



Aqua reports 2025:9

Kartläggning av djupa livsmiljöer för fisk i Västerhavet

Mårten Erlandsson, Ronny Fredriksson, Patrik Börjesson, Ulf Bergström



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Kartläggning av djupa livsmiljöer för fisk i Västerhavet

Mapping of deep-water habitats for fish in The Sound, Kattegat and Skagerrak

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

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

Patrik Börjesson, 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:

Håkan Wennhage, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Filip Käll, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

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

Rekommenderad citering:	Erlandsson, M., Fredriksson, R., Börjesson, P., Bergström, U. (2025). Kartläggning av djupa livsmiljöer för fisk i Västerhavet. Aqua reports 2025:9. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.5val0d23pr
Publikationsansvarig:	Sara Bergek, 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:	(2025)
Utgivningsort:	Uppsala
Omslagsbild:	Torsk (<i>Gadus morhua</i>), Ulf Bergström
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2025:9
ISBN (elektronisk version):	978-91-8124-161-7
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.5val0d23pr
Nyckelord:	provfiske, habitatmodellering, utbredningskartor, områdesskydd, havsplanering

© 2025 (Mårten Erlandsson, Ronny Fredriksson, Patrik Börjesson, Ulf Bergström)

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

Uppdaterad version 2026-01-23: Rapporten hade fel delnummer och ändrades från 2025:8 till 2025:9.

Sammanfattning

Behovet av utbredningskartor över viktiga fiskhabitat är stort inom kust- och havsförvaltningen, både på regional och nationell nivå. Kartorna efterfrågas inom 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 i relation till en uppsättning miljövariabler och därefter predikterar utbredningen av lämpliga habitat med hjälp av kartor över miljövariablerna.

I denna studie användes data från provtrålningar i Skagerrak, Kattegatt och Öresund för åren 2005–2022 för att ta fram heltäckande kartor över abundans och lämpliga habitat för 26 arter av fiskar och en art av bläckfisk (för kartor över hajar och rockor, se Erlandsson med flera 2024). Kartorna skapades med hjälp av en teknik som kallas deltamodellering, där man först kartlägger förekomsten av lämpliga habitat och sedan predikterar abundansen inom dessa områden med hjälp av abundansmodeller. För både förekomst- och abundansmodellerna användes modellensembler, 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 på 0.82–0.99, vilket innebär att de hade god förmåga att identifiera lämpliga habitat. Abundansmodellerna hade en förklaringsgrad på 0–36, vilket visar att tillförlitligheten i abundansprediktionerna var lägre. De slutliga modellerna hade korrelationskoefficienter på 0.08–0.56. För många arter finns det främsta informationsvärdet därmed i förekomstmodellerna, det vill säga var i kartprediktionerna lämpliga habitat är utpekade, med abundansvärdena är mer osäkra. Kartorna som tagits fram i denna studie kan användas inom arbetet med fiskförvaltning, områdesskydd och havsplanering.

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 data from scientific trawl surveys in The Sound, Kattegat and Skagerrak during 2005–2022 were used to map suitable habitats and abundance for 26 fish species and one species of squid (for maps of sharks and rays, see Erlandsson et al. 2024). We used 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 several conceptually different statistical methods were combined to obtain more reliable distribution maps.

The presence-absence models, which were used to map the occurrence of suitable habitats, were consistently strong with AUC values ranging between 0.82–0.99 in the model based on all data, meaning that they could distinguish between suitable and less suitable habitats. The variance explained by the fitted abundance models varied between 0–36%, which indicates that they were

less reliable than corresponding presence-absence models. The final models had correlation coefficients between 0.08-0.56. This means that for many species the main informational value lies in the occurrence models, that is, in where suitable habitats are identified in the map predictions, while the abundance values are more uncertain. The maps produced in this study can be used within fish management, marine conservation and spatial planning.

Innehållsförteckning

1.	Inledning	7
2.	Metod.....	8
2.1	Provfiskedata	8
2.2	Miljövariabler.....	11
2.3	Statistiska analyser	13
3.	Resultat	17
3.1	Förekomst och abundans av arter	17
3.2	Modellresultat.....	19
3.3	Kartprediktioner.....	25
3.3.1	Bergskädda.....	25
3.3.2	Fenknot.....	26
3.3.3	Fjärsing	27
3.3.4	Gråsej	28
3.3.5	Havskatt.....	29
3.3.6	Havsmus	30
3.3.7	Knot.....	31
3.3.8	Kolja	32
3.3.9	Kolmule	33
3.3.10	Kummel.....	34
3.3.11	Långa	35
3.3.12	Lerskädda	36
3.3.13	Lyrorsk	37
3.3.14	Marulk	38
3.3.15	Nordkalmar	39
3.3.16	Piggvar.....	40
3.3.17	Rödspätta	41
3.3.18	Rödtunga	42
3.3.19	Sandskädda.....	43
3.3.20	Sill	44
3.3.21	Sjyrygg.....	45
3.3.22	Skrubbskädda.....	46
3.3.23	Slätvar.....	47
3.3.24	Torsk.....	48

3.3.25 Tunga.....	49
3.3.26 Vahls ålbromse	50
3.3.27 Vitling	51
4. Diskussion	52
Tack 56	
Referenser.....	57
Bilaga 1	59
Bilaga 2 - Responskurvor	62

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 möjliga habitat för 26 arter av benfiskar, en broskfisk och en bläckfiskart i Västerhavet. För varje art har en utbredningskarta tagits fram med hjälp av habitatmodellering, där sambanden mellan arternas förekomst och abundans statistiskt relaterats till ett antal miljövariabler. Genom att tillämpa flera olika modelleringstekniker har arternas habitatpreferenser undersökts. Att förstå var dessa arter förekommer och vilka miljöförhållanden de föredrar är av avgörande betydelse för att vidta effektiva åtgärder för att skydda känsliga arter och deras livsmiljöer.

Kartorna som presenteras i denna rapport ingår i Havs- och vattenmyndighetens projekt Nationell marin kartering, som har som mål att ta fram heltäckande kartor över bentiska habitat i Sveriges kust- och havsområden. Denna studie kompletterar tidigare rapporter över utbredningen av hajar och rockor (Erlandsson m fl 2024), samt över uppväxtområden för fisk och kräftdjur på grunda bottnar (Fredriksson m fl 2021, Olin m fl 2023). Även Horizon Europe-projektet MARHAB har bidragit till modelleringsarbetet i studien.

2. Metod

2.1 Provfiskedata

Data på förekomst och abundans av arterna har samlats in vid bottentrålsundersökningar i Skagerrak, Kattegatt och Öresund under åren 1972–2022. Den här studien har endast använt data från 2005 och framåt för att representera den nutida utbredningen av arterna. Av Figur 1 framgår antalet trålade stationer per år och kvartal, och Figur 2 anger utbredningen av de tråldrag som ingick i modelleringen.

Tråldata som använts i modelleringen kommer från de internationellt koordinerade bottentrålsundersökningarna IBTS (International Bottom Trawl Survey), BITS (Baltic International Trawl Survey) och CODS (Kattegat Cod Survey), samt nationella bottentrålsundersökningar (NATS).

IBTS omfattar Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt och har genomförts under första kvartalet sedan 1960-talet. En standardiserad trål används sedan 1983, och från och med 1991 utförs provfiske även under tredje kvartalet. BITS omfattar Östersjön inklusive Bälthavet och Öresund, men även Kattegatt och enstaka stationer i Skagerrak provfiskas inom ramen för undersökningen. BITS utförs i sin nuvarande form sedan 2001, med standardiserade trålar och provfiske under första och fjärde kvartalet. CODS initierades 2008 för att förbättra dataunderlaget för beståndsuppskattning av torsk, men har även använts för att utvärdera effekterna av fiskeregleringar i sydöstra Kattegatt.

De nationella bottentrålsundersökningarna som ingår i analysen (här samlade under benämningen NATS) är Kusttrålningen (från och med 2002), Öresunds- (från och med 2011) och Skagerrakundersökningen (från och med 2018). Dessa undersökningar bidrar med kompletterande data för områden och djupintervall där de internationella undersökningarna saknar täckning, till exempel i fjordarna i Skagerrak där Kusttrålningen bidrar med data.

Upplägget för IBTS, BITS, Kusttrålningen och Öresundsundersökningen baseras i huvudsak på fasta trålstationer som provfiskas vid varje expeditionstillfälle. Undantaget från detta är IBTS i Skagerrak under tredje kvartalet som sedan 2005 baseras på en randomiserad djupstratifierad design för att säkerställa en representativ provtagning med hänsyn till Skagerraks varierade

batymetri. Antalet stationer är dock fortsatt detsamma som under första kvartalet, d.v.s. 26 stationer i Skagerrak och 19 stationer i Kattegatt. BITS provfiskar 26 stationer varav huvuddelen ligger i Kattegatt.

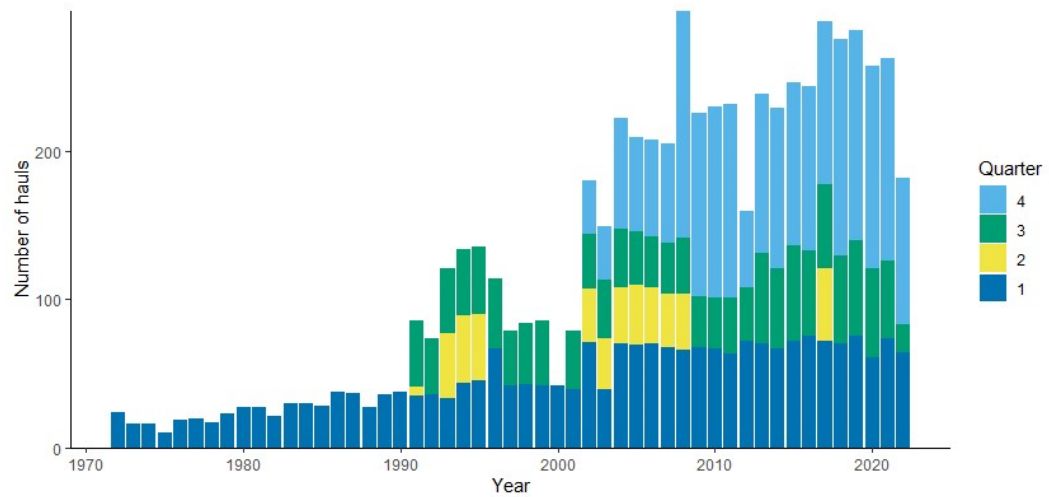
Upplägget för Kusttrålningen har varierat över tid, både vad gäller geografisk täckning och tid på året. Från 2002 till 2012 tillämpades olika kombinationer av områden och kvartal, men sedan 2013 har undersökningen begränsats till 32 fasta stationer längs Skagerrakkusten, inklusive fjordområden, under tredje kvartalet. Havsfiskelaboratoriets trålundersökningar i Öresund har pågått i olika former sedan början av 1990-talet, men sedan 2011 har de genomförts inom Öresundsundersökningen i första och fjärde kvartalet. Inledningsvis provfiskades 2 stationer, men sedan 2018 omfattar undersökningen 11 fasta stationer.

CODS och Skagerrakundersökningen utförs båda årligen under fjärde kvartalet och baseras på en randomiserad områdesstratifierad, respektive djupstratifierad design. CODS omfattar 80 stationer, varav Sverige och Danmark provfiskar hälften var. Skagerrakundersökningen omfattar 40 stationer, avsedda att analyseras tillsammans med de stationer som provfiskas under IBTS Q3.

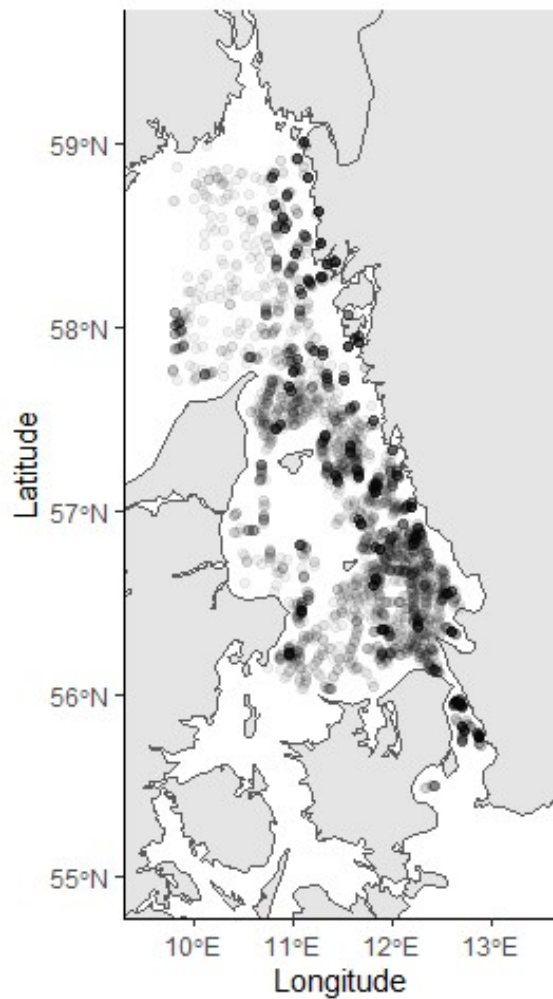
Samtliga ingående undersökningar är baserade på fiske med bottentrål, vilka av historiska och logistiska skäl skiljer sig åt i utformning. Ett huvudsyfte för både IBTS och BITS är att följa rekryteringen av ungfisk i olika bestånd och har därför en liten maska i lyftet (16–20 mm). Eftersom IBTS ursprungligen var en sillundersökning används en fransk sillbottentrål GOV (chalut à Grande Ouverture Verticale), en trål med stor vertikal öppning (4–6,5 m). BITS i Kattegatt använder en trål designad för demersal fisk, TV3-small, med en betydligt lägre öppning (~2,5 m). Kusttrålningen och Öresundsundersökningen, som opererar kustnära med mindre fartyg, använder små trålar, i princip nedskalade varianter av GOV och TV3. För kusttrålningen används trålen Norden och i Öresund TV3-mini. För att kunna jämföra de kustnära fångsterna med resultaten från IBTS- och BITS-undersökningarna används även här 16 mm maska i lyftet.

CODS och Skagerrakundersökningen fokuserar i högre grad på kommersiella storlekar av fisk och har därför en större maska i lyftet (70 mm), vilket släpper igenom mindre fiskar, som till exempel sill och skarpsill.

Till analyserna har vi enbart tagit med fångster av fiskindivider över 20 cm. Detta eftersom fångstbarheten på mindre individer är osäker då de riskerar att ta sig igenom maskorna på trålen.



Figur 1. Antal trålade stationer i Skagerrak, Kattegatt och Öresund per år och kvartal. Den här studien har endast använt data från 2005 och framåt för att representera den nutida utbredningen av arterna.



Figur 2. Karta över de trålfiskestationer som ingick i modelleringen. Enskilda provfiskepunkter har hög genomskinlighet, och en mörkare färg i kartan innebär fler provfiskepunkter i samma område.

2.2 Miljövariabler

Vid modelleringen testades relationen mellan arternas förekomst och abundans mot ett antal miljövariabler. Miljövariablerna hämtades i huvudsak in från kartraster över miljövariabeln, förutom för vattendjup där fältnätmått djup användes i modelleringen. Modellerna byggdes genom att statistiskt beskriva sambandet mellan miljövariablerna och artens förekomst och abundans i provfiskena. Därefter användes heltäckande kartor över miljövariablerna för att skapa kartprediktioner över arternas utbredning i hela studieområdet.

De miljövariabler som ingick i modellerna testades för eventuell samvariation med hjälp av ett korrelationstest och variance inflation factor (VIF), där de miljövariabler som hade ett VIF-värde högre än 3 utelämnades från modelleringen (Zuur m.fl., 2010). Ytterligare variabler utelämnades efter granskning av modellernas responskurvor och variablernas bidrag till modellerna, det gällde bland annat vågexponering, latitud och avstånd till kusten. I de slutgiltiga modellerna användes sju miljövariabler som tillsammans bedömdes ha god potential att karakterisera habitatet för de olika arterna, nämligen botten temperatur, salinitet, maxtemperatur, djup, bottenströmning, lutning och fiskeintensitet. Variablerna förklaras närmare nedan.

Tabell 1. Översikt av de variabler som ingick och uteslöts i modelleringen.

Variabel	Ingick i modellerna	Anledning till uteslutning
Temperatur botten	Ja	
Salinitet	Ja	
Maxtemperatur	Ja	
Djup	Ja	
Bottenströmning	Ja	
Lutning	Ja	
Fiskeintensitet	Ja	
Syrgashalt	Nej	Korrelation med andra variabler
Vågexponering	Nej	Låg förklaringsgrad
Latitud	Nej	Låg förklaringsgrad och hög korrelation med andra variabler
Avstånd till kust	Nej	Låg förklaringsgrad
Mintemperatur	Nej	Korrelation med andra variabler
Temperaturrange	Nej	Korrelation med andra variabler
Antal dagar över 16 grader	Nej	Korrelation med andra variabler

De kartprediktioner som togs fram i denna studie var i upplösningen 3,5×3,5 km och de kartor över miljövariablerna som användes för att ta fram dessa kom från olika källor och hade olika upplösning (se respektive miljövariabel nedan). För att

undvika extrapolering utanför det spann i miljövariablerna som modellerna kalibrerats på trunkerades miljövariablerna. Det här innebär att kartlagren som användes som underlag för prediktion begränsades till det spann av värden som uppmätts vid provfiskepunkterna, så att om en miljövariabelns värde i ett område låg under eller över variabelns variationsbredd vid provfiskepunkterna användes det högsta uppmätta värdet vid en provfiskepunkt i stället för det verkliga. Detta innebär att man undviker starka extrapoleringar i de områden som ligger utanför det provtagna intervallet för miljövariablerna.

Temperatur och salinitet är två viktiga miljöfaktorer som påverkar fiskars metabolism, osmoreglering, och tillväxt, och dessa faktorer spelar därför en avgörande roll för artens utbredning och toleranser i olika habitat (Boeuf & Payan 2001; Marium et al. 2023; Walker & Walters 2020). De temperatur- och salinitetsdata som användes i modelleringen hämtades från EU:s plattform för öppna marina data, Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS) där de ursprungliga rastren hade en upplösning på 4×4 km. Data är skapade av Danmarks Meteorologiske Institut (DMI) och framtaget med hjälp av HIROMB-BOOS-modellen (HBM). För modellprediktionerna användes ett medelvärde för tidsperioden 1993–2020 av salinitet respektive temperatur i bottenvattenskiktet.

Maxtemperatur innebär det högsta temperaturvärdet oavsett djup under året. I modellerna används medelvärdet av maxvärden för åren 1993–2020. Temperaturerna är hämtade från samma källa som för temperaturvariabeln.

Djup är en viktig faktor för att förklara utbredningen av fisk på en lokal skala. När modellerna byggdes användes djupdata insamlat i samband med provfiskena. För att skapa prediktionskartorna användes ett kartsikt med en upplösning på 25 meter som tagits fram utgående från öppna sjökortsdata genom interpolation med funktionen TopoToRaster i ArcGIS.

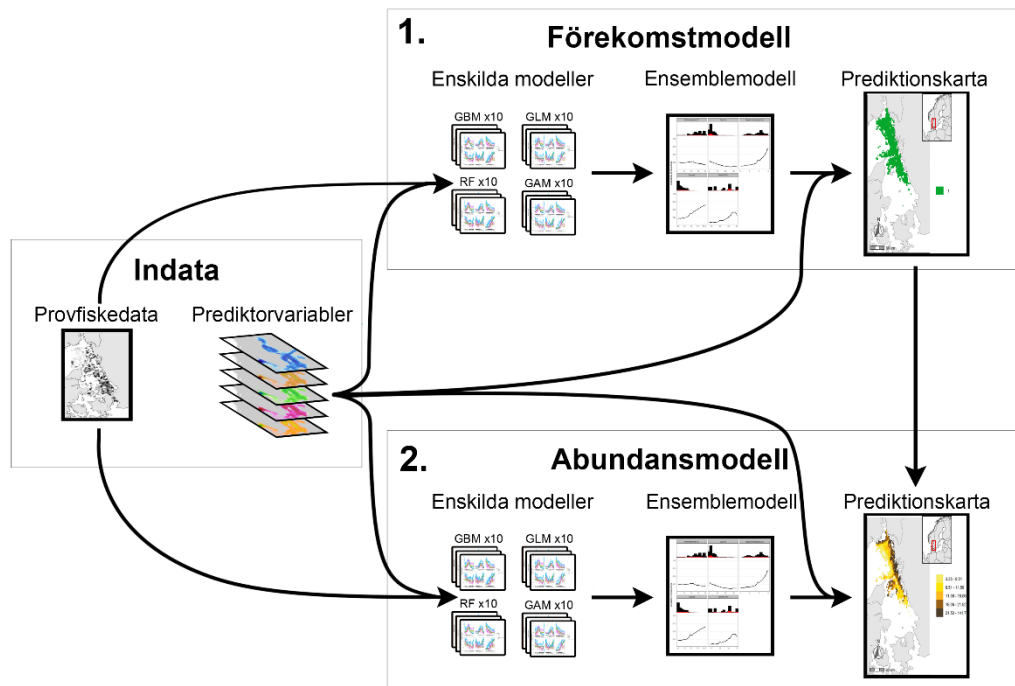
Bottenströmshastighet har även det hämtats från EU:s plattform för öppna data, Copernicus. Lagret är framtaget av SMHI och är baserat på en version av modellen "NEMOv4.0 ocean model". Lagret har en rumslig upplösning på 2x2 km på 56 olika djupnivåer och tidsmässigt har modellen uppdaterats två gånger per dag. I modelleringen i den här studien har ett medelvärde för strömshastighet på botten för åren 2020–2023 använts.

Bottenlutning kan både ha en direkt och indirekt effekt på fiskars val av habitat. I modelleringen användes att kartlager över botten medellutning inom en radie på 600 meter från provtagningspunkten. Lagret togs fram inom EU:s Interreg IIIB-projekt BALANCE.

Fiskeintensitet beskriver omfattningen av kommersiellt bottentrålsfiske med båtar >12 meter. Omfattningen beskrivs med enheten genomsnittlig trålära per ytenhet. Lagret är framtaget av internationella havsforskningsrådet (ICES) och är baserad på fiskedata från åren 2018–2021.

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 resultaten från en förekomstmodell, det vill säga en modell baserad på data över var en art finns eller inte, kombineras 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 predikteras abundansen i förekomstområdena med en abundansmodell. I denna studie har enbart data med förekomst av arterna använts vid abundansmodelleringen. 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 en kombination av 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). I både förekomst- och abundansmodellerna inkluderades fem konceptuellt olika modelleringstekniker, varav två var statistiska regressionsmetoder (GLM - generalized linear models och GAM - generalized additive models) och tre var trädbaserade (RF - random Forest, GBM - generalized boosted models och XGBoost). Genom att kombinera de olika modellerna i en ensemble utnyttjas styrkorna i alla enskilda modelleringsteknikerna och effekten av enstaka fel minskas då samstämmiga resultat mellan metoderna förstärks.



Figur 3. Flödesschema som beskriver processen vid ensemblemodellering där flera modelleringstekniker kombineras för att ta fram prediktionskartan. Denna teknik användes både vid modelleringen av lämpliga habitat (steg 1) och vid modelleringen av abundans (steg 2). Dessa två kartor kombinerades sedan till en slutlig kartprediktion där abundanser predikterades inom de områden som i steg 1 identifierats som lämpliga habitat för arten.

Både vid modellering av förekomst och abundans utfördes tio iterationer med varje enskild modellteknik för varje modellerad art. 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 modellensembeln (Hosmer & Lemeshow 2000). Vid abundansmodelleringen användes samtliga delmodeller för att bygga ensemblen. När prediktionerna från de enskilda förekomstmodellerna sedan slogs samman till en ensembleprediktion 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 ensembleprediktionerna 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 nästa steg, abundansmodelleringen, användes enbart data från de provfiskestationer där arten förekommit. Abundanserna logaritmerades innan modelleringen för att minska effekter från extremvärden. När kartprediktionerna gjordes transformerades värdena tillbaka till abundanser. De enskilda abundansmodellerna kalibrerades efter sdm-paketets grundinställningar. Vid sammanslagningen till en ensemblemodell viktades de enskilda modellernas bidrag till ensemblen efter hur väl modellprediktionerna korrelerade med datasetet som användes vid valideringen. För abundansmodellen utvärderades ensemblen genom att fem gånger träna modellen på 75% av data och sedan utvärdera den på resterande 25%, där modellens passning och precision kvantifierades 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).

