ	0,11 ± 0,008	0,07 ± 0,004	0,10 ± 0,032	0,83 ± 0,045
Mört	BV	9,5 ± 0,363	7,45 ± 0,117	0,28 ± 0,017	0,75 ± 0,008
	EgÖ	10,67 ± 0,313	8,66 ± 0,079	0,25 ± 0,015	0,77 ± 0,009
Nors	BV	1,48 ± 0,17	1,2 ± 0,048	0,29 ± 0,025	0,68 ± 0,048
	EgÖ	1,56 ± 0,124	1,29 ± 0,04	0,32 ± 0,03	0,73 ± 0,037
Sik	BV	1,12 ± 0,026	0,9 ± 0,015	0,35 ± 0,016	0,71 ± 0,02
	EgÖ	0,22 ± 0,012	0,16 ± 0,006	0,24 ± 0,015	0,77 ± 0,036
Strömning	BV	5,85 ± 0,234	5,14 ± 0,032	0,22 ± 0,019	0,77 ± 0,015
	EgÖ	6,09 ± 0,119	4,72 ± 0,046	0,23 ± 0,016	0,84 ± 0,019
Tånglake	BV	0,06 ± 0,011	0,05 ± 0,007	0,13 ± 0,02	0,92 ± 0,1
	EgÖ	0,07 ± 0,011	0,06 ± 0,003	0,11 ± 0,02	0,94 ± 0,055

Tabell 3. Förklaringsvariablernas relativa betydelse i förekomstmodellerna. De två viktigaste variablerna för respektive art och bassäng är markerade med fet stil. Variablernas betydelse har justerats så de för varje modell summerar till 1, detta för att det ska gå att jämföra de olika variablernas betydelse mellan modellerna.

Art	Bassäng	Djup	Vågexponering	Avstånd utsjö	Siktdjup	Salinitet	Temperatur
Abborre	BV	0,65	0,04	0,07	0,02	0,13	0,10
	EgÖ	0,51	0,11	0,19	0,06	0,10	0,04
Björkna	BV	0,03	0,04	0,20	0,03	0,10	0,60
	EgÖ	0,06	0,32	0,09	0,43	0,03	0,06
Braxen	BV	0,02	0,01	0,20	0,17	0,54	0,07
	EgÖ	0,12	0,18	0,20	0,41	0,06	0,03
Gädda	BV	0,24	0,25	0,35	0,10	0,01	0,05
	EgÖ	0,29	0,27	0,07	0,06	0,27	0,04
Gärs	BV	0,12	0,27	0,13	0,05	0,35	0,08
	EgÖ	0,37	0,21	0,30	0,02	0,05	0,05
Gös	BV	0,06	0,04	0,34	0,09	0,14	0,33
	EgÖ	0,09	0,06	0,06	0,72	0,05	0,02
Id	BV	0,18	0,17	0,13	0,29	0,16	0,07
	EgÖ	0,31	0,13	0,36	0,06	0,10	0,04
Mört	BV	0,30	0,05	0,24	0,07	0,26	0,07
	EgÖ	0,47	0,29	0,08	0,05	0,08	0,04
Nors	BV	0,55	0,07	0,07	0,06	0,17	0,08
	EgÖ	0,40	0,15	0,28	0,03	0,11	0,03
Sik	BV	0,15	0,06	0,06	0,10	0,31	0,32
	EgÖ	0,41	0,09	0,29	0,13	0,06	0,02
Strömning	BV	0,06	0,13	0,14	0,13	0,42	0,13
	EgÖ	0,30	0,31	0,10	0,08	0,19	0,03
Tånglake	BV	0,10	0,44	0,11	0,07	0,15	0,13
	EgÖ	0,05	0,52	0,14	0,10	0,10	0,10

Tabell 4. Förklaringsvariablernas relativa betydelse i abundansmodellerna. De två viktigaste variablerna för respektive art och bassäng är markerade med fet stil. Variablernas betydelse har justerats så de för varje modell summerar till 1, detta för att det ska gå att jämföra de olika variablernas betydelse mellan modellerna.

Art	Bassäng	Djup	Vågexponering	Avstånd utsjö	Siktdjup	Salinitet	Temperatur
Abborre	BV	0,12	0,10	0,03	0,03	0,38	0,33
	EgÖ	0,39	0,12	0,21	0,16	0,05	0,06
Björkna	BV	0,03	0,04	0,27	0,04	0,13	0,49
	EgÖ	0,02	0,12	0,19	0,58	0,04	0,05
Braxen	BV	0,01	0,01	0,17	0,30	0,34	0,16
	EgÖ	0,05	0,07	0,31	0,31	0,17	0,10
Gädda	BV	0,10	0,16	0,32	0,13	0,17	0,10
	EgÖ	0,35	0,17	0,20	0,06	0,19	0,03
Gärs	BV	0,13	0,25	0,14	0,05	0,29	0,14
	EgÖ	0,27	0,35	0,29	0,04	0,03	0,03
Gös	BV	0,02	0,01	0,37	0,07	0,15	0,38
	EgÖ	0,08	0,08	0,09	0,66	0,06	0,03
Id	BV	0,08	0,12	0,19	0,19	0,15	0,28
	EgÖ	0,24	0,08	0,47	0,10	0,10	0,01
Mört	BV	0,20	0,05	0,34	0,12	0,21	0,08
	EgÖ	0,48	0,20	0,10	0,04	0,13	0,05
Nors	BV	0,46	0,05	0,14	0,10	0,13	0,13
	EgÖ	0,36	0,19	0,28	0,04	0,10	0,03
Sik	BV	0,21	0,10	0,20	0,05	0,22	0,21
	EgÖ	0,29	0,10	0,41	0,14	0,04	0,02
Strömning	BV	0,05	0,12	0,17	0,09	0,45	0,11
	EgÖ	0,14	0,66	0,14	0,02	0,00	0,04
Tånglake	BV	0,08	0,47	0,14	0,05	0,14	0,11
	EgÖ	0,02	0,43	0,26	0,06	0,07	0,17

Tabell 5. Förklaringsgrad (R^2), F och p -värde för regressionsanalys mellan observerad abundans i provfiskefångsten och predikterad abundans i kartprediktionen.

Art	Bassäng	R^2	F	p
Abborre	BV	0,17	1304	< 2,2e-16
	EgÖ	0,12	684,2	< 2,2e-16
Björkna	BV	0,26	2256	< 2,2e-16
	EgÖ	0,20	1761	< 2,2e-16
Braxen	BV	0,45	5103	< 2,2e-16
	EgÖ	0,25	2436	< 2,2e-16
Gädda	BV	0,07	476,3	< 2,2e-16
	EgÖ	0,05	389,3	< 2,2e-16
Gärs	BV	0,20	1526	< 2,2e-16
	EgÖ	0,16	1426	< 2,2e-16
Gös	BV	0,37	3722	< 2,2e-16
	EgÖ	0,38	4451	< 2,2e-16
Id	BV	0,12	896,2	< 2,2e-16
	EgÖ	0,10	765,2	< 2,2e-16
Mört	BV	0,15	1134	< 2,2e-16
	EgÖ	0,12	827,7	< 2,2e-16
Nors	BV	0,19	1469	< 2,2e-16
	EgÖ	0,18	1564	< 2,2e-16
Sik	BV	0,32	2985	< 2,2e-16
	EgÖ	0,12	1015	< 2,2e-16
Strömning	BV	0,16	1233	< 2,2e-16
	EgÖ	0,17	1527	< 2,2e-16
Tånglake	BV	0,16	1162	< 2,2e-16
	EgÖ	0,20	1823	< 2,2e-16

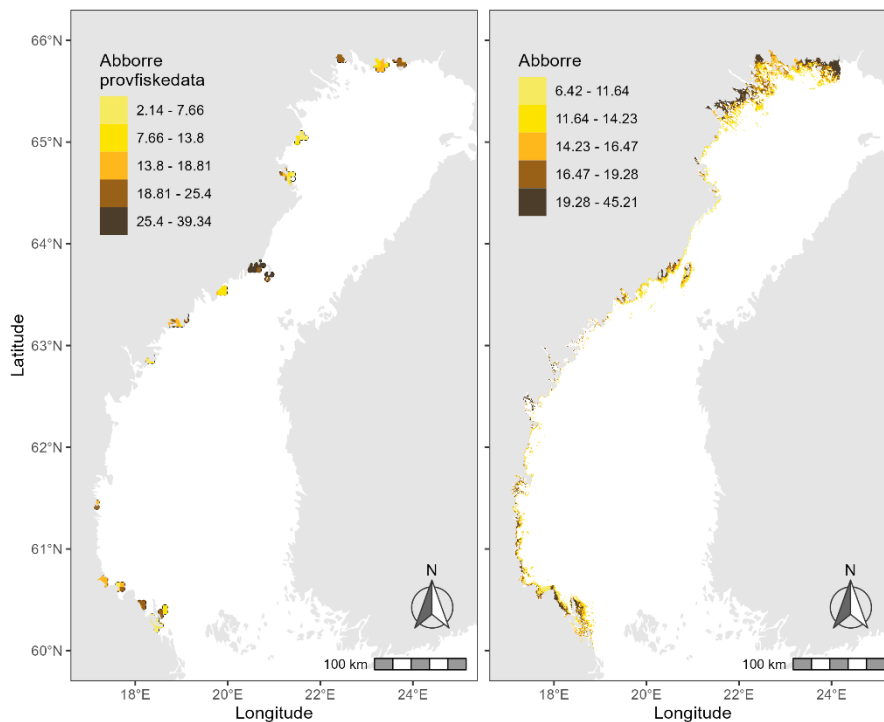
3.2. Kartprediktioner

I figur 3 till 26 visas kartor med medelfångst från provfisken samt kartprediktioner över lämpliga habitat och abundans (medelfångst per nät och natt) för de modellerade arterna. Kartprediktionerna visar endast områden som klassats som lämpliga habitat och i dessa områden har abundansen predikterats. Hela studieområdet visas i Figur 1. 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. Abborre

Bottniska viken

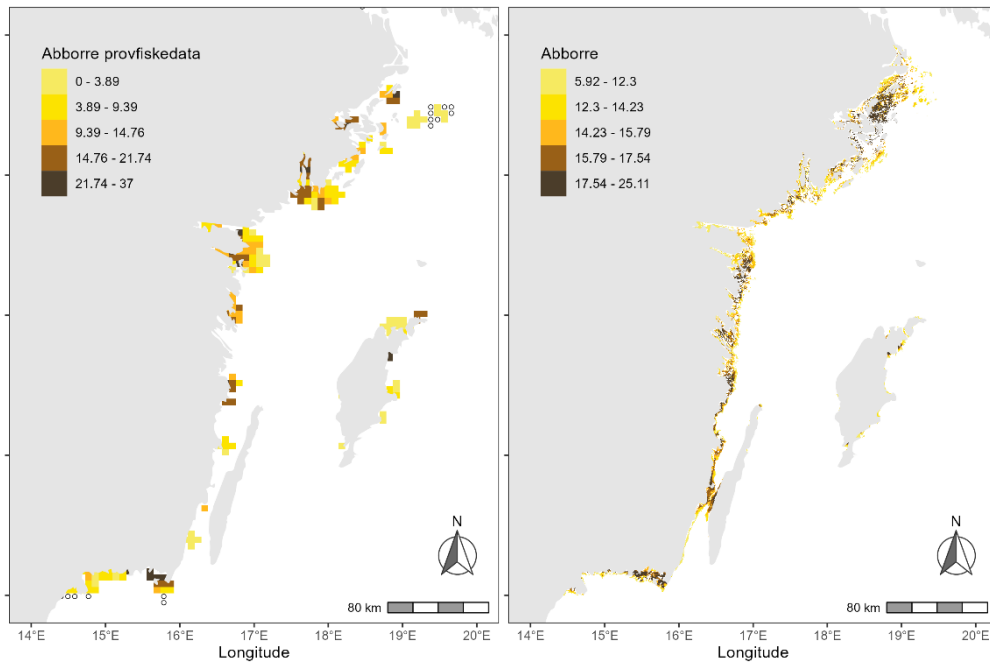
Lämpliga habitat för abborre predikterades längs hela Bottniska vikens kuststräcka. Stora områden med lämpliga habitat återfanns allra längst upp i den norra delen av Bottenviken, i det stora grunda skärgårdsområdet mellan Piteå och Haparanda, men även i de allra sydligaste delarna och vid kuststräckan i höjd med Holmön fanns relativt stora områden med lämpliga habitat. Högsta abundansen predikterades till grunda, varma områden med lägre salinitet.



Figur 3. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för abborre i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Även i Egentliga Östersjön var lämpliga habitat för abborre allmänt förekommande och saknades endast på de mest vågexponerade kuststräckorna, främst på Öland och Gotland. Lämpliga habitat predikterades främst till grunda områden, inte alltför nära utsjön. Även de högsta abundanserna predikterades till grunda områden som inte ligger i nära anslutning till öppet hav.

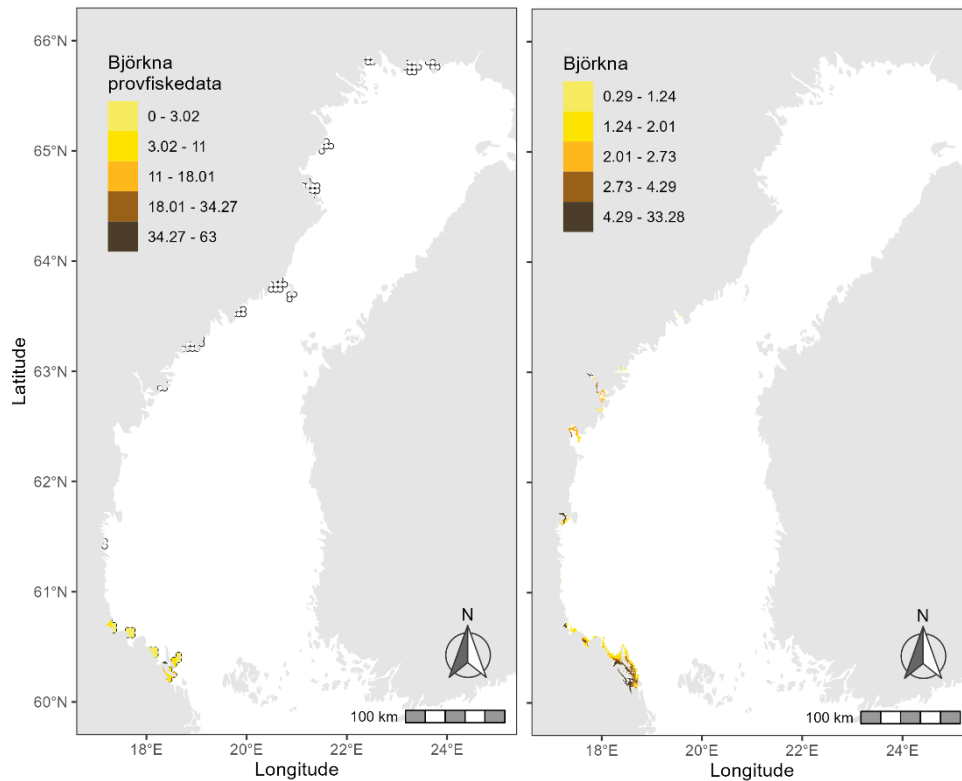


Figur 4. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för abborre i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.2. Björkna

Bottniska viken

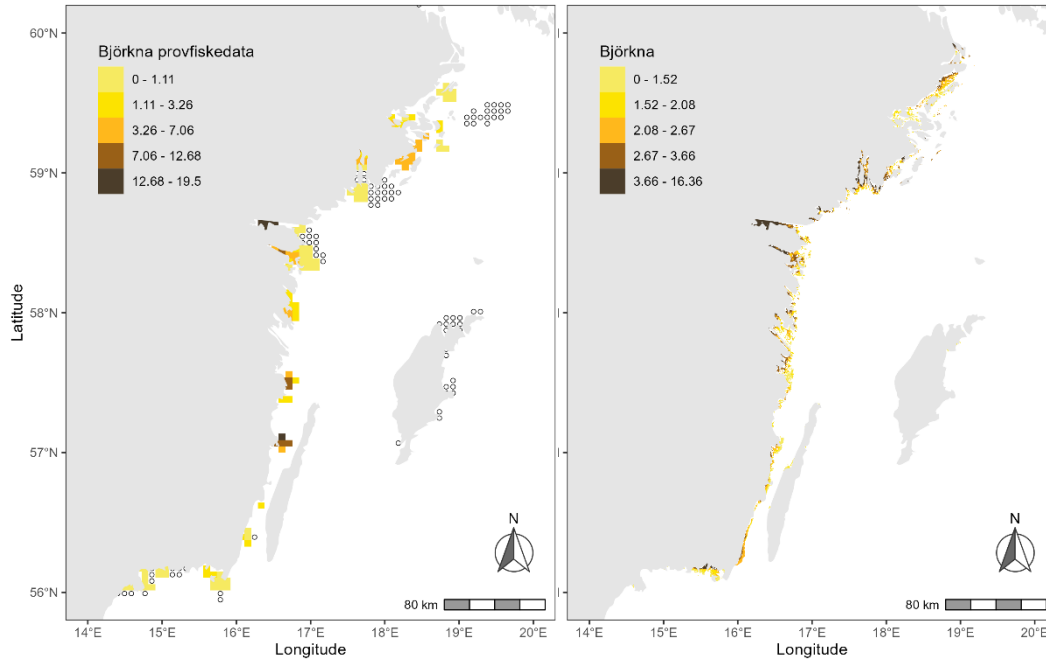
Lämpliga habitat för björkna predikterades endast till södra delen av Bottenhavet, med de största ytorna i Ålands hav längst i söder. Lämpliga habitat karakteriseras av att de är grunda, varma och långt från utsjön. Även högsta abundansen predikterades till grunda och varma områden.



Figur 5. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för björkna i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för björkna predikterades till stora delar av kusten, förutom de mest vågexponerade områdena. De lämpligaste habitaterna återfinns främst i vågskyddade områden med lågt siktdjup. Högre abundans predikterades även de främst till vågskyddade områden med lågt siktdjup.

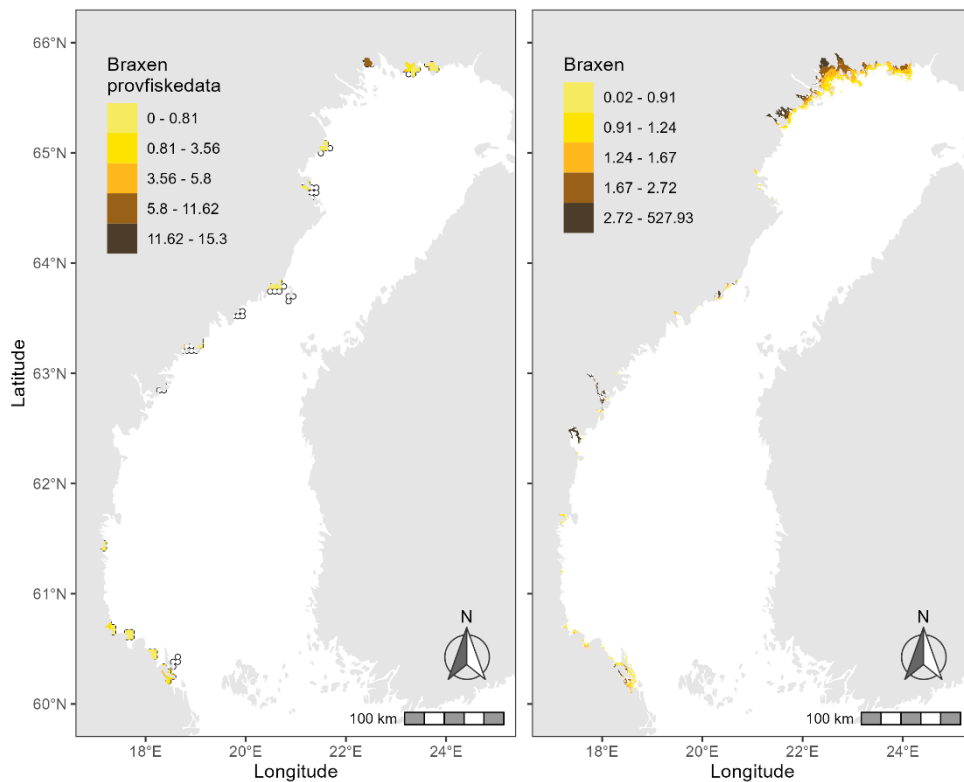


Figur 6. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för björkna i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.3. Braxen

Bottniska viken

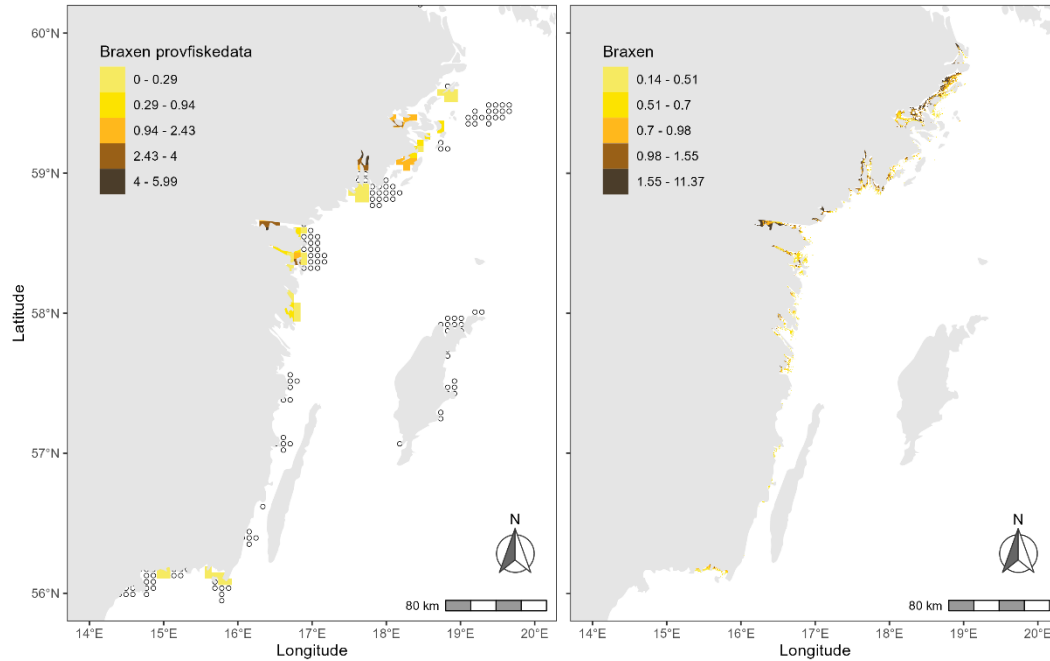
De största områdena med lämpliga habitat för braxen predikterades till skärgårdsområdet längst upp i Bottniska viken, men lämpliga habitat finns även i övriga delar av studieområdet. Lämpliga habitat återfinns främst i områden med lägre salthalt och siktdjup och som ligger långt från utsjön. Även abundansen påverkades främst av dessa variabler.



Figur 7. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för braxen i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för braxen i Egentliga Östersjön predikterades främst till vågskyddade skärgårdsområden och då främst områden med lägre siktdjup som inte ligger för nära utsjön. Högre abundans predikterades främst till områden längre från utsjön med lågt siktdjup.

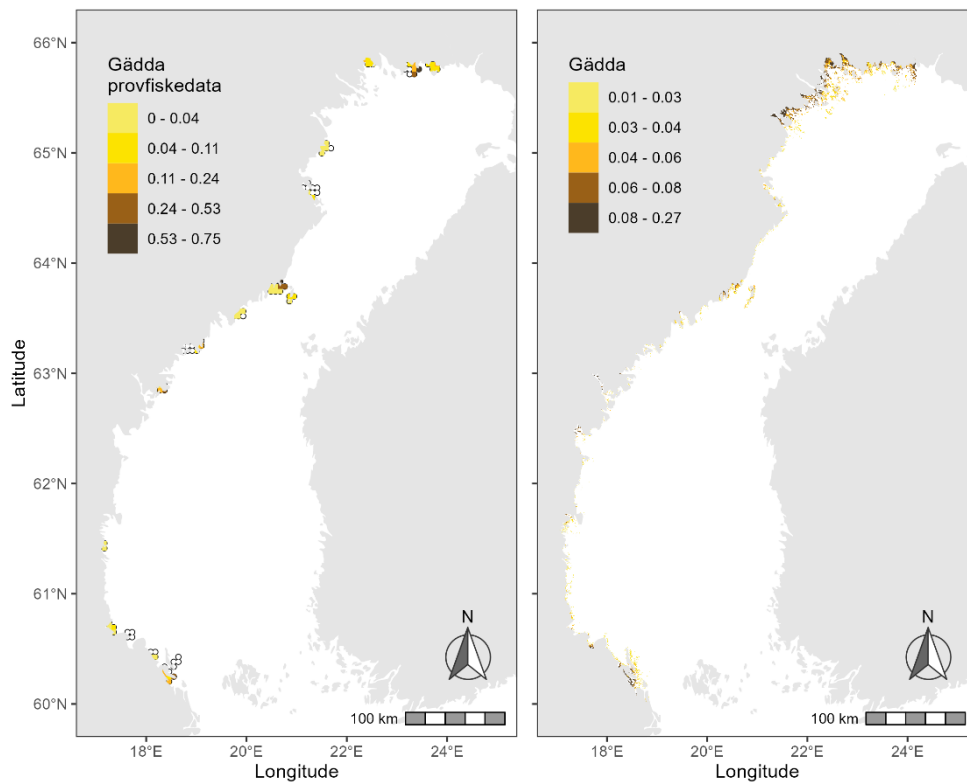


Figur 8. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för braxen i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.4. Gädda

Bottniska viken

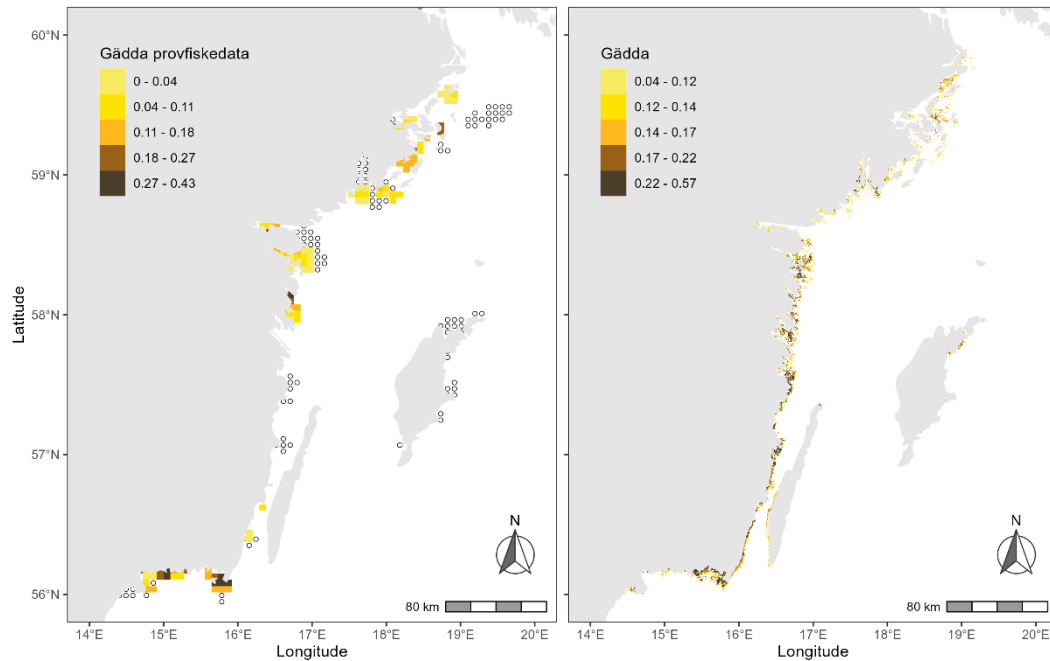
I Bottniska viken finns lämpliga habitat för gädda från norr till söder, med de största sammanhängande områdena återfinns i skärgårdarna längst upp i Bottenviken och längst i söder i Ålands hav. Lämpliga habitat utgörs främst av grunda, vågskyddade områden inte alltför nära utsjön. De högsta abundanserna predikterades även de till grunda och vågskyddade områden.