Den ursprungliga kartprediktionen som tas fram på basen av förekomstmodelleringen visar sannolikheten för förekomst. 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 identifieras tröskelvärdet för sannolikhet där summan av sensitivitet (andel provtrålningar med förekomst där modellen har predikterat korrekt) och specificitet (andel provtrålningar utan förekomst där modellen har predikterat korrekt) är som störst, det vill säga hur bra modellen är på att prediktera förekomster respektive icke-förekomster (Fielding & Bell 1997). När detta tröskelvärde tillämpats för att klassa om kartan till förekomst och icke-förekomst, predikterades sedan abundans utgående från motsvarande abundansmodell inom de identifierade förekomstområdena. 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. De slutliga kartprediktionerna utvärderades genom en regressionsanalys, där den predikterade abundansen (som alltså alltid sattes till noll utanför lämpligt habitat) relaterades till den verkliga fångsten. Vid utvärderingen användes alla datapunkter.

Prediktorvariablernas relativa betydelse för modellerna testades genom ett så kallat permutationstest som baseras på korrelationen mellan originalmodellens prediktioner och prediktioner från modeller där man upprepade gånger slumpvis kastar om värdena mellan provpunkterna för en förklaringsvariabel i taget. 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. I biomod2-paketet finns denna funktion inbyggd, men för abundansmodellerna beräknades detta manuellt.

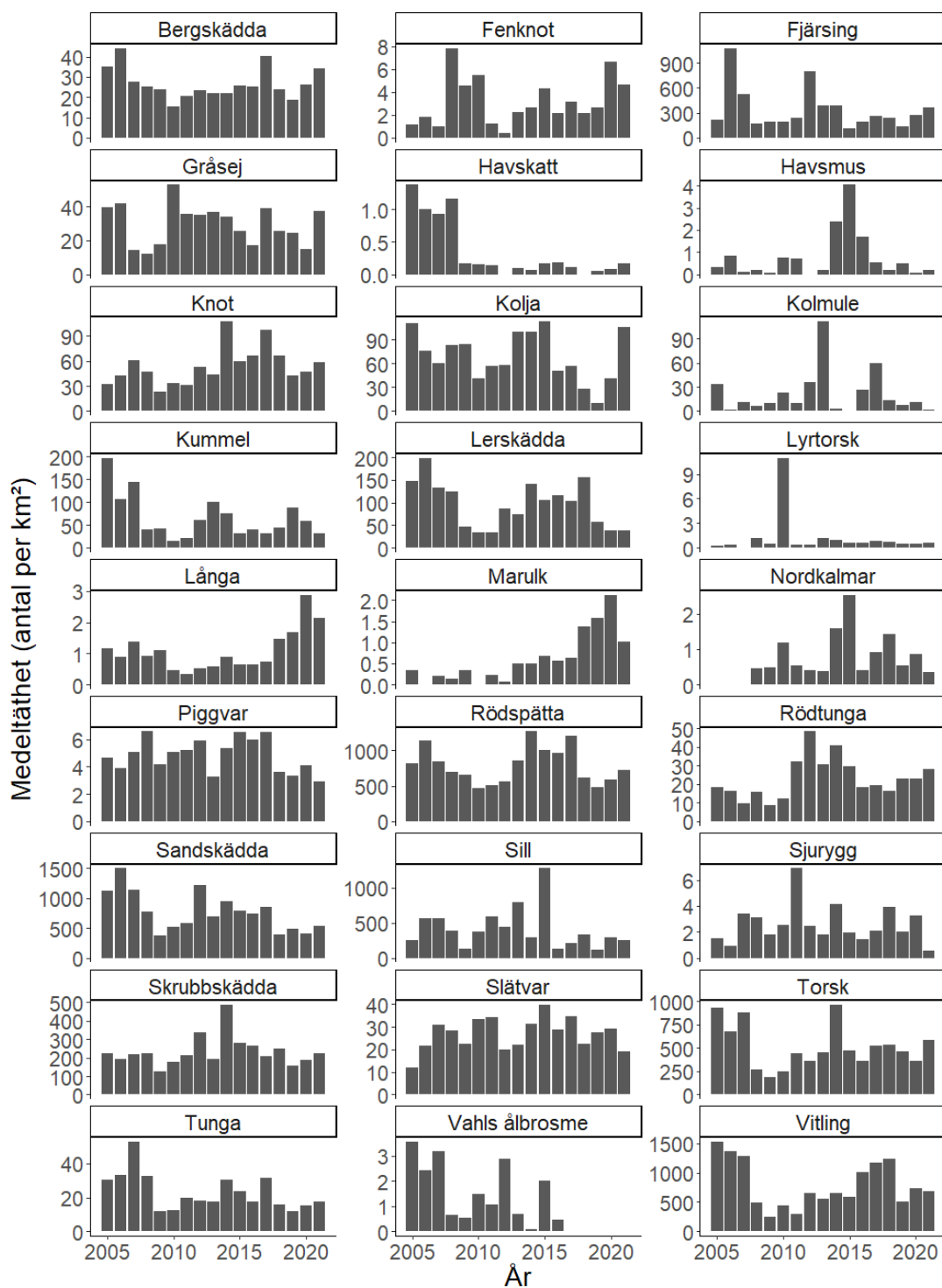
Med hjälp av partiella responskurvor utvärderades även på vilket sätt de olika miljövariablerna påverkade förekomst och abundans av arterna. Förhållandet mellan förekomst och abundans av de olika arterna och respektive förklaringsvariabel i modellen visas genom att man plottar sambandet separat för respektive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

3. Resultat

3.1 Förekomst och abundans av arter

Tabell 2. Förekomstfrekvensen visar i hur stor andel av tråldragen arten fångades och medelabundans visar medelabundans per tråldrag för de 27 arterna vid de inkluderade trålundersökningarna 2005–2022. Siffran inom parentes visar medelantalet individer där enbart tråldrag med fångst av arten har inkluderats.

Art	Engelskt namn	Vetenskapligt namn	Förekomst	Medelabundans
Bergskädda	Lemon sole	<i>Microstomus kitt</i>	45,90%	2,15 (4,68)
Fenknot	Tub gurnard	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	12,20%	0,29 (2,35)
Fjärsing	Greater weever	<i>Trachinus draco</i>	42,70%	27,32 (63,95)
Gråsej	Saithe	<i>Pollachius virens</i>	11,30%	1,66 (14,7)
Havskatt	Atlantic catfish	<i>Anarhichas lupus</i>	1,00%	0,01 (1,12)
Havsmus	Rabbit fish	<i>Chimaera monstrosa</i>	0,80%	0,04 (5,03)
Knot	Grey gurnard	<i>Chelidonichthys gurnardus</i>	57,30%	4,98 (8,7)
Kolja	Haddock	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	31,50%	6,57 (20,84)
Kolmule	Blue whiting	<i>Micromesistius poutassou</i>	2,40%	1,02 (42,36)
Kummel	Hake	<i>Merluccius merluccius</i>	56,60%	4,48 (7,91)
Lerskädda	American plaice	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	57,00%	7,60 (13,32)
Lyr torsk	Pollack	<i>Pollachius pollachius</i>	3,40%	0,07 (1,94)
Långa	Ling	<i>Molva molva</i>	6,80%	0,10 (1,46)
Marulk	Anglerfish	<i>Lophius piscatorius</i>	3,40%	0,05 (1,46)
Nordkalmar	Veined squid	<i>Loligo forbesi</i>	2,00%	0,04 (1,79)
Piggvar	Turbot	<i>Psetta maxima</i>	23,30%	0,42 (1,8)
Rödspätta	Plaice	<i>Pleuronectes platessa</i>	90,40%	69,81 (77,27)
Rödtunga	Sole witch	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	30,80%	2,00 (6,47)
Sandskädda	Dab	<i>Limanda limanda</i>	73,90%	57,01 (77,14)
Sill	Herring	<i>Clupea harengus</i>	36,10%	30,03 (83,17)
Sjurygg	Lumpsucker	<i>Cyclopterus lumpus</i>	7,30%	0,14 (1,95)
Skrubbskädda	Flounder	<i>Platichthys flesus</i>	62,70%	16,96 (27,03)
Slätvar	Brill	<i>Scophthalmus rhombus</i>	47,30%	2,72 (5,74)
Torsk	Cod	<i>Gadus morhua</i>	83,60%	33,4 (39,96)
Tunga	Sole	<i>Solea solea</i>	45,70%	2,07 (4,52)
Vahls ålbrosme	Vahl's eelpout	<i>Lycodes vahlii</i>	1,70%	0,05 (3,13)
Vitling	Whiting	<i>Merlangius merlangus</i>	73,60%	60,6 (82,29)



Figur 4. Medeltäthet (antal per km²) för de modellerade arterna under perioden 2005–2022.

3.2 Modellresultat

Valideringen av modellerna i det första modelleringssteget där förekomstmodeller togs fram visade på höga AUC-värden för alla modellensembler. Det indikerar att förekomstmodellerna hade god förmåga att identifiera lämpliga livsmiljöer för arterna inom provtagningsområdet (Tabell 3). Abundansmodellerna som togs fram i nästa steg hade en förklaringsgrad som varierade mellan 0–36% (Tabell 4). Samtliga modeller hade MASE-värde en bra bit under 1. Vid utvärderingen av kartprediktionerna, som baserades på en kombination av förekomst- och abundansmodellen för varje art, varierade förklaringsgraden mellan 8–56% (Tabell 5).

Vilka av miljövariablerna som hade störst inverkan på modellerna varierade mycket både mellan arter och mellan förekomst- och abundansmodellerna (Tabell 6 och Tabell 7).

Tabell 3. Sammanställning av resultat för ensembler av förekomstmodellerna, som användes för att definiera lämpliga habitat för de olika arterna. AUC anger förekomstmodellernas 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	AUC	Tröskelvärde	Sensitivitet	Specificitet
Bergskädda	0,89	468	89,50	71,33
Fenknot	0,88	476	86,15	73,40
Fjärsing	0,91	528	81,92	84,16
Gråsej	0,92	348	87,22	80,29
Havskatt	0,94	471	92,68	84,25
Havsmus	1,00	500	100,00	98,30
Knot	0,88	591	80,74	78,62
Kolja	0,88	521	75,04	82,87
Kolmule	1,00	477	99,03	96,78
Kummel	0,88	642	78,15	81,61
Lerskädda	0,92	596	77,90	86,58
Lyrorsk	0,91	394	86,99	80,92
Långa	0,89	484	79,04	79,64
Marulk	0,96	332	96,67	84,00
Nordkalmar	0,95	512	86,67	87,80
Piggvar	0,88	512	81,86	77,64
Rödspätta	0,92	640	81,31	87,17
Rödtunga	0,91	466	86,32	80,67
Sandskädda	0,93	525	89,15	82,57
Sill	0,95	489	89,10	89,41
Sjurygg	0,82	451	70,29	79,83
Skrubbskädda	0,91	480	84,14	80,03
Slätvar	0,90	584	74,72	85,44
Torsk	0,88	537	83,86	72,61
Tunga	0,87	471	81,10	75,03
Vahls ålbrosme	0,99	428	97,26	94,59
Vitling	0,93	489	90,79	81,36

Tabell 4. Sammanställning av resultat för ensembler av abundansmodellerna. Abundans (Abu) anger medelabundansen i datasetet som ingick i modelleringen och predikterad abundans (PreAbu) anger medelabundans som predikterades av modellen. Korrelationskoefficienten (R^2) anger hur stor del av variationen i abundans som kan förklaras av modellen. Det genomsnittliga absoluta skalade felet (MASE) är ett mått på modellens precision, dvs hur nära den predikterade abundansen är det uppmätta värdet.

Art	Abu	PreAbu	R2	MASE
Bergskädda	11,43	9,79	0,07	0,67
Fenknot	1,17	1,19	0,04	0,84
Fjärsing	197,57	157,42	0,22	0,68
Gråsej	4,93	4,43	0,11	0,67
Havskatt	0,08	0,06	<0,01	0,80
Havsmus	0,12	0,09	0,15	0,65
Knot	21,26	21,74	0,12	0,70
Kolja	27,56	23,35	0,03	0,77
Kolmule	2,09	3,42	0,10	0,75
Kummel	20,57	20,86	0,07	0,74
Lerskädda	39,9	38,67	0,13	0,70
Lyrtsk	0,16	0,18	0,03	0,97
Långa	0,32	0,29	0,05	0,86
Marulk	0,21	0,16	0,05	0,71
Nordkalmar	0,10	0,12	0,02	1,01
Piggvar	1,87	1,94	0,14	0,75
Rödspätta	383,36	373,12	0,20	0,67
Rödtunga	5,86	7,34	0,16	0,72
Sandskädda	424,01	436,97	0,36	0,62
Sill	160,5	168,16	0,01	0,87
Sjurygg	0,67	0,57	0,02	0,88
Skrubbskädda	127,35	121,41	0,09	0,71
Slätvar	10,91	11,07	0,16	0,68
Torsk	256,05	249,12	0,10	0,71
Tunga	11,60	11,52	0,08	0,72
Vahls ålbrosme	0,15	0,12	0,15	0,68
Vitling	307,09	360,71	0,03	0,80

Tabell 5. Sammanställning av resultat för den slutgiltiga kartprediktionen, som baseras på en kombination av ensembler av både förekomst- och abundansmodeller. Korrelationskoefficient (*cor*), *F* och *p*-värde för regressionsanalys mellan observerad abundans i provfiskefångsten och predikterad abundans i kartprediktionen. Kolumnen *corMap* visar korrelationskoefficienten mellan predikterad abundans och den heltäckande kartan över medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar.

Art	cor	corMap	F	p
Bergskädda	0,43	0,32	943,27	<0,001
Fenknöt	0,37	0,32	669,22	<0,001
Fjärsing	0,46	0,38	1 152,16	<0,001
Gråsej	0,36	0,56	654,20	<0,001
Havskatt	0,13	0,15	70,68	<0,001
Havsmus	0,39	0,33	781,43	<0,001
Knot	0,39	0,38	777,30	<0,001
Kolja	0,25	0,47	279,27	<0,001
Kolmule	0,50	0,54	1 443,56	<0,001
Kummel	0,29	0,32	388,23	<0,001
Lerskädda	0,08	0,18	26,36	<0,001
Lyrorsk	0,25	0,14	278,82	<0,001
Långa	0,48	0,27	1 255,74	<0,001
Marulk	0,34	0,52	557,30	<0,001
Nordkalmar	0,21	0,30	200,35	<0,001
Piggvar	0,39	0,14	777,12	<0,001
Rödspätta	0,32	0,21	487,02	<0,001
Rödtunga	0,42	0,39	905,30	<0,001
Sandskädda	0,33	0,46	519,47	<0,001
Sill	0,34	0,28	539,73	<0,001
Sjurygg	0,23	0,17	233,28	<0,001
Skrubbskädda	0,27	0,43	322,39	<0,001
Slätvar	0,52	0,12	1 548,78	<0,001
Torsk	0,20	0,25	184,73	<0,001
Tunga	0,33	0,08	512,21	<0,001
Vahls ålbrosme	0,45	0,39	1 088,06	<0,001
Vitling	0,24	0,34	252,53	<0,001

Tabell 6. Förklaringsvariablernas betydelse i förekomstmodellerna. De två viktigaste variablerna för respektive art 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. Nedersta raden anger medelbidraget för respektive variabel. Förkortningar förklaras i bilaga 1.

Art	Depth	bSal	bTemp	botCur	fishInt	maxT	slope
Bergskädda	0,13	0,04	0,02	0,07	0,16	0,56	0,01
Fenknot	0,50	0,08	0,04	0,01	0,06	0,31	0,01
Fjärsing	0,53	0,04	0,02	0,02	0,26	0,11	0,01
Gråsej	0,91	0,01	0,00	0,02	0,01	0,01	0,03
Havskatt	0,52	0,08	0,06	0,04	0,13	0,03	0,13
Havsmus	0,54	0,29	0,08	0,05	0,01	0,01	0,01
Knot	0,37	0,05	0,16	0,05	0,1	0,24	0,05
Kolja	0,25	0,03	0,02	0,11	0,09	0,39	0,11
Kolmule	0,53	0,20	0,05	0,03	0,00	0,18	0,03
Kummel	0,19	0,63	0,03	0,03	0,07	0,03	0,02
Lerskädda	0,24	0,06	0,27	0,06	0,05	0,24	0,08
Lyrorsk	0,10	0,15	0,03	0,42	0,22	0,07	0,00
Långa	0,16	0,13	0,02	0,09	0,13	0,33	0,13
Marulk	0,65	0,24	0,03	0,01	0,01	0,07	0,00
Nordkalmar	0,36	0,27	0,05	0,07	0,05	0,20	0,01
Piggvar	0,71	0,01	0,03	0,01	0,03	0,05	0,15
Rödspätta	0,27	0,04	0,01	0,04	0,17	0,39	0,07
Rödtunga	0,52	0,05	0,02	0,06	0,06	0,24	0,05
Sandskädda	0,41	0,20	0,13	0,02	0,07	0,15	0,02
Sill	0,06	0,09	0,09	0,09	0,34	0,15	0,18
Sjurygg	0,43	0,11	0,07	0,14	0,06	0,07	0,14
Skrubbskädda	0,85	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,10
Slätvar	0,70	0,01	0,06	0,01	0,10	0,07	0,04
Torsk	0,12	0,02	0,06	0,08	0,11	0,6	0,01
Tunga	0,63	0,08	0,01	0,02	0,07	0,18	0,02
Vahls ålbrosme	0,18	0,22	0,08	0,04	0,01	0,34	0,12
Vitling	0,33	0,03	0,06	0,04	0,05	0,45	0,05
Medel	0,41	0,12	0,06	0,06	0,09	0,20	0,06

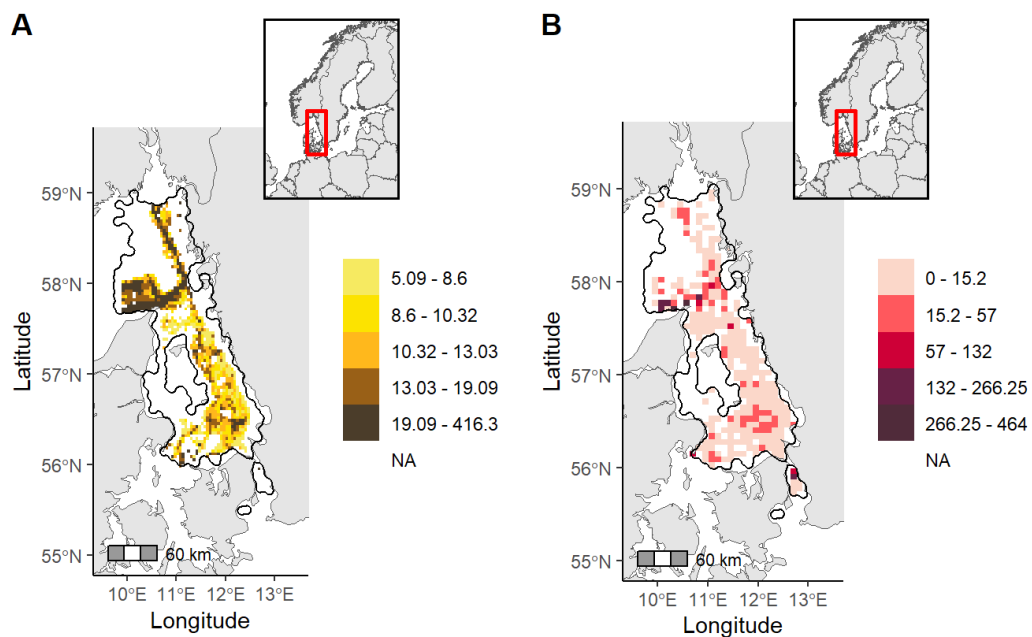
Tabell 7. Förklaringsvariablernas relativa betydelse i abundansmodellerna. De två viktigaste variablerna för respektive art är markerade med fet stil. Variablernas betydelse har justerats så de för varje modell summerar till 1, detta för att det ska gå att jämföra de olika variablernas betydelse mellan modellerna. Nedersta raden anger medelbidraget för respektive variabel. Förkortningar förklaras i bilaga 1.

Art	Depth	bSal	bTemp	botCur	fishInt	maxT	slope
Bergskädda	0,31	0,04	0,05	0,08	0,10	0,37	0,05
Fenknot	0,40	0,07	0,09	0,03	0,06	0,31	0,03
Fjärsing	0,29	0,05	0,05	0,41	0,02	0,05	0,12
Gråsej	0,28	0,17	0,22	0,04	0,02	0,22	0,03
Havskatt	0,21	0,20	0,10	0,09	0,17	0,16	0,07
Havsmus	0,22	0,25	0,25	0,05	0,02	0,18	0,03
Knot	0,31	0,20	0,09	0,16	0,07	0,16	0,02
Kolja	0,15	0,09	0,11	0,11	0,21	0,09	0,24
Kolmule	0,24	0,30	0,29	0,01	0,04	0,12	0,01
Kummel	0,12	0,41	0,08	0,03	0,11	0,21	0,03
Lerskädda	0,34	0,08	0,08	0,01	0,13	0,27	0,09
Lyr torsk	0,19	0,22	0,07	0,30	0,03	0,17	0,01
Långa	0,27	0,23	0,15	0,04	0,12	0,08	0,10
Marulk	0,33	0,21	0,10	0,04	0,10	0,13	0,10
Nordkalmar	0,22	0,21	0,10	0,04	0,10	0,22	0,11
Piggvar	0,47	0,11	0,11	0,03	0,03	0,08	0,17
Rödspätta	0,35	0,17	0,11	0,08	0,02	0,24	0,02
Rödtunga	0,24	0,10	0,10	0,05	0,25	0,04	0,23
Sandskädda	0,21	0,11	0,10	0,06	0,10	0,30	0,12
Sill	0,07	0,10	0,41	0,11	0,13	0,10	0,09
Sjurygg	0,21	0,13	0,19	0,15	0,11	0,15	0,08
Skrubbskädda	0,42	0,14	0,13	0,05	0,02	0,19	0,05
Slätvar	0,54	0,08	0,09	0,04	0,03	0,14	0,08
Torsk	0,13	0,38	0,14	0,01	0,08	0,21	0,05
Tunga	0,33	0,16	0,09	0,02	0,08	0,15	0,18
Vahls ålbrosme	0,32	0,23	0,15	0,05	0,02	0,20	0,04
Vitling	0,17	0,11	0,27	0,08	0,10	0,21	0,06
Medel	0,29	0,16	0,12	0,09	0,08	0,17	0,09

3.3 Kartprediktioner

3.3.1 Bergskädda

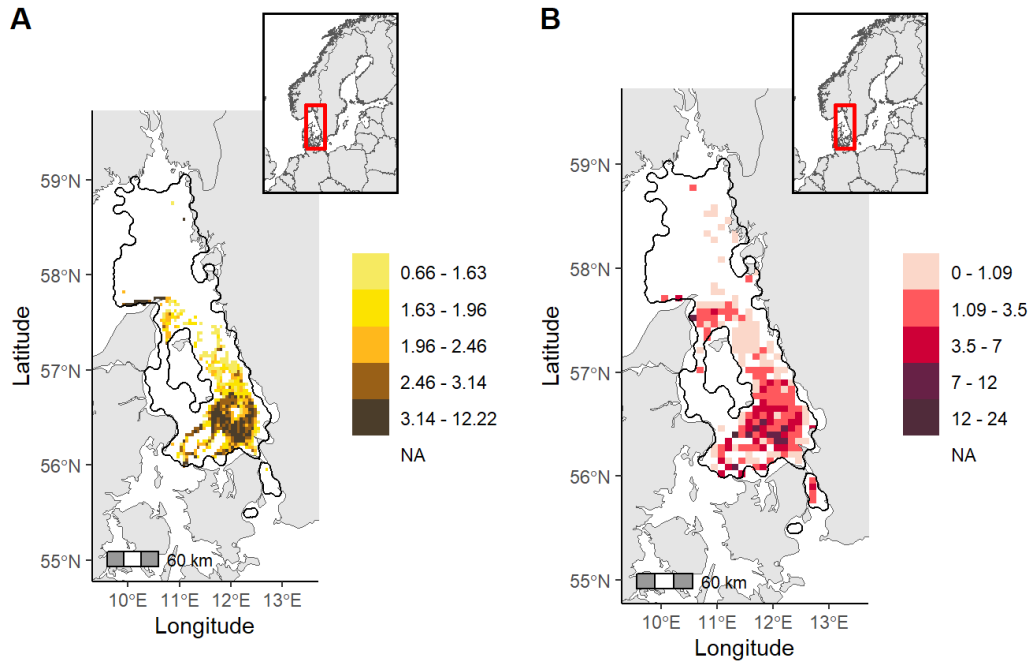
Bergskädda fångades i hela studieområdet och lämpliga habitat för arten predikterades både i Skagerrak och Kattegatt. Främst förekommer lämpliga habitat i områden med ett djup mellan 30-200 meter där maxtemperaturen inte blir för hög. Högsta abundansen återfanns i grundare områden i Skagerrak med lägre maxtemperatur och områden som fiskas mer intensivt.



Figur 5. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för bergskädda i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005-2022.

3.3.2 Fenknot

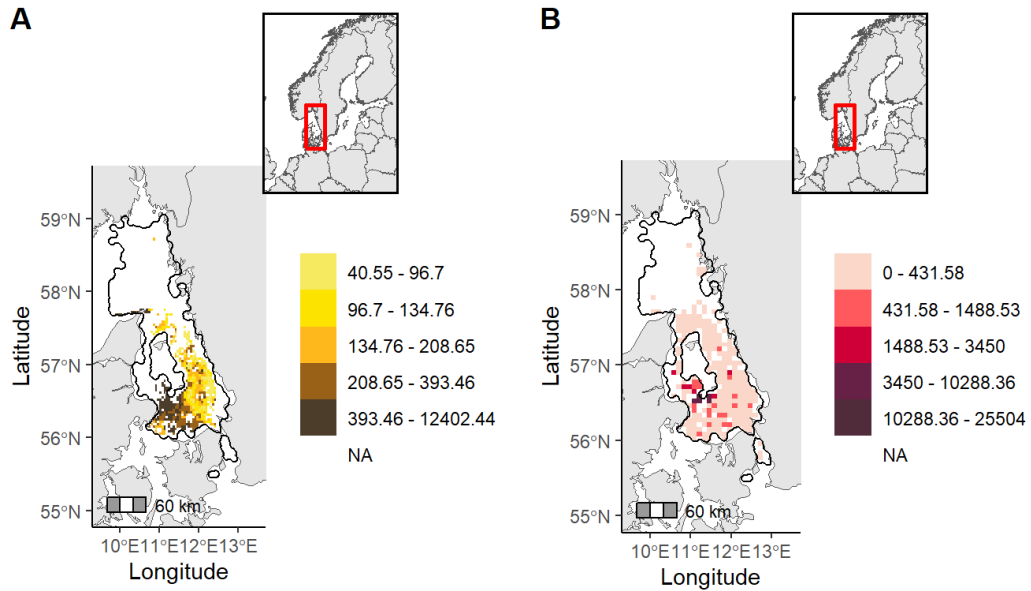
Fenknot förekommer sparsamt i Skagerrak, medan lämpliga habitat är allmänt förekommande i Kattegatt. Lämpliga habitat och även högst abundans återfanns främst i områden grundare än 70 meter, som inte har för hög maxtemperatur.



Figur 6. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för fenknot i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005-2022.

3.3.3 Fjärsing

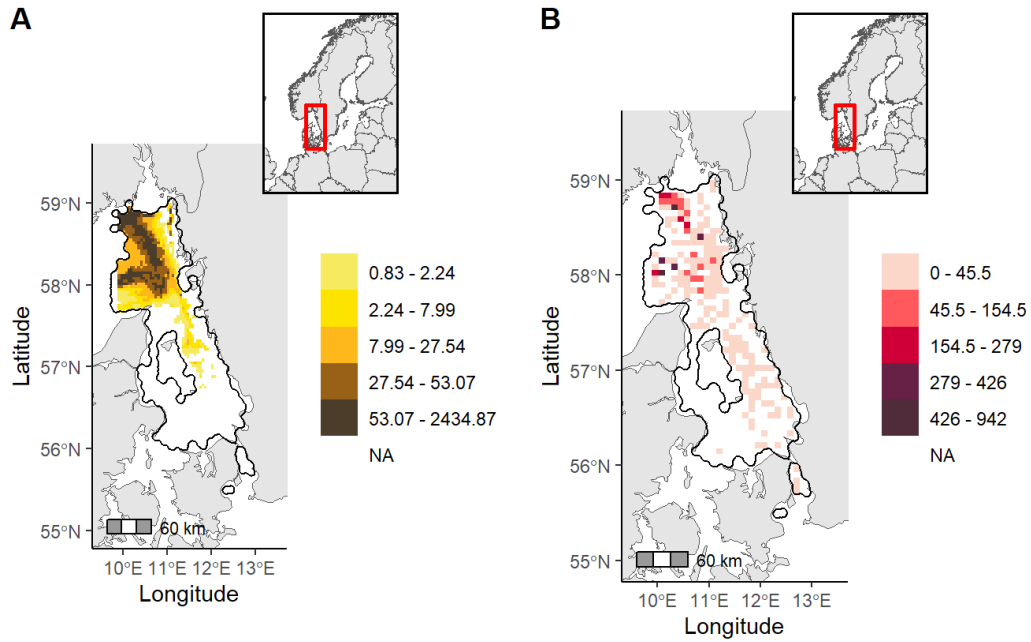
Fjärsing förekommer främst i Kattegatt och då på grundare områden där maxtemperaturen inte blir för hög. Högsta abundansen återfinns i grunda, strömsatta områden.



Figur 7. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för fjärsing i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.4 Gråsej

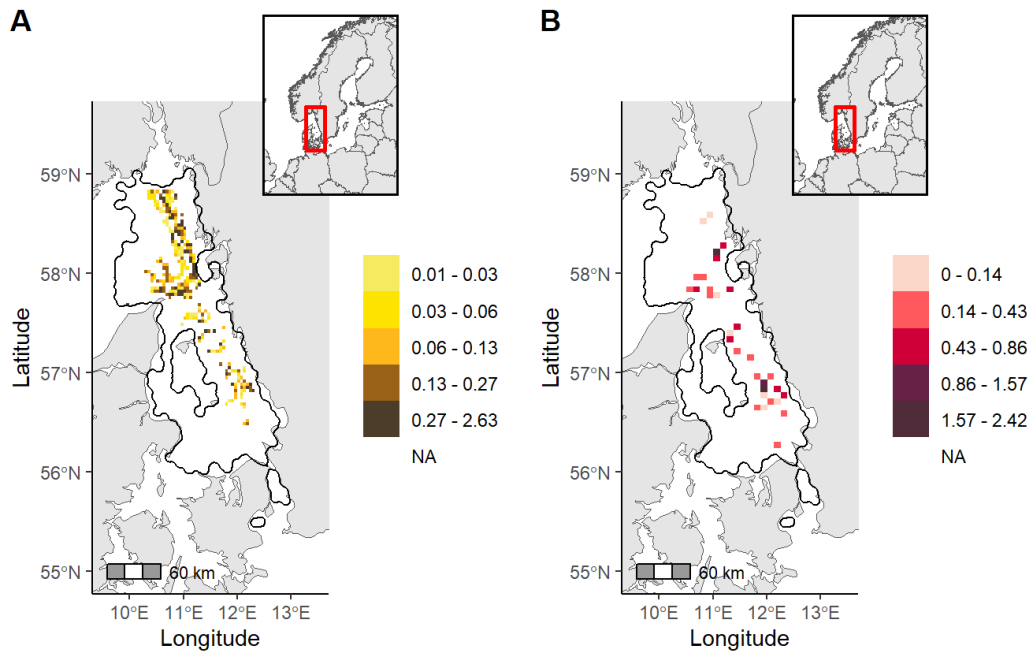
Gråsej fångades över hela studieområdet. Lämpliga habitat för gråsej predikterades framförallt till djupare (>100m), strömsatta områden med högre lutning i Skagerrak, medan den är mer sparsamt förekommande i Kattegatt. Högst abundans återfanns i djupare och svalare områden.



Figur 8. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för gråsej i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.5 Havskatt

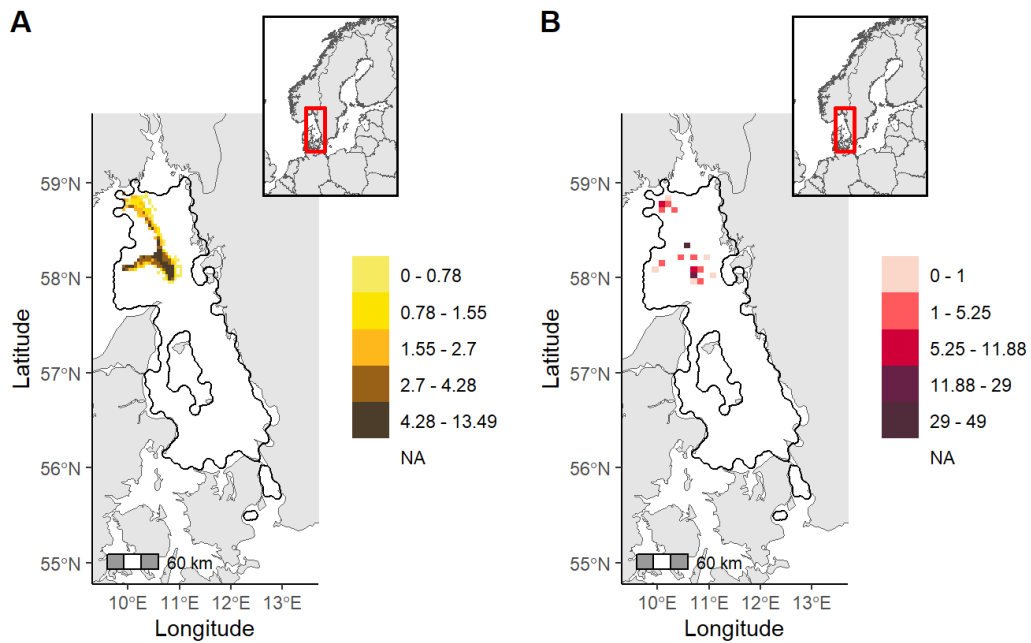
Havskatt fångas sparsamt i både Skagerrak och Kattegatt. Lämpliga habitat för havskatt predikterades främst till Skagerrak och de nordligare delarna av Kattegatt och då i djupa, flacka områden med högre salinitet och lägre fisketryck. Högst abundans predikterades till djupa områden med låg strömhastighet, låg fiskeintensitet och högre salthalt



Figur 9. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för havskatt i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.6 Havsmus

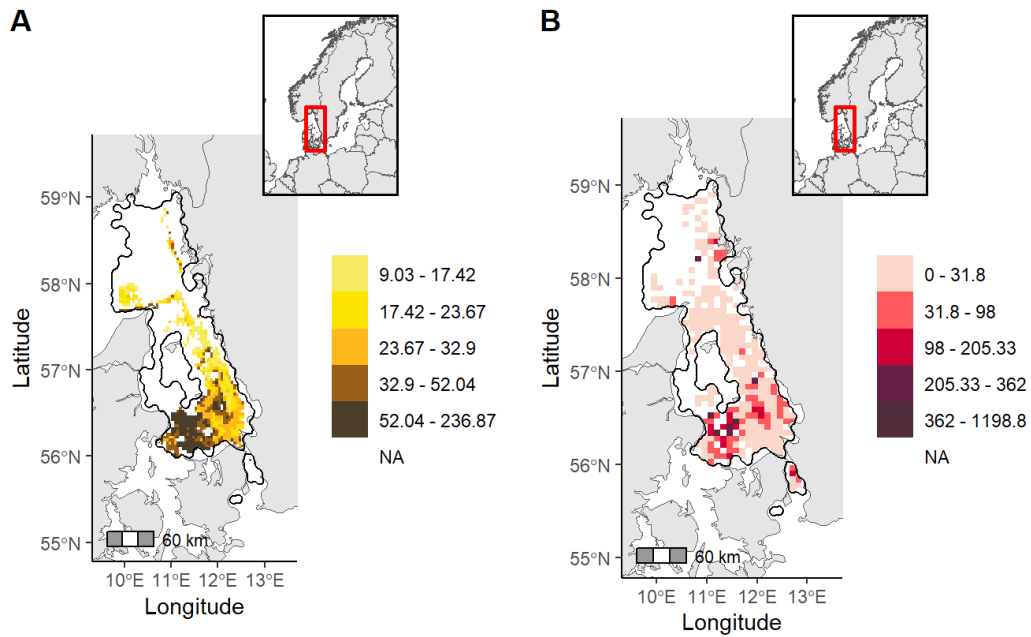
Havsmus är relativt ovanlig i fångsterna och förekommer enbart i Skagerrak, där lämpliga habitat återfinns i djupare och svalare områden. Även de högsta abundanserna återfanns i de djupare områdena.



Figur 10. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för havsmus i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.7 Knot

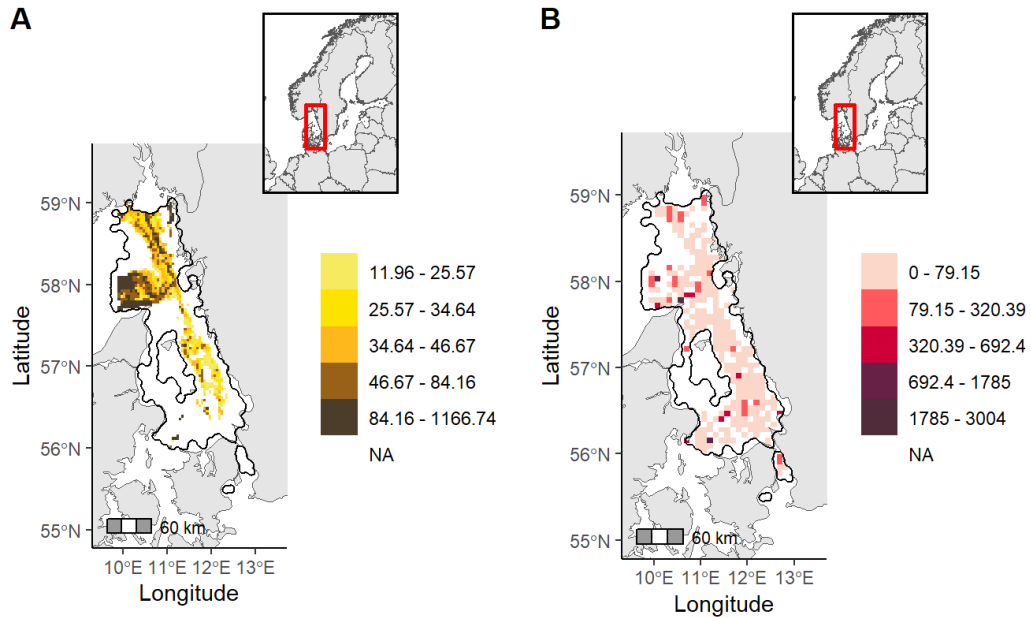
Knot är allmänt förekommande i hela Kattegatt, och mer lokalt i Skagerrak och lämpliga habitat utgörs framförallt av grundare områden med högre salthalt och temperatur, ner till 150 meters djup. Högre abundans av knot återfanns i grundare områden med hög strömhastighet med inte alltför hög maxtemperatur.



Figur 11. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för knot i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.8 Kolja

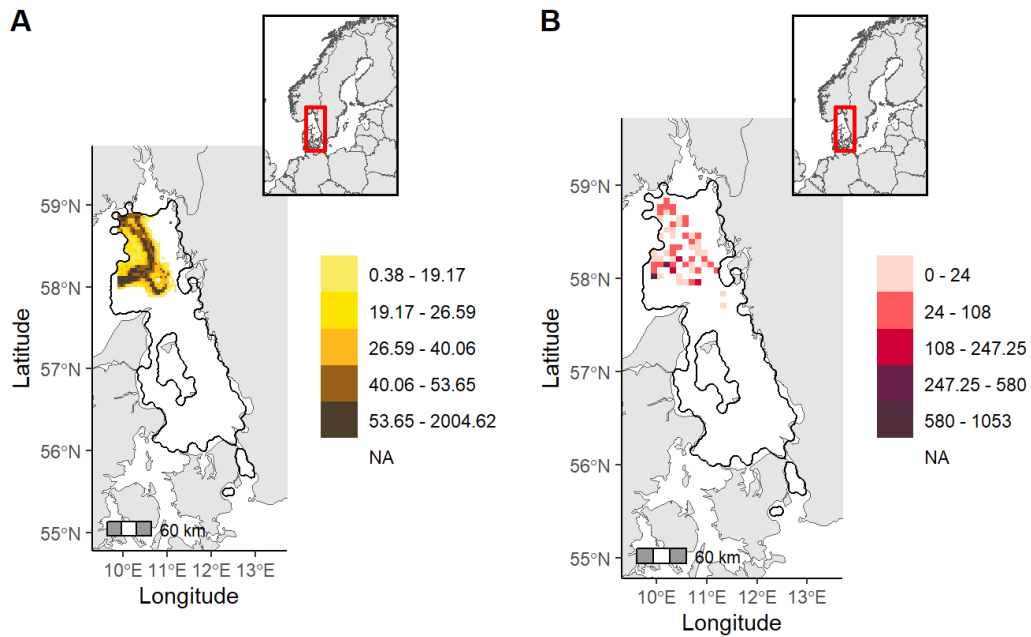
Lämpliga habitat för kolja återfinns i lite grundare områden, med högre lutning och strömshastighet men som inte har för hög maxtemperatur. Högst abundans återfanns i grundare områden med hög lutning och hög fiskeintensitet.



Figur 12. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för kolja i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.9 Kolmule

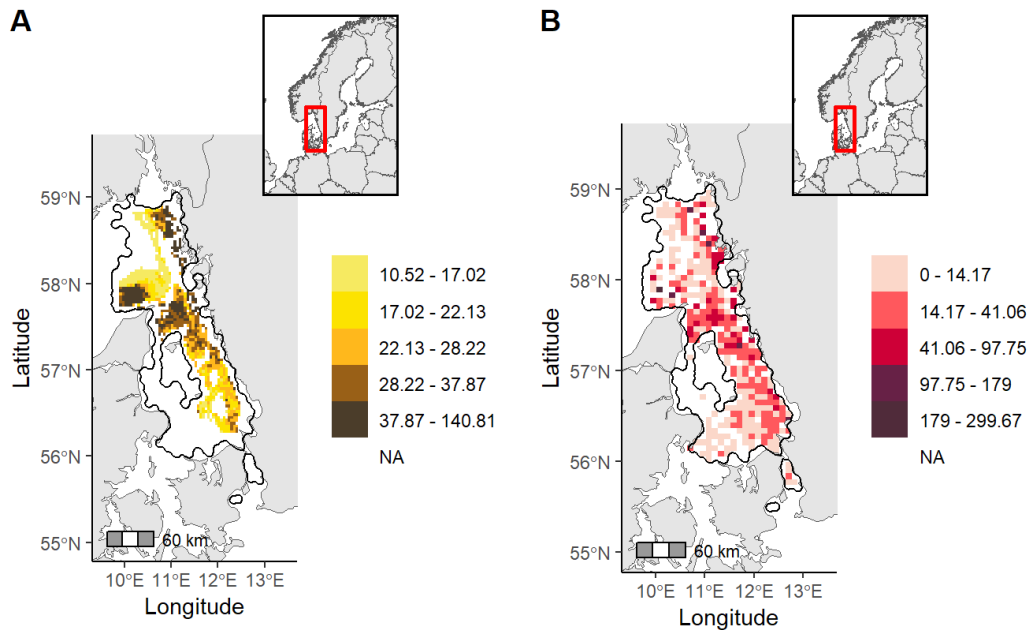
Kolmule fångades enbart i Skagerrak och lämpliga habitat återfanns främst i djupa, svala områden med hög salinitet. Högst abundans återfanns i djupa områden med högre strömhastighet och låg fiskeintensitet.



Figur 13. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för kolmule i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.10 Kummel

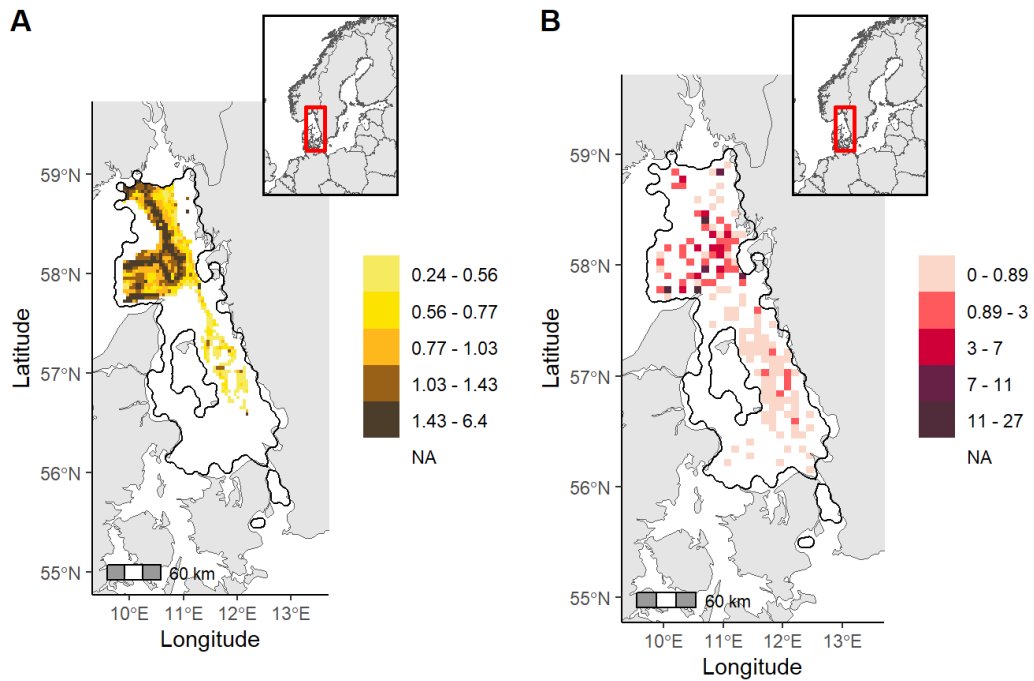
Kummel fångades i hela studieområdet och lämpliga habitat finns framförallt i grundare, varma områden med högre salinitet. Högst abundans återfanns i varma djupa områden med hög salinitet.



Figur 14. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för kummel i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.11 Långa

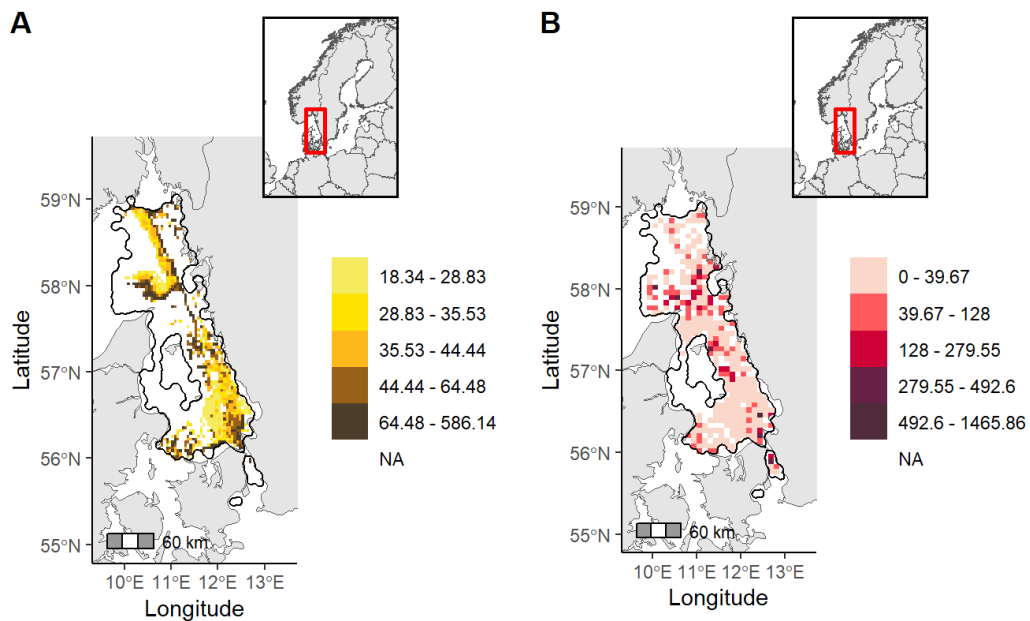
Lämpliga habitat för långa förekommer framför allt i Skagerak, men även i de nordligare delarna av Kattegatt. Det är framförallt lite grundare områden, med hög salinitet och som inte har alltför hög maxtemperatur som är lämpliga. Högst abundans återfanns däremot i djupare områden med hög lutning.