Figur 9. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för gädda i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för gädda återfanns i hela studieområdet och dessa predikterades främst till grunda, vågskyddade områden med högre salthalt. Högsta abundanserna predikterades även den främst till grunda, vågskyddade områden med lite högre salthalt.

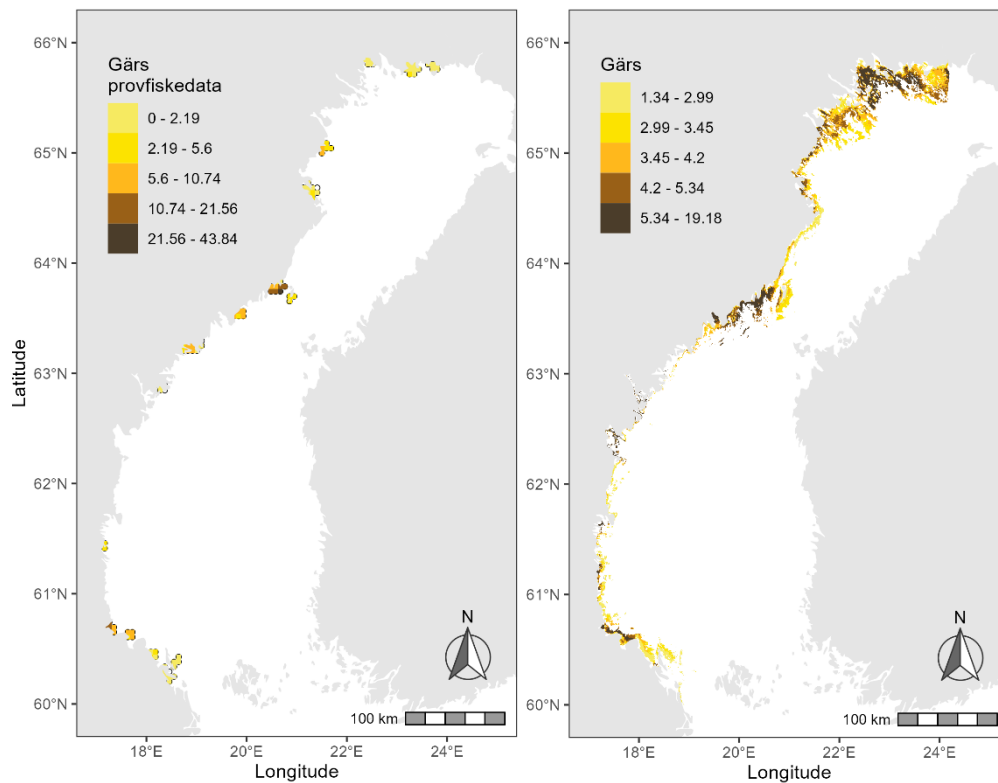


Figur 10. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för gädda i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.5. Gärs

Bottniska viken

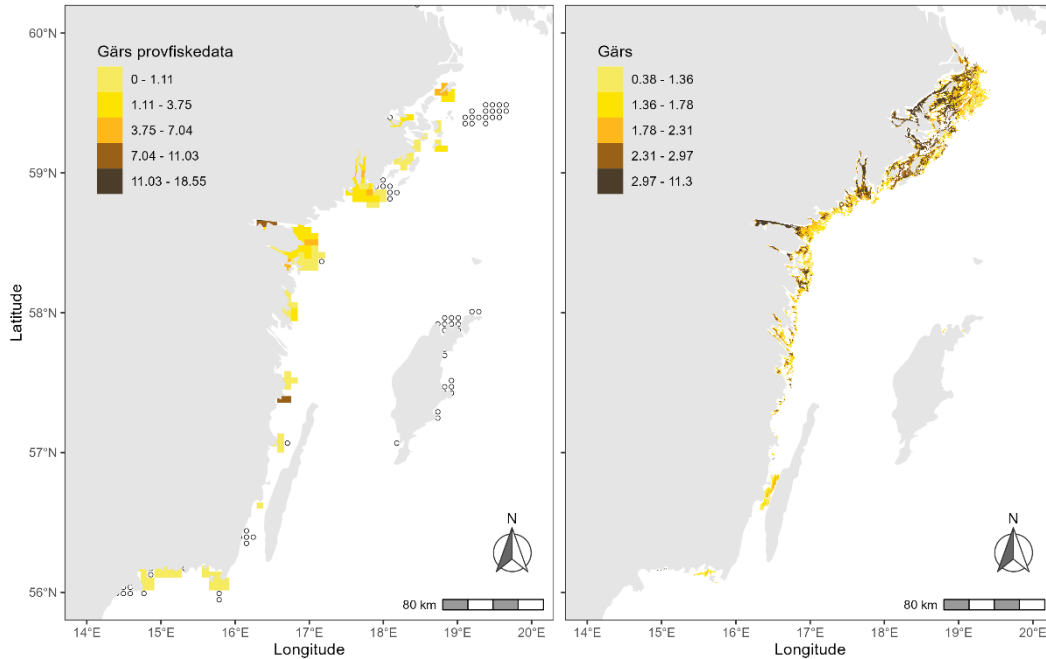
Lämpliga habitat för gärs predikterades i hela Bottniska viken, där de största områdena återfanns från Norra Kvarken och norrut i Bottenviken. Lämpliga habitat predikterades främst till mer vågexponerade områden med lägre salthalt. Även de högsta abundanserna predikterades till mer vågexponerade områden.



Figur 11. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfiskerierna, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbild till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för gärs i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för gärs återfanns främst från Östergötland och norrut. Lämpliga habitat predikterades till djupare och mer vågexponerade områden nära utsjön. Även den högsta abundansen predikterades främst till djupa vågexponerade områden.

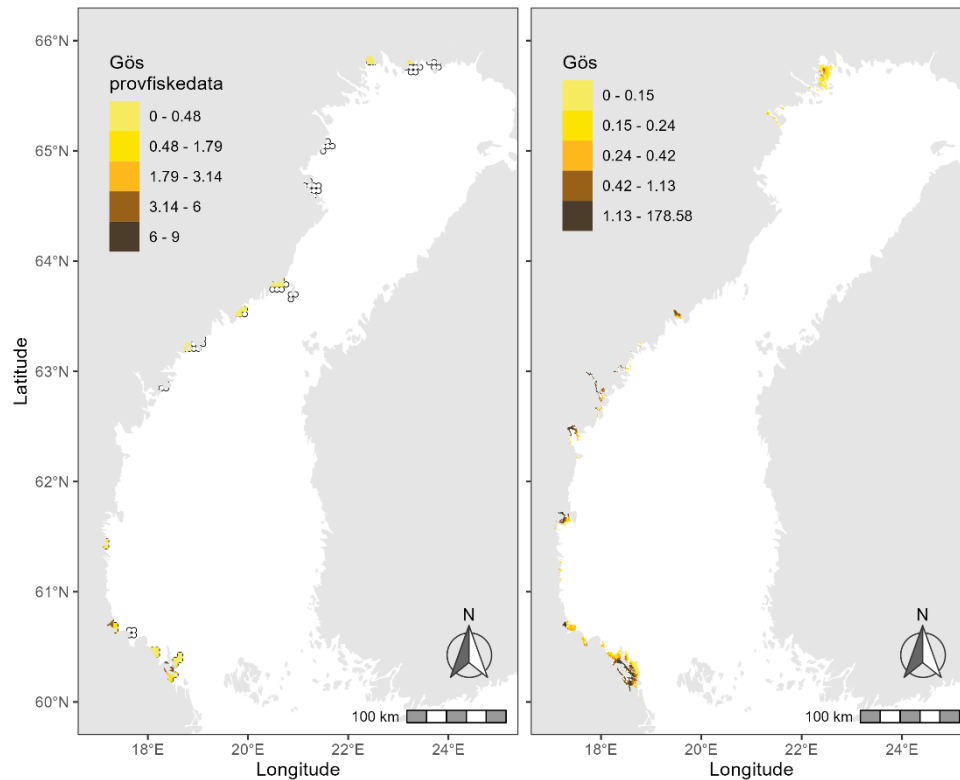


Figur 12. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för gärs i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.6. Gös

Bottniska viken

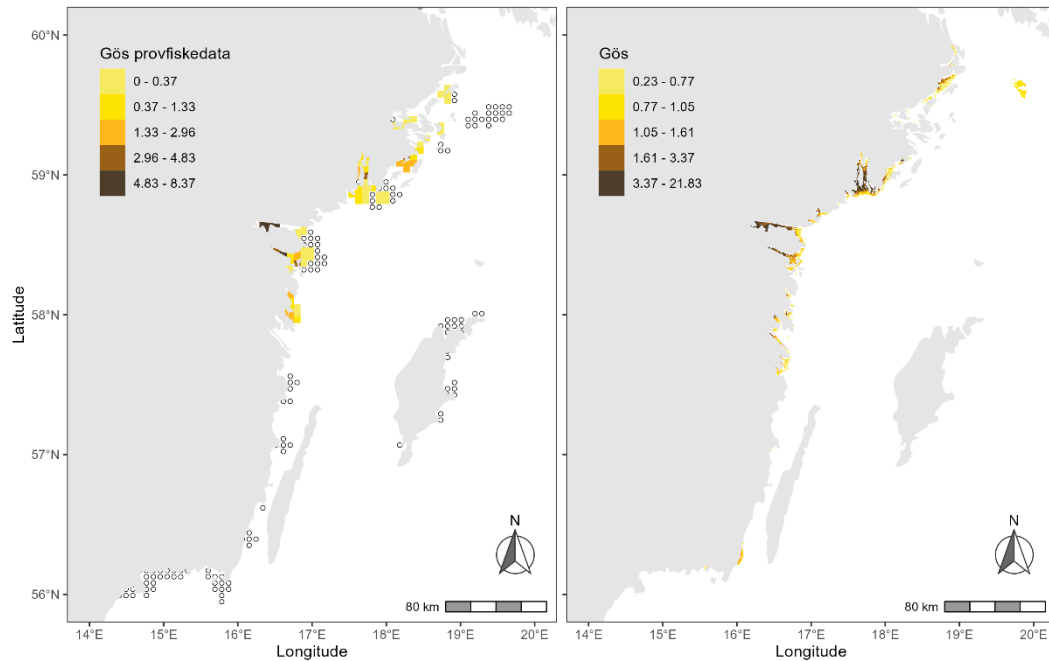
Lämpliga habitat för gös återfanns både i Bottenviken och i Bottenhavet, men i huvudsak predikterades de till varma vikar längre från utsjön i Bottenhavet. Även de högsta abundanserna predikterades till områden längre från utsjön.



Figur 13. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för gös i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Gösens huvudsakliga utbredningsområde ligger i norra Egentliga Östersjön, från Östergötland och norrut. Lämpliga habitat för gös predikterades till områden med lågt siktdjup. Även högsta abundanserna av gös predikterades till de mest grumliga områdena.

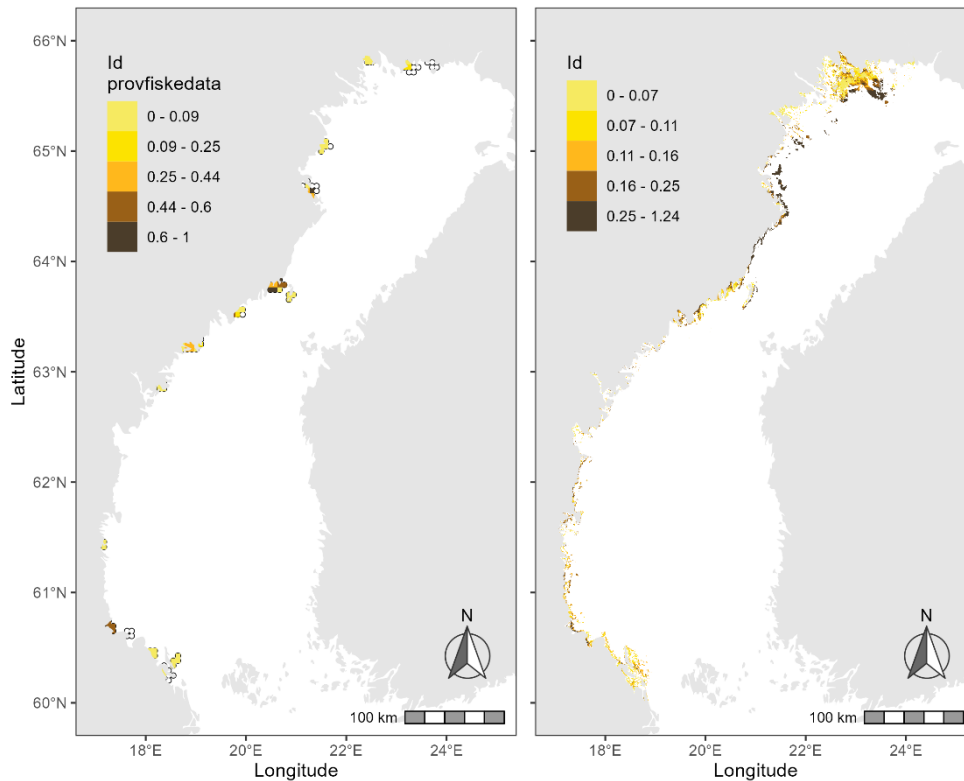


Figur 14. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för gös i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.7. Id

Bottniska viken

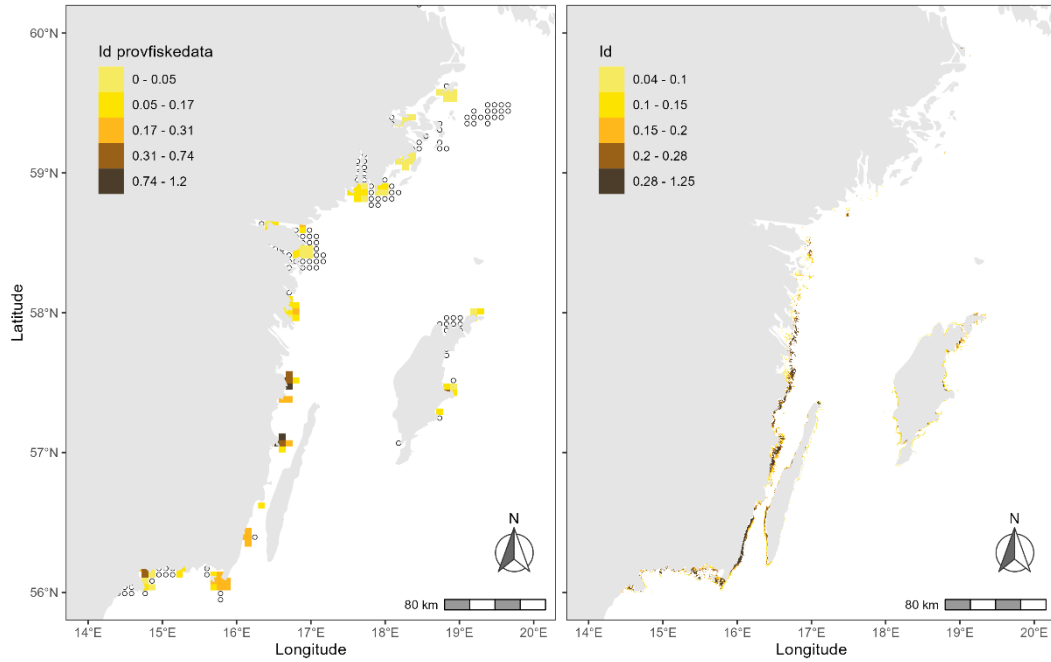
Lämpliga habitat för id återfanns i hela Bottniska viken och då främst i grunda och vågexponerade områden med lägre siktdjup. De högsta abundanserna predikterades till kallare vågexponerade områden med lägre siktdjup som inte ligger för långt från utsjön.



Figur 15. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfischen, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för id i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för id återfanns främst i de södra delarna av Egentliga Östersjön, där det främst var grunda områden nära utsjön som predikterades som lämpliga. Även högsta abundanserna predikterades till grunda områden nära utsjön.

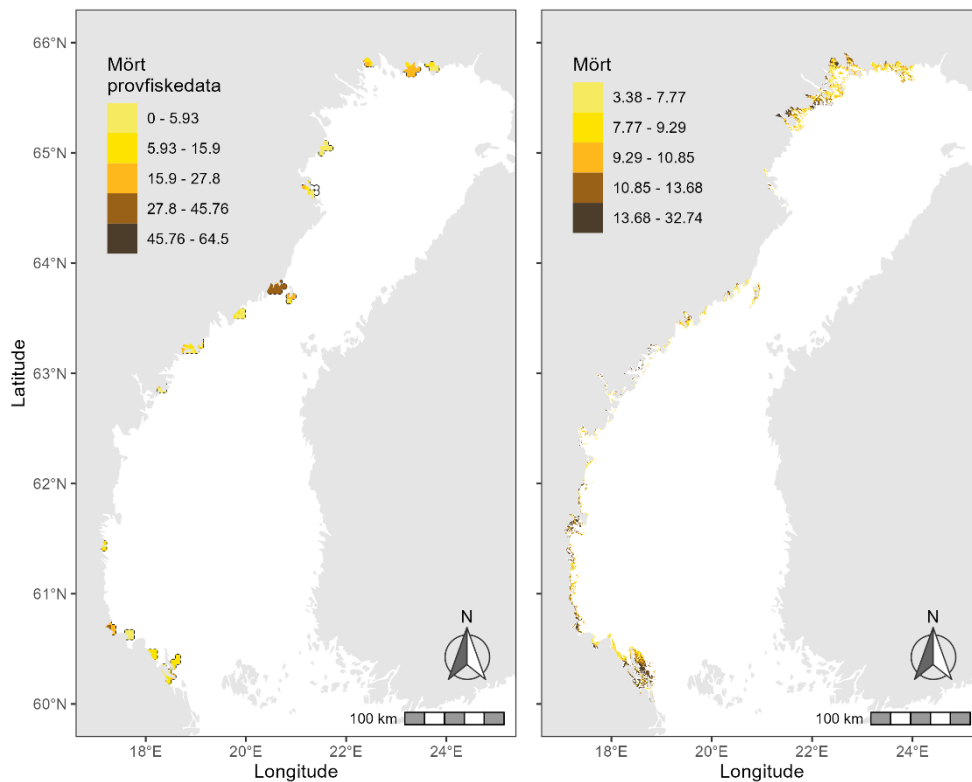


Figur 16. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfiskerierna, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbild till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för id i Egentliga Östersjön. Modellerade abundanserna har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.8. Mört

Bottniska viken

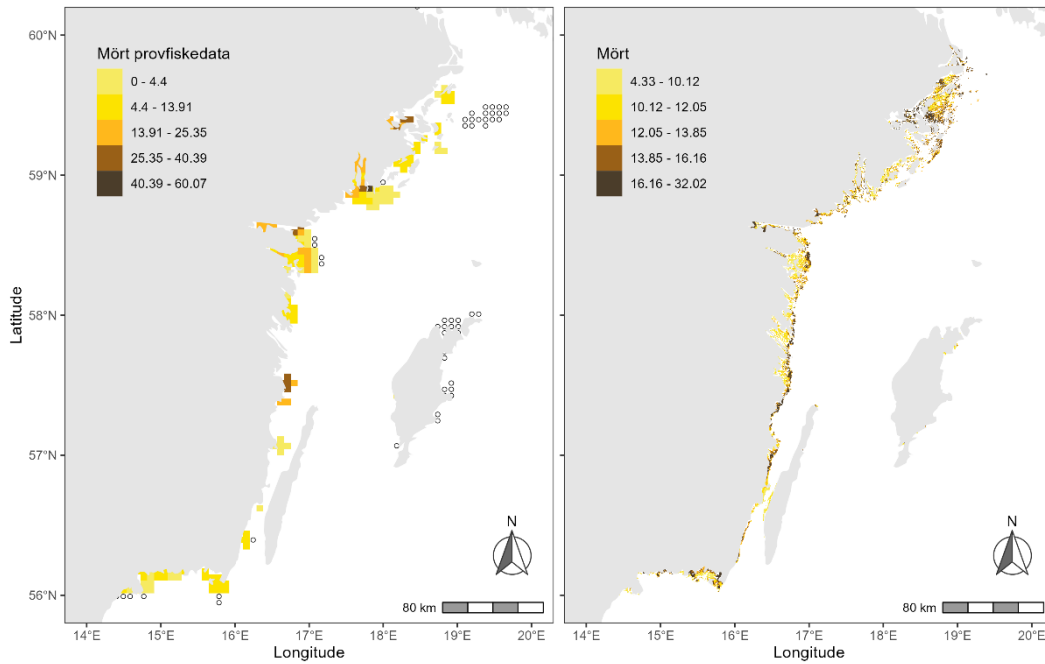
Lämpliga habitat för mört återfanns i hela Bottniska viken, med de största sammanhängande ytorna i skärgårdsområdena längst i norr respektive längst i söder. Lämpliga habitat predikterades främst till grunda områden med högre salthalt som ligger lite längre från utsjön. Samma kriterier gällde för de områden som predikterades ha högsta abundanserna av mört.



Figur 17. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för mört i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för mört återfanns i hela Egentliga Östersjön och det var framför allt grunda och inte alltför vågexponerade områden som predikterades som mest lämpade. Även tätheten av mört styrdes främst av djup och vågexponering och det var grunda och medelxponerade områden, lite närmare utsjön, som predikterades ha bäst förutsättningar för höga abundanser av mört.

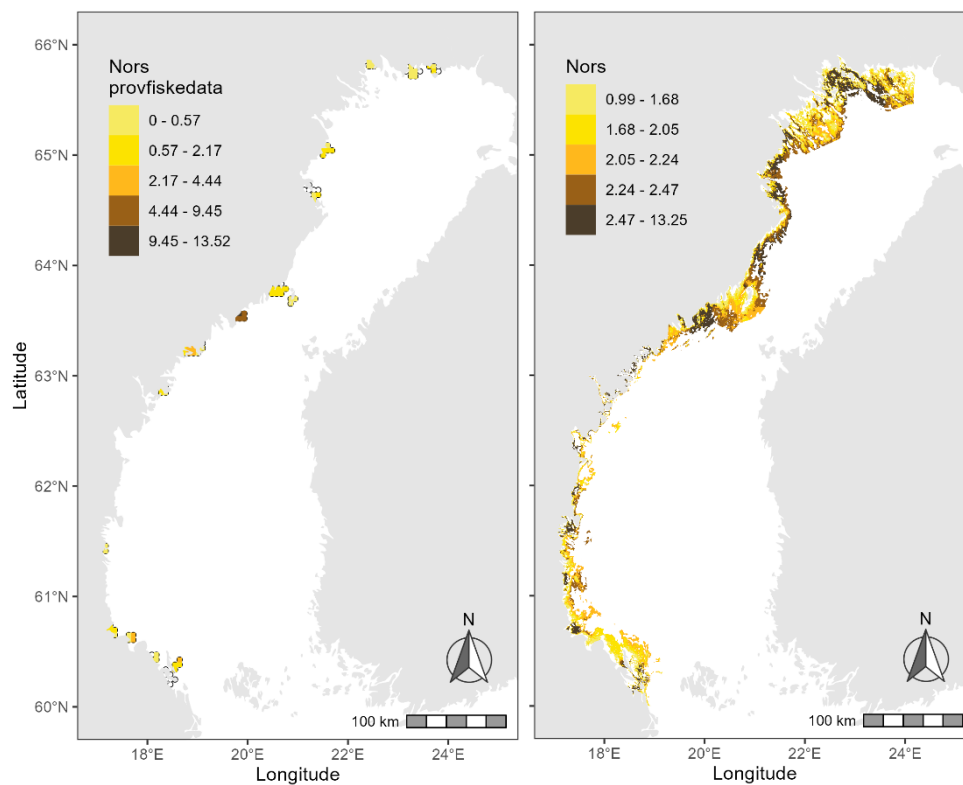


Figur 18. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för mört i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.9. Nors

Bottniska viken

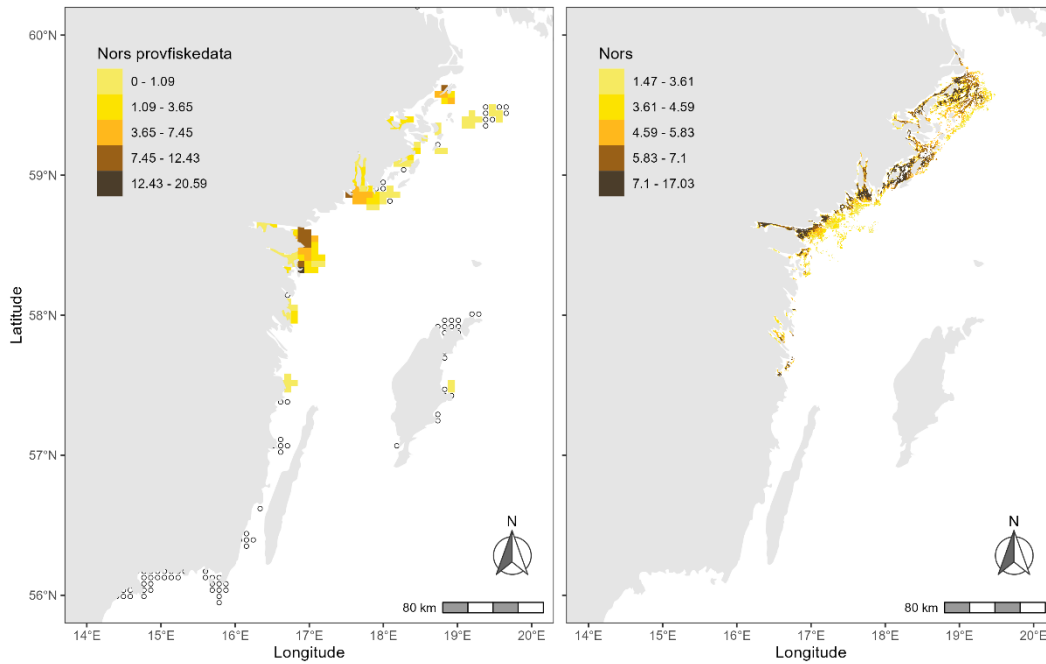
Lämpliga habitat för nors återfanns i hela Bottniska viken. Djup och salinitet var de viktigaste variablerna och de mest lämpade habitaterna predikterades till djupa områden med högre salinitet. Djup var även den variabel som, tillsammans med temperatur och avstånd till utsjön, påverkade tätheten mest, där högst abundans av nors predikterades till djupa och svalare områden som inte låg alltför nära utsjön. Värt att nämna är att nors är en kallvattenart och de kartor som presenteras här speglar utbredningen under sommaren.