Figur 15. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för långa i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.12 Lerskädda

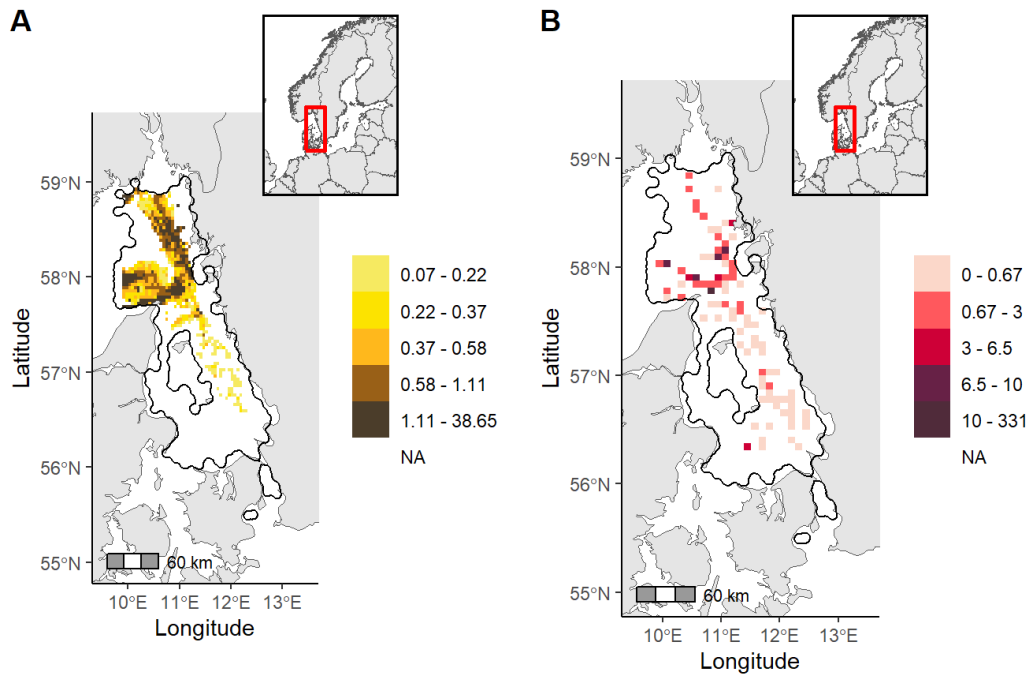
Lämpliga habitat för lerskädda förekommer grunda och inte för varma områden i både Skagerrak och Kattegatt. Även högst abundans återfanns i grunda lite svalare områden, gärna med hög lutning.



Figur 16. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för lerskädda i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.13 Lyrtorsk

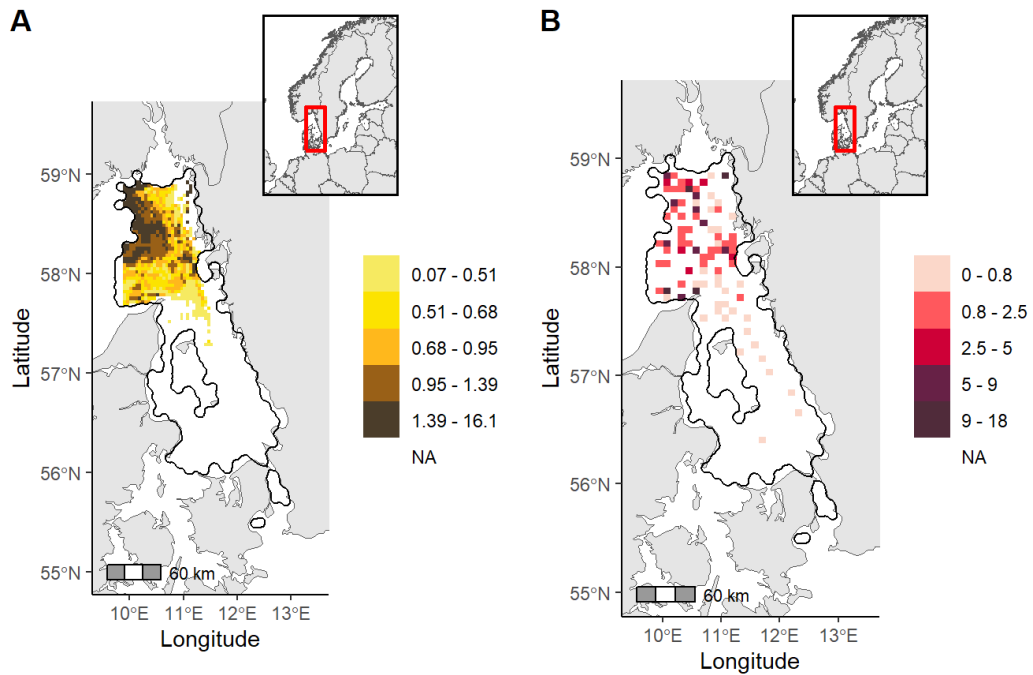
Lämpliga habitat för lyrtorsk finns framförallt i områden med hög strömhastighet och med hög fiskeintensitet. Högst abundans återfanns i djupare områden med hög strömhastighet och maxtemperatur.



Figur 17. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för lyrtorsk i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.14 Marulk

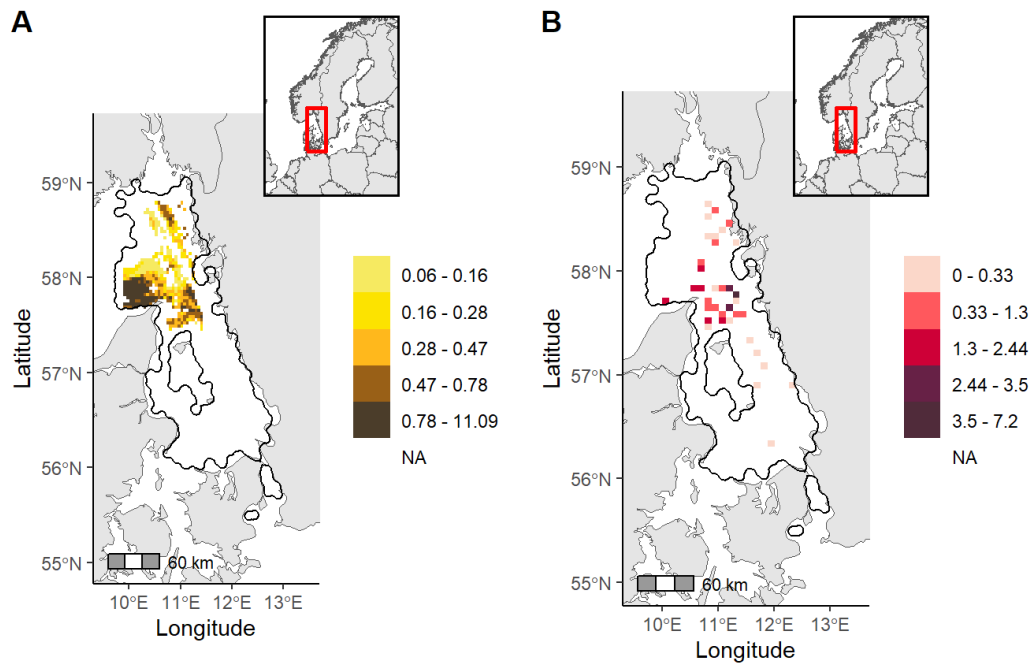
Lämpliga habitat för marulk förekommer främst i Skagerrak och då i djupa områden med hög salinitet och hög bottenlutning, vilket även gäller för områden med hög abundans.



Figur 18. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för marulk i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.15 Nordkalmar

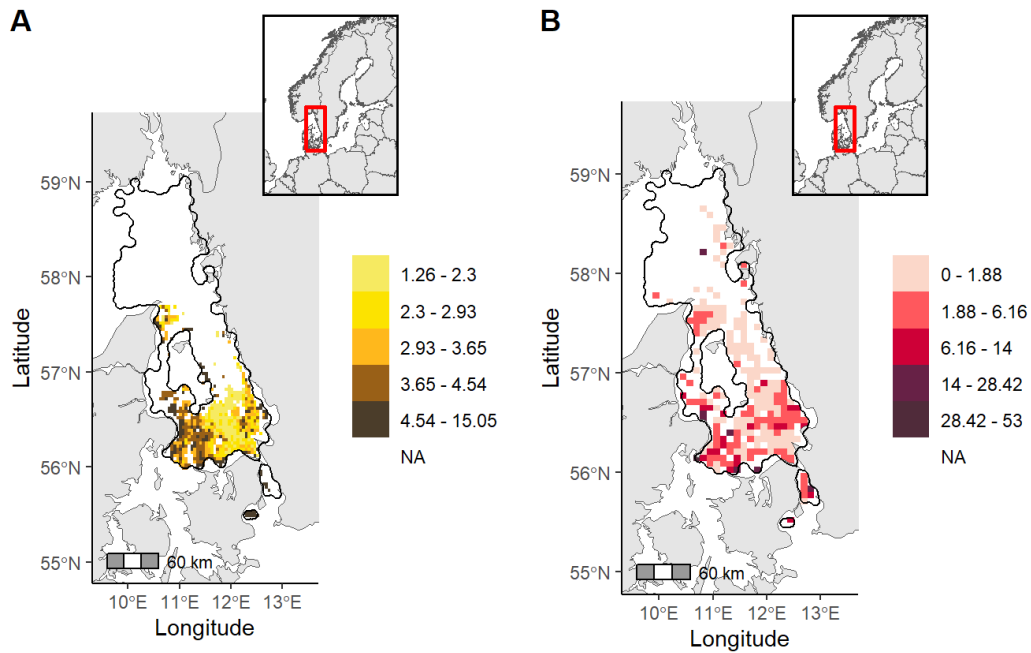
Bläckfisken nordkalmar är relativt ovanlig i fångsterna och lämpliga habitat förekommer främst i Skagerrak och då i djupa områden med hög salinitet och temperatur. Högst abundans återfanns i områden med hög strömhastighet och temperatur.



Figur 19. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för nordkalmar i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.16 Piggvar

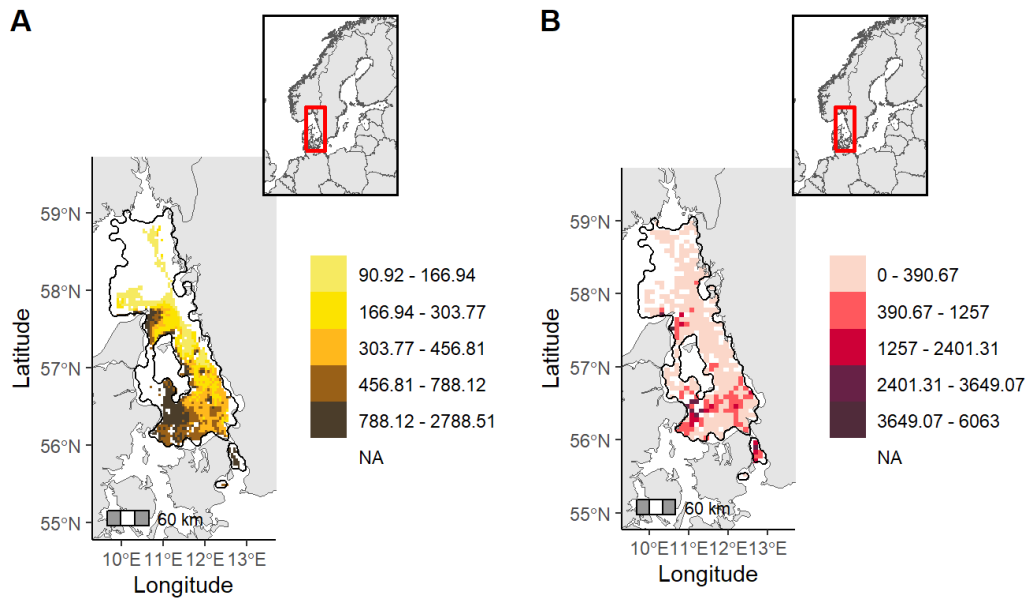
Lämpliga habitat för piggvar predikterades främst till grundaste områdena, med lägre lutning och salinitet och då främst i Kattegatt. Även högst abundans återfanns i grunda områden, med lägre salinitet och lutning.



Figur 20. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för piggvar i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.17 Rödspätta

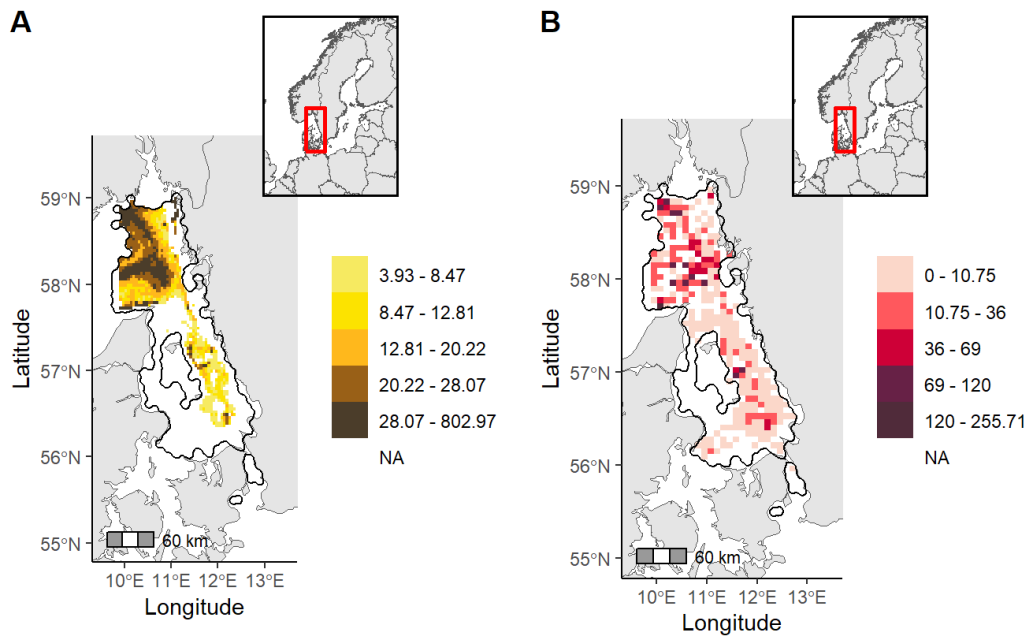
Lämpliga habitat för rödspätta var vanligare i Kattegatt än i Skagerrak och predikterades främst till grunda områden där maxtemperaturen inte är för hög och med lägre fiskeintensitet. Högst abundans återfanns i grunda områden med lägre salinitet. Områdena fick gärna vara varma, men maxtemperaturen fick inte vara för hög.



Figur 21. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för rödspätta i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.18 Röttunga

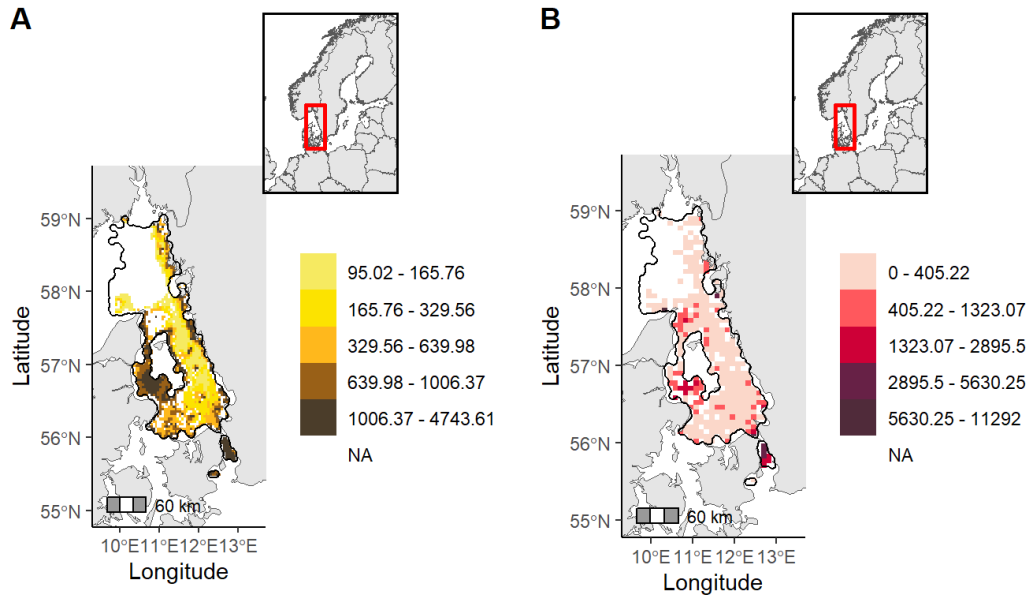
Lämpliga habitat för röttunga återfanns i både Skagerrak och Kattegatt och då främst till djupa områden med hög bottenlutning, men låg maxtemperatur. Högst abundans återfanns i djupa områden med hög bottenlutning och fiskeintensitet.



Figur 22. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för röttunga i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.19 Sandskädda

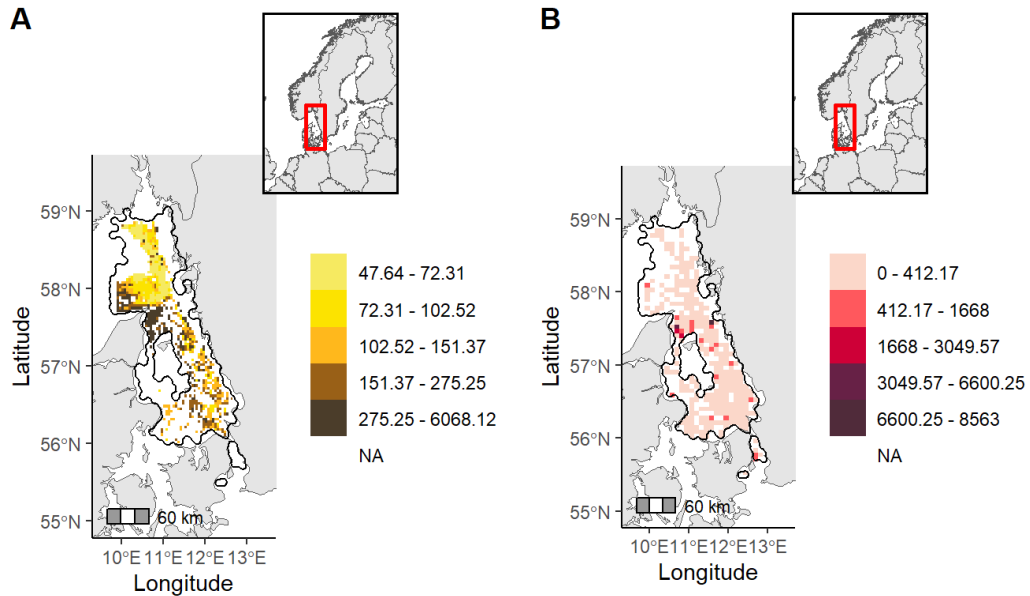
Lämpliga habitat för sandskädda var mer allmänt utbredda i Öresund och Kattegatt än i Skagerrak och predikterades främst till grunda områden med lägre salinitet och där temperaturen inte fick vara för hög. Högst abundans återfanns i grundare områden i västra Kattegatt och i Öresund.



Figur 23. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för sandskädda i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.20 Sill

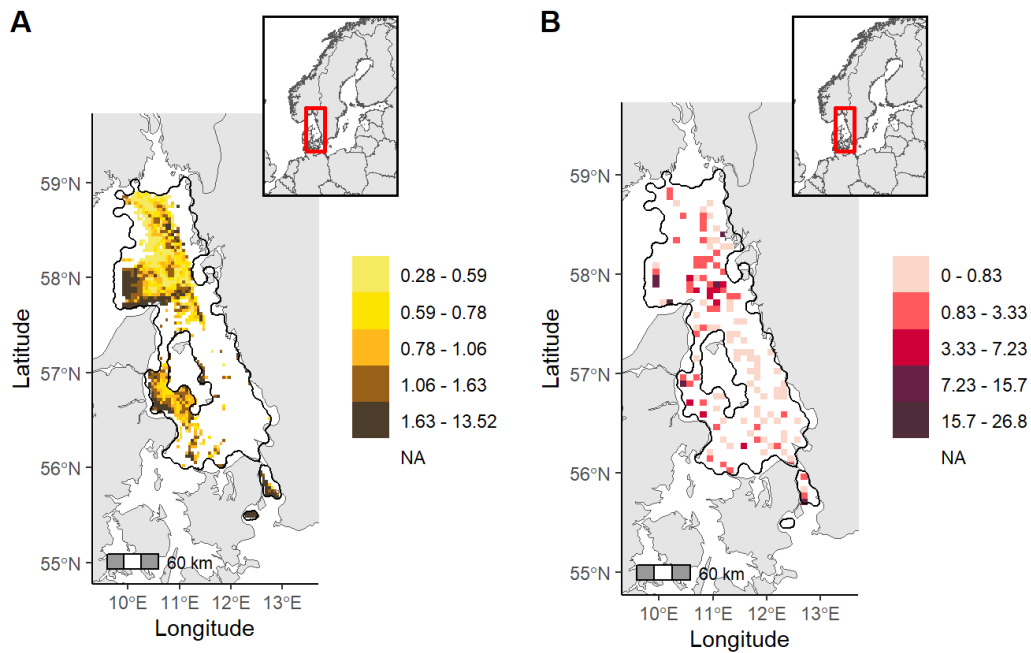
Sill fångades över hela studieområdet och lämpliga habitat predikterades främst till områden med lägre bottenlutning och hög fiskeintensitet, där maxtemperaturen inte fick vara för hög. Högst abundans återfanns i områden med hög temperatur och strömhastighet.



Figur 24. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för sill i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.21 Sjurygg

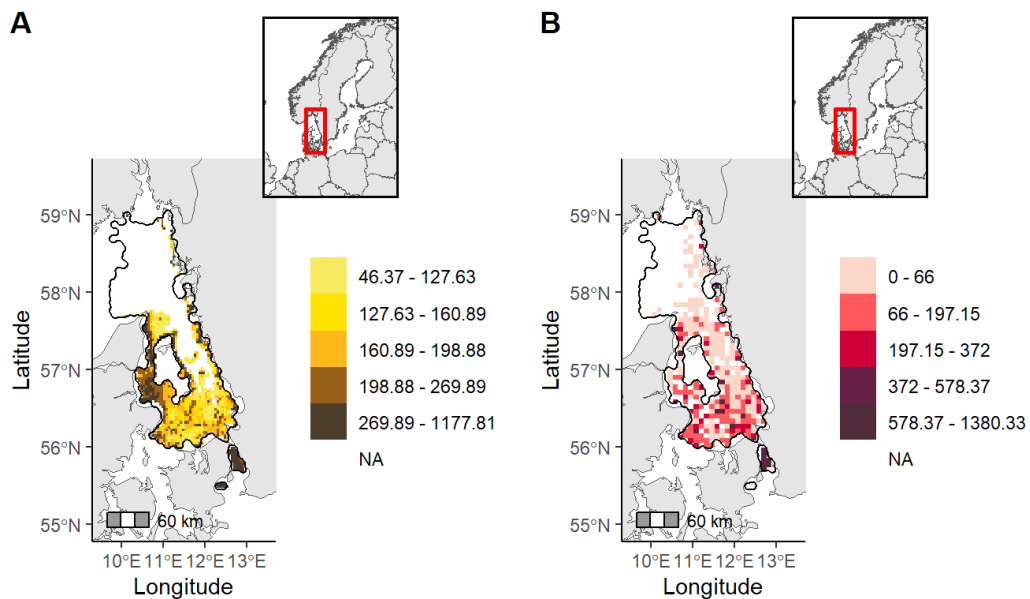
Lämpliga habitat för sjurygg finns predikterades främst till Skagerrak och de västra delarna av Kattegatt och karakteriserades främst av djupa områden med lägre salinitet och bottenlutning samt hög strömhastighet. Högst abundans återfanns i områden med hög strömhastighet, salinitet och fiskeintensitet där maxtemperaturen inte är för hög.



Figur 25. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för sjurygg i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.22 Skrubbskädda

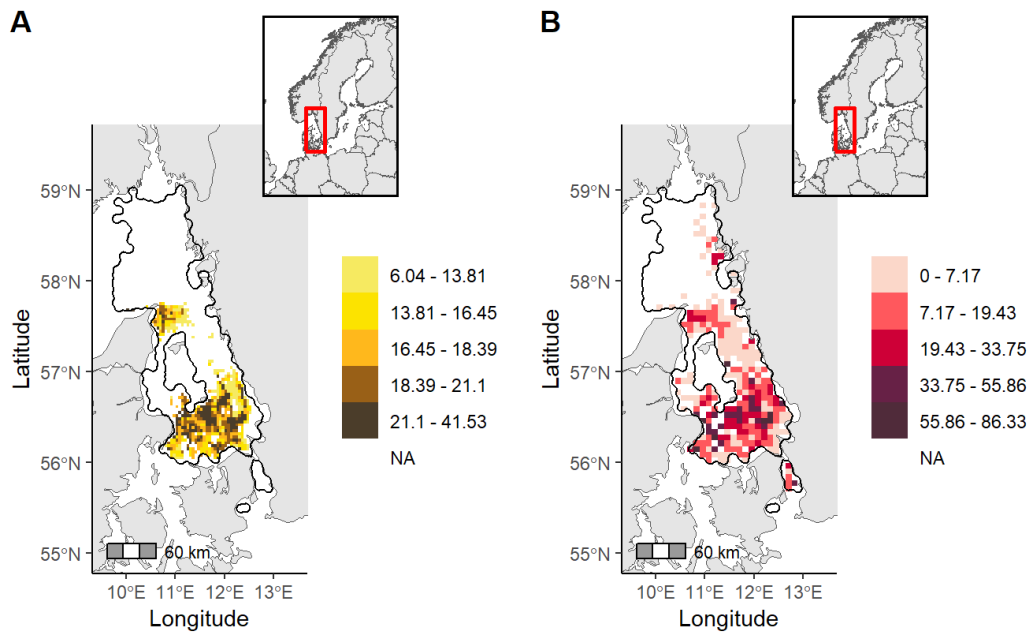
Skrubbskädda fångades främst i Kattegatt och Öresund, men till viss del även i kustnära områden i Skagerrak. Lämpliga habitat för skrubbskädda predikterades främst till Kattegatt och då till grunda områden med låg bottenlutning. Områdena får även vara lite varmare, men inte ha för hög maxtemperatur. Högst abundans återfanns i grunda, varma områden med inte alltför hög maxtemperatur.



Figur 26. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för skrubbskädda i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.23 Slätvar

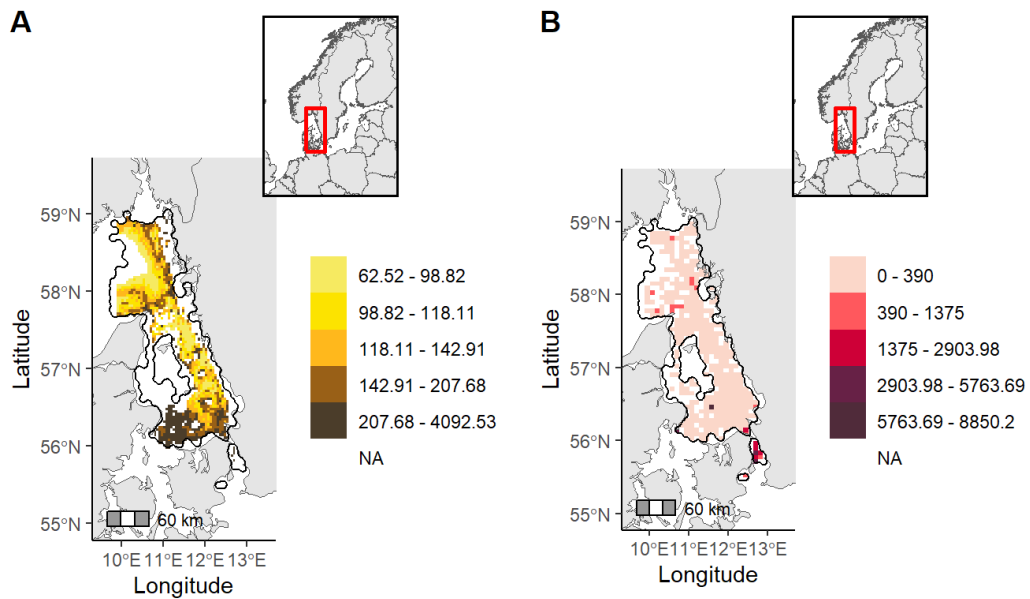
Slätvar fångades främst i Kattegatt och till viss del i kustnära områden i Skagerrak. Lämpliga habitat för slätvar predikterades främst till Kattegatt och då till grunda och varma områden med låg bottenlutning. Maxtemperaturen bör även inte vara för hög. Högst abundans återfanns i de allra grundaste, flackaste och varmaste områdena, men maxtemperaturen får inte vara för hög.



Figur 27. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för slätvar i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.24 Torsk

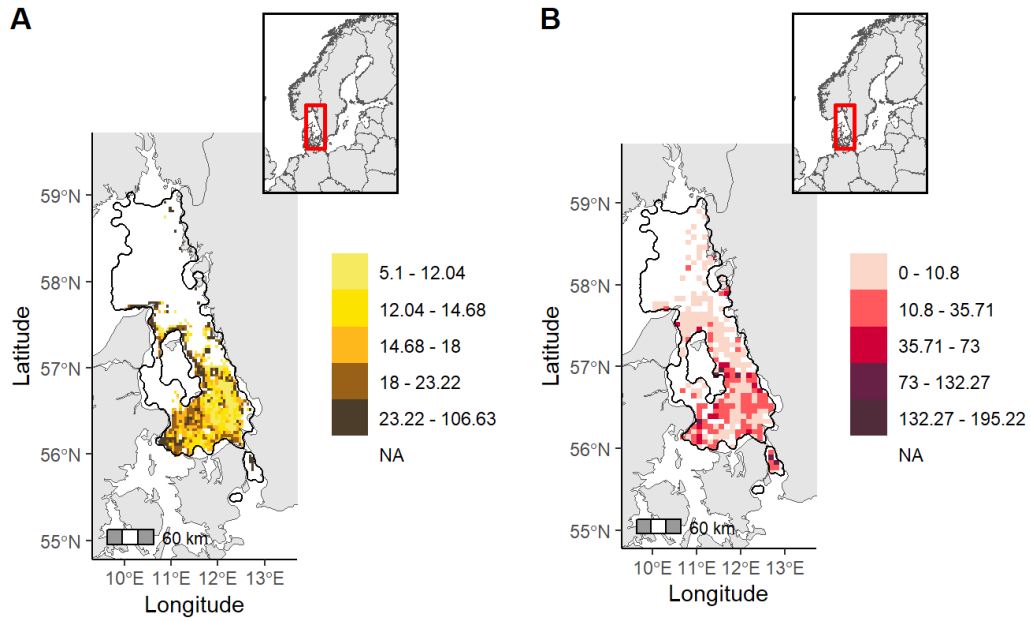
Torsk fångades i hela studieområdet och lämpliga habitat predikterades främst i lite grundare områden där maxtemperaturen inte får vara för hög. Högst abundans återfanns i områden med lägre salthalt som gärna fick vara varmare, men ändå inte ha för hög maxtemperatur. För torsken lyckas kartprediktionen inte fånga upp de höga abundanserna i Öresund.



Figur 28. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för torsk i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.25 Tunga

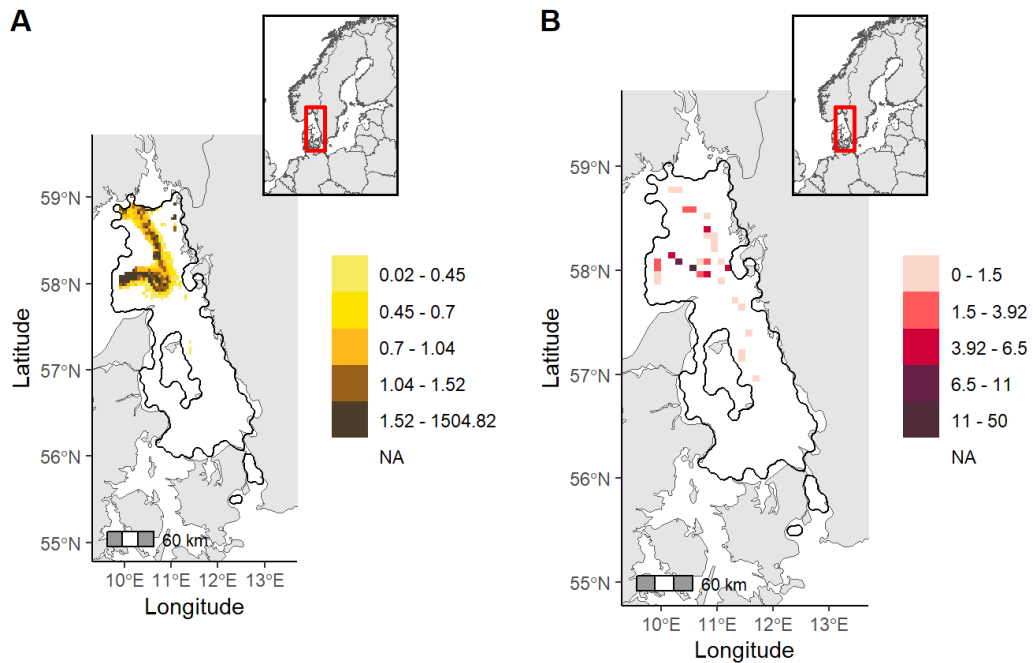
Lämpliga habitat för tunga predikterades främst till Kattegatt där de största fångsterna gjorts och karakteriserades av grunda områden och varma områden, men där maxtemperaturen inte fick vara för hög. Högst abundans återfanns i grunda och varma områden med lägre salthalt och högre bottenlutning.



Figur 29. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för tunga i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.26 Vahls ålbromse

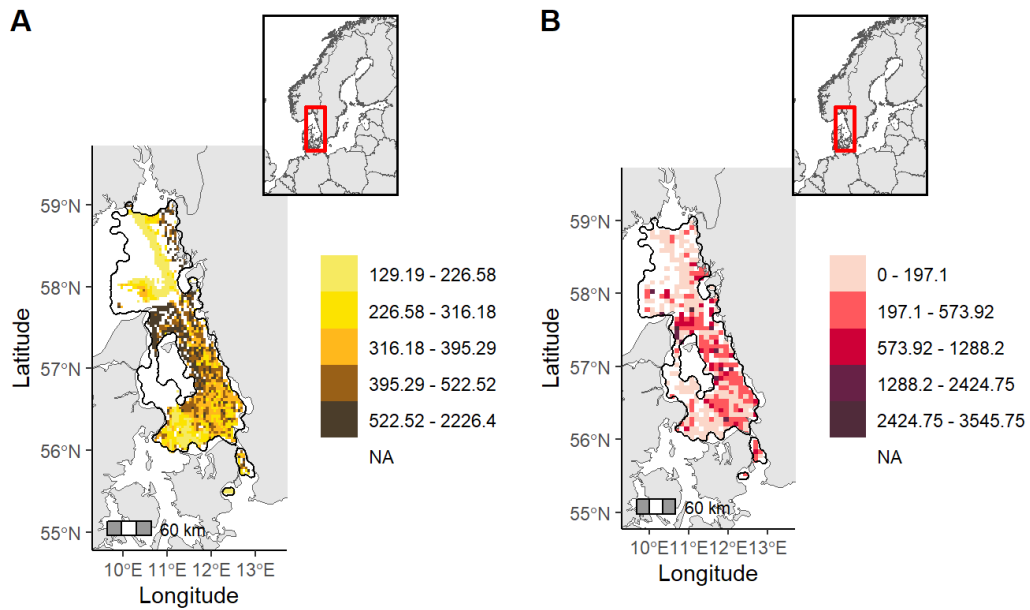
Lämpliga habitat för Vahls ålbrosme predikterades främst till Skagerrak och då främst till områden med ett djup mellan 100-300 meter, högre bottenlutning och inte för hög maxtemperatur. Högst abundans återfanns i områden med högre strömhastighet och låg maxtemperatur.



Figur 30. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för Vahls ålbrosme i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022.

3.3.27 Vitling

Vitling är allmänt förekommande längs hela västkusten och tidvis även i södra Östersjön. Lämpliga habitat predikterades också i både Skagerrak och Kattegatt och karakteriserades till grundare områden där maxtemperaturen inte är för hög. Högst abundans återfanns i varmare områden med hög salthalt, men där maxtemperaturen inte fick vara för hög.



Figur 31. A: områden med lämpliga habitat och predikterad abundans för vitling i Västerhavet. Abundansen har delats in i fem klasser baserat på percentiler. B: medelantal fångade individer per tråltimme i provtrålningar. Kartorna är baserade på provtrålningar utförda åren 2005–2022

4. Diskussion

Provfisken med bottentrål är en del av den nationella och internationella övervakningen av fisk i Västerhavet, där man genom återkommande provfisken kan utvärdera olika bestånd status och utveckling, och även följa upp åtgärder som syftar till att återställa eller upprätthålla bottenfisksamhällets struktur och produktivitet. I denna rapport har dessa provfisken använts för att kartlägga utbredningen av lämpliga habitat för 25 arter av benfiskar, samt en broskfisk och en bläckfisk som förekommer frekvent i fångsterna, och även var man kan förvänta sig högst abundans av dessa. I tidigare rapporter redovisas kartläggningar av andra arter och livsmiljöer i Västerhavet, bland annat hajar och rockor (Erlandsson m fl 2024) och uppväxtområden för fisk och kräftdjur på grunda bottnar (Fredriksson m fl 2021, Olin m fl 2023). I föreliggande rapport har ingen indelning i olika storleksklasser inom arterna gjorts, vilket innebär att juvenilt och adult habitat inte har separerats. Eftersom juveniler ofta är vanligare än adulter i hårt fiskade bestånd kan kartorna därmed återspegla habitatval främst hos yngre individer.

Kartorna har tagits fram med hjälp av rumslig modellering där man kopplar förekomst eller abundans av en art i fångsten till olika miljövariabler för att lokalisera lämpliga habitat. I denna studie användes en teknik som kallas deltamodellering. Vid deltamodellering, eller hurdle-modeller som de också kallas, tar man först fram förekomstmodeller för att definiera var det finns lämpliga livsmiljöer för en art och sedan abundansmodeller för att uppskatta var högst abundans förekommer inom dessa områden. 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 abundans.

Förekomstmodellerna som används för att avgränsa områden med lämpliga habitat blev över lag starka med AUC-värden som varierade mellan 0,88 och 1, vilket innebär att de är bra på att särskilja områden med lämpliga habitat från mindre lämpliga områden. Abundansmodellernas förklaringsgrad varierade mellan strax över noll till 36%, med ett medel kring 10%. Det är relativt låga förklaringsgrader, vilket innebär att deltamodellerna generellt var bättre på att prediktera lämpliga habitat än förklara variation i abundans inom dessa områden. Orsaken till detta kan vara flera. I den här studien används data från flera olika undersökningar för att på så sätt maximera datamängden och få ett datamaterial

med så stor rumslig utbredning som möjligt. Detta innebär dock en risk att osäkerheter förs in i materialet, då provtagningen delvis skiljer sig åt mellan undersökningar. Till exempel fiskas olika stationer och områden under olika delar av året vilket kan påverka prediktionerna som bygger på modeller på data från hela året. Abundansen påverkas sannolikt mer av variation inom och mellan år, olika redskap och även av slumpartade faktorer, till exempel att man ibland råkar få större stim av fiskar i tråldragen, vilket gör att bruset i data blir större. Då tråldragen är långa, ofta flera kilometer, kan det dessutom vara svårare att koppla abundansen i fångsten till variation i miljövariablerna, då man inte kan avgöra under vilken del av draget som de höga fångsterna gjorts. Dock utförs vanligtvis tråldragen på homogena bottenar med liknande djup över hela draget, vilket minskar risken något för detta. För vissa arter kan det även bero på att fångsterna är så låga att det är svårt att hitta mönster som styr abundansen. Detta gäller till exempel havskatt där den låga förklaringsgraden för abundansmodellen troligtvis berodde på låga fångster. För många arter finns alltså det främsta informationsvärdet i förekomstmodellerna, vilket i praktiken innebär att användaren bör fokusera på var i kartprediktionerna lämpliga habitat är utpekade snarare än färgskalan på dessa pixlar.

Djup var generellt sett den viktigaste förklaringsvariabeln både för förekomstmodellerna och för abundansmodellerna. Det relativa medelbidraget för djup till modellerna var 40% för förekomstmodellerna och drygt 30% för abundansmodellerna. Även förklaringsvariabeln för maximal temperatur föll ut som viktig för både förekomst- och abundansmodellerna av ett flertal arter, med ett medelbidrag på 20% i förekomstmodellerna och 17% i abundansmodellerna. I studien användes dock en variabel som representerar maximal temperatur i hela vattenmassan, vilket inte speglar situationen i bottenvattnet på ett bra sätt. I framtida modelleringar kan det därför vara bättre att använda en temperaturvariabel som speglar effekten av värmeböljor i bottenvatten. Efter djup och maxtemperatur var salinitet den variabel som generellt sett bidrog med mest till modellerna, med ett medelbidrag på 12% för förekomstmodellerna och 16% för abundansmodellerna.

I modellerna användes även intensiteten av bottentrålning som en av förklaringsvariablerna. Dock visar sambanden för flera arter upp ett positivt samband till fiskeintensiteten, vilket snarare visar att fisket är koncentrerat till de områden där fiskproduktionen är hög än att det speglar en påverkan från fisket på bestånden. Här kan den historiska påverkan på bestånden liksom skillnader i fiskereglering mellan områden påverka sambandet mellan fiskeintensitet och utbredning och abundans av arterna. Fiskeintensiteten hade därför ett begränsat värde som prediktor i modellerna.

För flera av de modellerade arterna predikterade modellerna låg eller ingen förekomst av lämpliga habitat i Öresund trots att provfiskedata visar på relativt höga abundanser i området. Problemet verkar främst uppstå i förekomstmodellerna

snarare än i abundansmodellerna, det vill säga att Öresund inte klassas som lämpligt habitat trots att arterna uppenbarligen förekommer där. Orsakerna till detta är svåra att fastställa, men kan delvis bero på att Öresund utgör en speciell miljö som skiljer sig från övriga delar av studieområdet. Det är möjligt att de miljövariabler som användes i modelleringen inte fullt ut fångar de faktorer som gör Öresund till ett lämpligt habitat för dessa arter, eller att kombinationen av miljöförhållanden i Öresund är underrepresenterad i det övriga studieområdet. En annan möjlig förklaring är att antalet provfiskestationer i Öresund är förhållandevis lågt jämfört med Skagerrak och Kattegatt, vilket kan påverka modellernas förmåga att identifiera området som lämpligt habitat. Vid framtida modelleringar skulle det vara värdefullt att undersöka om inkludering av ytterligare miljövariabler, eller en separat modellering för Öresund, skulle kunna förbättra prediktionerna för detta område.

Fisksamhället i Västerhavet har genomgått stora förändringar till följd av ett långvarigt, omfattande och även selektivt fiske (Svedäng m.fl. 2004, Sköld m.fl. 2011, Sundelöf m.fl. 2013). Detta innebär att de mönster och utbredningar av lämpliga habitat som vi ser i modellerna kanske inte speglar förekomsten av lämpliga livsmiljöer på ett fullgott sätt. Det kan till exempel finnas lämpliga habitat i ett område som nyttjats historiskt, men som inte fångas av modellerna på grund av fisk saknas i området till följd av överfiske eller att habitat förstörts av bottentrålning. För kartorna som presenteras i denna rapport användes data mellan åren 2005 och 2022 då det för varje år fanns data från samtliga kvartal under den tidperioden. Även om den temporala variationen inte är lika heltäckande i det äldre materialet från tidigt 1970-tal fram till 2005 skulle man ändå kunna använda det materialet för att kartlägga historisk utbredning av arterna. Det finns även en del provtrålningar ända tillbaka till början av 1900-talet, som använts i ett par tidigare studier för att undersöka historisk utbredning av arter som torsk, kolja, lyrtorsk och rödspotta (Bartolino m fl 2012, Cardinale m fl 2010, 2012). Dessa studier visade på betydande skiften i utbredningen av arterna, vilket understryker behovet av ett historiskt perspektiv för att få en representativ bild av utbredningen av fiskhabitat i Västerhavet. Genom att ta fram kartor för olika tidsperioder skulle man få verktyg för att studera hur förekomst och abundans av dessa arter förändrats och på sätt kunna påvisa eventuell habitatförlust eller förändringar i utbredning till följd av ett högt fisketryck. Man kan även tänka sig att de framtagna modellerna och kartorna i denna rapport kan användas för att prediktera framtida utbredningar för dessa arter när miljön förändras. Även om klimateffekterna i Västerhavet ännu inte är lika påtagliga som i Östersjön går uppvärmningen av havet även där allt snabbare och studier har visat att vattentemperaturen under sommarhalvåret redan idag når kritiska nivåer för exempelvis torsk i delar av Öresund och Kattegatt (Dinesen m.fl. 2019). Uppvärmningen av haven kan få effekt på olika nivåer och bland annat påverka arters utbredning och deras samspel med varandra, men även tillväxten på

individnivå kan påverkas. Uppvärmningen påverkar arter på olika sätt, där arter som trivs i kallare vatten missgynnas medan varmvattenarter kan förväntas öka i utbredning och abundans över tid. Dock visade den negativa kopplingen till maxtemperatur för ett flertal arter i denna studie som i sig gynnas av varmare vatten att perioder med höga temperaturer kan påverka även dessa arter på ett negativt sätt. Värmeböljor och perioder med höga vattentemperaturer kommer sannolikt bli allt vanligare i våra vatten och detta ställer nya krav på förvaltningen, dels av våra fiskbestånd i sig, men även miljöskydd och naturvård i stort. Till exempel kan områden som idag skyddas för fiskrekrytering riskera att förlora sin funktion om climateffekterna i framtiden gör dessa olämpliga för lek eller som uppväxtområden. För flera av de arter som modellerades i denna studie identifierades starka samband till temperatur och salinitet, 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 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.

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. Vi vill även tacka BITS, ICES/DATRAS och DTU Aqua för tillgång till data.

Referenser

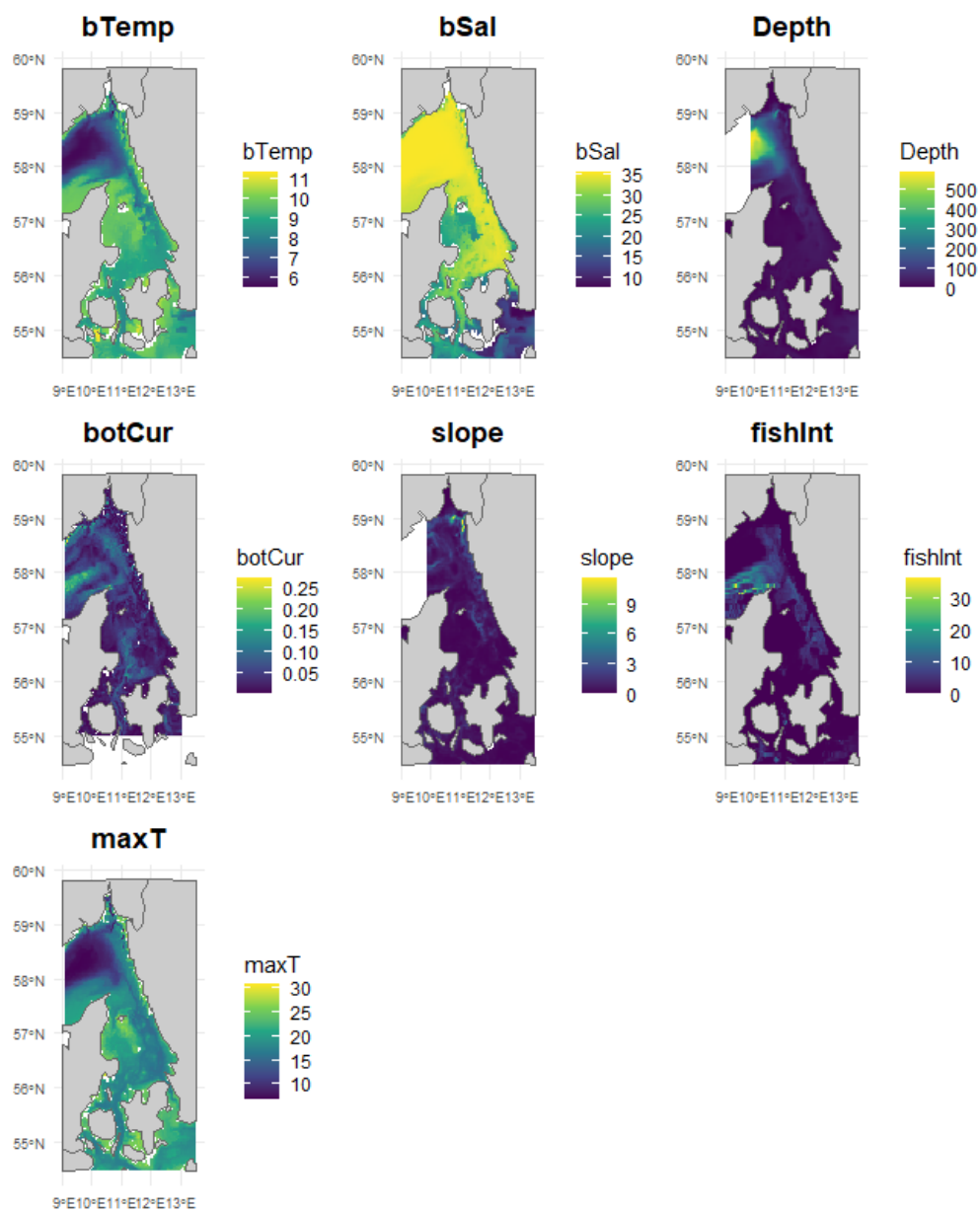
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232.
- Araújo M, New M (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, ss. 22:42-47.
- Bartolino, V., Cardinale, M., Svedäng, H., Linderholm, H. W., Casini, M., & Grimwall, A. (2012). Historical spatiotemporal dynamics of eastern North Sea cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(5), 833-841.
- Boeuf, G. & Payan, P. (2001). How should salinity influence fish growth? *J. Exp. Zool.* 289(3), 201–212. [https://doi.org/10.1016/S1532-0456\(01\)00268-X](https://doi.org/10.1016/S1532-0456(01)00268-X)
- Cardinale, M., Hagberg, J., Svedäng, H., Bartolino, V., Gedamke, T., Hjelm, J., ... & Norén, F. (2010). Fishing through time: population dynamics of plaice (*Pleuronectes platessa*) in the Kattegat–Skagerrak over a century. *Population Ecology*, 52, 251-262.
- 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.
- Dinesen, G.E., Neuenfeldt, S., Kokkalis, A. et al., (2019). Cod and climate: a systems approach for sustainable fisheries management of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in coastal Danish waters. *J Coast Conserv* 23, 943–958 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00711-0>
- Erlandsson, M., Fredriksson, R., Börjesson, P., Olin, A., Bergström, U. (2024). Kartläggning av viktiga livsmiljöer för hajar och rockor i Västerhavet. *Aqua reports* 2024:8. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.5v1pn27jg4>
- 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.
- Fredriksson, R., Erlandsson, M., Bergström, U. (2021). Kartering av uppväxtområden för fisk och större kräftdjur i grunda områden i Västerhavet. *Aqua reports* 2021:15.
- 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.
- 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>.
- 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>.
- Marium, A., Chatha, A. M., et al. (2023). Effect of Temperature, pH, Salinity and Dissolved Oxygen on Fishes. *Journal of Zoology and Systematics*.
<https://doi.org/10.56946/jzs.v1i2.198>
- Naimi B, Araújo MB (2016). sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography*, 39(4), 368–375.
- Olin, A., Fredriksson, R., Erlandsson, M., Bergström, U. (2023). Förekomst av fisk och större kräftdjur på Västerhavets grunda mjukbottenar – kartering baserad på fallfällprovtagnin. *Aqua notes* 2023:18. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.6v93ujkca0>
- 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.
- R Core Team. (2014). R Projcet. Hämtat från <https://www.r-project.org/>
- Rubec PJ, Kiltie R, Leone E, Flamm RO, McEachron L, Santi C (2016). Using delta-generalized additive models to pre dict spatial distributions and population abundance of juvenile pink shrimp in Tampa Bay, Florida. *Mar Coast Fish* 8: 232–243.
- Sköld, M., Svedäng, H., Valentinsson, D., Jonsson, P., Börjesson, P., Lövgren, J., Nilsson, H.C., Svenson, A. & Hjelm, J. (2011). Fiskbestånd och bottenmiljö vid svenska västkusten 2004–2009 – effekter av trålgränsutflyttning och andra fiskeregleringar. *Finfo* 48 p.
- 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.
- Sundelöf, A., Bartolino, V. and Cardinale, M. (2013). Waking the Dead. Final report. *Aqua reports* 2013:15. Swedish University of Agricultural Sciences, Lysekil, 33 pp.
- Svedäng, H., Hagberg, J., Börjesson, P., Svensson, A. & Vitale, F. (2004). Bottenfisk i Västerhavet. Fyra studier av beståndens status, utveckling och lekområden vid den svenska västkusten (Finfo 2004:6). Lysekil: Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium.
- 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>>.
- Walker, R.H. & Walters, C. (2020). Warmer temperatures interact with salinity to weaken physiological performance in aquatic organisms. *Conservation Physiology*. <https://doi.org/10.1093/conphys/coaa107>
- 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*, ss. 3-14.