Figur 19. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfiskerna, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbild till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för nors i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för nors återfanns främst i de norra delarna av studieområdet, från Östergötland och norrut. Djup, avstånd till utsjön och vågexponering var de variabler som påverkade både utbredning av lämpliga habitat och abundans mest. Lämpliga habitat och högst abundans predikterades främst till djupa och vågexponerade områden som inte ligger i direkt anslutning till utsjön.

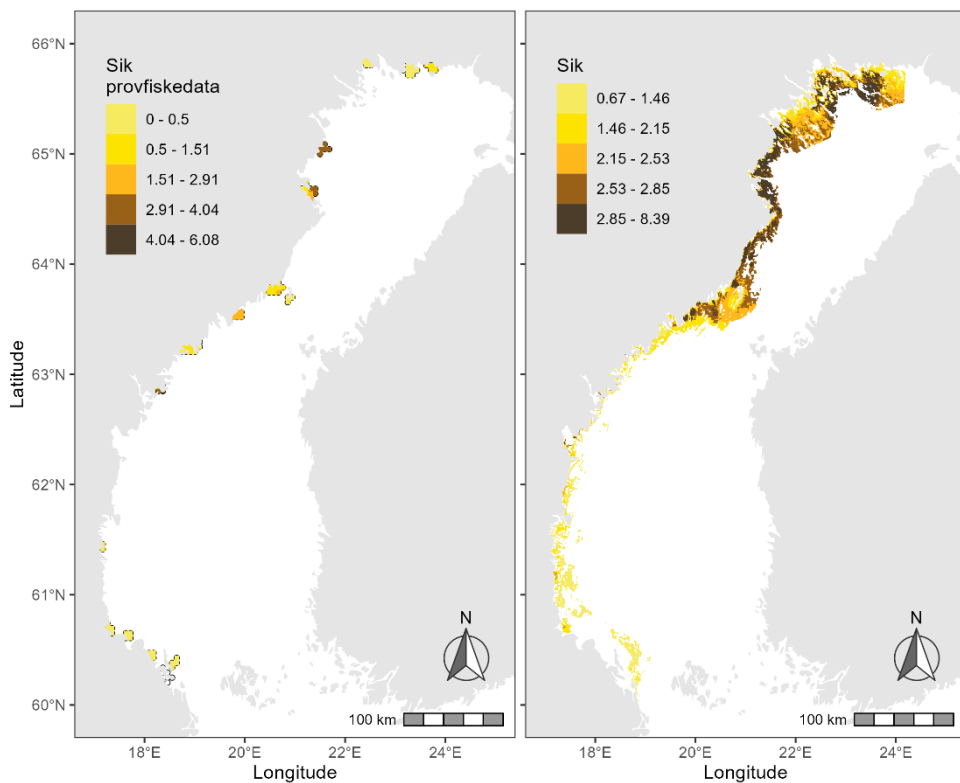


Figur 20. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för nors i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.10. Sik

Bottniska viken

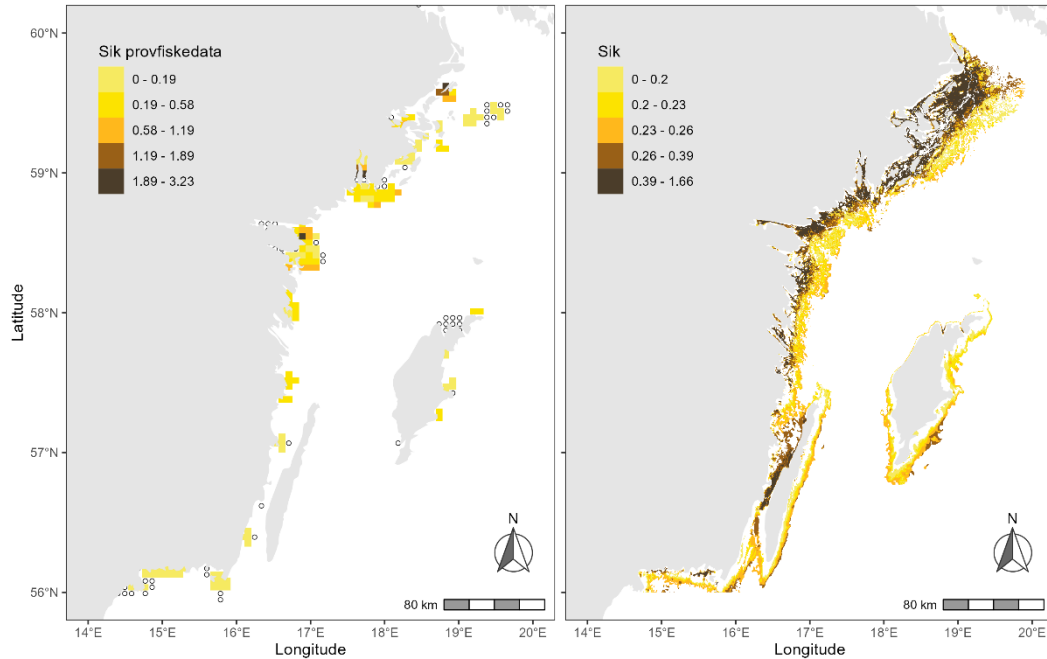
Lämpliga habitat för sik återfanns i hela Bottniska viken, men de största sammanhängande områdena finns framförallt i Bottenviken. Det var främst djupa svalare områden som predikterades som lämpliga. Även abundansen styrdes främst av djup och temperatur och de högsta abundanserna predikterades till djupa och svala områden, främst i Bottenviken. Precis som nors är sik en kallvattenart och de kartor som presenteras här speglar utbredningen under sommaren.



Figur 21. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för sik i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för sik återfanns i hela Egentliga Östersjön. Djup och avstånd till utsjön var de variabler som bidrog mest till både förekomstmodellen och abundansmodellen. Lämpliga habitat och högst abundans predikterades till djupare områden som inte låg för nära utsjön.

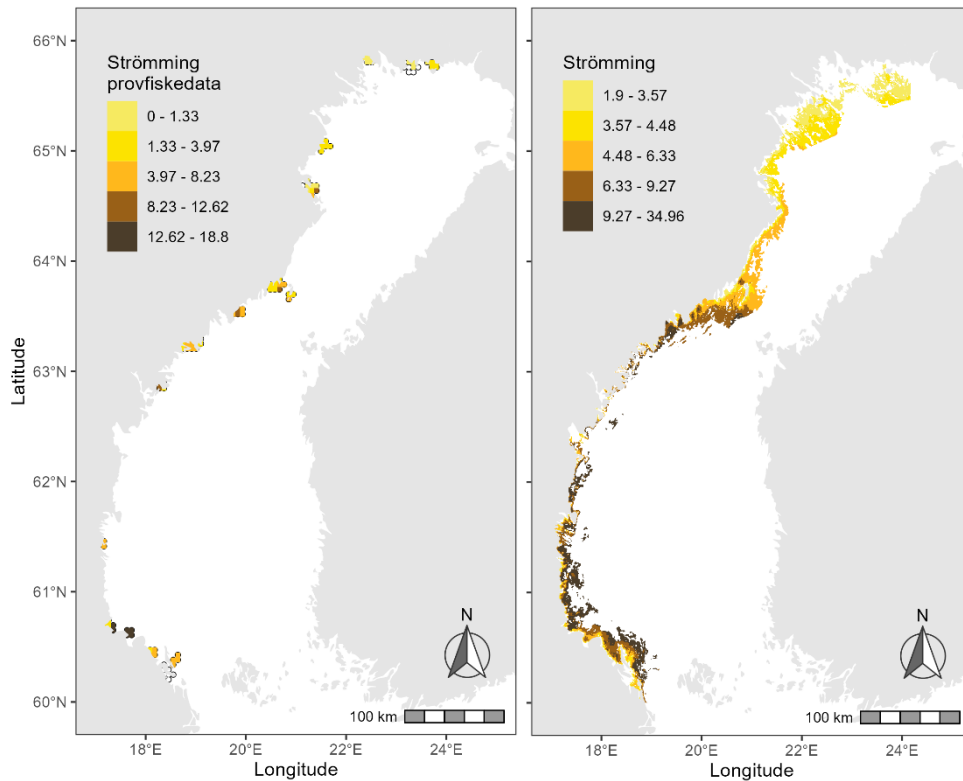


Figur 22. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för sik i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.11. Strömning

Bottniska viken

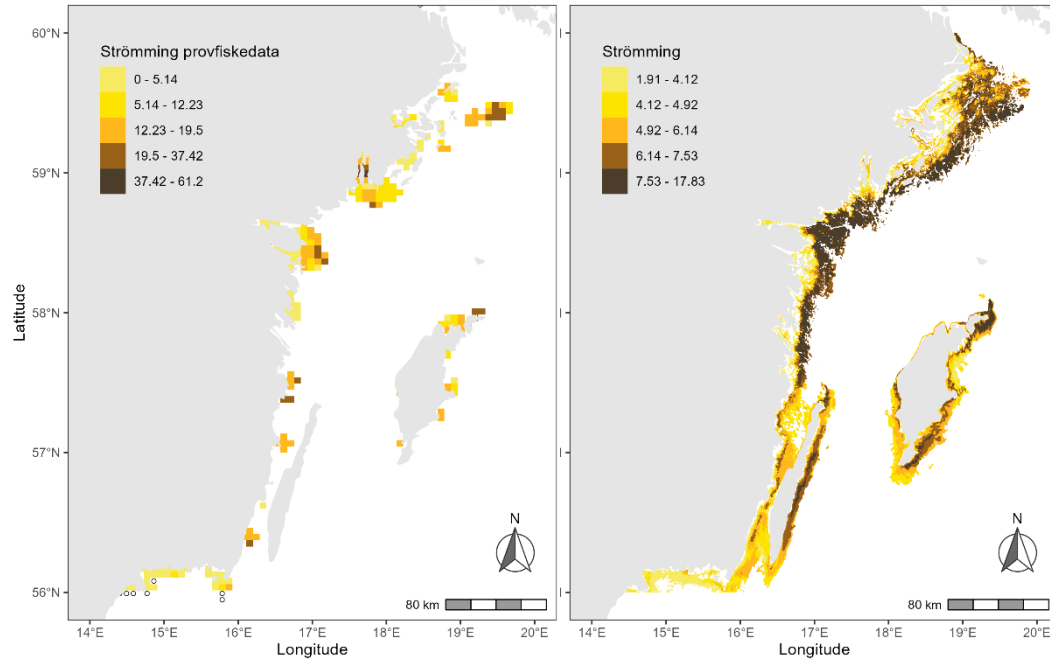
Lämpliga habitat för den kustnära strömning återfanns i hela Bottniska viken, men de högsta abundanserna predikterades till Bottenhavet. Salinitet var den variabel som bidrog mest, där både lämpliga habitat och hög abundans predikterades till områden med högre salinitet.



Figur 23. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfiskeriet, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för strömning i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för strömming återfanns i hela Egentliga Östersjön. Lämpliga habitat predikterades främst till djupa och vågexponerade områden. De högsta abundanserna predikterades till de mest vågexponerade områdena.

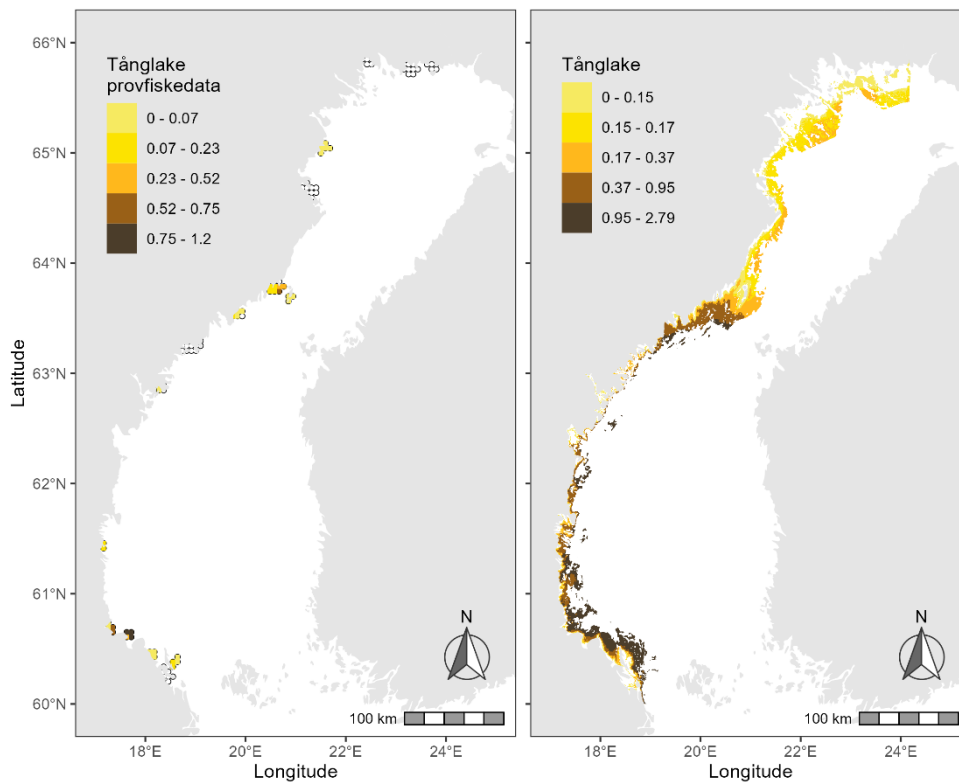


Figur 24. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för strömming i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

3.2.12. Tånglake

Bottniska viken

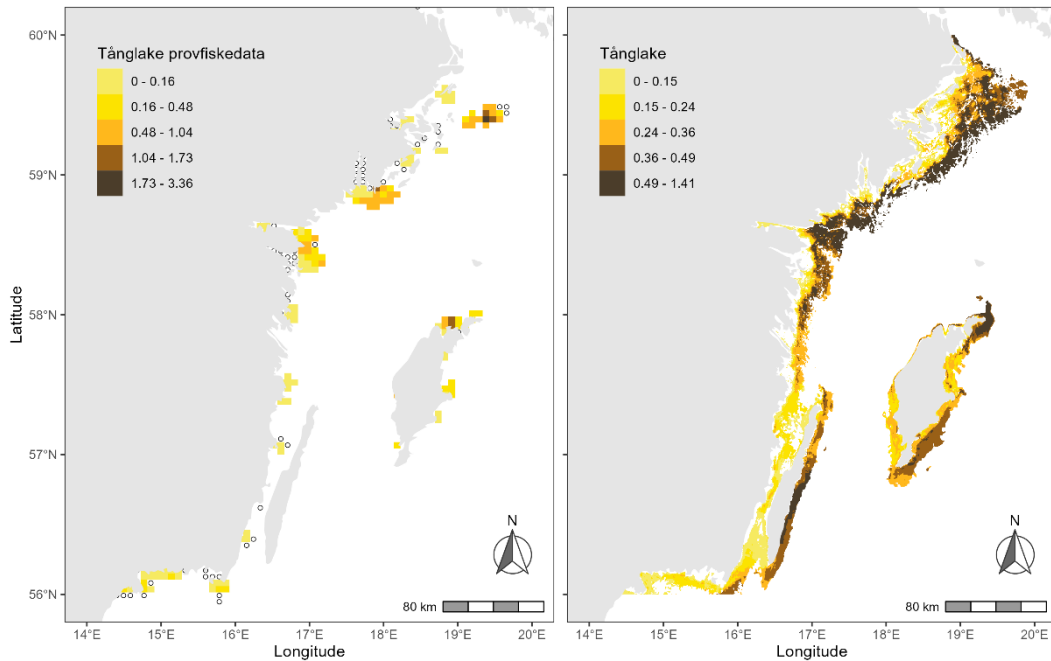
Lämpliga habitat för tånglake återfanns i hela Bottniska viken. Vågexponering var den variabel som bidrog mest till förekomstmodellen och lämpliga habitat predikterades främst till de mest vågexponerade områdena. Vågexponering var även den variabel som påverkade abundansen mest och de högsta abundanserna predikterades till mer vågexponerade och djupare områden.



Figur 25. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfisken, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för tånglake i Bottniska viken. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Egentliga Östersjön

Lämpliga habitat för tånglake återfanns i hela Egentliga Östersjön. Precis som i Bottniska viken var vågexponering den variabel som bidrog mest till förekomstmodellen och lämpliga habitat predikterades främst till de mest exponerade områdena. Vågexponering var även den variabel som påverkade tätheten mest och högst abundans predikterades till mer exponerade och djupare områden.



Figur 26. Kartbild till vänster visar medelfångst per nät i provfischen, där områden utan fångst visas som tomma punkter. Kartbilden till höger visar predikterade områden med lämpliga habitat för tånglake i Egentliga Östersjön. Modellerade abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

4. Diskussion

Heltäckande kartor över värdefulla livsmiljöer är viktiga i många förvaltningssammanhang. I denna studie har vi genom en deltamodellering, en teknik där man kombinerar förekomst- och abundansmodeller, tagit fram heltäckande utbredningskartor över lämpliga habitat för ett flertal arter separat för Bottniska viken och Egentliga Östersjön. De framtagna kartorna ger således information om var vi har goda miljöbetingelser för de olika arterna och även var man kan förvänta sig ha högst abundanser. Kartorna kan lämpligen användas inom arbetet med fiskförvaltning, havsplanering, grön infrastruktur och områdesskydd på regional nivå. Vid mer lokal användning, till exempel vid geografiskt avgränsade tillstånds- och strandskyddsdispensärenden, bör kartorna användas med försiktighet då metodiken vid kartläggningen och de underliggande prediktionslagren avpassats för att identifiera mer storskaliga mönster inom hela studieområdena. Kartornas upplösning medger exempelvis inte att man utifrån enskilda pixlar i kartorna kan bedöma om man ska ge tillstånd för en enskild brygga, utan de är istället utformade för att identifiera viktiga områden på större skala.

Utformningen för den provtagning som ligger till grund för denna kartläggning, där man fiskar med flera nät samlat inom ett geografiskt begränsat område, är inte optimal för rumsliga analyser där man hellre ser en mer heltäckande geografisk utbredning. I flera av provfiskeområdena upprepar man dessutom provtagningen årligen, vilket gör att områden som provtagits mer får större genomslag i modellerna än andra områden. I denna studie hanterade vi provtagningar på stationer olika år som separata replikat, vilket gör att även mellanårsvariation skulle kunna påverka modellerna. Vi testade detta genom att för några arter jämföra förklaringsgrad för modeller och visuellt jämföra utseendet på responskurvor och kartprediktion för modeller utan år respektive modell där år ingick som faktor. Då skillnaden i förklaringsgrad var liten mellan modeller med år respektive utan och kartprediktioner och responskurvor var snarlika togs år inte med i de slutgiltiga modellerna. Vid framtida studier med liknande data vore det bra att ta hänsyn till strukturen i data och att replikaten som använts är beroende av varandra inom både områden och över tid (år), se tex (Anderson et al. 2022).

Trots att bakomliggande data inte var optimalt anpassade för rumsliga analyser blev förekomstmodellerna i denna studie över lag starka, där en majoritet av dem hade ett AUC-värde över 0,8. Vid utvärderingen av ensemblen på förekomstdata användes den inbyggda funktionen i biomod2-paketet, där utvärderingen sker på samma data som används för att bygga modellen. Ett alternativ för framtida studier kan vara att manuellt testa modellerna på separata data, likt det som görs för abundansmodellerna, för att få ett säkrare mått på modellernas styrka. Förklaringsgraden för abundansmodellerna var, med ett par undantag, förhållandevis höga. Även om abundansmodellerna utvärderades genom att bygga modellen på 75% av data och testa dem på resterande 25%, finns det en förhållandevis stor risk att passningsdata och testdata liknar varandra i avseende på geografiskt läge och tidsperiod (år) eftersom tidsserier användes som indata. Vid framtida studier skulle man till exempel kunna använda sig av någon form av rumsligt och temporalt stratifierat urval när man delar upp data i passning, respektive testdata för att få ett mer balanserat test. Abundansmodellerna för gädda hade lägre förklaringsgrad än övriga modeller, vilket skulle kunna bero på artens låga fångstbarhet i nät. För gäddan är det därmed framför allt de utpekade förekomsterna av lämpliga habitat i kartprediktionerna snarare än abundanserna man bör fokusera på. Förklaringsgraden för abundansmodellerna var över lag högre i Bottniska viken än för motsvarande modell i Egentliga Östersjön. En orsak till detta är troligen att marina arter och varmvattenarter, på grund av Bottniska vikens lägre temperatur och mer utsötade vatten, där är starkare knutna till specifika miljöer där betingelserna är rätt. Även högre påverkan på förekomst och abundans av fisk från artinteraktioner i Egentliga Östersjön, främst i form av predation från spigg, säl och skarv (Hansson mfl 2018, Olin m fl 2022), kan göra det svårare att hitta tydliga kopplingar till de miljövariabler vi inkluderat i modellerna här. Vid utvärderingen av kartorna låg passningen (R^2) i paritet med motsvarande abundansmodell och lutningen i regressionen mellan observerat och predikerat var för alla arter skiljt från noll (Tabell 5). Det innebär att det för alla arter fanns en statistiskt signifikant relation mellan observerad och predikerad abundans i lämpliga habitat. Kartorna för gädda hade lägre förklaringsgrad och som tidigare nämnts bör man där främst fokusera på utbredningen.

Det är inte helt lätt att jämföra habitatkartorna i denna studie med motsvarande för yngel som baseras på undersökningar med tryckvåg (Erlandsson m fl 2021), då provtagning med tryckvåg vanligtvis inte utförs djupare än 5-6 meter, medan man vid nätprovfisken ibland till och med fiskar djupare än 20 meter. Man kan ändå se att de huvudsakliga mönstren är lika för flera arter, t.ex. abborre och gädda där det är i de grunda och skyddade områdena som vi har lämpliga habitat, men där habitat för den vuxna fisken sträcker sig över större ytor. I vissa fall ser man även att den vuxna fisken nyttjar delvis andra miljöer än yngel. Ett sådant exempel är mört i Egentliga Östersjön, där abundansmodellen indikerar att den vuxna mörten kan röra

sig mer i områden närmare utsjön, medan reproduktionsområdena finns i vågskyddade, varma områden närmare fastlandskusten. I detta fall hänger detta troligen samman med att den vuxna fisken nyttjar födoresurser i den yttre skärgården, i mörtens fall sannolikt blåmusslor (Lappalainen m fl 2005).

De provfiskedata som används här är insamlat mellan åren 2002 och 2021 och de kartor som tagits fram här visar en bild över hur fångsterna sett ut i provfiskena under den aktuella tidsperioden. Habitat på kusten är under ständig förändring i relation till olika belastningar och miljöfaktorer vilket innebär att vissa områden som klassas som bra habitat inte med säkerhet behöver vara fungerande idag, utan visar att de har potential att vara det. På motsvarande sätt finns det risk att modellerna som används här missar områden som historiskt varit bra habitat och skulle kunna bli det igen om arters utbredning ökar. Exempelvis har stora reproduktionsområden för abborre och gädda i mellan- och ytterskärgården gått förlorade de senaste decennierna till följd av den kraftiga ökningen av storspigg, där spiggen genom predation på ägg och larver kan slå ut reproduktionen för kustarter med lokala bestånd (Eklöf m fl 2020, Bergström och Erlandsson 2022). Detta har lett till kraftigt minskad förekomst av vuxen fisk också i dessa miljöer. Man bör även tänka på att kartorna bygger på data som samlats in vid provfisken i augusti och därmed visar utbredning och täthet under den varma delen av året. Kartor framtagna på data från en annan tidsperiod och säsong skulle till vissa delar skilja sig från de som presenteras här. Även valet av provfiskeredskap påverkar modellerna. Provfiskenät är passiva redskap där fångstbarheten för de olika arterna beror på hur aktiva de är i sitt beteende. Till exempel fångas gädda, som är en bakhållsjägare, dåligt i de Nordiska kustöversiktsnäten (Olsson 2019), medan abborre och mört som är mer aktiva fångas bättre. Även pelagiska arter som strömming och nors provtas traditionellt med andra redskap, t.ex. trålning kopplad till hydroakustik.