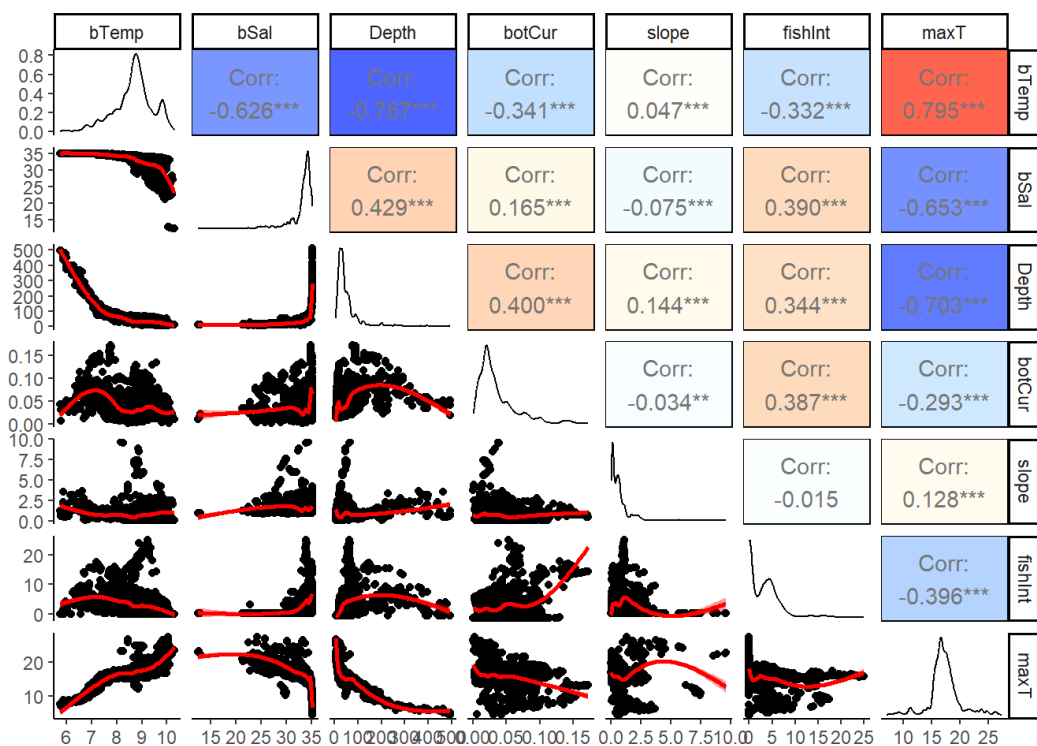
Bilaga 1

Tabell B1-1, Förklaring av miljövariablernas förkortningar

Förkortning	Variabel
bTemp	Bottentemperatur
bSal	Bottensalinitet
botCur	Strömhastighet vid botten
Depth	Djup
maxT	Maxtemperatur
slope	Lutning
fishInt	Fiskeintensitet



Figur B1-1. Kartor över de miljövariabler som ingick i modelleringarna.

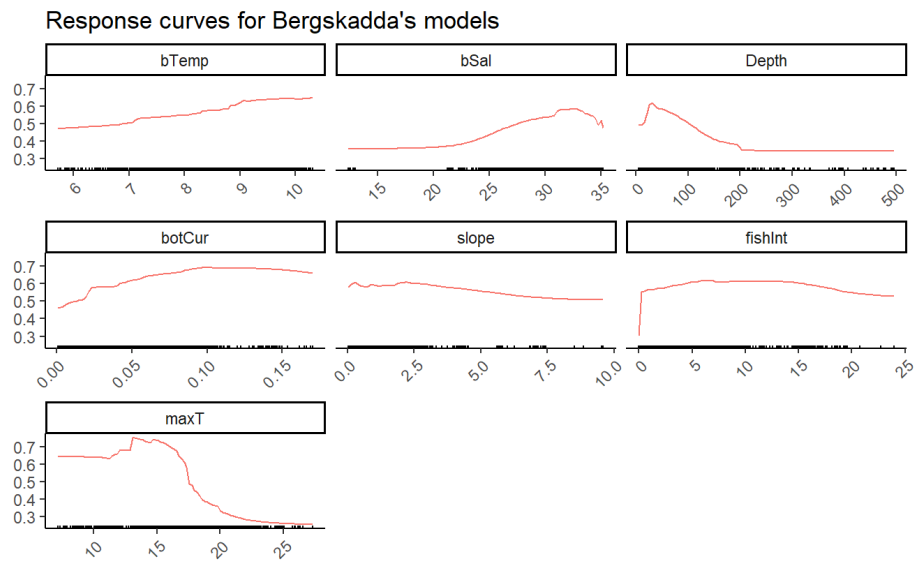


Figur B1-2. Korrelationstest mellan de miljövariabler som ingick i modelleringarna

Bilaga 2 - Responskurvor

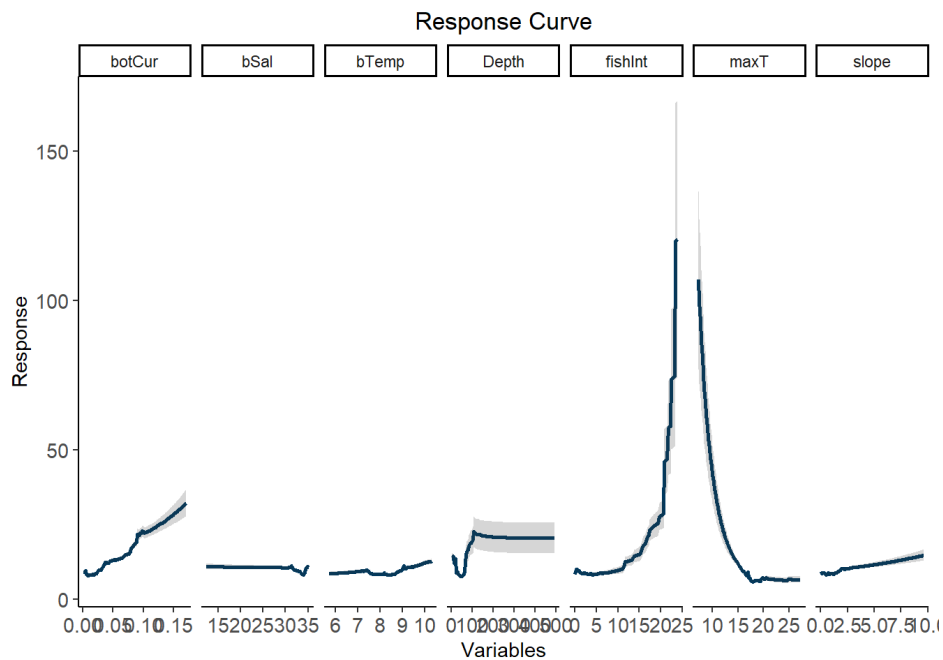
Figur B2-1 till B2-54 visar partiella responskurvor för förekomst- och abundansmodellerna. De beskriver förhållandet mellan de modellerade arterna och miljövariablerna längs hela miljövariablernas variationsbredd vid provtagningspunkterna.

Bergskädda förekomstmodell



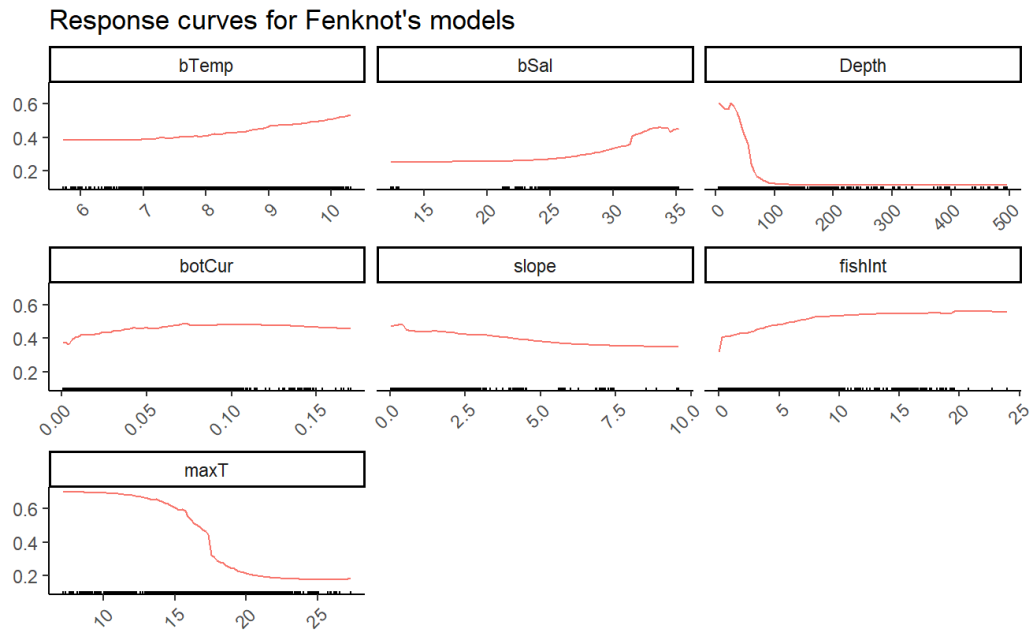
Figur B2- 1. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av bergskädda.

Bergskädda abundansmodell



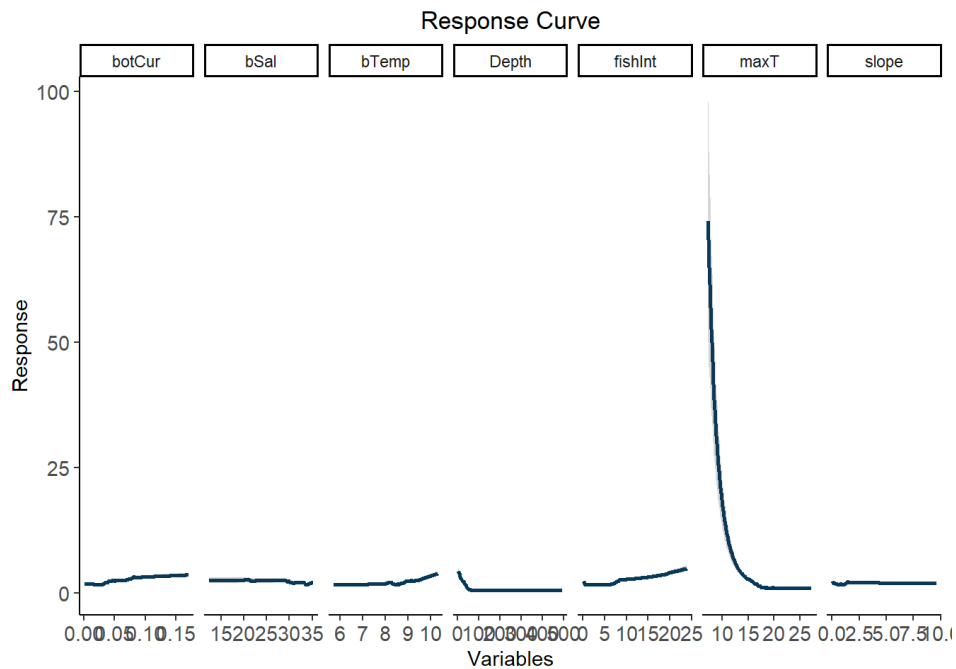
Figur B2- 2. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av bergskädda.

Fenknot förekomstmodell



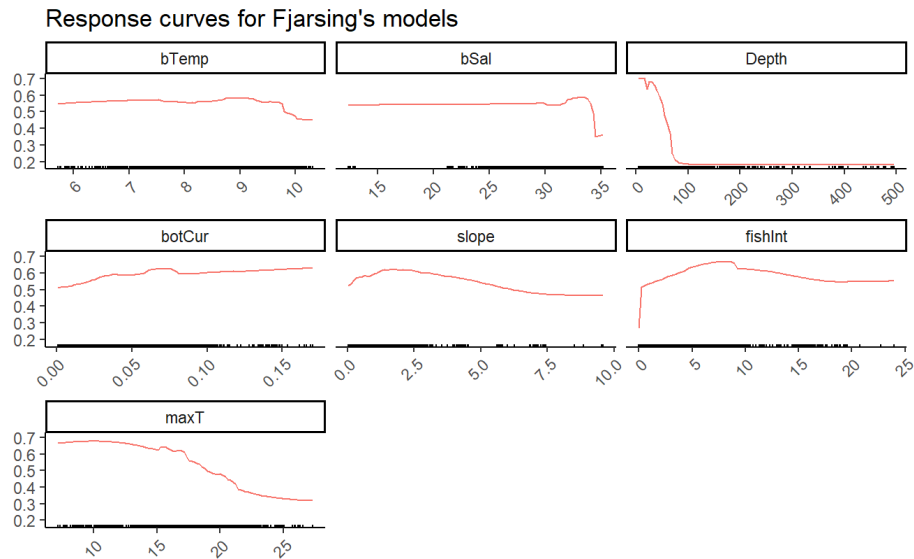
Figur B2- 3. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av fenknot.

Fenknot abundansmodell



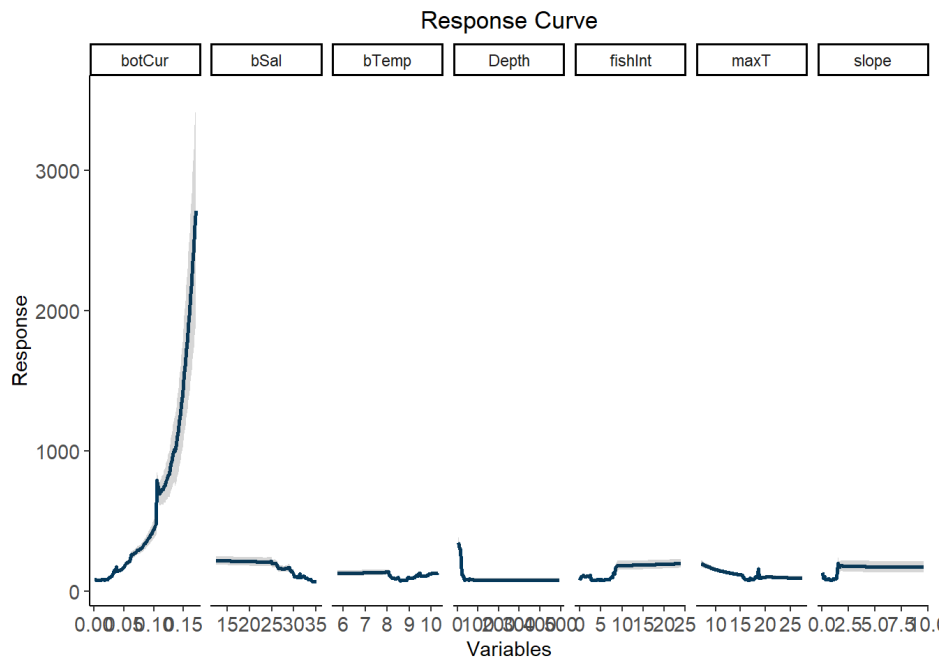
Figur B2- 4. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av fenknot.

Fjärsing förekomstmodell



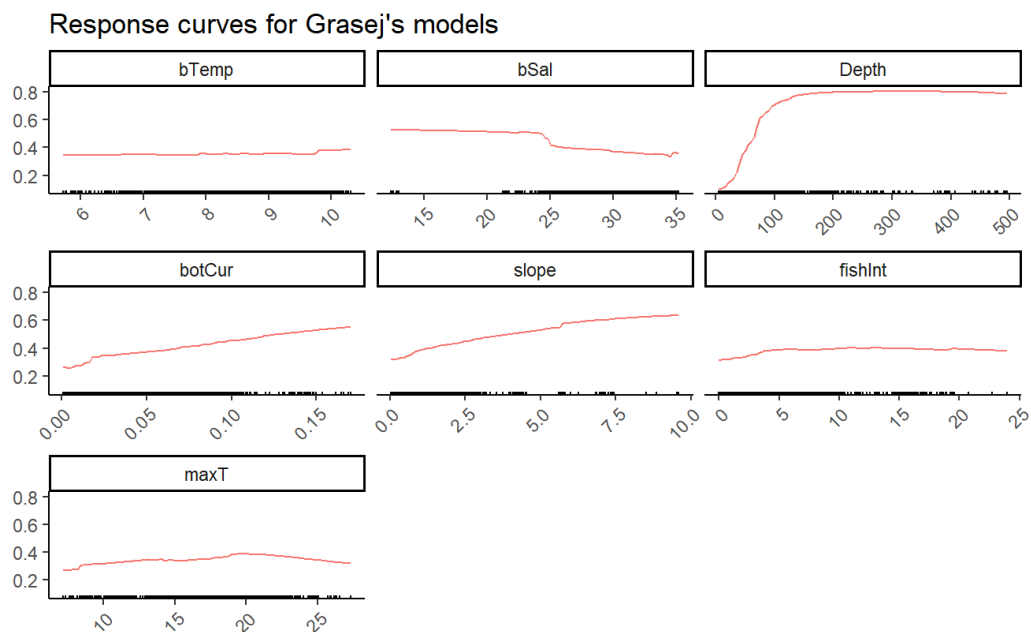
Figur B2-55. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av fjärsing.

Fjärsing abundansmodell



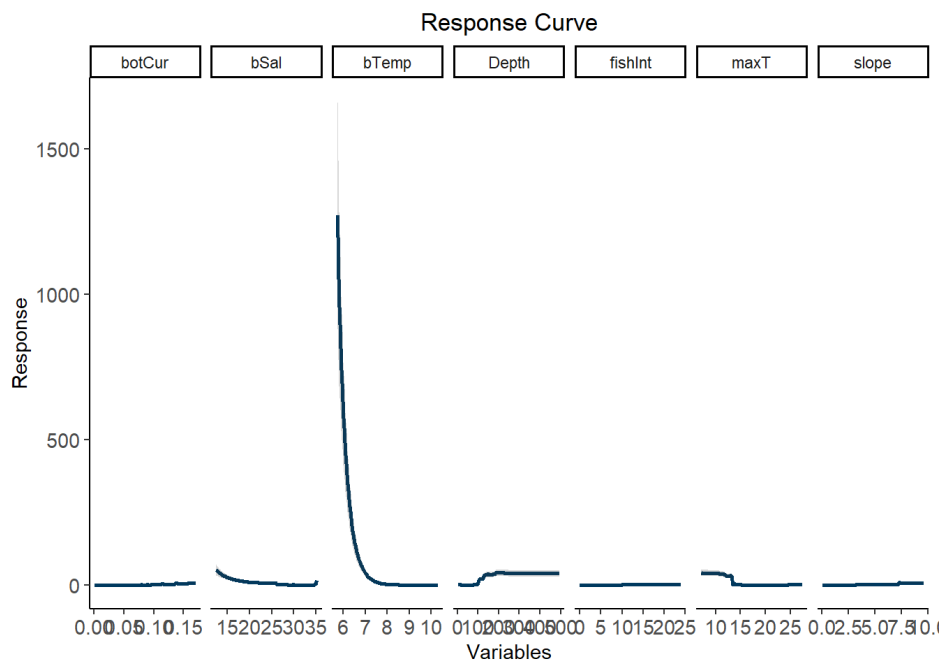
Figur B2- 6. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av fjärsing.

Gråsej förekomstmodell



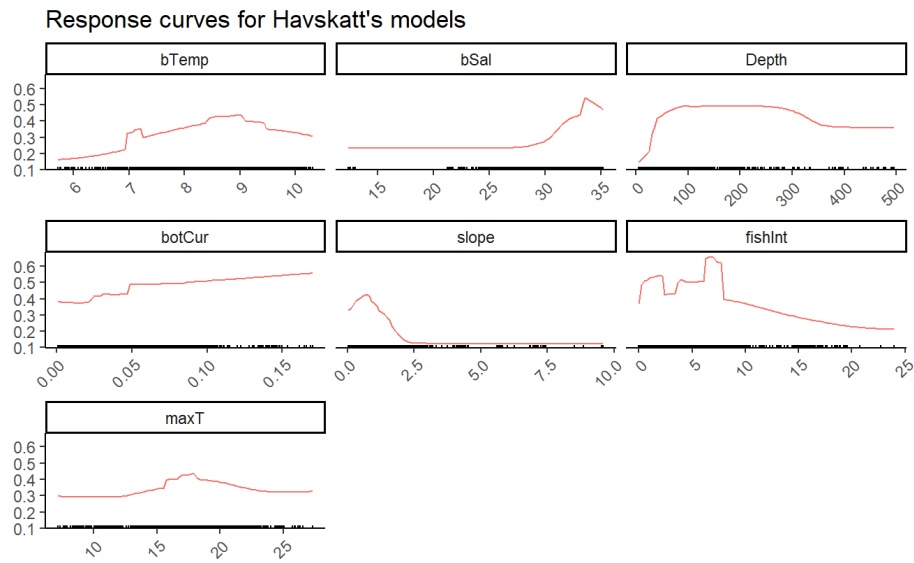
Figur B2- 6. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av gråsej.

Gråsej abundansmodell



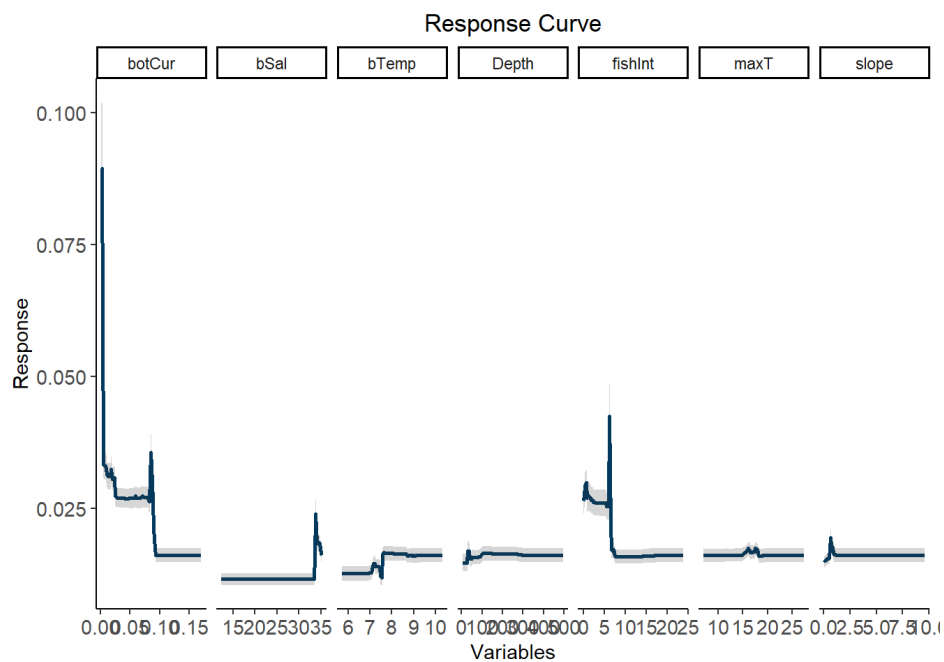
Figur B2- 7. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av gråsej.