När man tar fram utbredningskartor utifrån modellerna påverkas kartornas kvalitet i hög grad av kvaliteten på de bakomliggande miljövariablernas kartunderlag. Ju bättre kartunderlag det finns tillgängligt för miljövariablerna som används vid modelleringen desto bättre och mer precisa blir kartprediktionerna. I denna studie baseras t.ex. kartan över vattendjup på sjökortsdata och i många områden är djupinformationen av låg kvalitet och även om vi minskar den problematiken genom att ta ett medeldjup inom 100 meters radie, skulle sannolikt ett bättre kartunderlag för djup ge bättre kartprediktioner. Kartunderlagen för salinitet och temperatur var i grov upplösning och fångar därför kanske inte upp de småskaliga gradienter i dessa variabler som är viktiga i skärgårdsområden. Om kartunderlag för djupdata, siktdjup, temperatur och salinitet funnits tillgängligt i högre upplösning hade modellerna t.ex. haft bättre möjlighet att fånga upp de småskaliga gradienter och variationer som finns i t.ex. skärgårdsmiljöer. Utöver datatillgången

och förklaringsvariablernas kvalitet medför även modellerna i sig en osäkerhet, men i och med att ensemblemodellering används där risken för enskilda fel minskas då mönster som fångas upp av flera tekniker förstärks och varje enskild modelleringsteknik i både förekomstmodellerna och abundansmodellerna itererades tio gånger reduceras även osäkerheten i enskilda körningar till viss del.

I Östersjön förespås utbredningen av många arter förändras på grund av klimateffekter, bland annat på grund av stigande vattentemperatur och utsötning (Snickars m fl 2015). Klimateffekterna kommer sannolikt påverka arter i olika grad och på olika sätt, där t.ex. vår- och sommarlekande arter som abborre och karpfiskar kan gynnas av varmare vatten medan kallvattenarter och marina arter sannolikt påverkas mer negativt av stigande vattentemperaturer. Det finns t.ex. redan nu tecken på att sikens yngelområden längs kusten har påverkats negativt, där en möjlig förklaring till detta tros just vara relaterat till klimatförändringar och då framför allt de varmare vintrarna och en minskad istäckning (Veneranta m fl 2013, Florin m fl 2019). Vid tidigare kartläggningar av uppväxtområden i Östersjön (Erlandsson m fl 2021) såg man en stark koppling mellan förekomsten av ett flertal arter och temperatur och salinitet. Även i denna studie kunde samband påvisas mellan framför allt salinitet och förekomst av lämpliga habitat och abundans för ett flertal arter. Detta skulle kunna göra det möjligt att använda modellerna för att prediktera hur olika klimatscenarier kan förväntas påverka arternas utbredning, vilket i sin tur öppnar för en proaktiv och klimatanpassad förvaltning av fiskbestånd i Östersjön.

5. Tack

Det har krävts 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 datapunkt är värdefull.

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.
- Anderson SC, Ward EJ, English PA, Barnett LAK. (2022). sdmTMB : an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. bioRxiv.:1–17.
- 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 PE (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, U., Sundblad, G., Downie, A., Snickars, M., Boström, C., & Lindegarth, M. (2013). *Evaluating eutrophication management scenarios in the Baltic Sea species distribution modelling*. Journal of Applied Ecology, ss. 680-690.
- Bergström, U., Erlandsson, M. (2022). *Spiggens påverkan på rekryteringsområden för abborre och gädda i Östersjön*. Aqua notes 2022:1. SLU, Institutionen för akvatiska resurser. doi.org/10.54612/a.4bb5blrfa9
- 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
- Daoud JI. (2017). *Multicollinearity and regression analysis*. J. Phys.: Conf. Ser. 949 012009
- Eklöf, J. S., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J. P., Eriksson, B. K., & Bergström, U. (2020). *A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem*. Communications Biology.
- Erlandsson M, Fredriksson R, Bergström U (2021). *Kartering av uppväxtområden för fisk i grunda områden i Östersjön*. Institutionen för akvatiska resurser , Sveriges lantbruksuniversitet. Aqua reports ; 2021:17.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. (1997) *A Review of Methods for the Assessment of Prediction Errors in Conservation Presence/Absence Models*. Environmental Conservation, 24, 38-49. <http://dx.doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- Florin AB, Jonsson AL, Fredriksson R. 2019. *Sik i Östersjön – en kunskapsammanställning*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019;10 ISBN 978-91-88727-42-8.

- Fredriksson R, Erlandsson M, Bergström U (2021). *Kartering av uppväxtområden för fisk och större kräftdjur i grunda områden i Västerhavet*. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet. Aqua reports ; 2021:15.
- Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N., Kautsky, L., Lundström, K., Lunneryd, S.-G., Ovegård, M., Juhani Salmi, J., Dmitry Sendek, D., & Vetemaa, M. (2018). Competition for the fish—Fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds *ICES Journal of Marine Science*, 75, 999–1008. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx207>.
- Hosmer DW, Lemeshow S (2000) *Applied logistic regression*. 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York. doi10.1002/0471722146.
- Hyndman RJ. (2006). *ANOTHER LOOK AT FORECAST-ACCURACY METRICS FOR INTERMITTENT DEMAND*. *Foresight*, 4, 46.
- Isæus M (2004). *Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea*. Stockholm: Department of Botany, Stockholm University.
- Kallasvuo, M., Vanhatalo, J., & Veneranta, L. (2016). *Modeling the spatial distribution of larval fish abundance provides essential information for management*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, ss. 636-649.
- Karlsson M (2020). *Undersökningstyp: Provfiske i Östersjöns kustområden - Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät*. Version 1:4 2020-02-03. <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/overvakningsmanualer-for-miljoovervakning/overvakningsmanualer/provfiske-i-ostersjons-kustomraden---djupstratifierat-provfiske-med-nordiska-kustoversiktsnat.html>
- Lappalainen, A., Westerbom, M., & Heikinheimo, O. (2005). *Roach (Rutilus rutilus) as an important predator on blue mussel (Mytilus edulis) populations in a brackish water environment, the northern Baltic Sea*. *Marine Biology*, 147, 323-330.
- Le Pape o, Delavenne J, Vaz S (2022). *Quantitative mapping of fish habitat: A useful tool to design spatialised management measures and marine protected area with fishery objectives*. *Ocean Coast. Manag.*, 87, 8-19 <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.018>.
- Naimi B, Araújo MB (2016). *sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling*. *Ecography*, 39(4), 368–375.
- Olin, A.B. Olsson, J., Eklöf, J.S., Eriksson, B.K., Kaljuste, O., Briekmane, L., Bergström, U. (2022). Increases of opportunistic species in response to ecosystem change: the case of the Baltic Sea three-spined stickleback. *ICES Journal of Marine Science*, Volume 79, Issue 5, July 2022, Pages 1419–1434, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac073>.
- Olsson J (2019). *Past and current trends of coastal predatory fish in the baltic sea with a focus on perch, pike, and pikeperch*. *Fishes*, 4(1), 7. <https://doi.org/10.3390/fishes4010007>
- Rubec PJ, Kiltie R, Leone E, Flamm RO, McEachron L, Santi C (2016). *Using delta-generalized additive models to predict spatial distributions and population abundance of juvenile pink shrimp in Tampa Bay, Florida*. *Mar Coast Fish* 8: 232–243.

- 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.
- Sundblad, G., Bergström, U., Sandström, A., & Eklöv, P. (2013). *Nursery habitat availability limits adult stocks sizes of predatory coastal fish*. Journal of Marine Science, ss. 672-680.
- Thuiller W, Georges D, Gueguen M, Engler R, Breiner F (2021). *biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling*. R package version 3.5.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=biomod2>>.
- Veneranta L, Hudd R, Vanhatalo J (2013). *Reproduction areas of sea-spawning coregonids reflect the environment in shallow coastal waters*. Mar Ecol Prog Ser 477, 231–250.

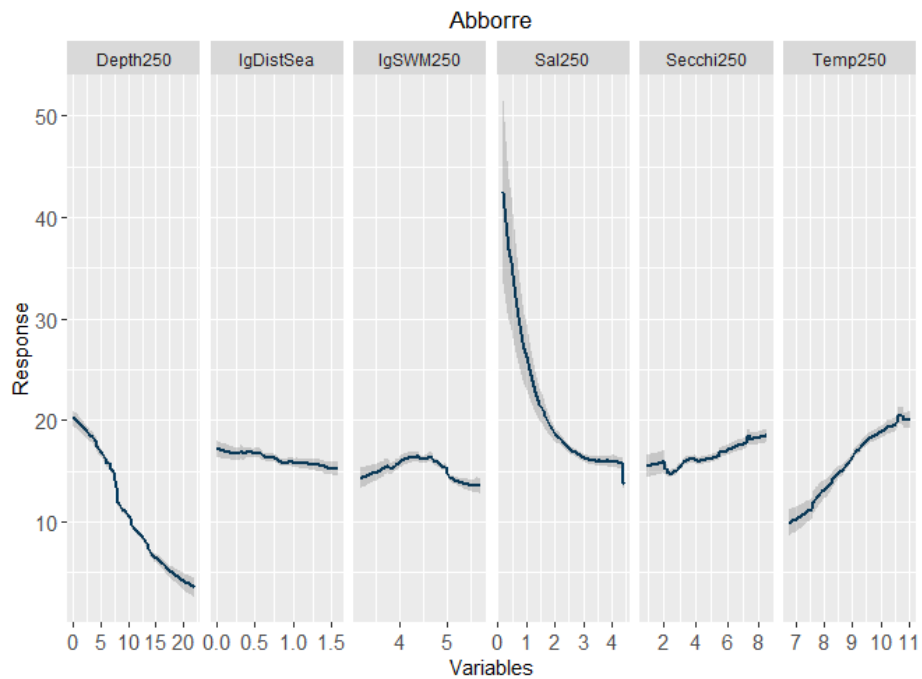
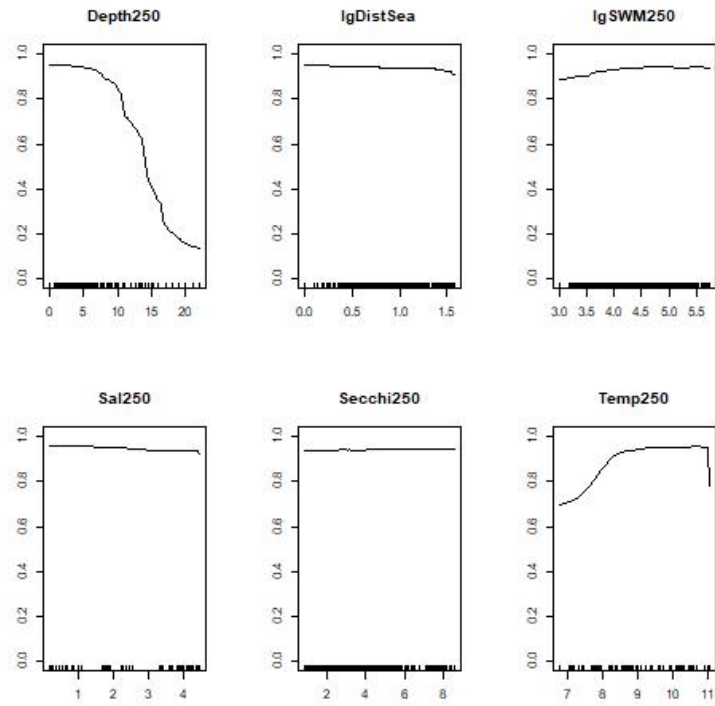
Bilaga 1 - Responskurvor

I figur 27-50 visas responskurvor för ensemblemodellerna som beskriver förhållandet mellan de modellerade arterna och de olika miljövariablerna och är en kombination av responserna för alla de enskilda modeller som ingått i ensemblen. Vid själva modelleringen har olika förkortningar för miljövariablerna använts och dessa förklaras i Tabell 6.

Tabell 6. Förklaring av miljövariablernas förkortningar

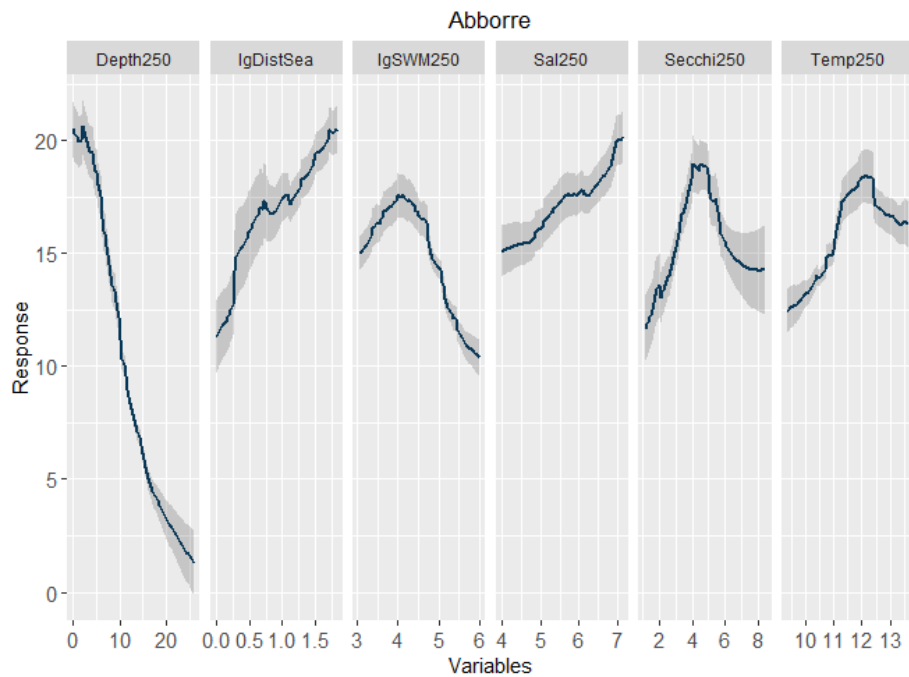
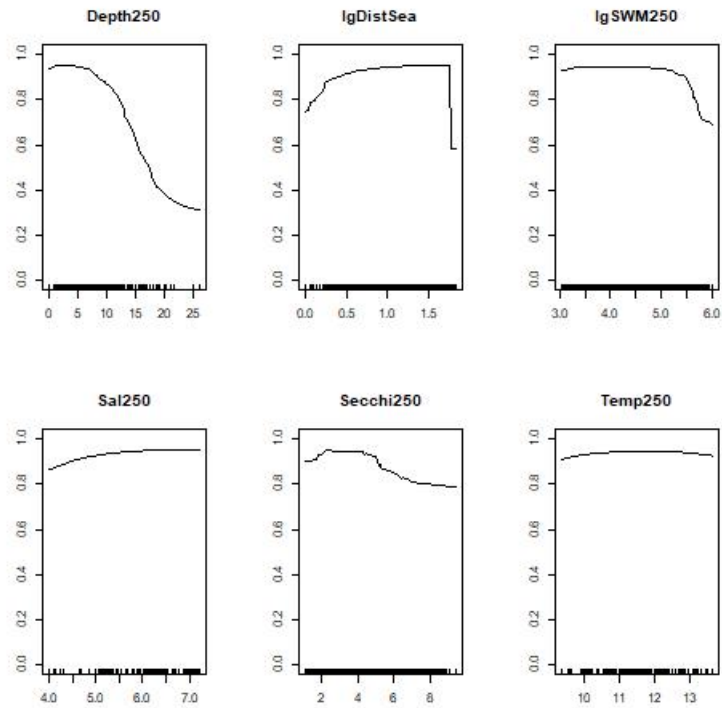
Arbetsnamn	Variabel
Depth250	Djup
lgSWM250	Vågexponering (logaritmerad)
lgDistSea	Avstånd utsjö (logaritmerad)
Secchi250	Siktdjup
Sal250	Salinitet
Temp250	Temperatur

Abborre – Bottniska viken



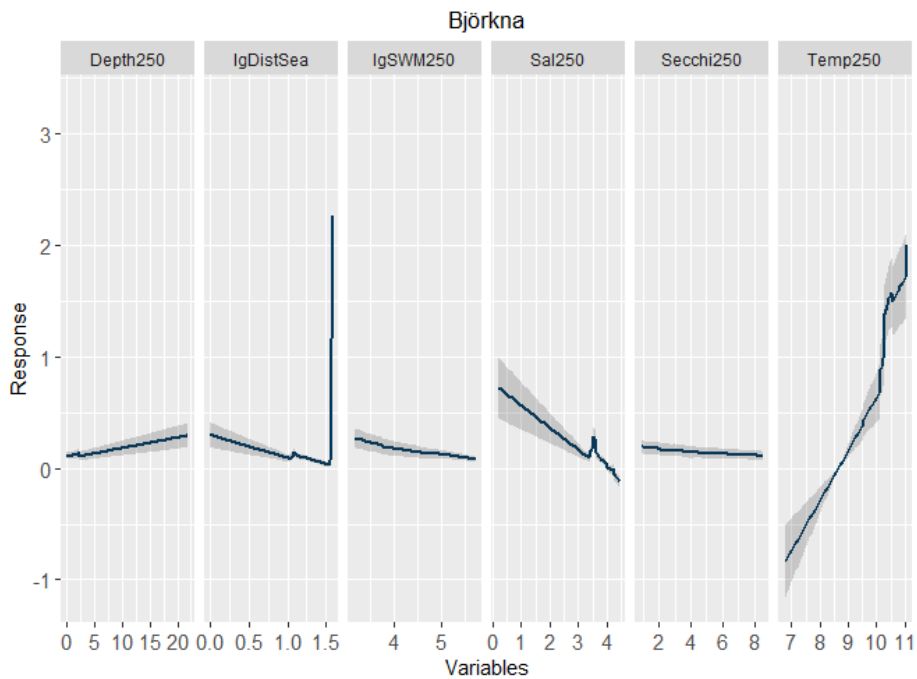
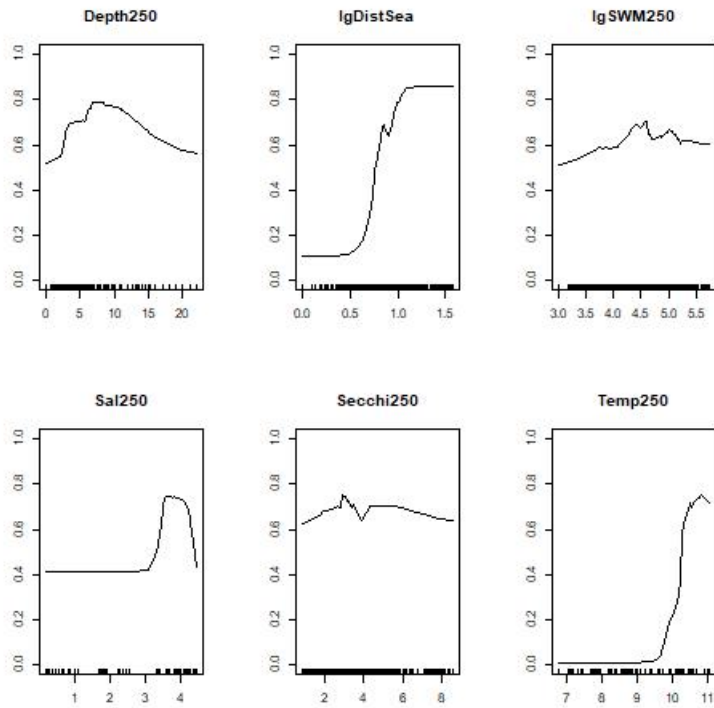
Figur 27. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan abborre i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Abborre – Egentliga Östersjön



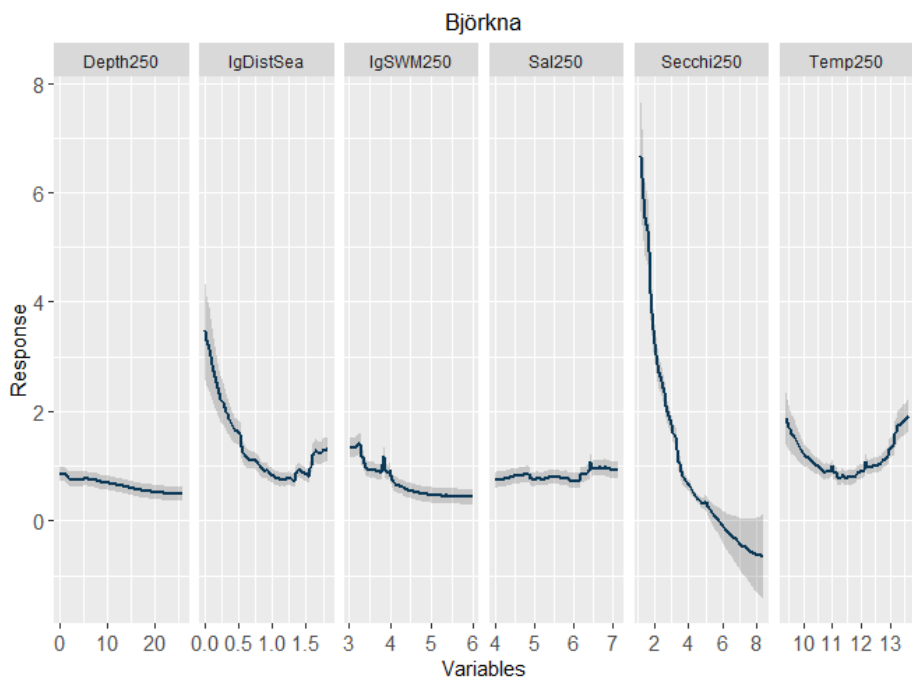
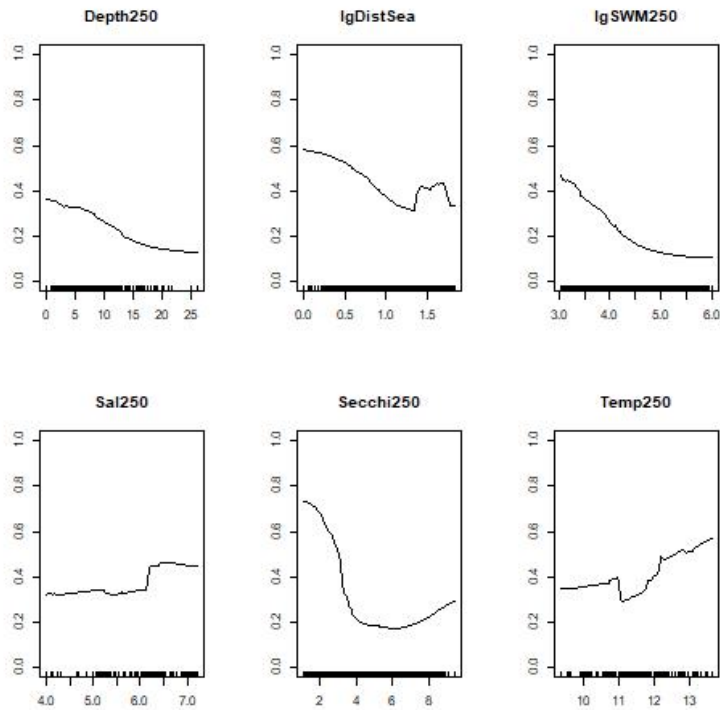
Figur 28. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan abborre i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Björkna – Bottniska viken



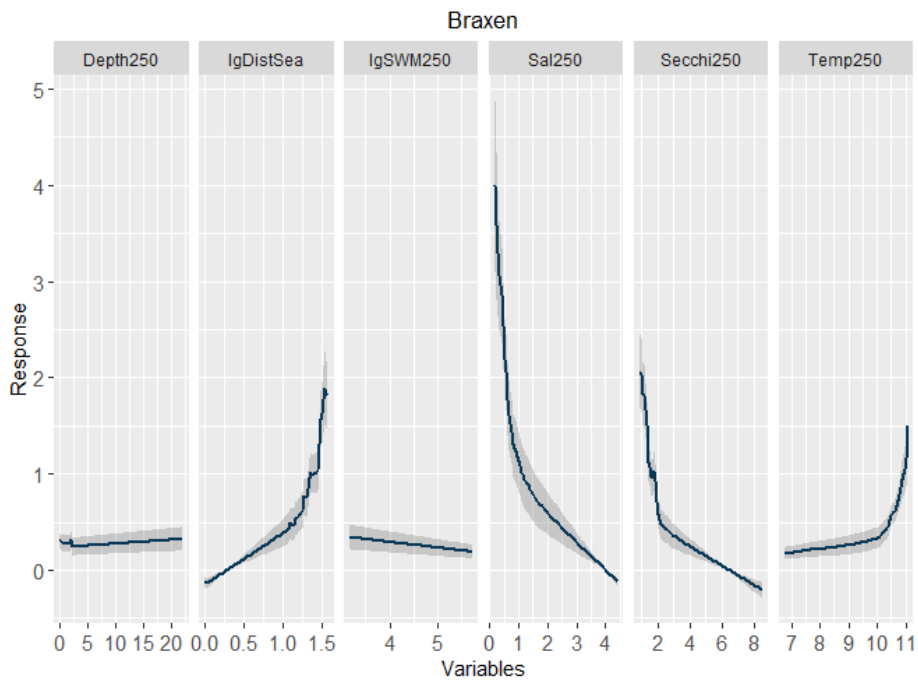
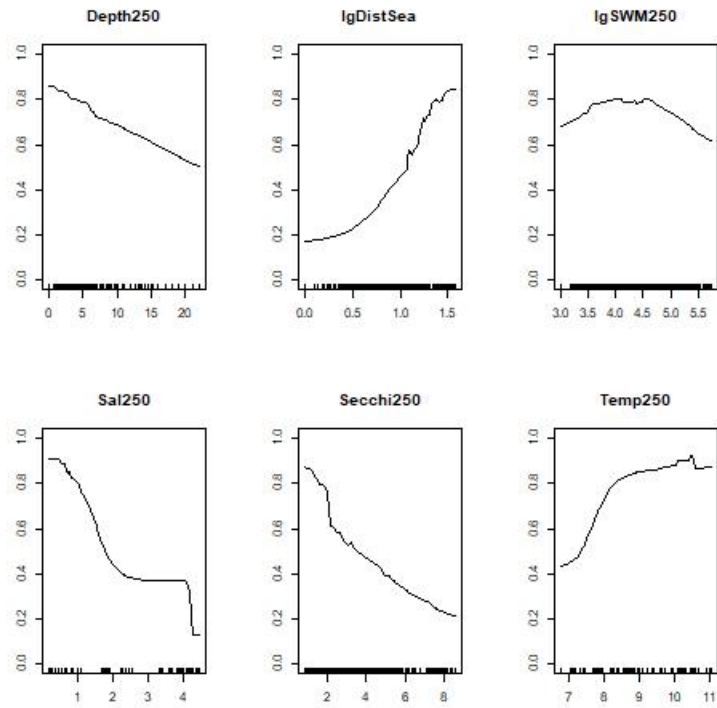
Figur 29. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan björkna i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Björkna – Egentliga Östersjön



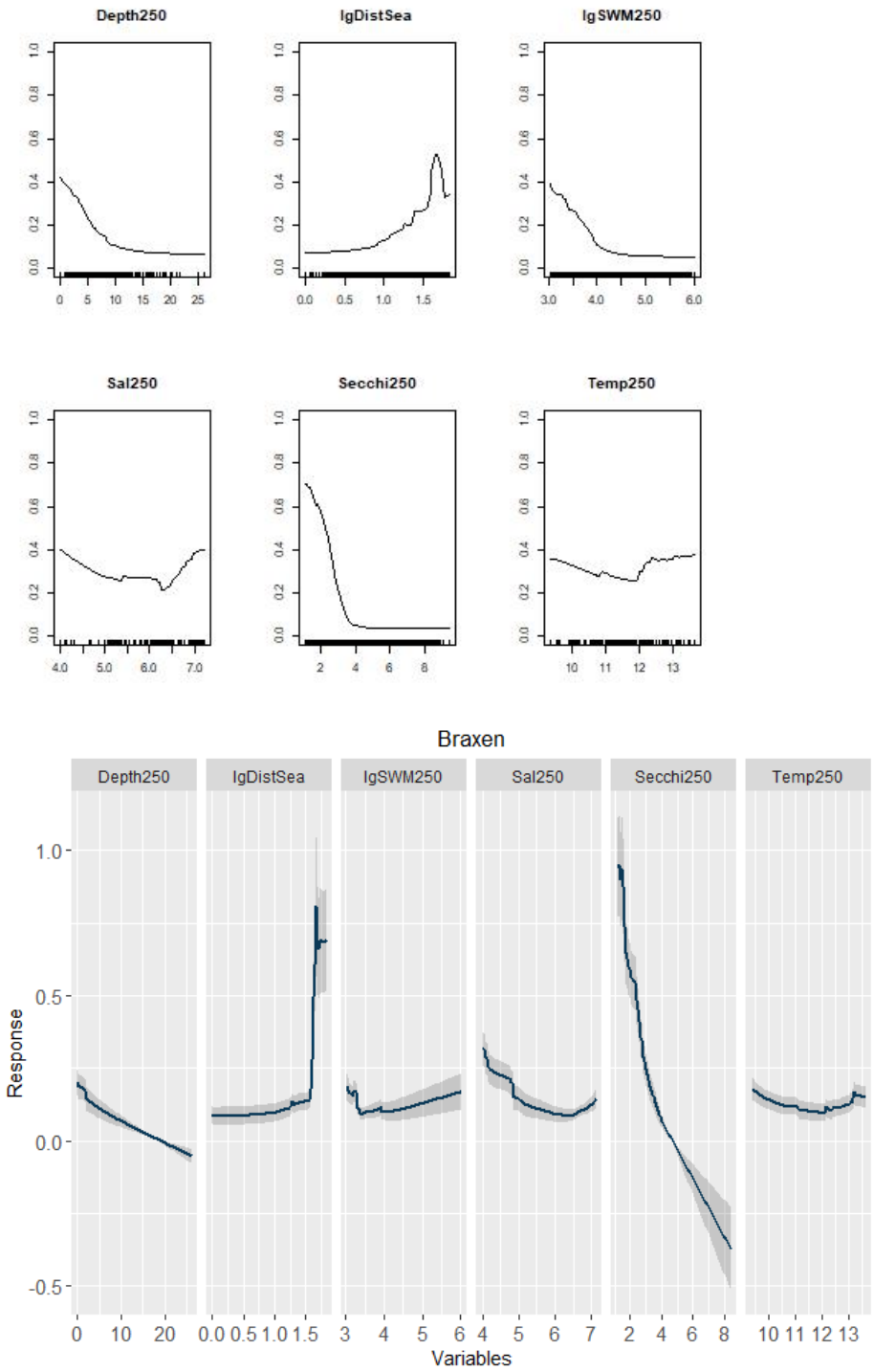
Figur 30. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan björkna i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Braxen – Bottniska viken



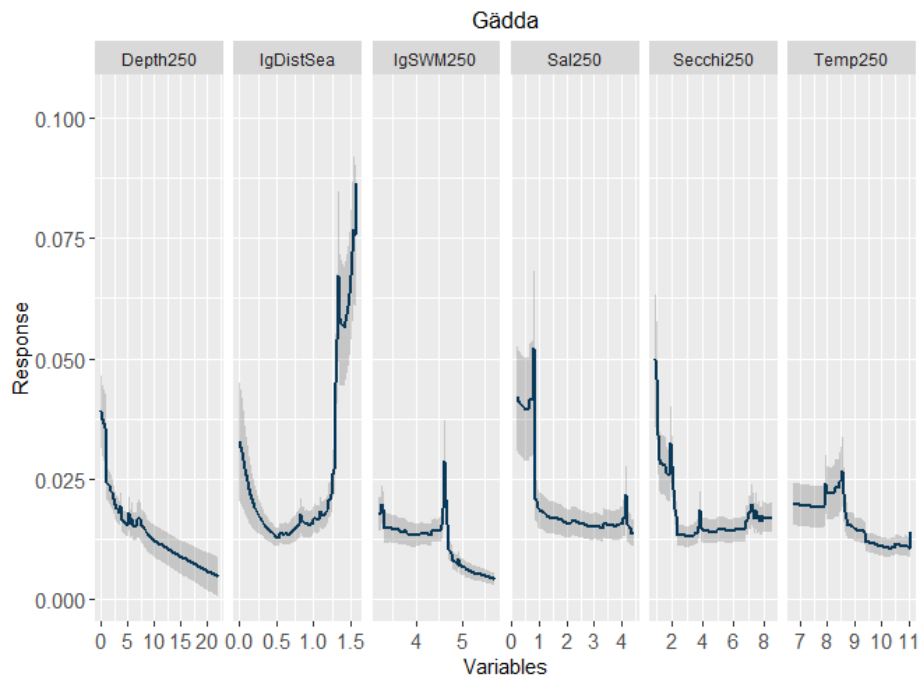
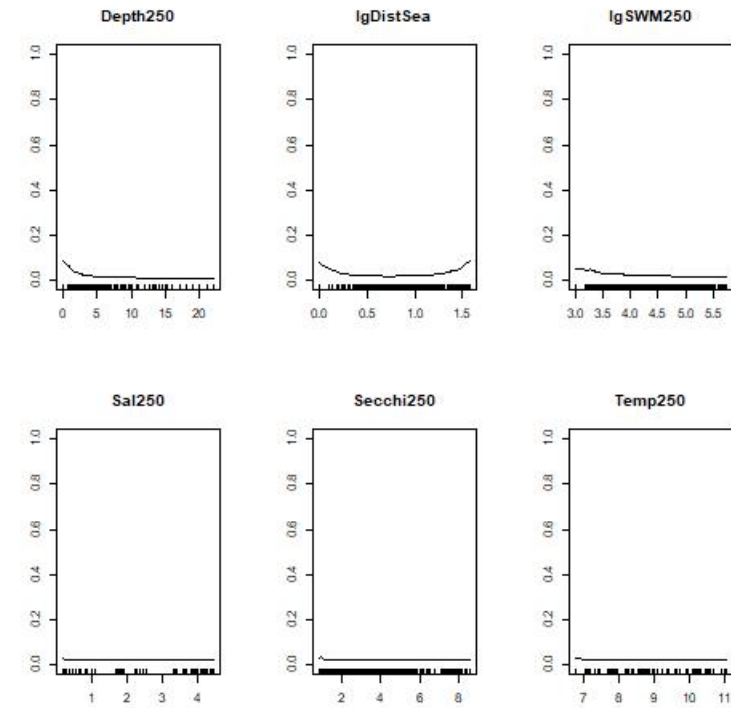
Figur 31. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan braxen i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Braxen – Egentliga Östersjön



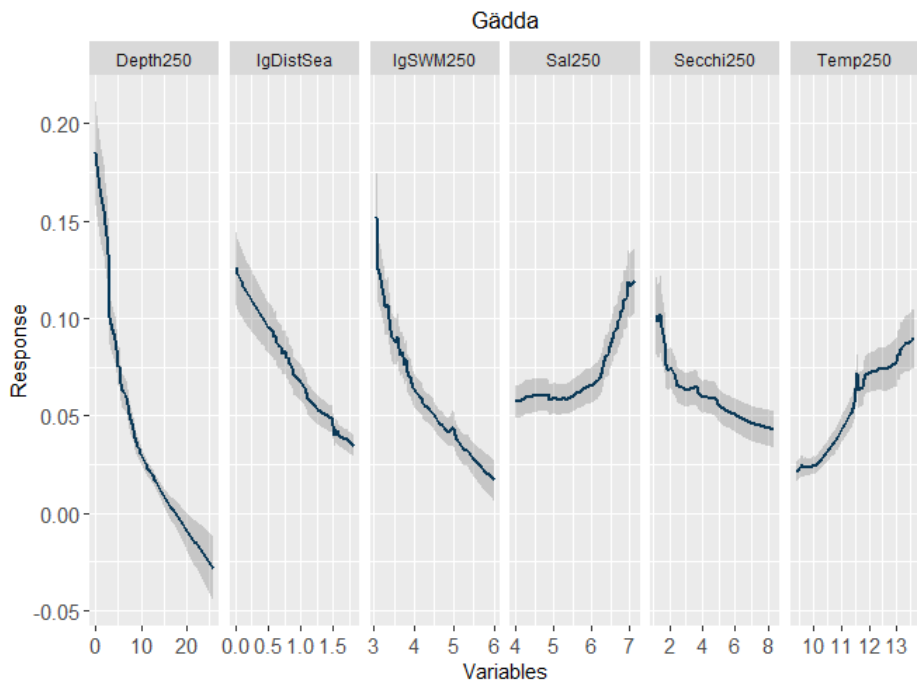
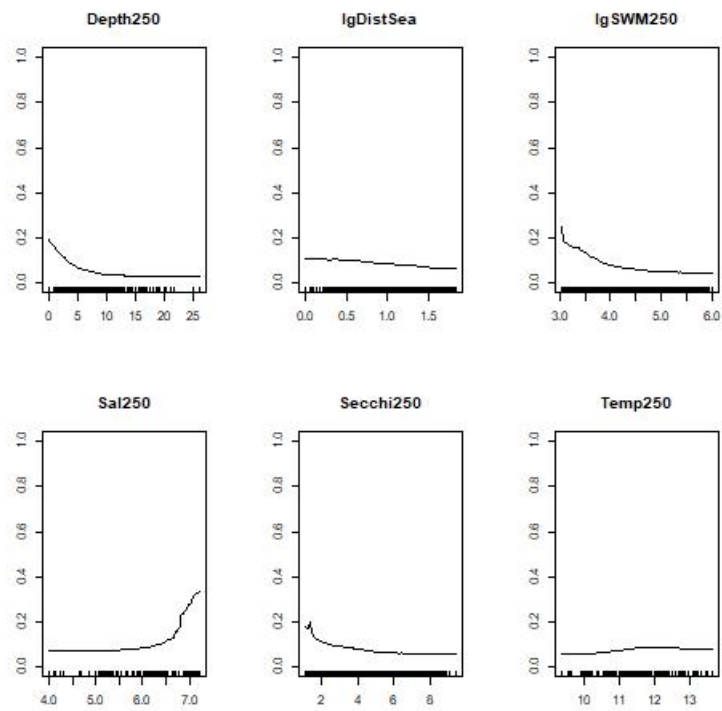
Figur 32. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan braxen i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Gädda – Bottniska viken



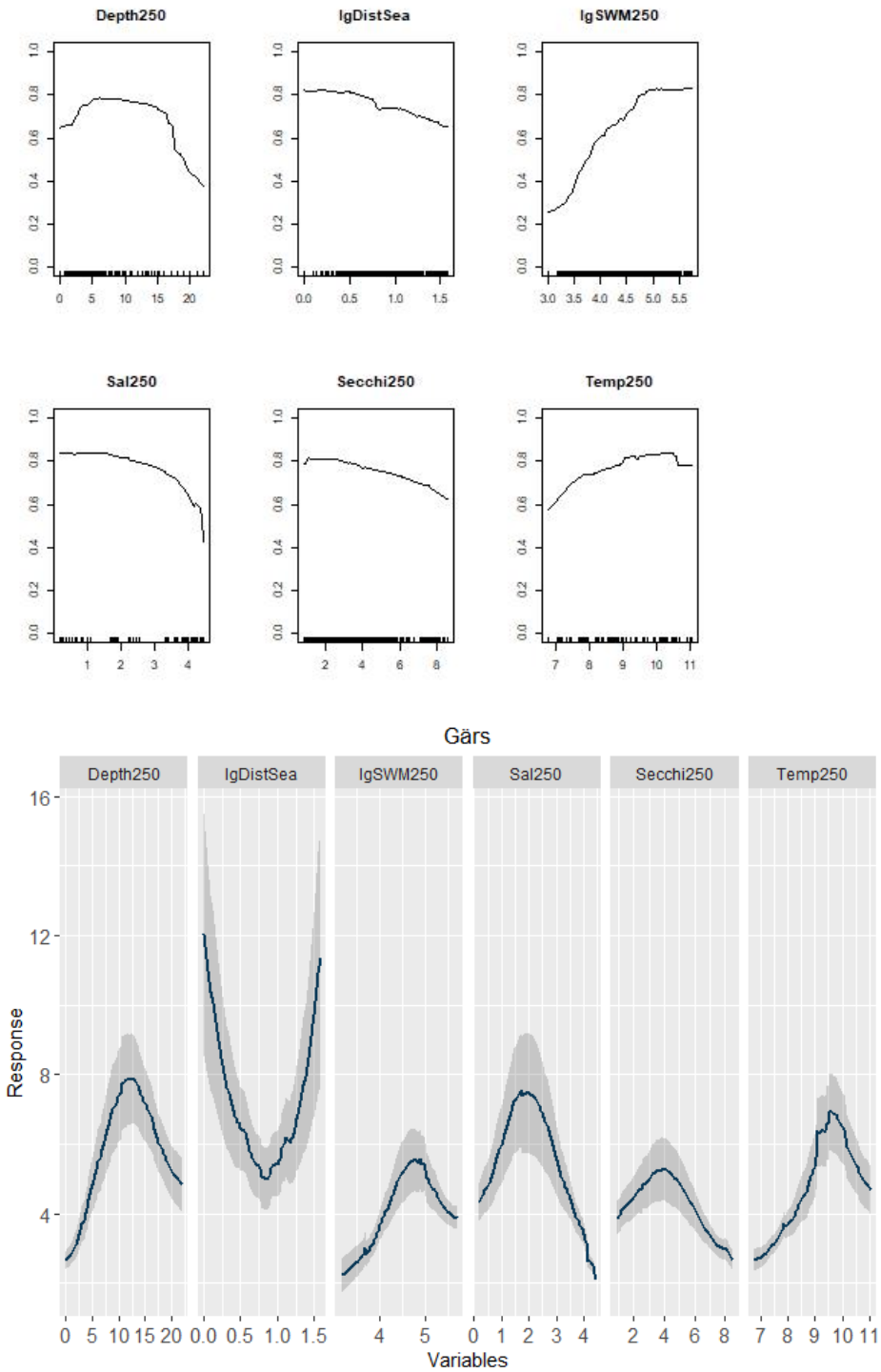
Figur 33. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan gädda i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Gädda – Egentliga Östersjön



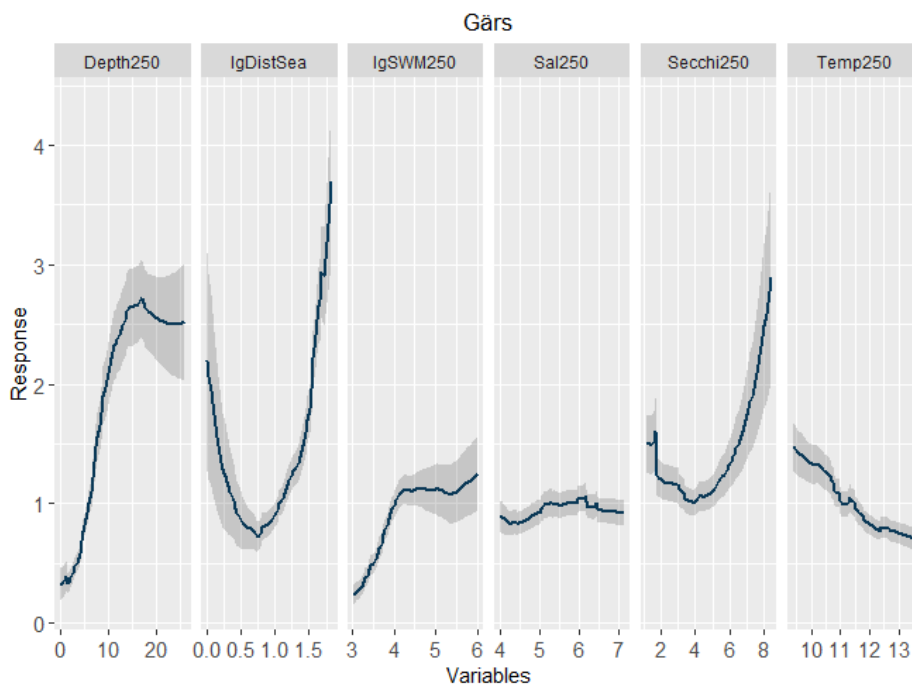
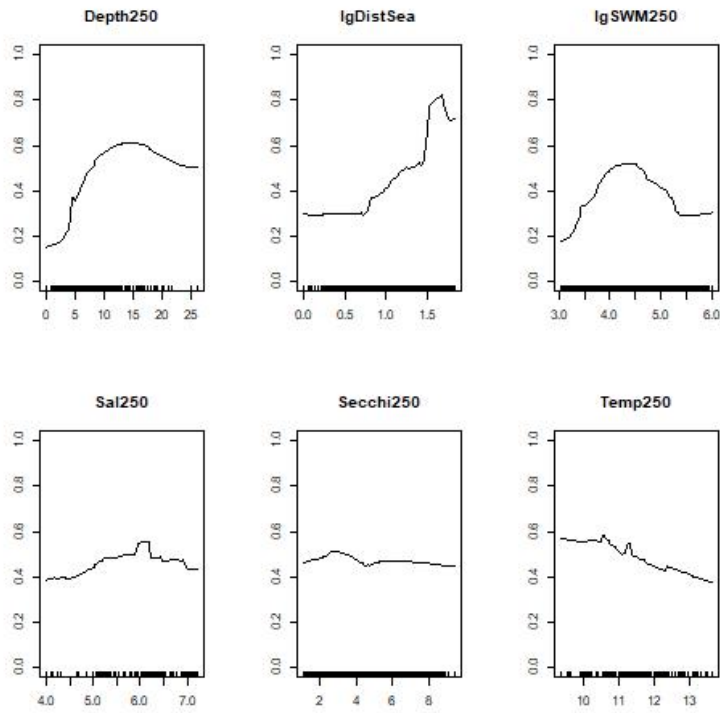
Figur 34. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan gädda i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Gärs – Bottniska viken



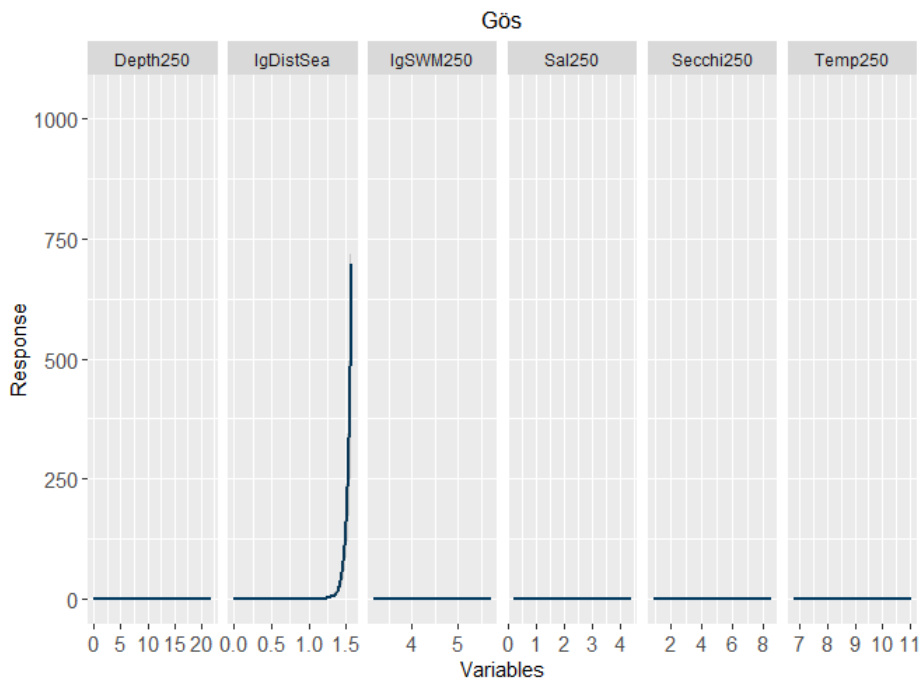
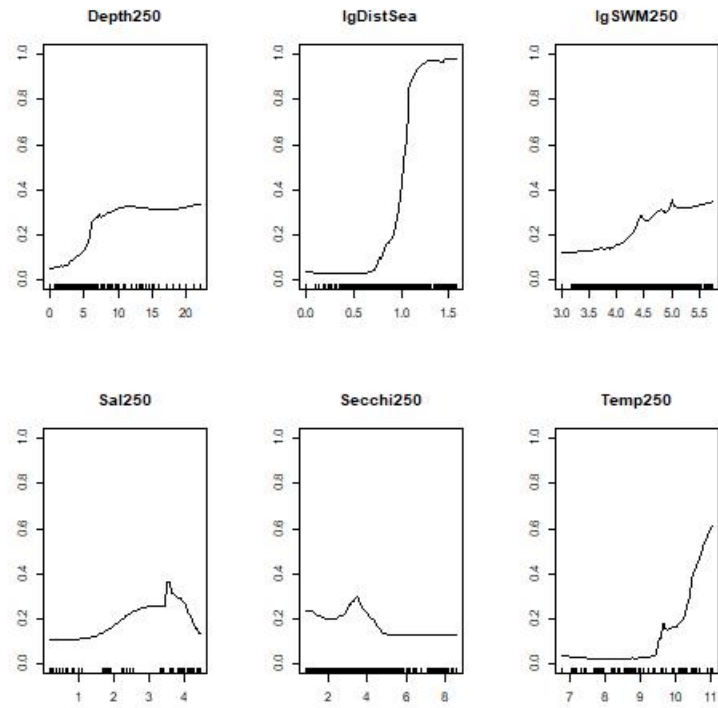
Figur 35. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan gärs i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Gärs – Egentliga Östersjön



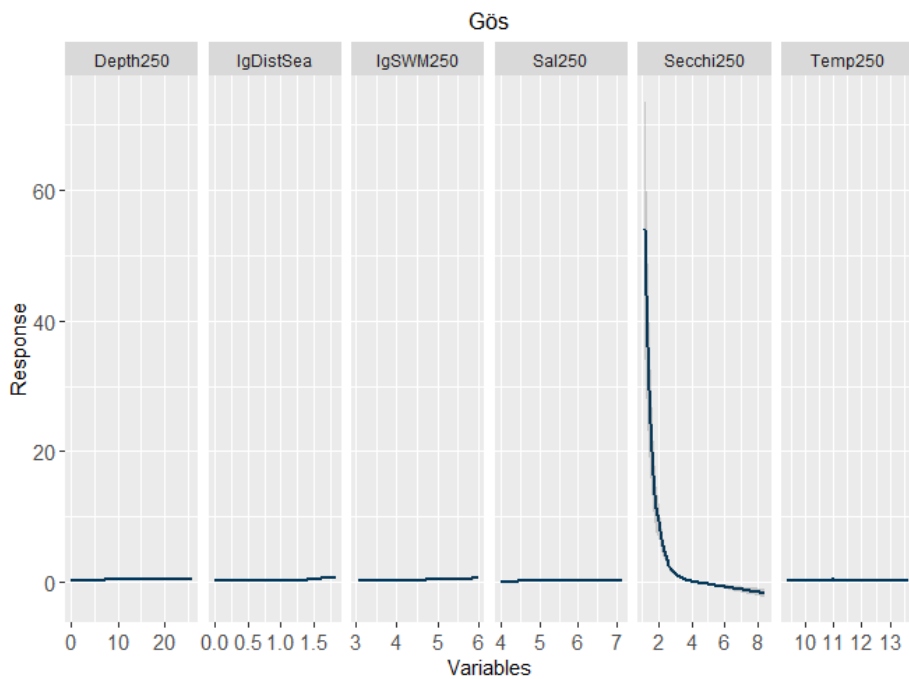
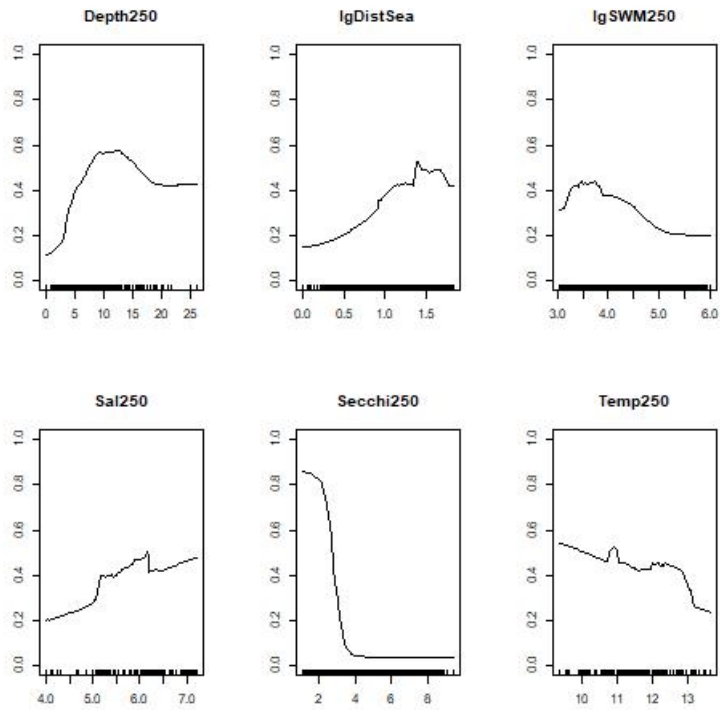
Figur 36. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan gärs i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Gös – Bottniska viken