Havskatt förekomstmodell



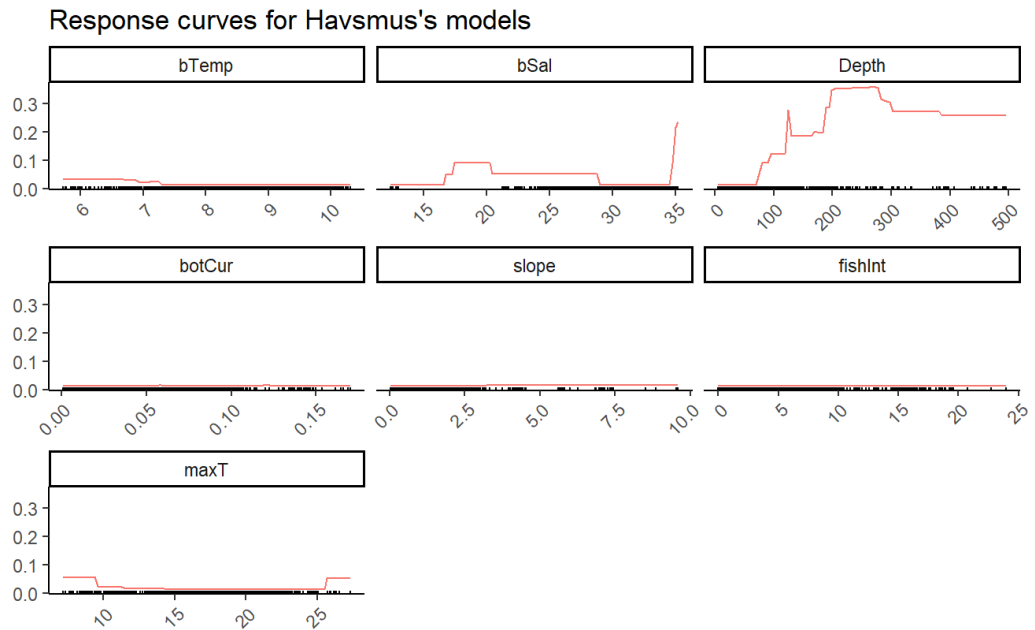
Figur B2- 8. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av havskatt.

Havskatt abundansmodell



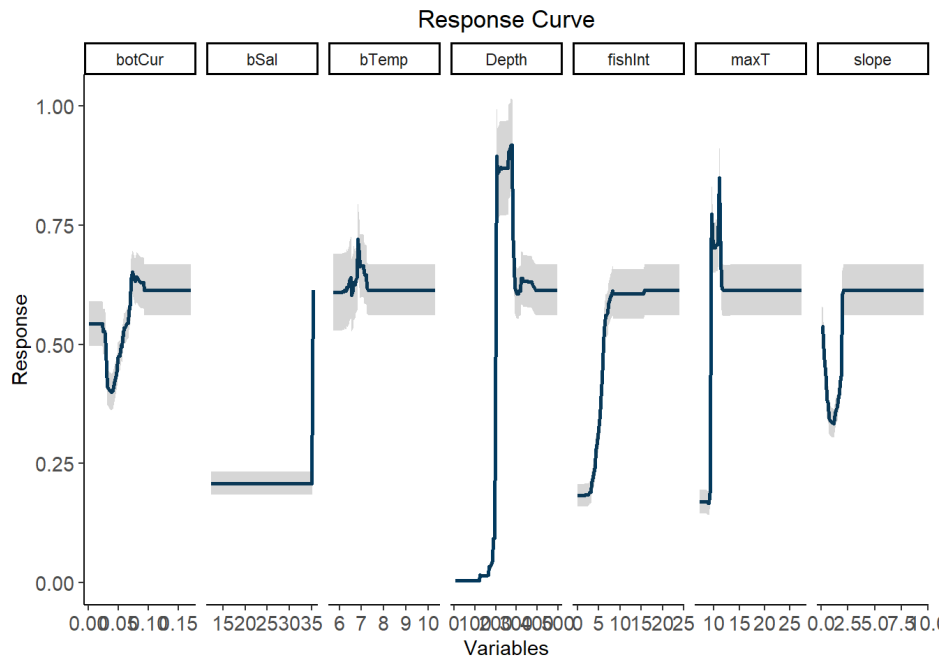
Figur B2- 9. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av havskatt.

Havsmus förekomstmodell



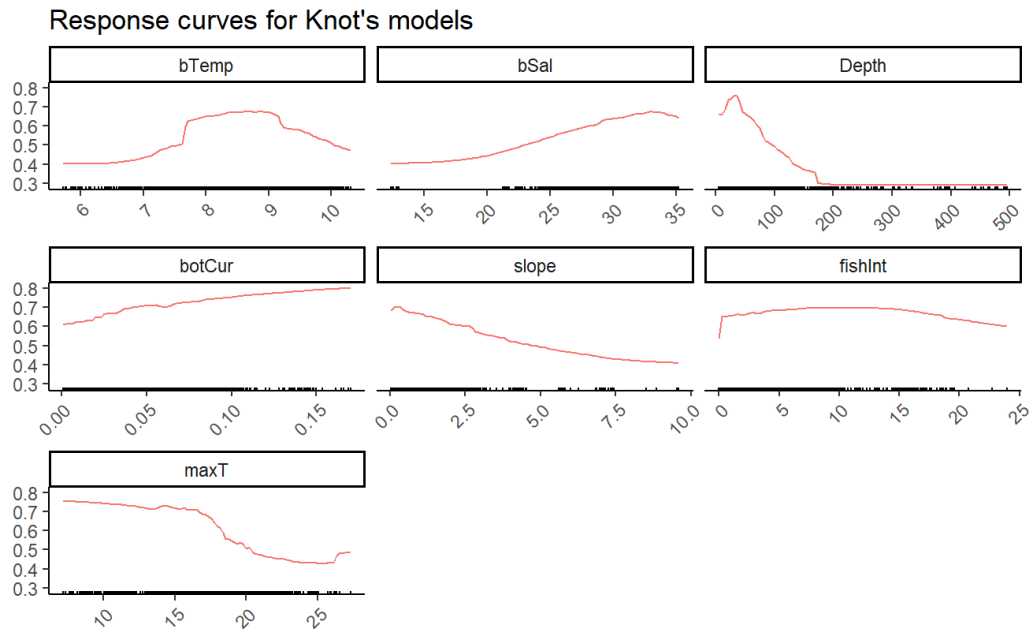
Figur B2- 10. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av havsmus.

Havsmus abundansmodell



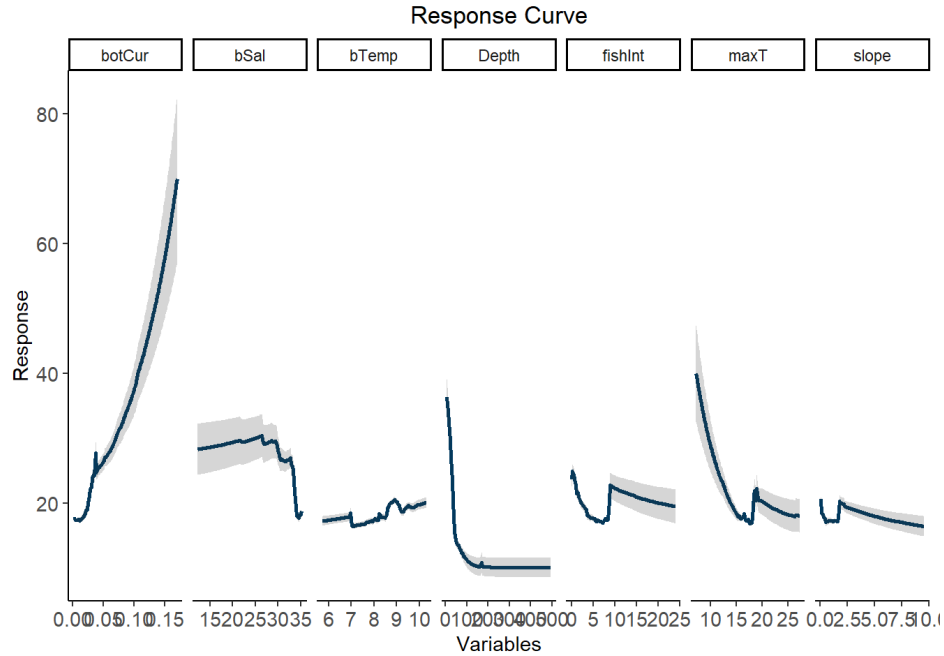
Figur B2- 11. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av havsmus.

Knot förekomstmodell



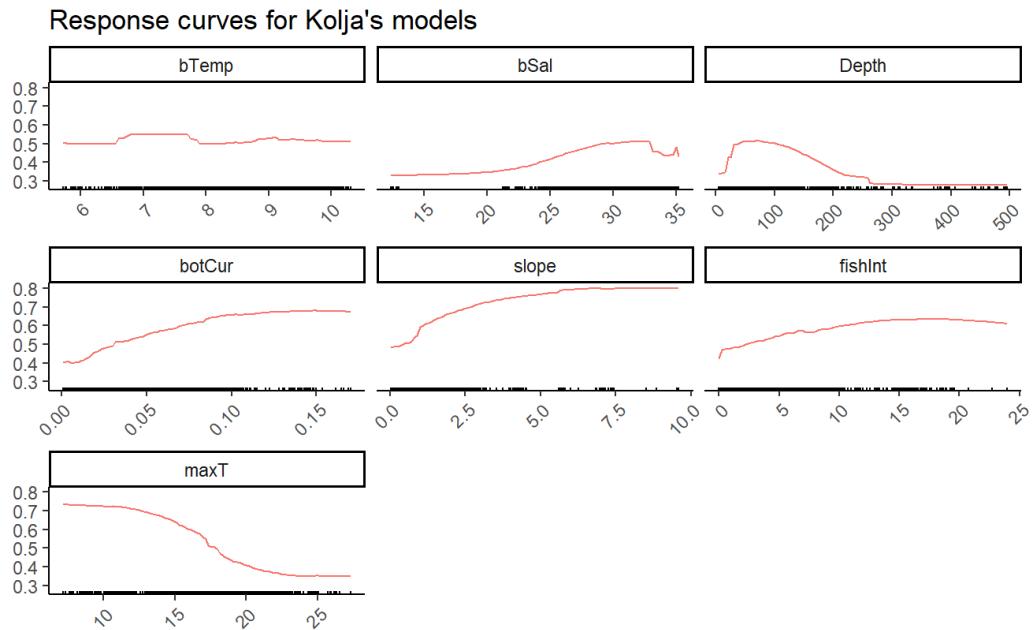
Figur B2- 12. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av knot.

Knot abundansmodell



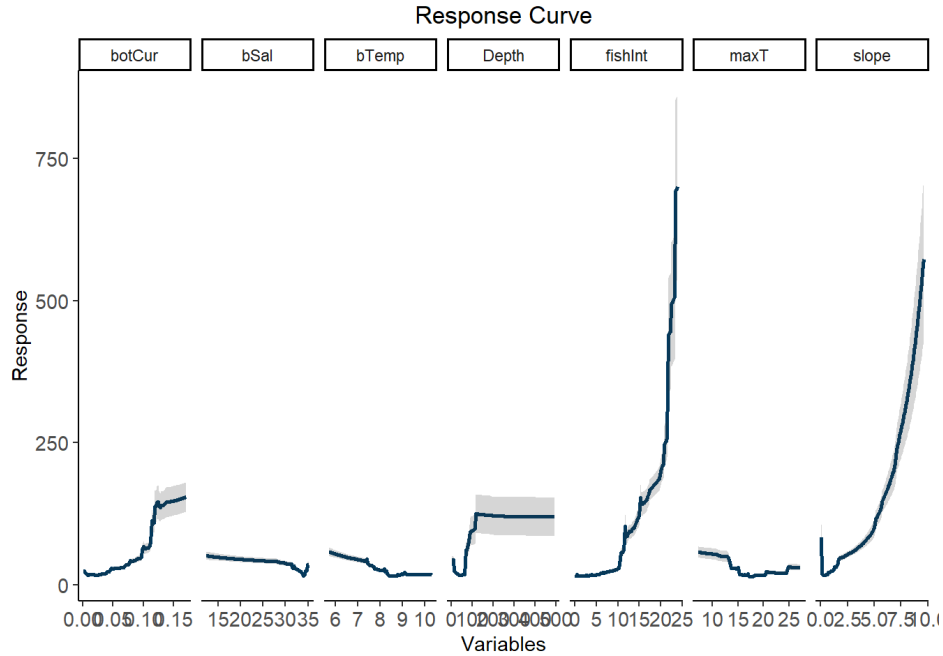
Figur B2- 13. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av knot.

Kolja förekomstmodell



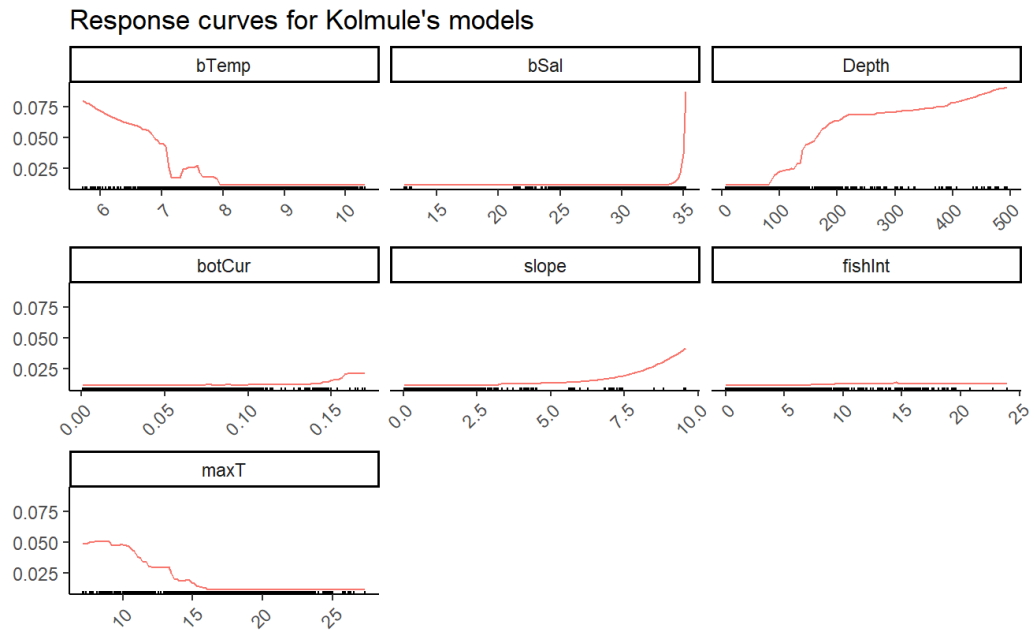
Figur B2- 14. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av kolja.

Kolja abundansmodell



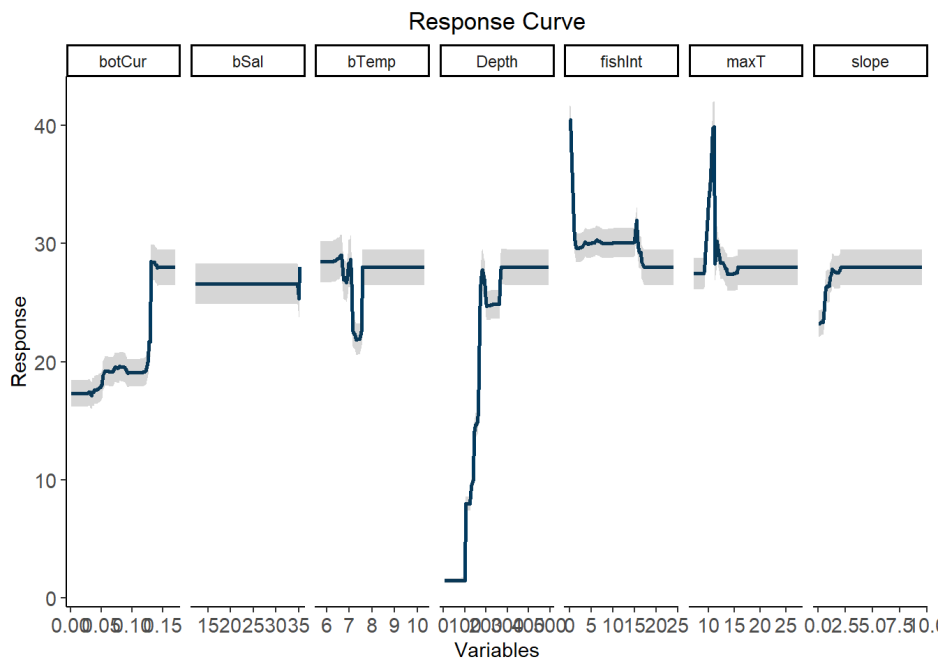
Figur B2- 15. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av kolja.

Kolmule förekomstmodell



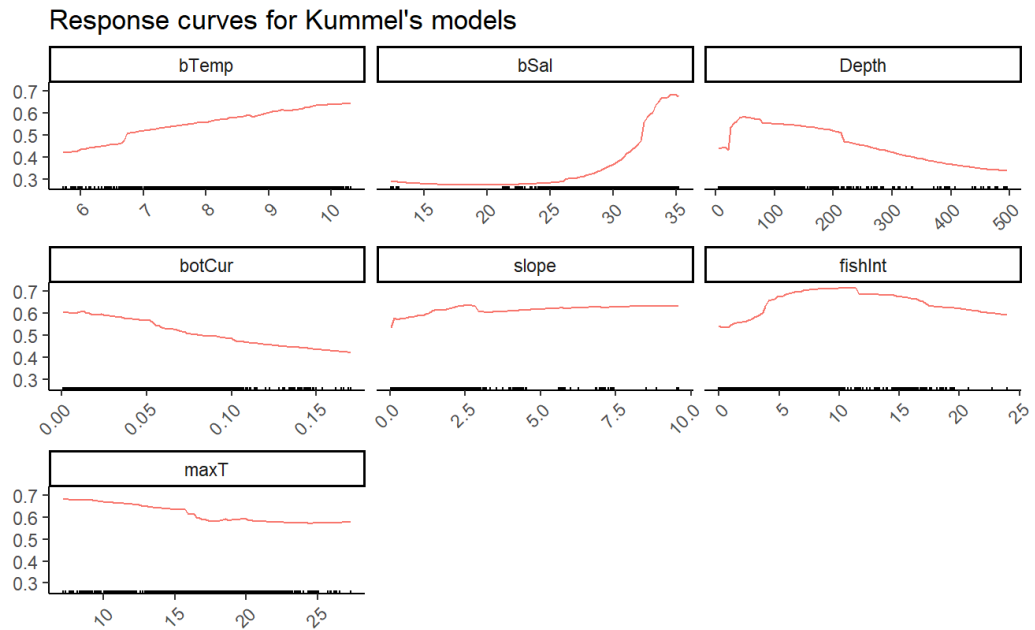
Figur B2- 16. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av kolmule.

Kolmule abundansmodell



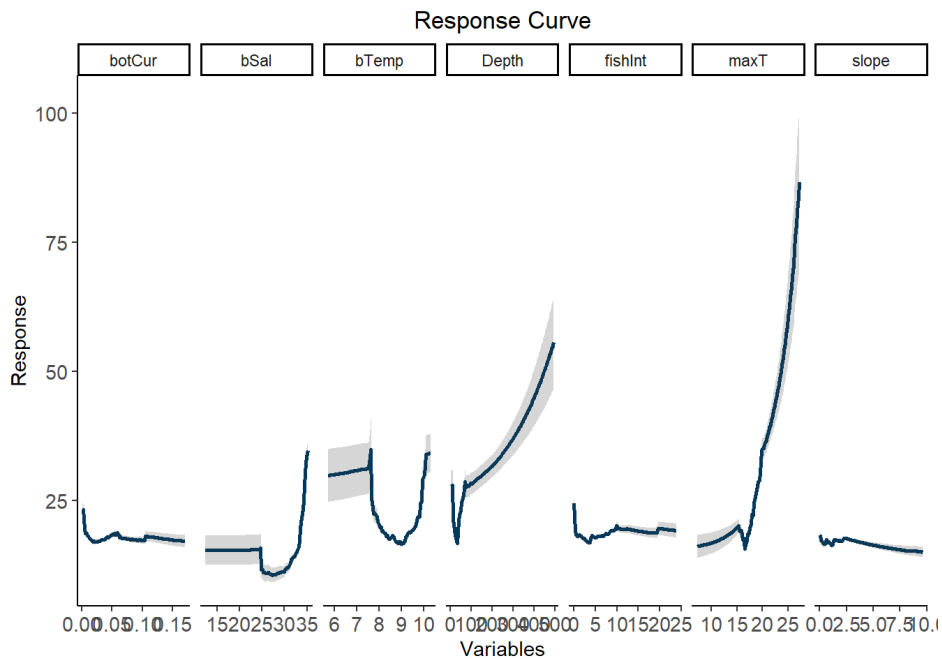
Figur B2- 17. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av kolmule.

Kummel förekomstmodell



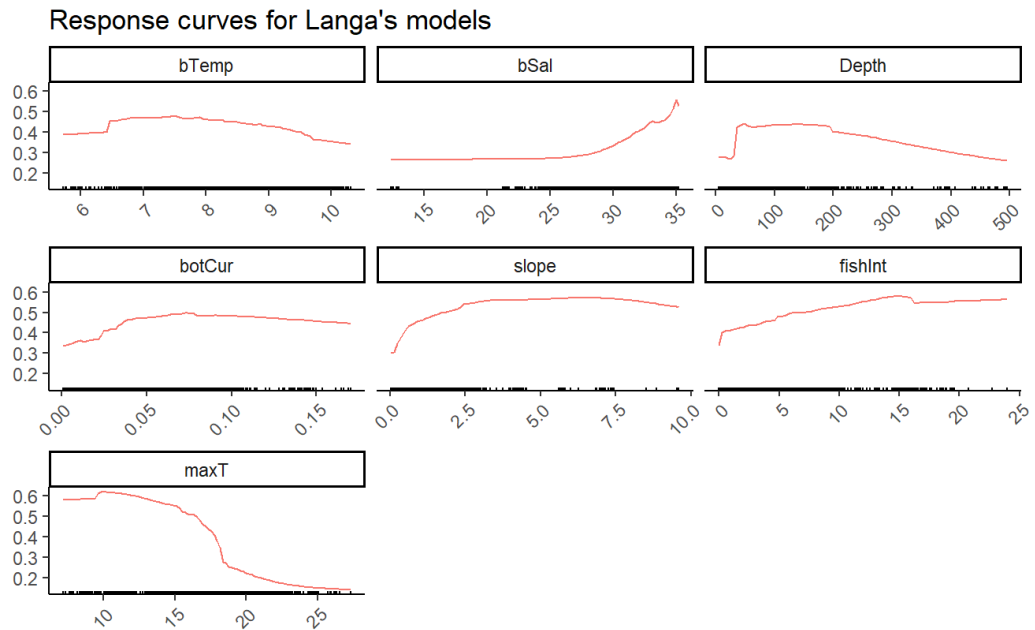
Figur B2- 18. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av kummel.