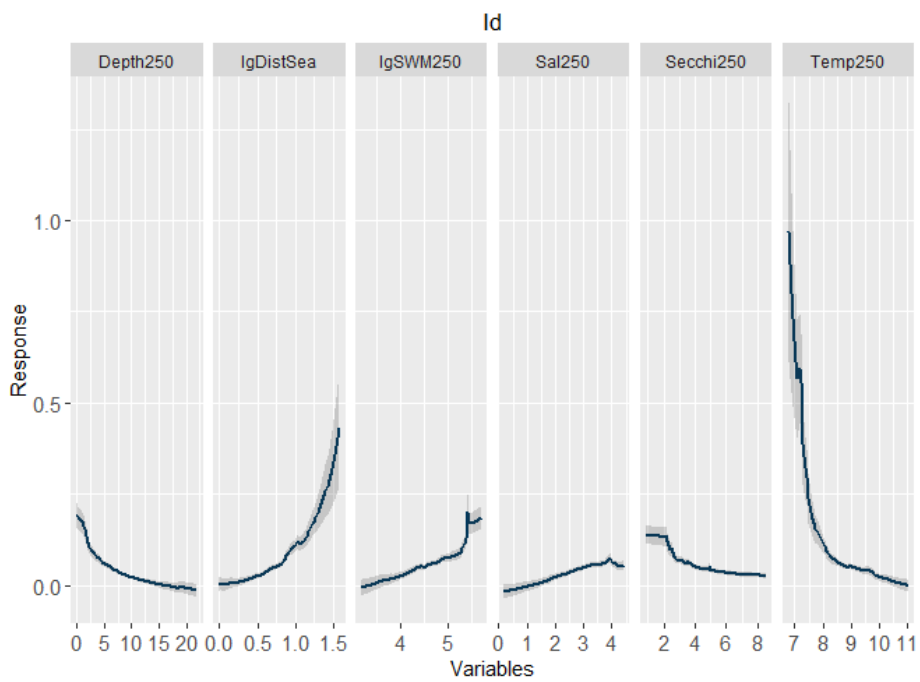
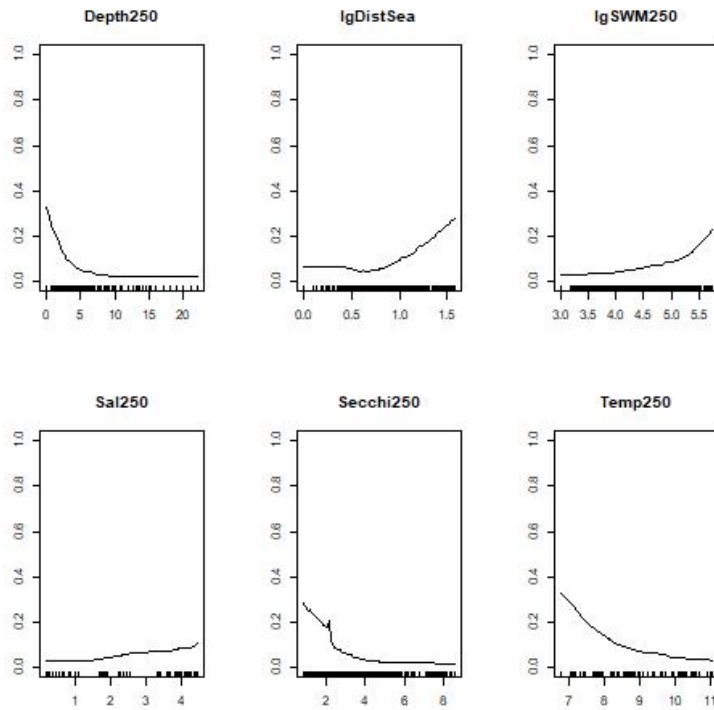
Figur 37. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan gös i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Gös – Egentliga Östersjön



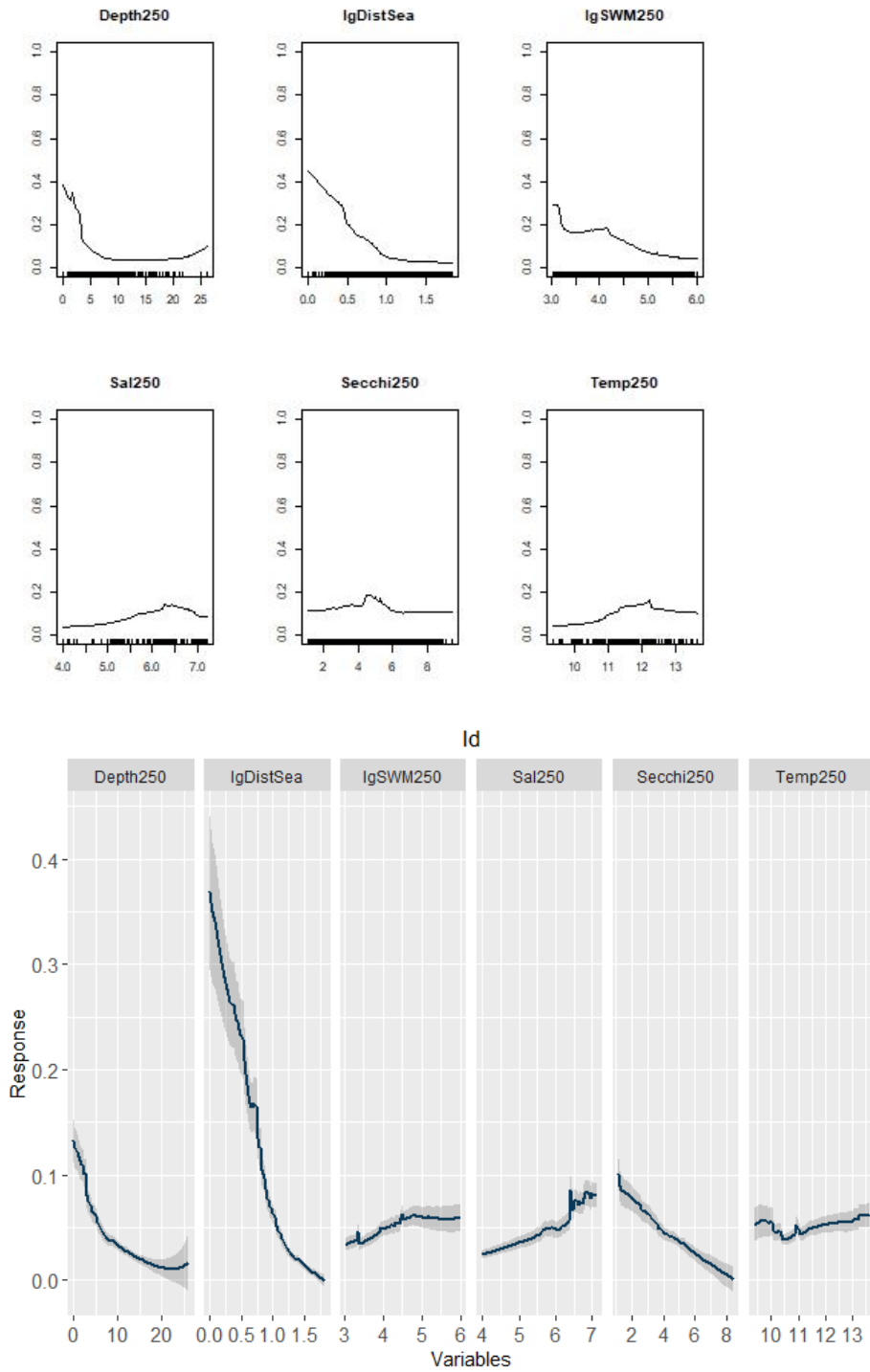
Figur 38. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan gös i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Id – Bottniska viken



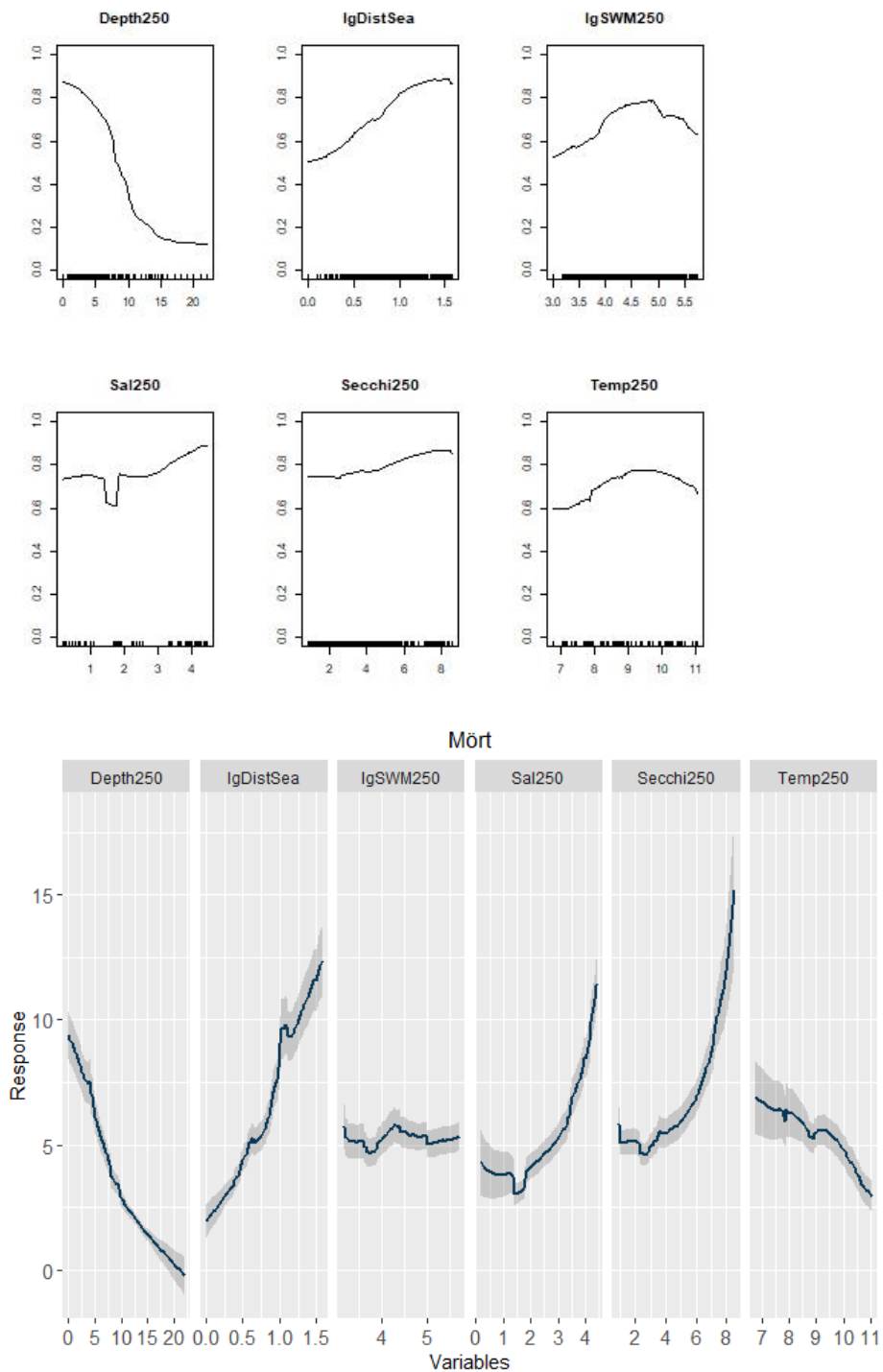
Figur 39. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan id i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Id – Egentliga Östersjön



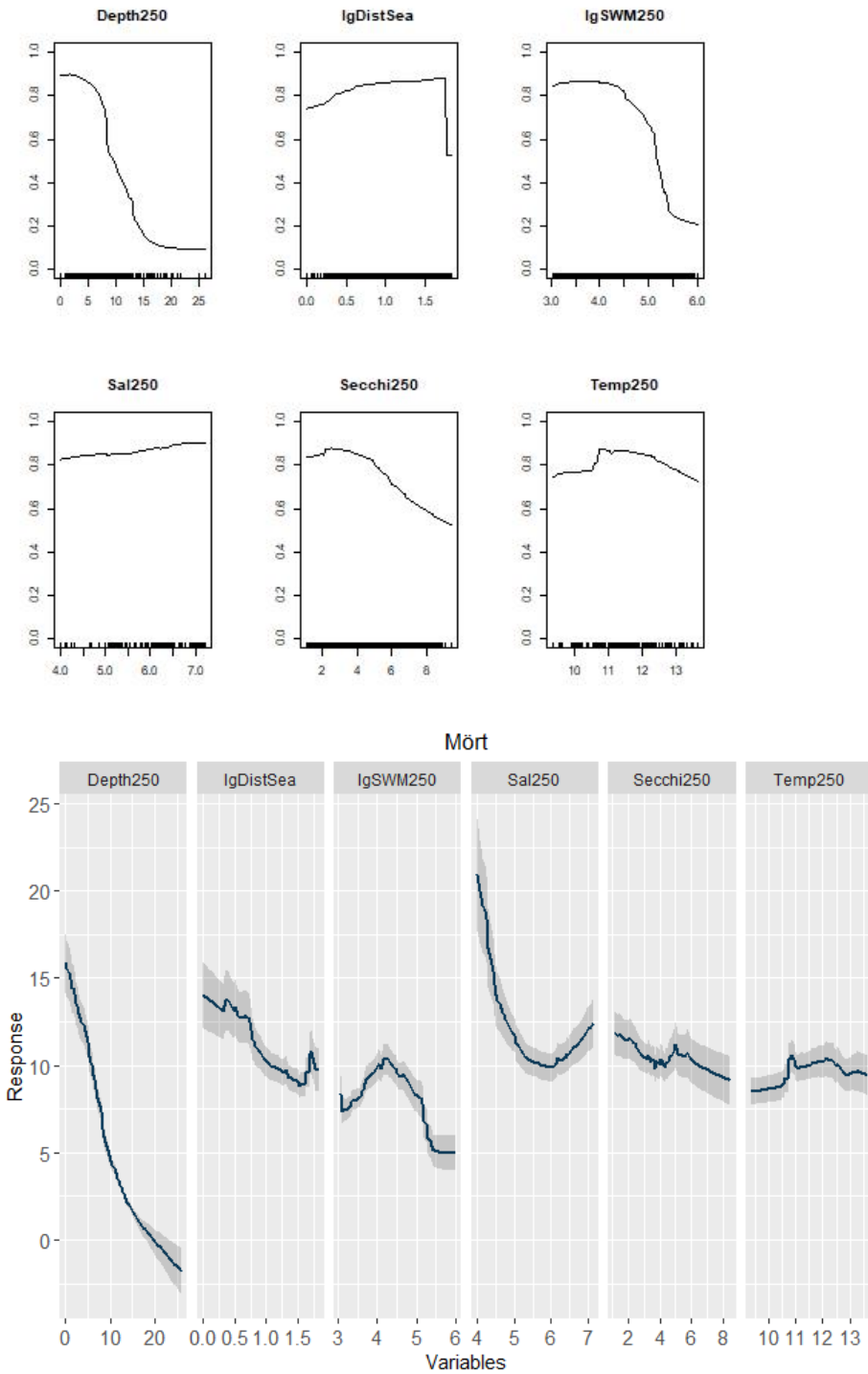
Figur 40. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan id i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Mört - Bottniska viken



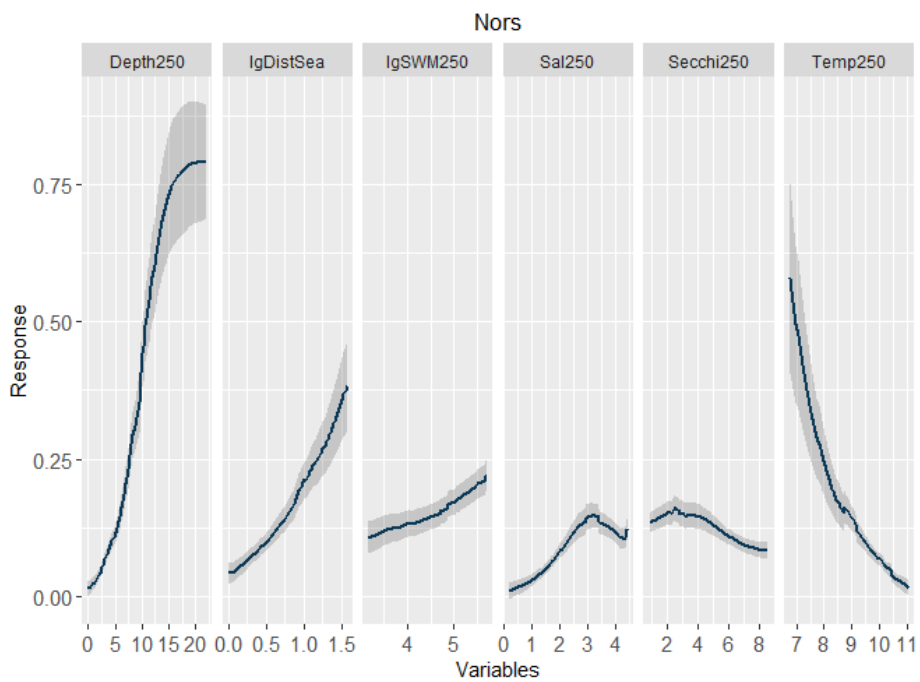
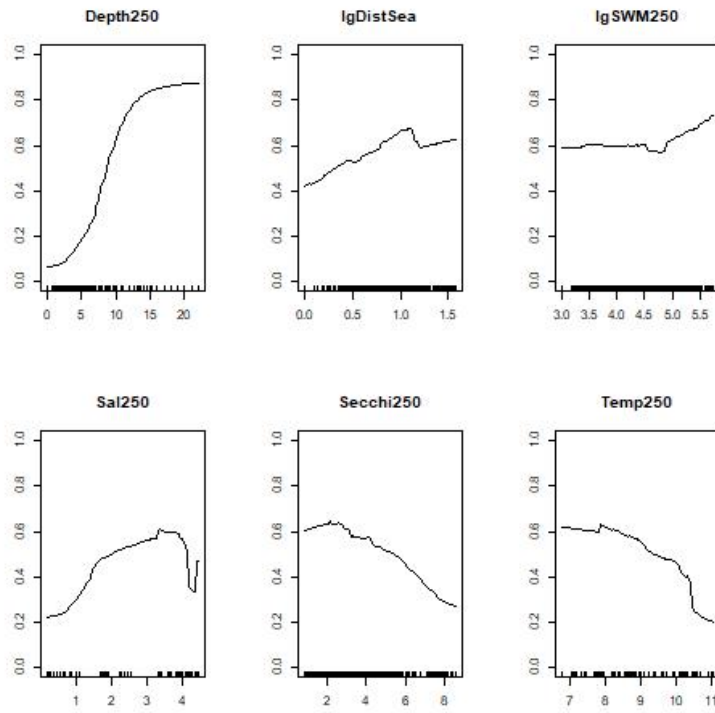
Figur 41. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan mört i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Mört – Egentliga Östersjön



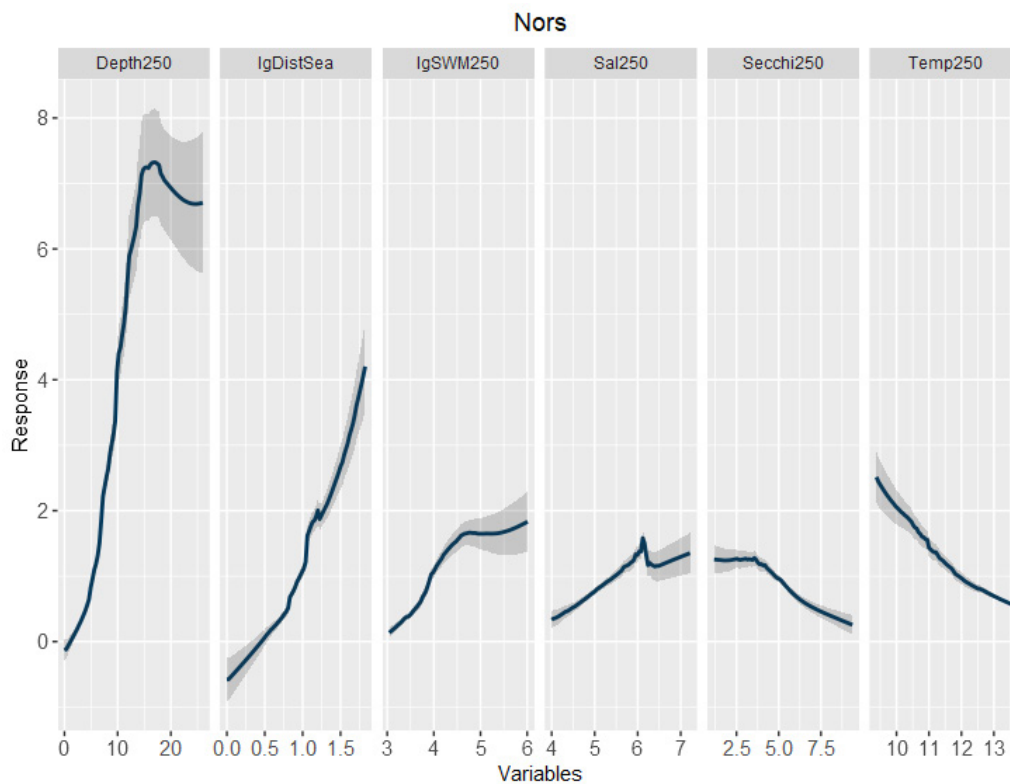
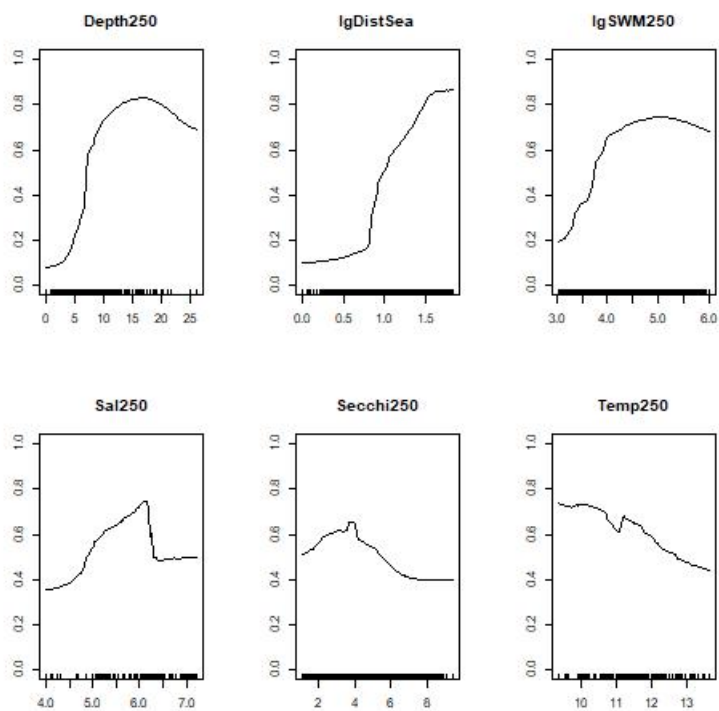
Figur 42. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan mört i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Nors – Bottniska viken



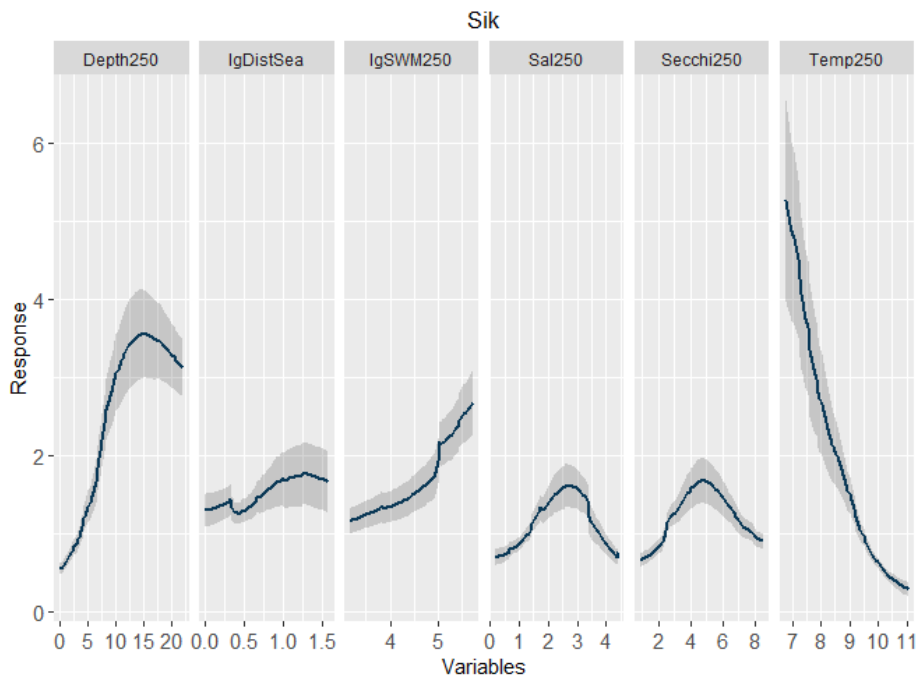
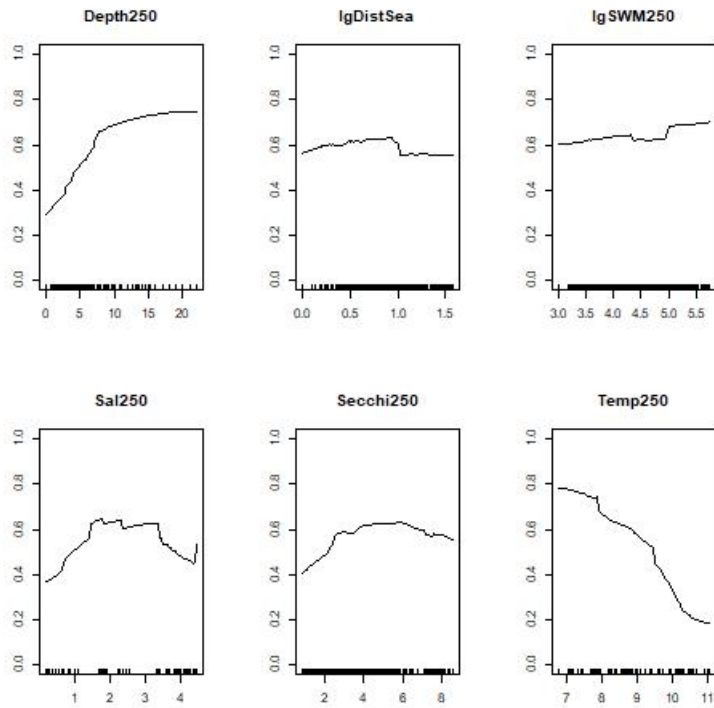
Figur 43. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan nors i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Nors – Egentliga Östersjön



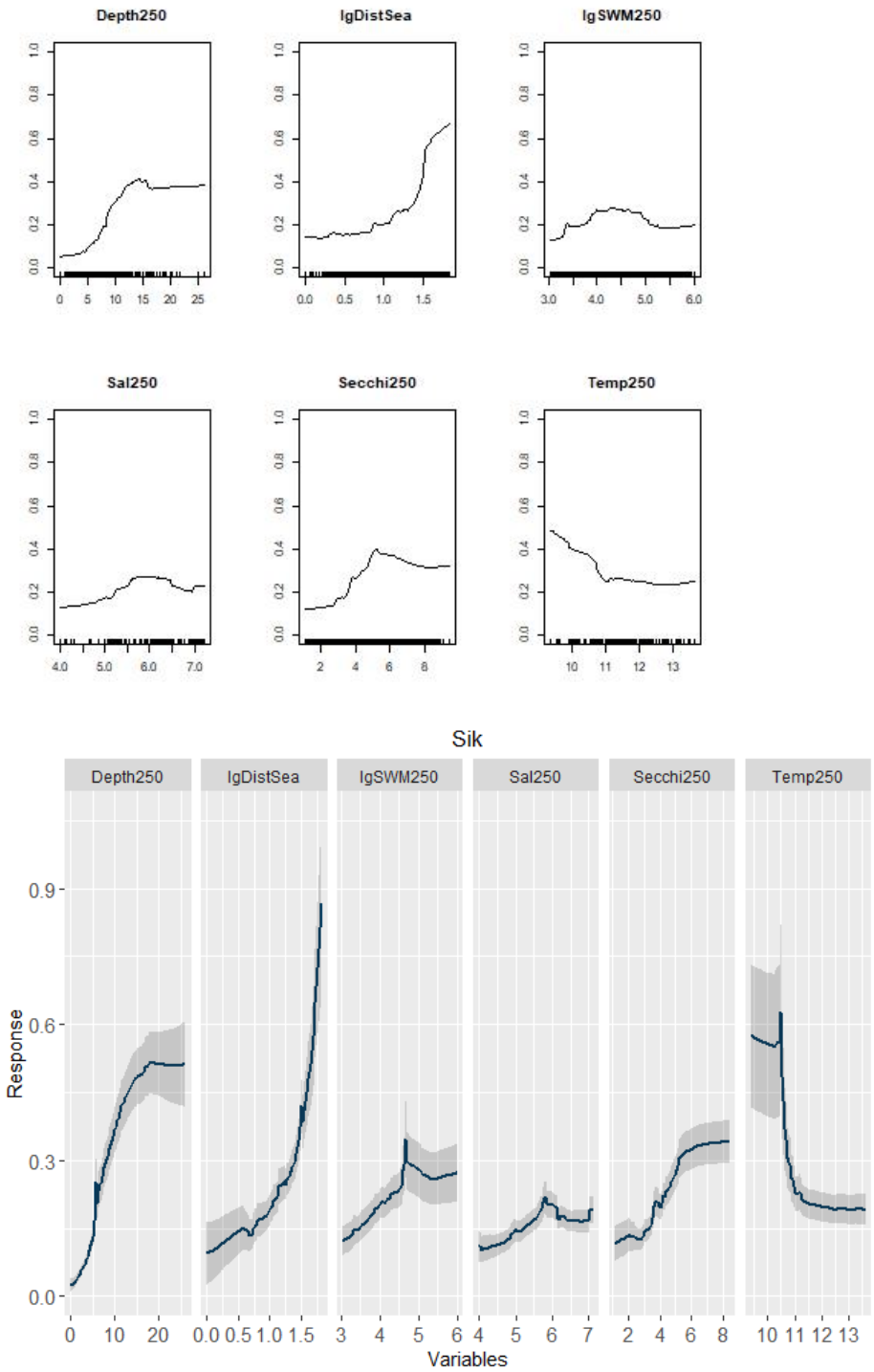
Figur 44. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan nors i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Sik- Bottniska viken



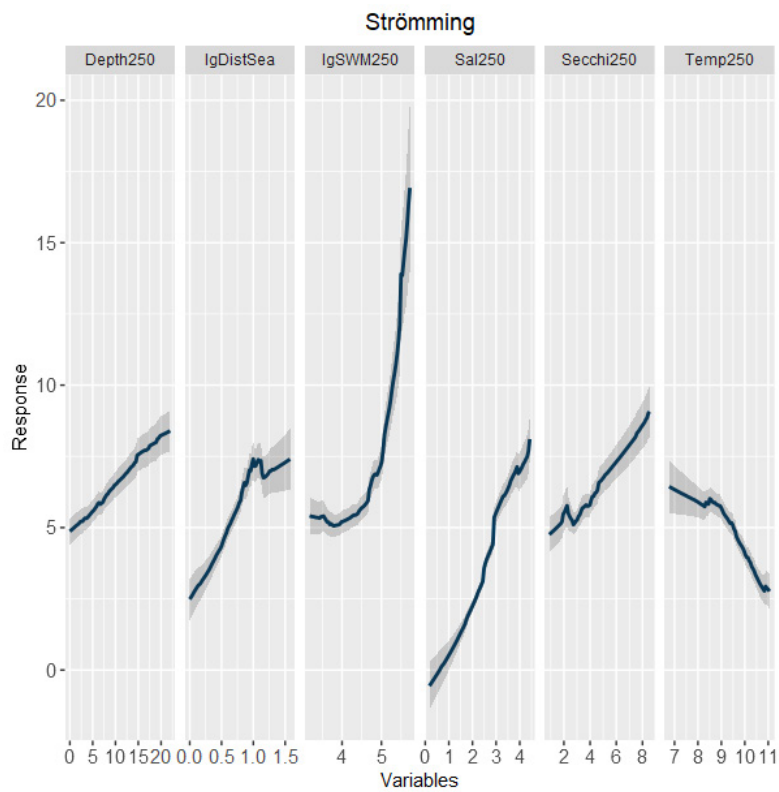
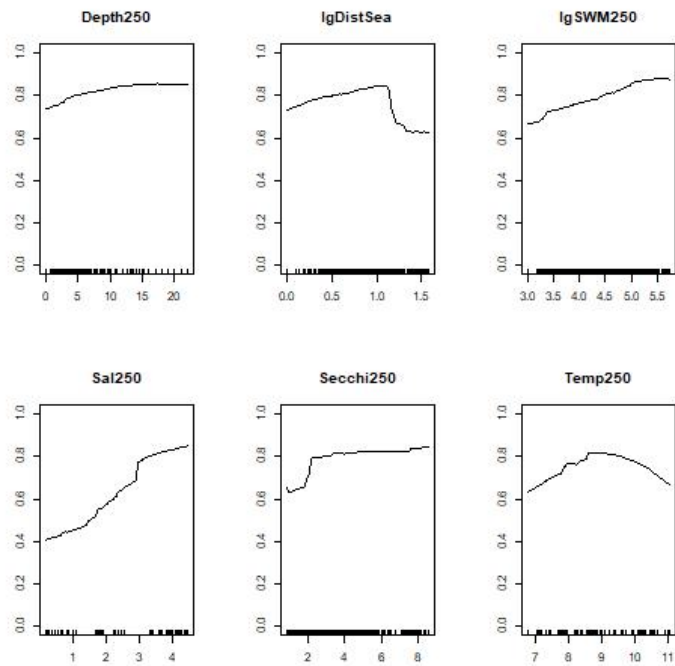
Figur 45. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan sik i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Sik – Egentliga Östersjön



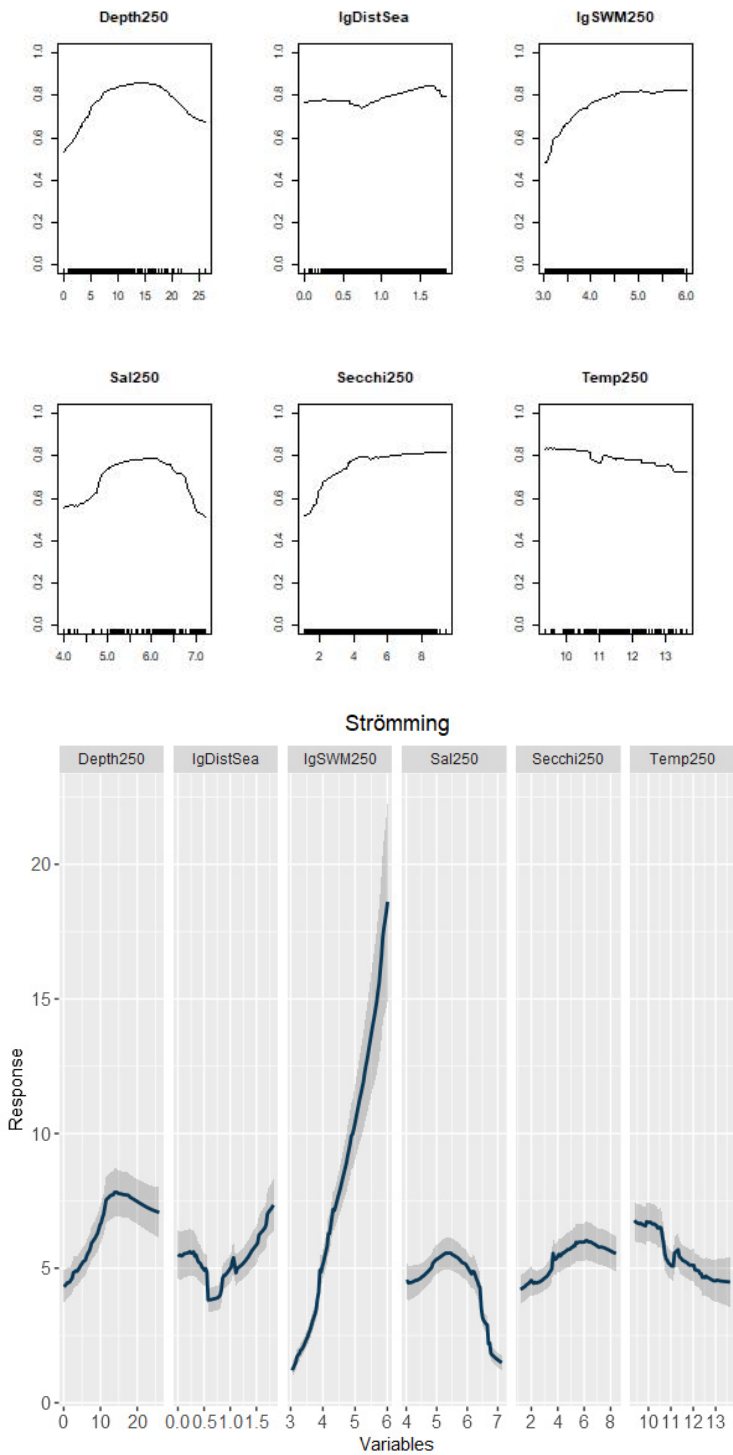
Figur 46. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan sik i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Strömning – Bottniska viken



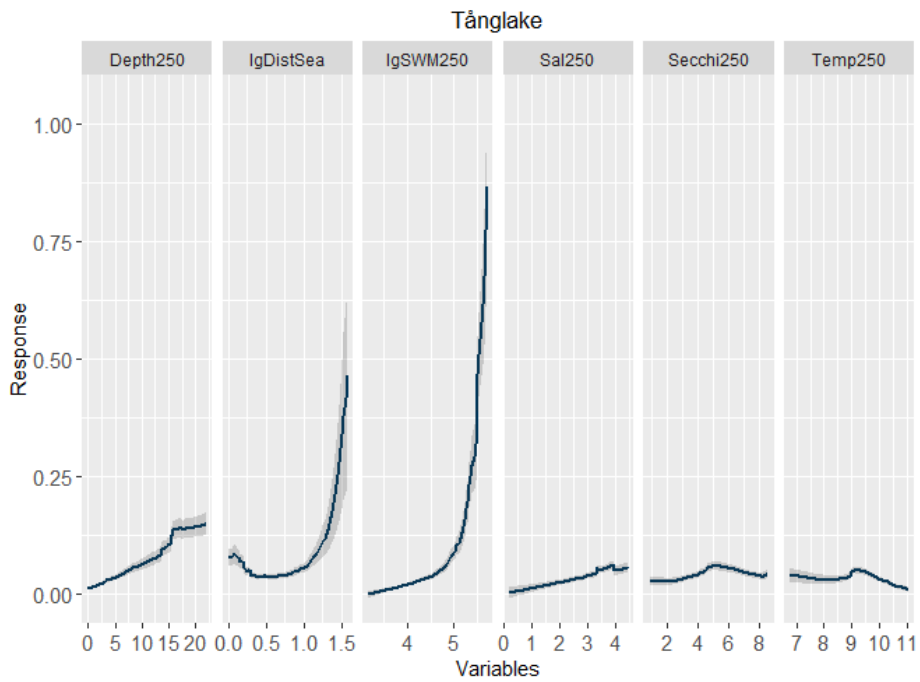
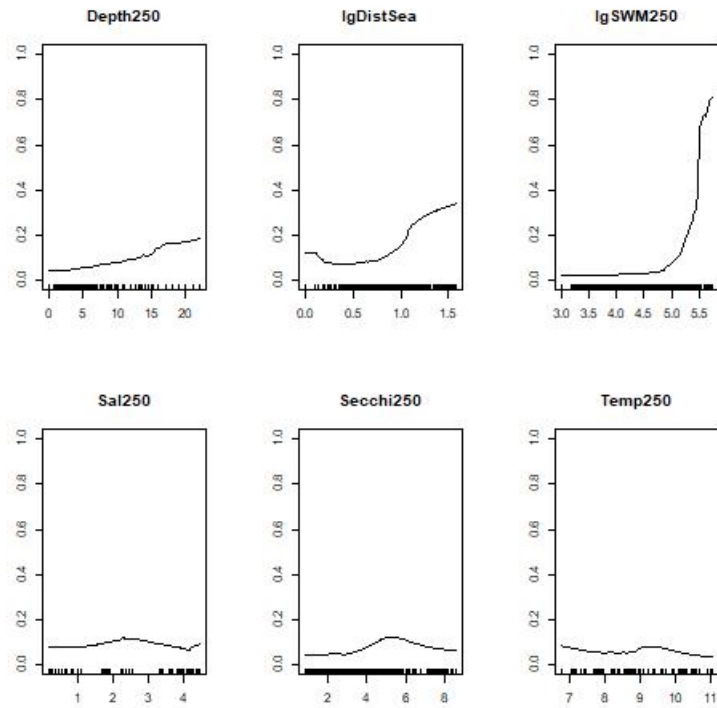
Figur 47. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan strömning i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Strömning –Egentliga Östersjön



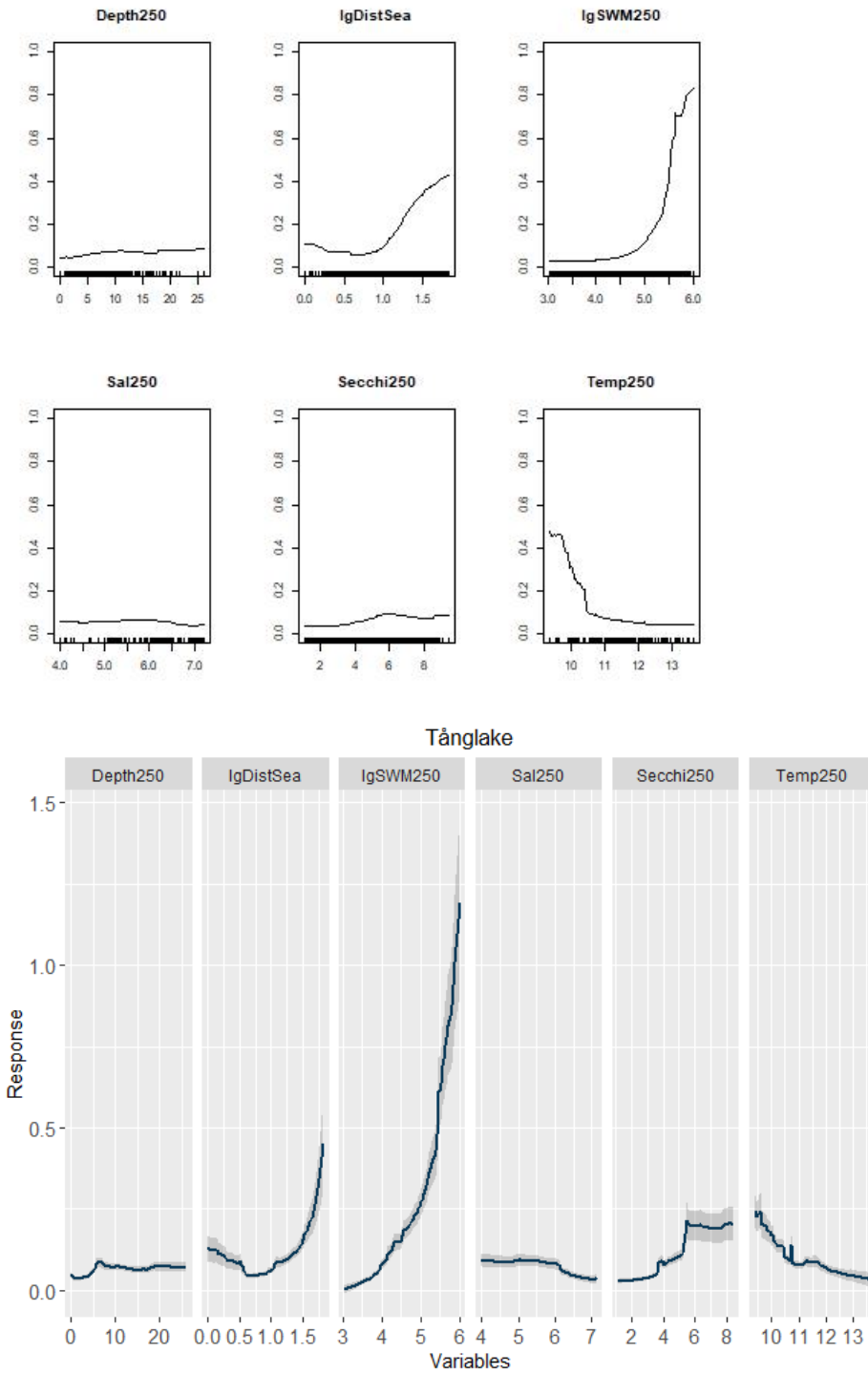
Figur 48. Responsskurvor som beskriver förhållandet mellan strömning i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

Tånglake – Bottniska viken



Figur 49. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan tånglake i Bottniska viken och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

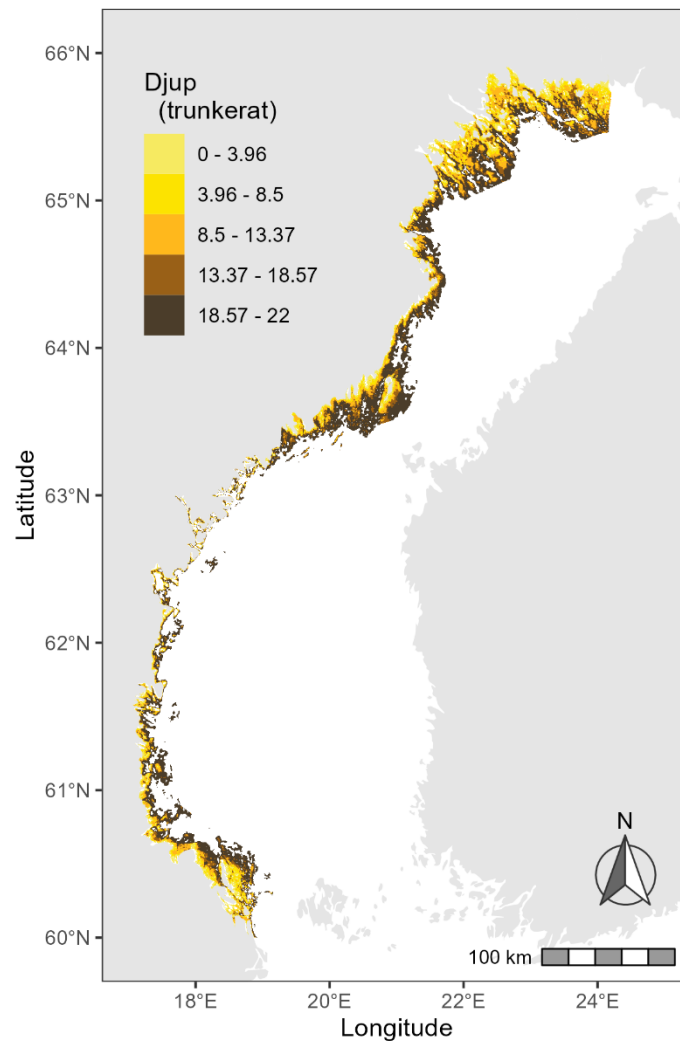
Tånglake – Egentliga Östersjön



Figur 50. Responskurvor som beskriver förhållandet mellan tånglake i Egentliga Östersjön och miljövariablerna. Översta figuren visar förekomstmodellen och nedre bilden abundansmodellen.

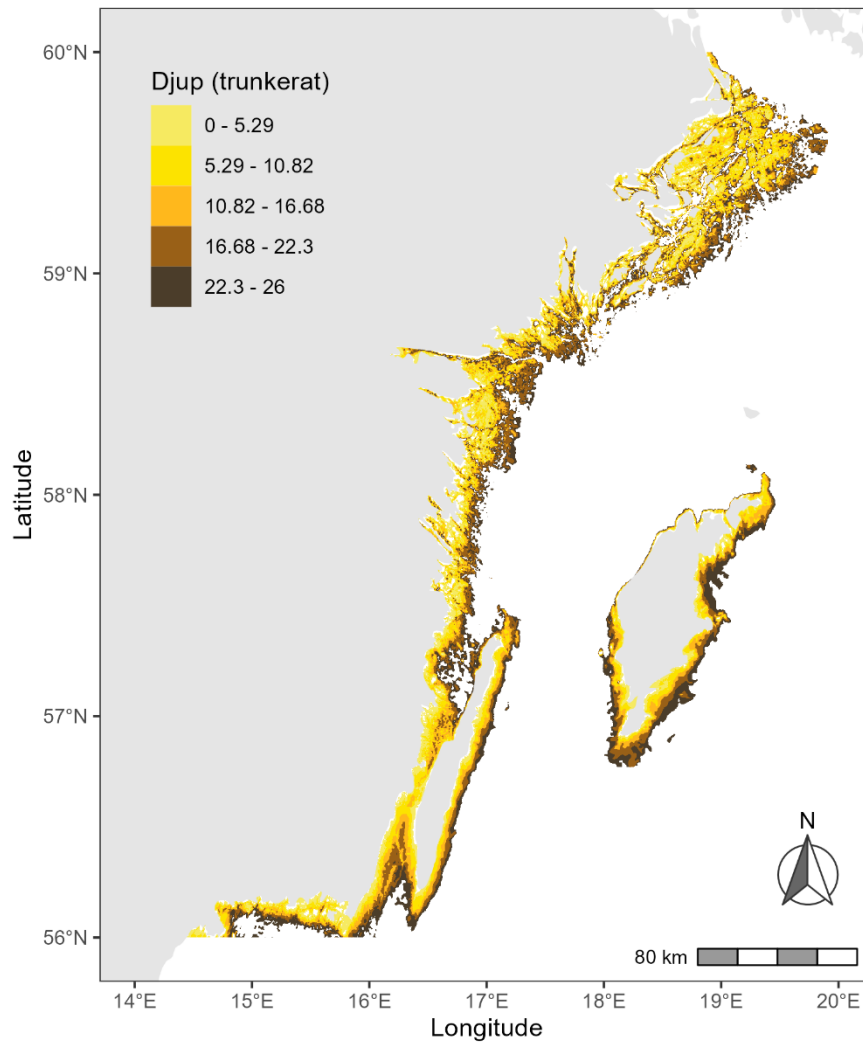
Bilaga 2 – Miljövariabler

Djup – Bottniska viken



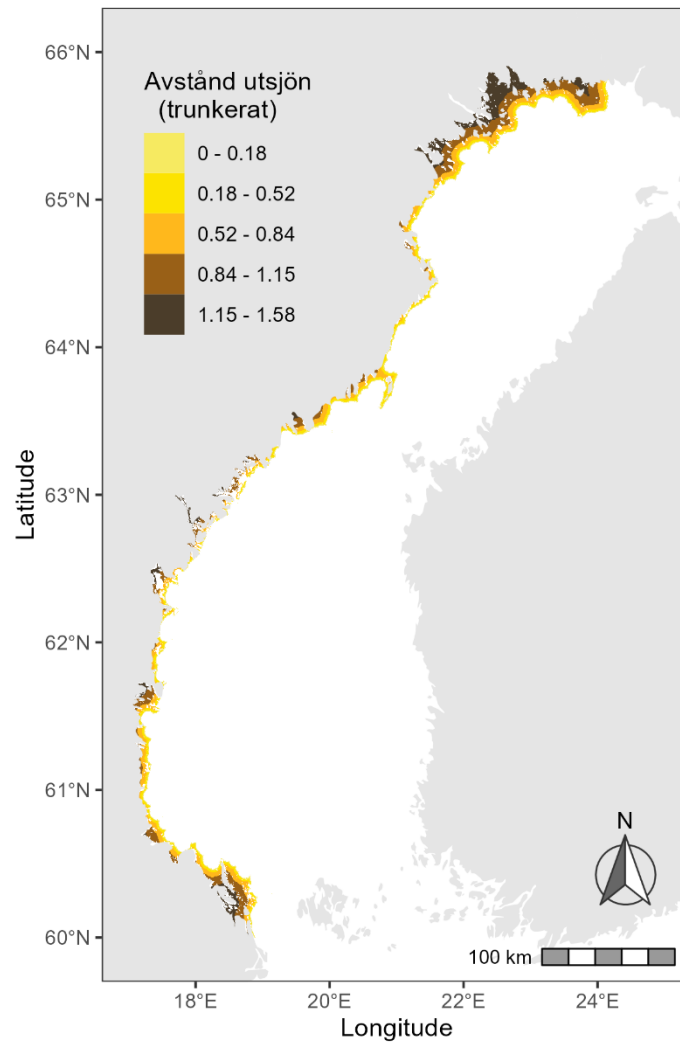
Figur 51. Karta över förklaringsvariabeln djup i Bottniska viken. Variabeln är trunkerad efter det största provtagna djupet, dvs de områden i kartan från början har ett högre värde än det högsta som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta värde som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Djup – Egentliga Östersjön



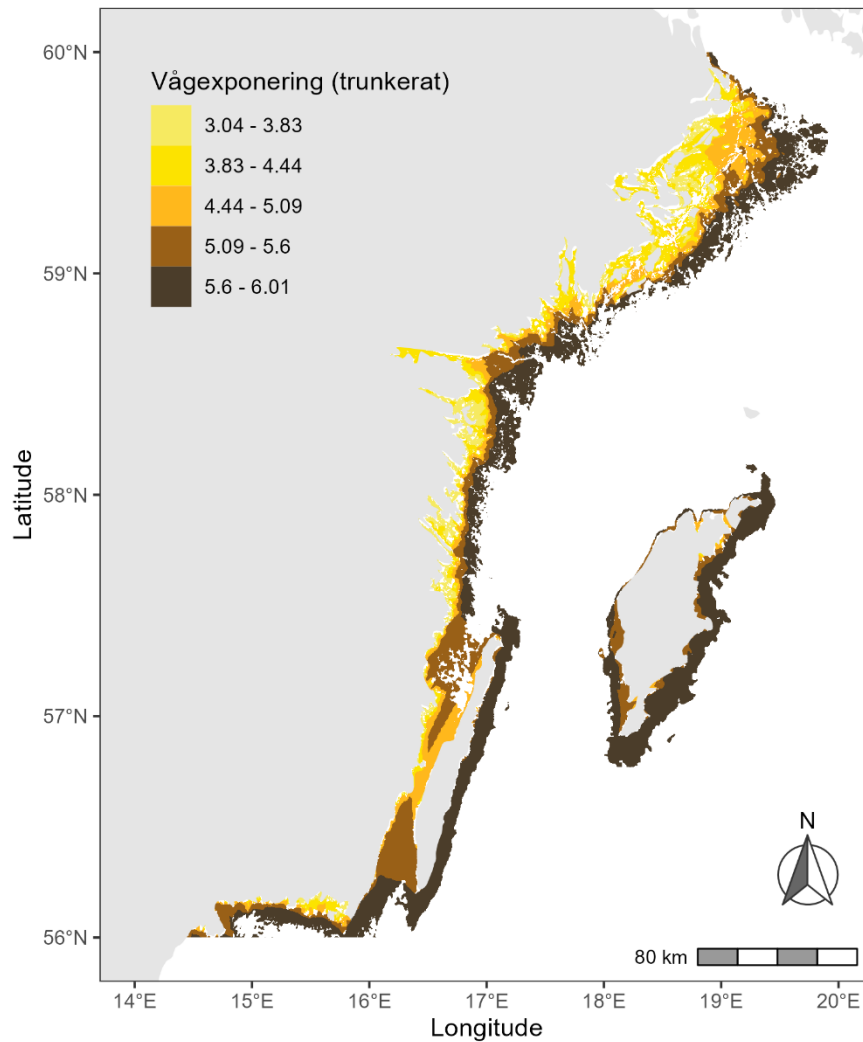
Figur 52. Karta över förklaringsvariabeln djup i Egentliga Östersjön. Variabeln är trunkerad efter det största provtagna djupet, dvs de områden i kartan från början har ett högre värde än det högsta som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta värde som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Vågexponering – Bottniska viken



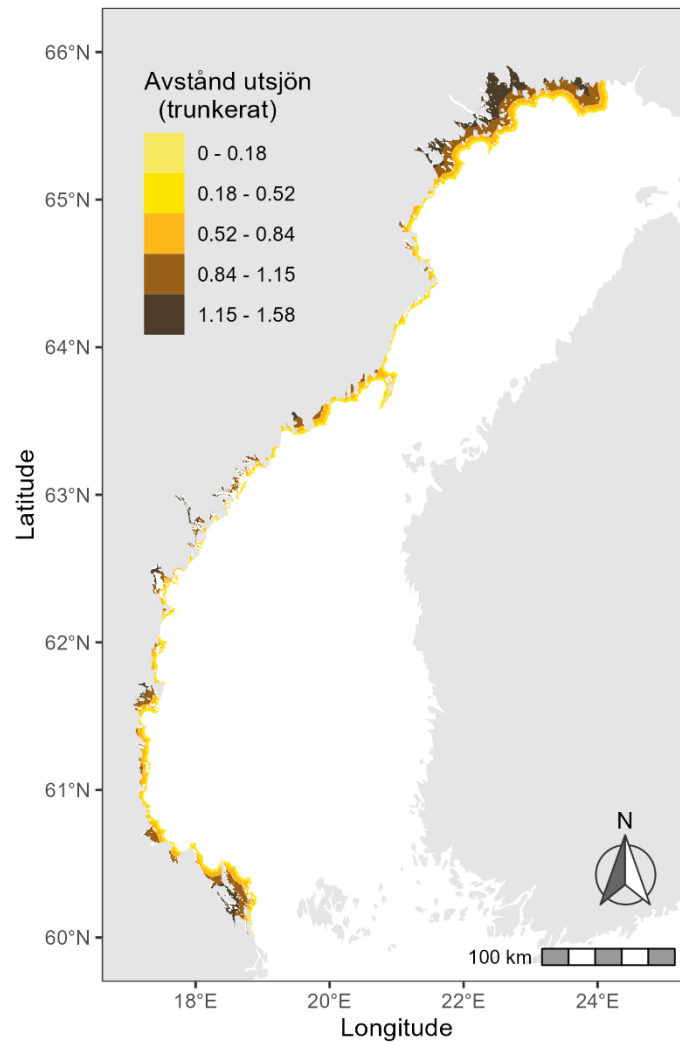
Figur 53. Karta över förklaringsvariabeln vågexponering i Bottniska viken. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Vågexponering – Egentliga Östersjön



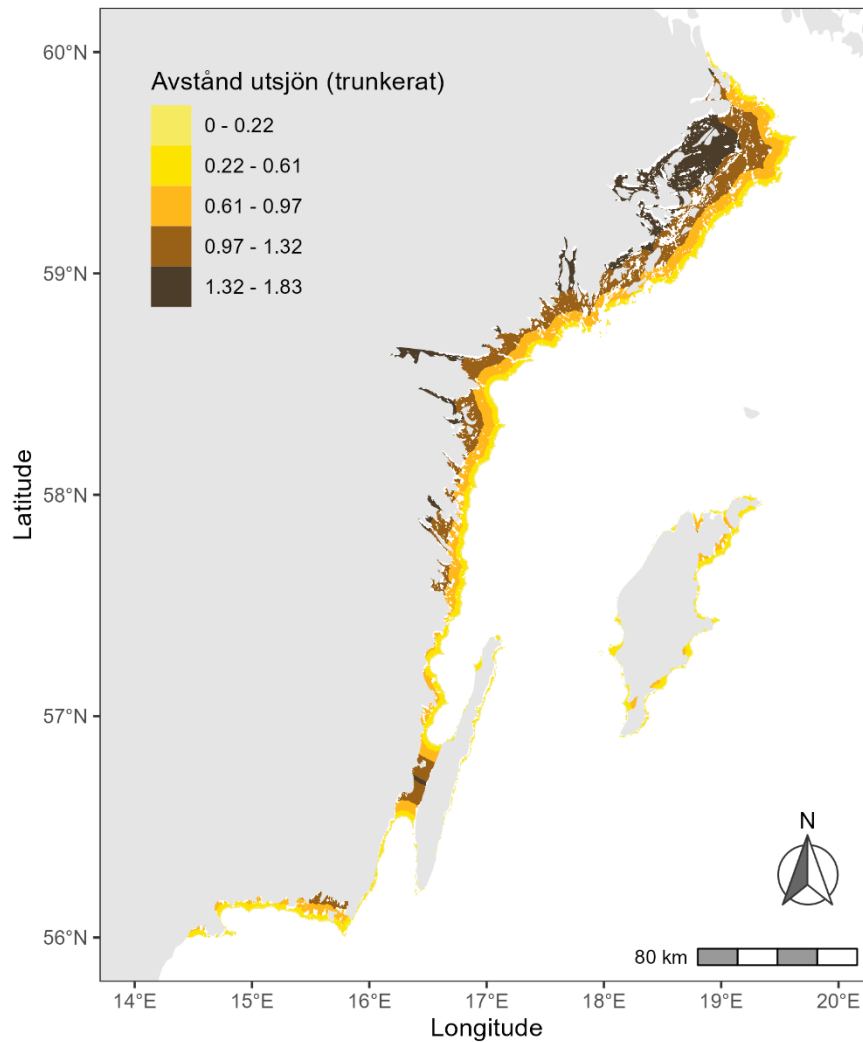
Figur 54. Karta över förklaringsvariabeln vågexponering i Egentliga Östersjön. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Avstånd utsjön – Bottniska viken



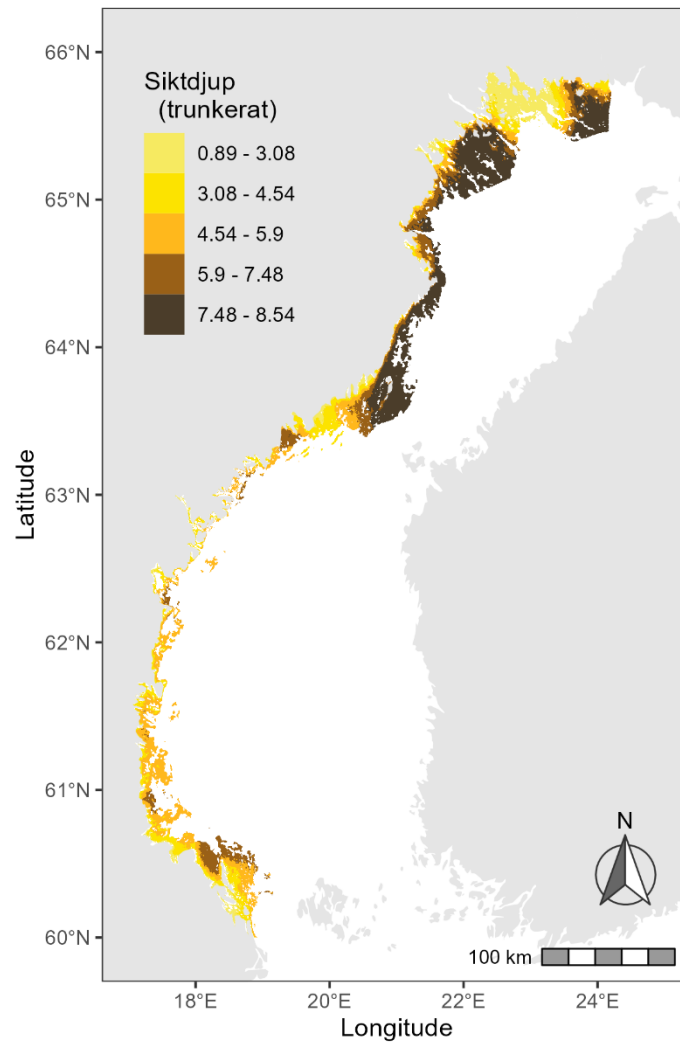
Figur 55. Karta över förklaringsvariabeln avstånd till utsjön (logaritmerad) i Bottniska viken. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Avstånd utsjön – Egentliga Östersjön



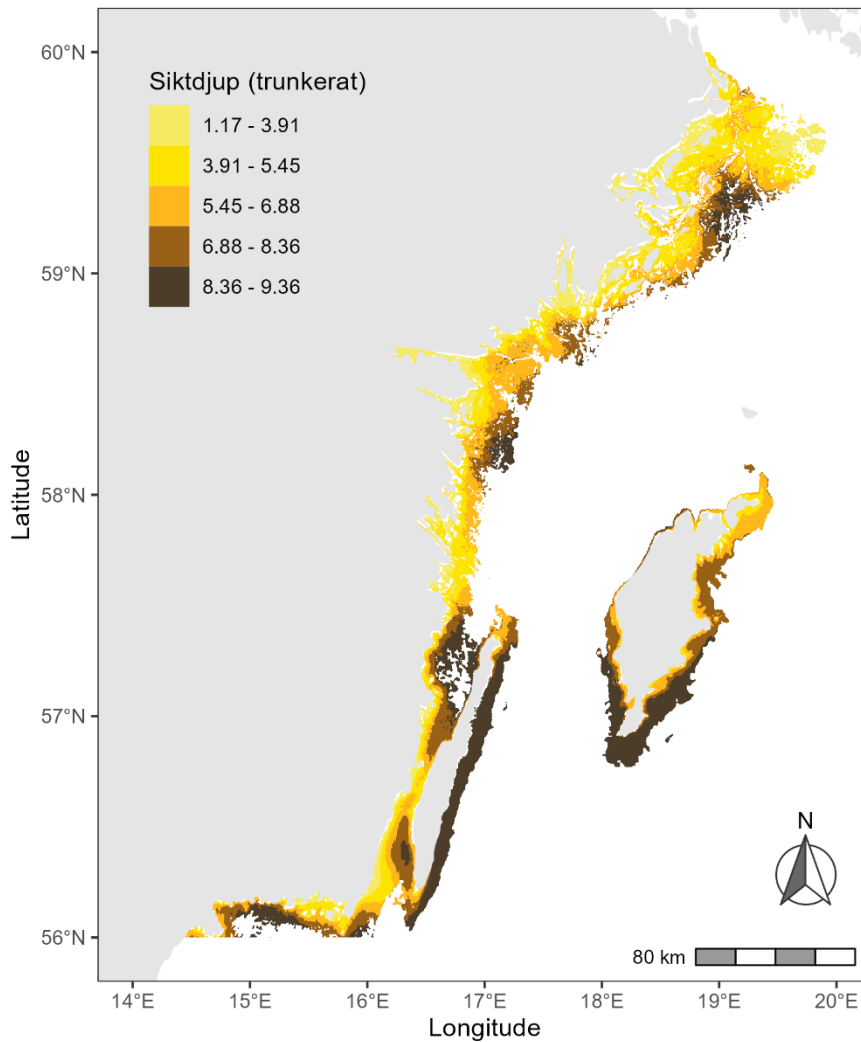
Figur 56. Karta över förklaringsvariabeln avstånd till utsjön (logaritmerad) i Egentliga Östersjön. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Siktdjup – Bottniska viken



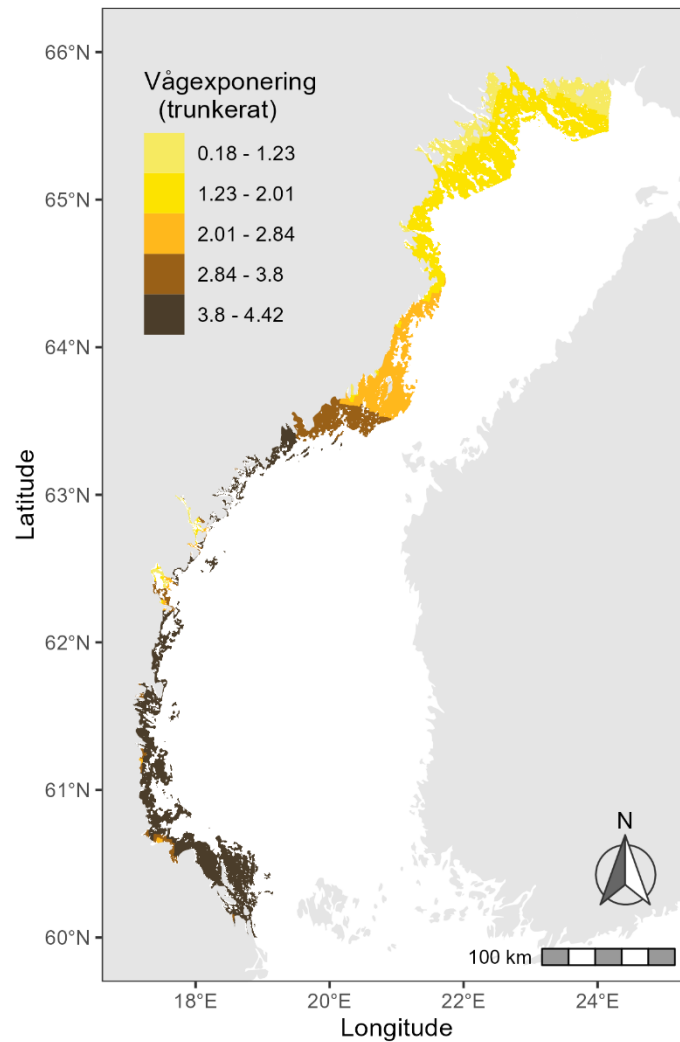
Figur 57. Karta över förklaringsvariabeln siktdjup i Bottniska viken. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Siktdjup – Egentliga Östersjön



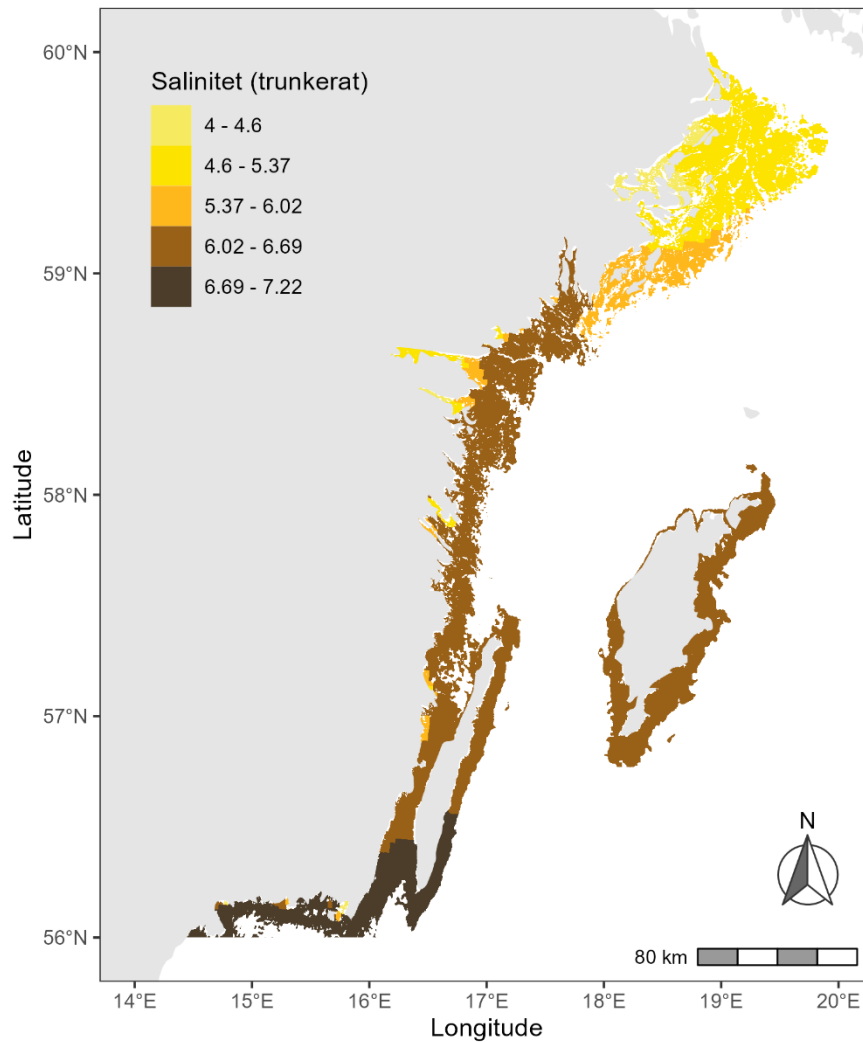
Figur 58. Karta över förklaringsvariabeln siktdjup i Egentliga Östersjön. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Salinitet – Bottniska viken



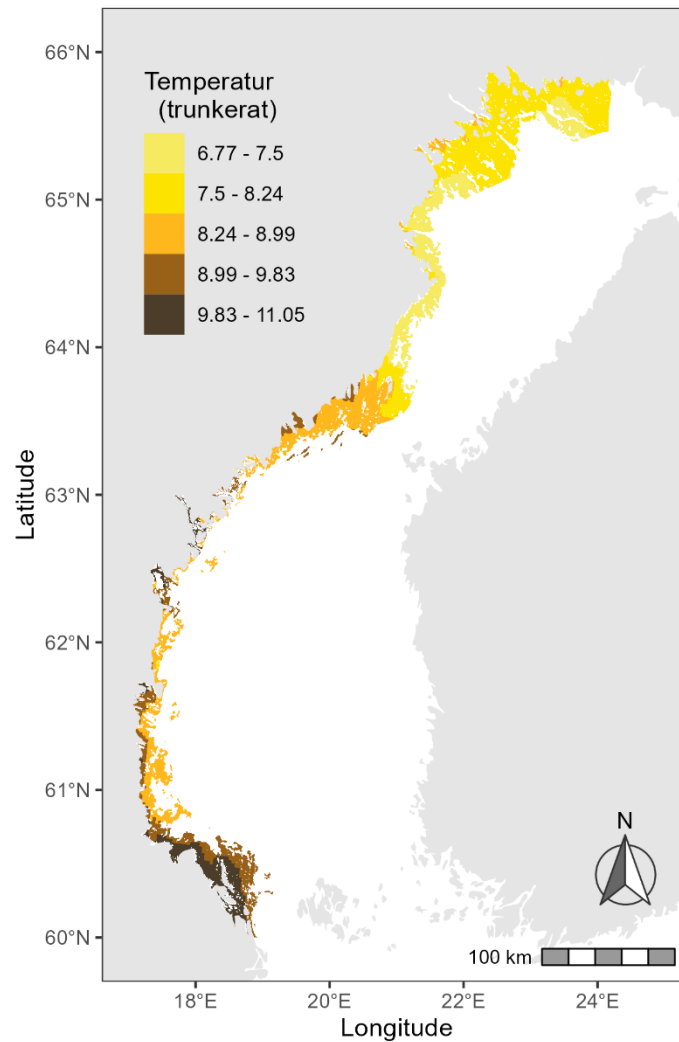
Figur 59. Karta över förklaringsvariabeln salinitet i Bottniska viken. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Salinitet – Egentliga Östersjön



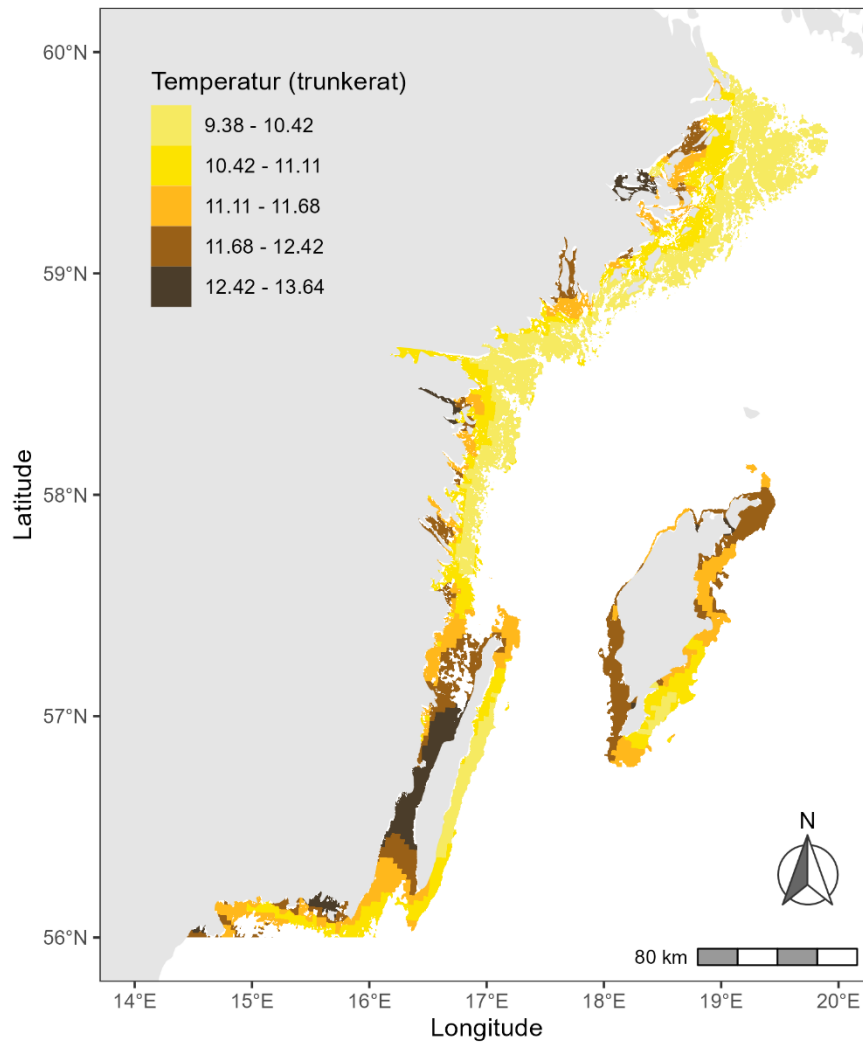
Figur 60. Karta över förklaringsvariabeln salinitet i Egentliga Östersjön. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Temperatur – Bottniska viken



Figur 61. Karta över förklaringsvariabeln temperatur i Bottniska viken. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

Temperatur – Egentliga Östersjön



Figur 62. Karta över förklaringsvariabeln temperatur i Egentliga Östersjön. Variabeln är trunkerad efter det minsta och största värdet som överlappar med de provtagna stationerna, dvs de områden i kartan som från början har ett högre eller lägre värde än det som omfattas av en provtagning har justerats så att det motsvarar det högsta eller lägsta värdet som omfattas av en provtagning. Området har delats in i fem klasser baserat på percentiler.