Kummel abundansmodell



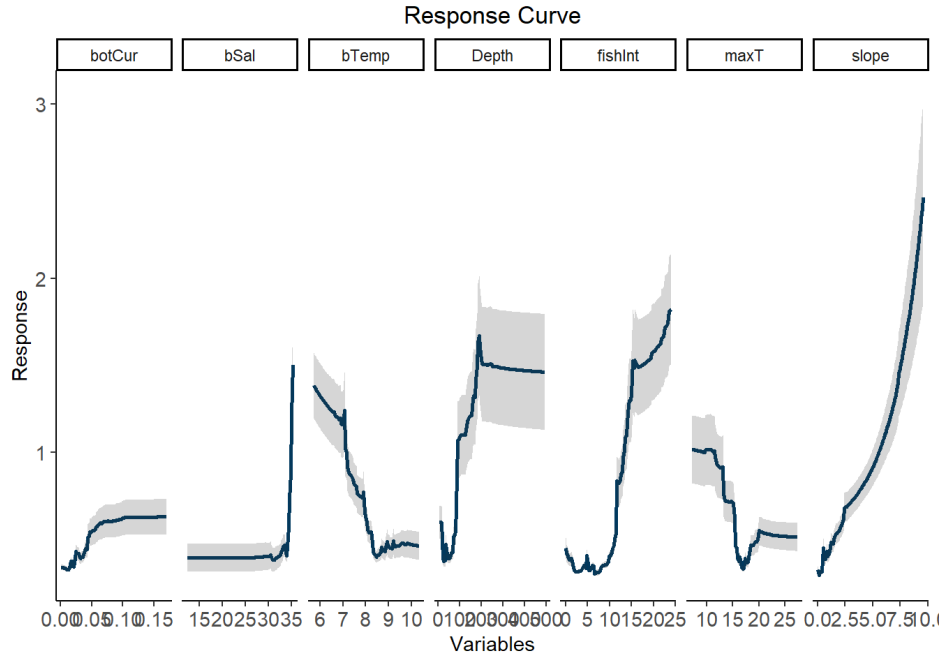
Figur B2- 19. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av kummel.

Långa förekomstmodell



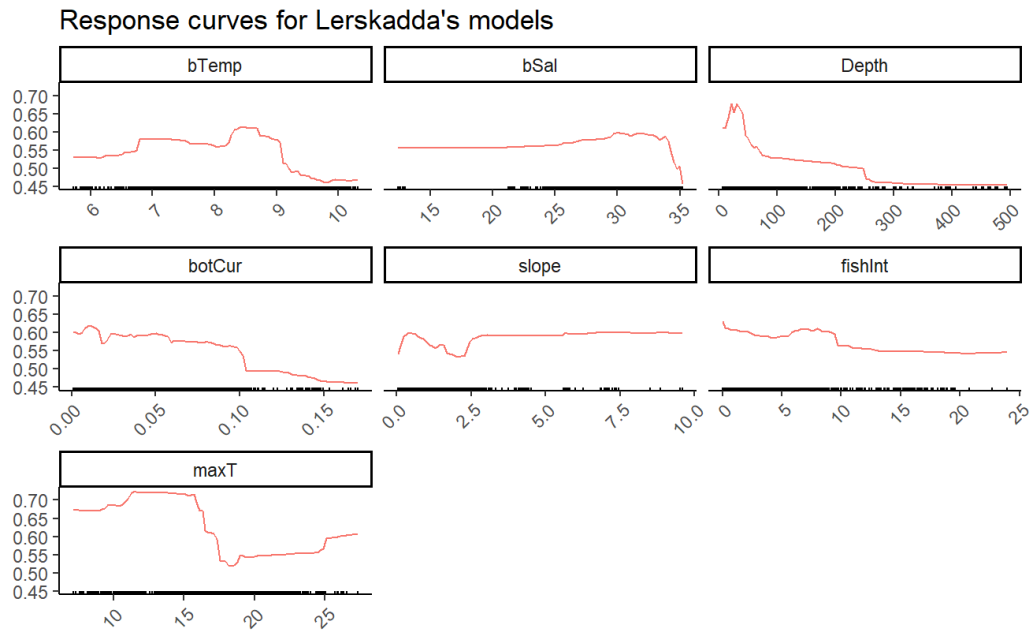
Figur B2- 20. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av långa.

Långa abundansmodell



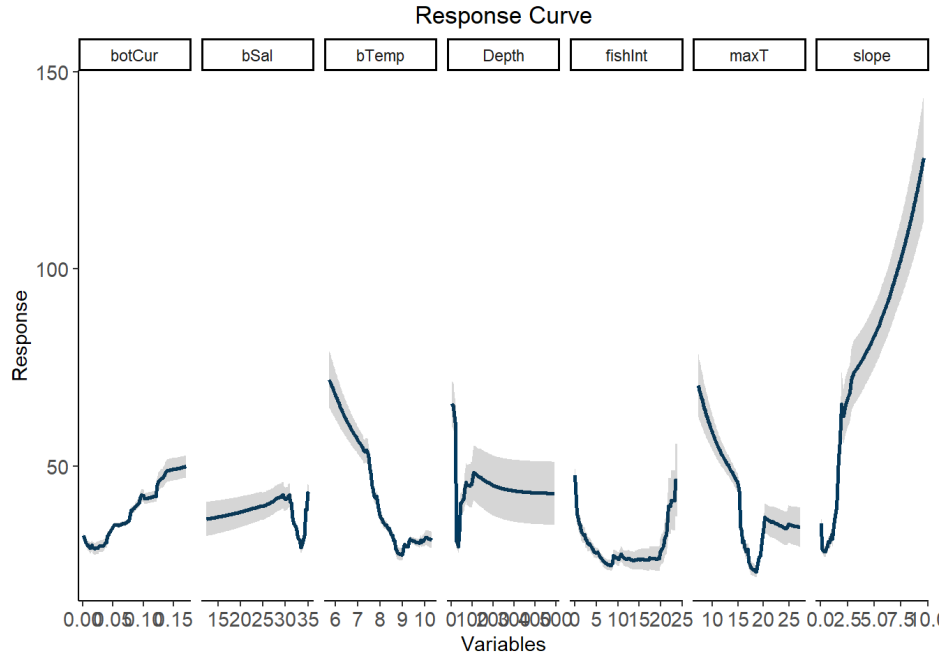
Figur B2- 21. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av långa.

Lerskägda förekomstmodell



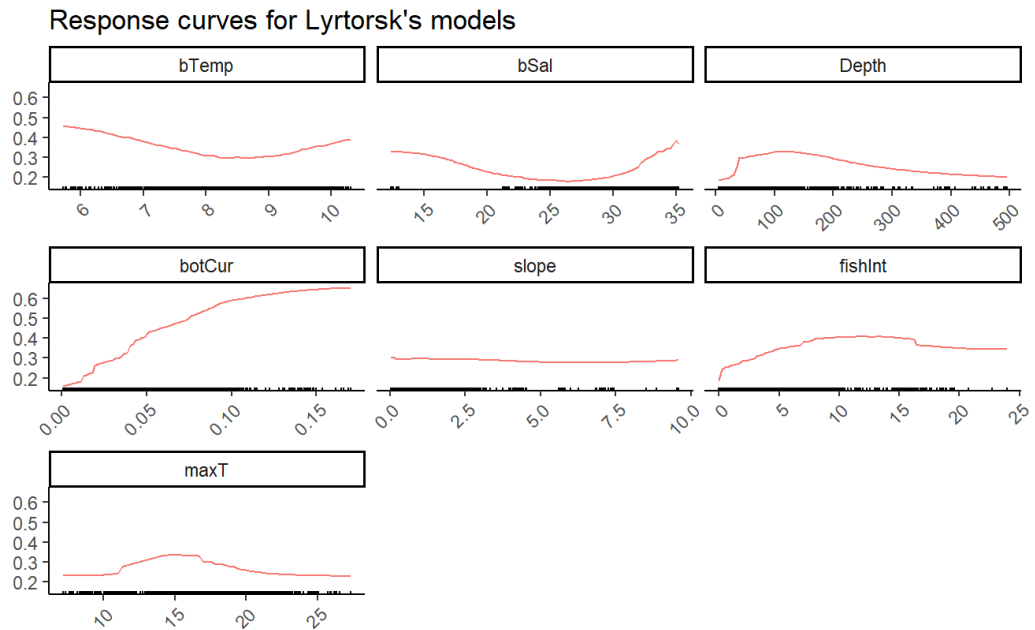
Figur B2- 22. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av lerskägda.

Lerskägda abundansmodell



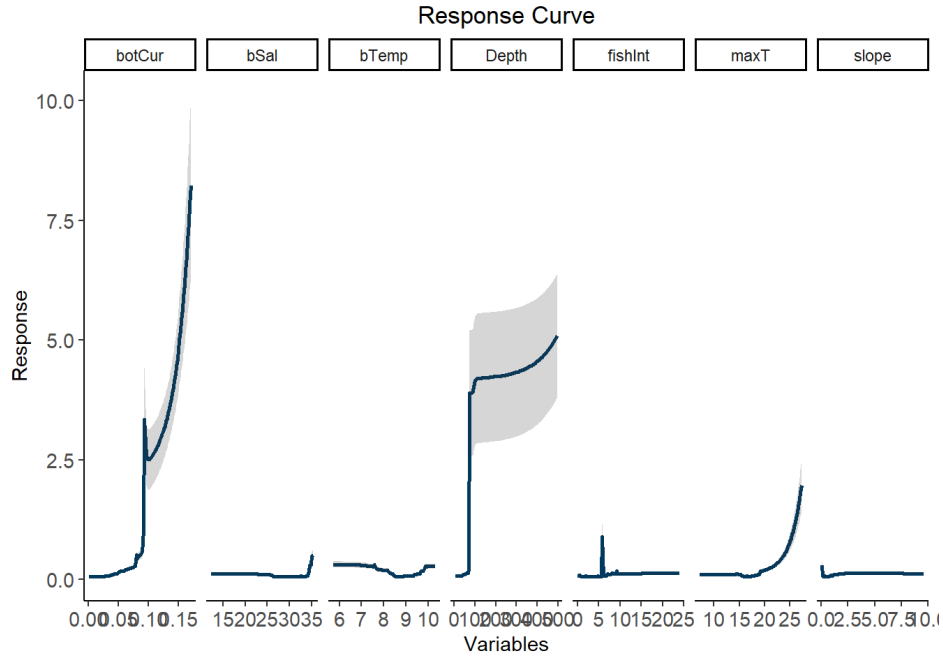
Figur B2- 23. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av lerskägda.

Lyrtorsk förekomstmodell



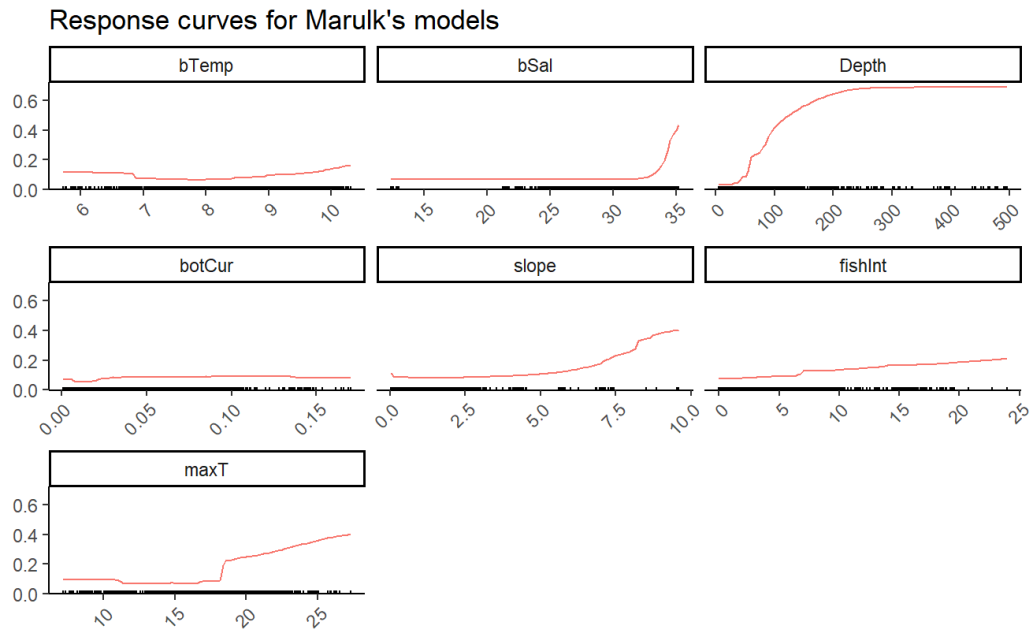
Figur B2- 24. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av lyrtorsk.

Lyrtorsk abundansmodell



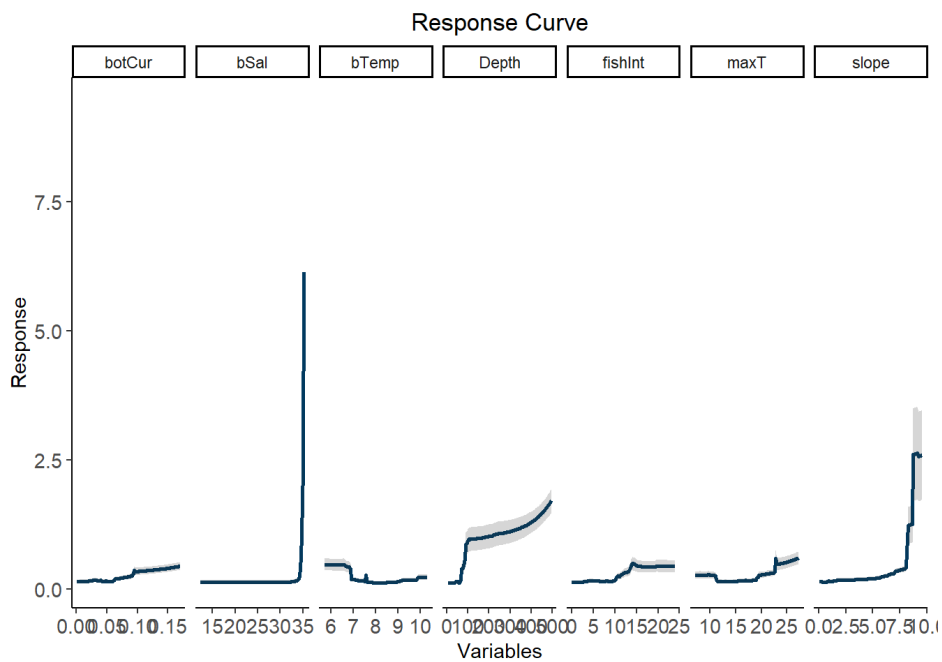
Figur B2- 25. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av lyrtorsk.

Marulk förekomstmodell



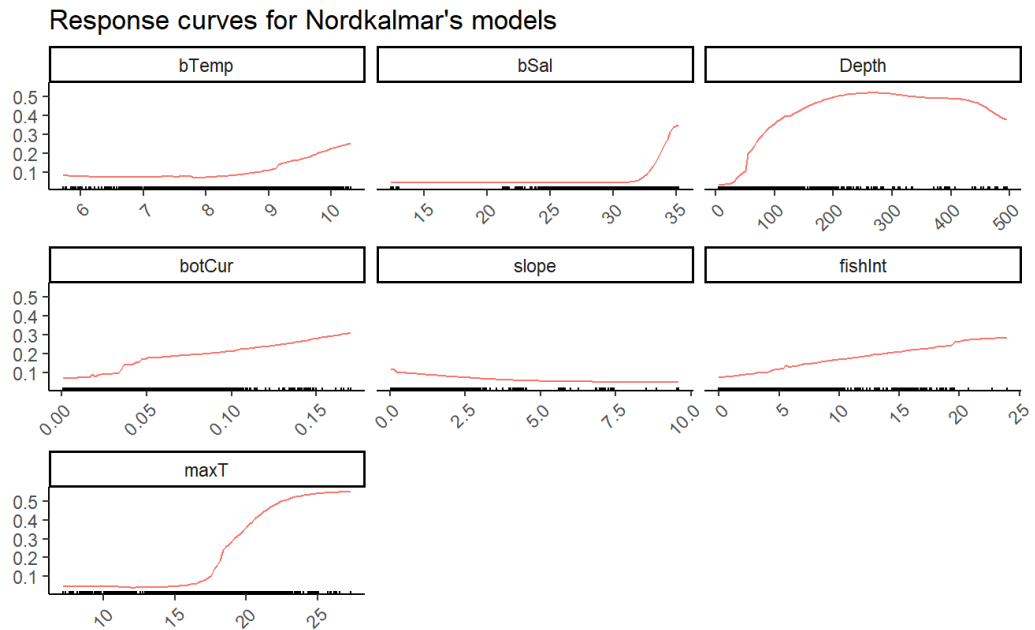
Figur B2- 26. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av marulk.

Marulk abundansmodell



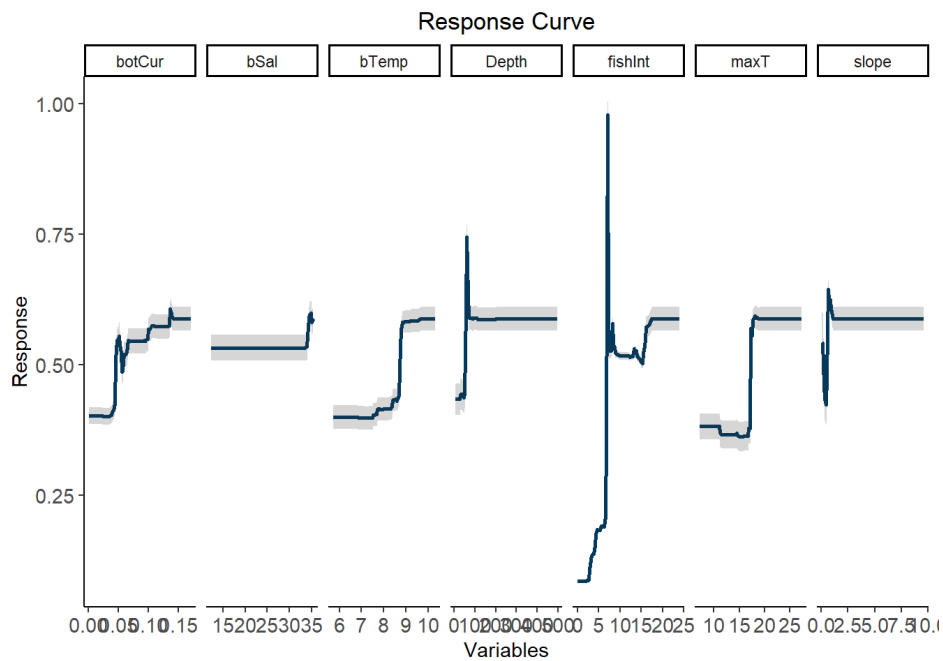
Figur B2- 27. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av marulk.

Nordkalmar förekomstmodell



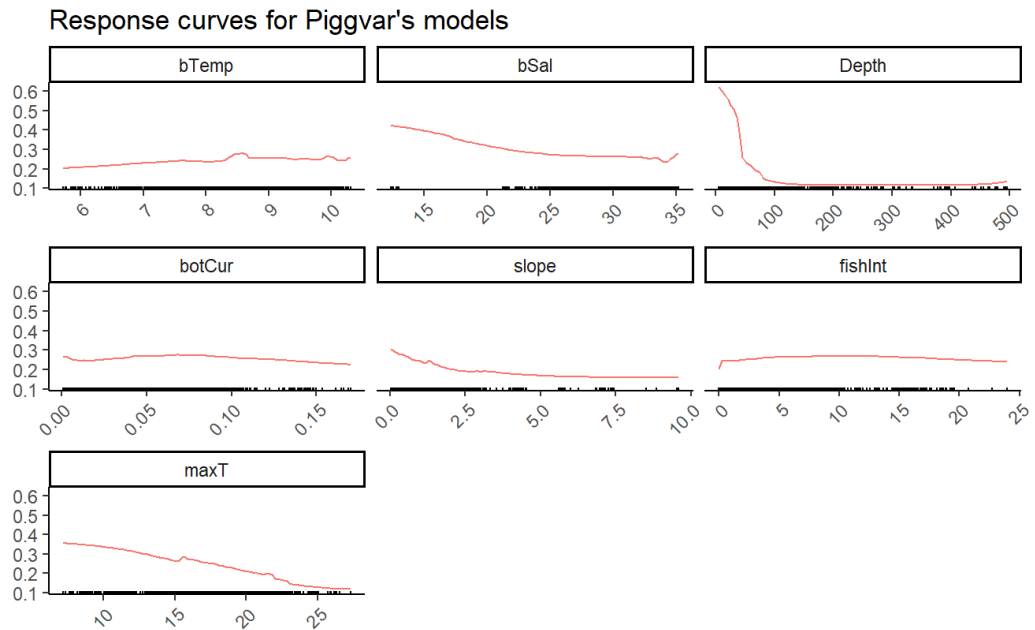
Figur B2- 28. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av nordkalmar.

Nordkalmar abundansmodell



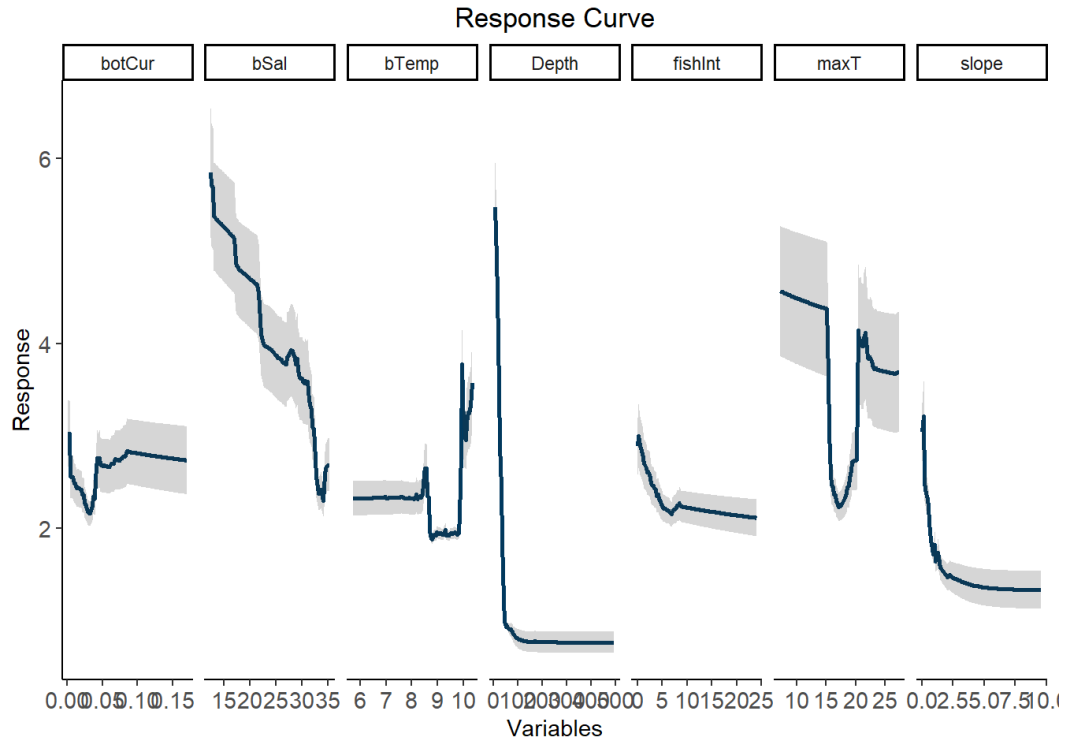
Figur B2- 29. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av nordkalmar.

Piggvar förekomstmodell



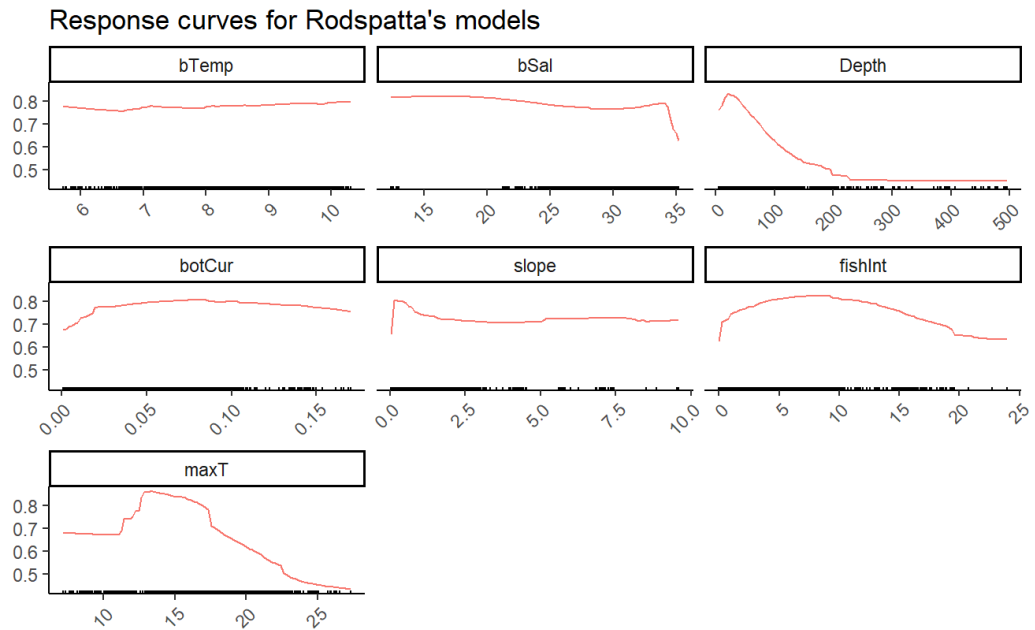
Figur B2- 30. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av piggvar.

Piggvar abundansmodell



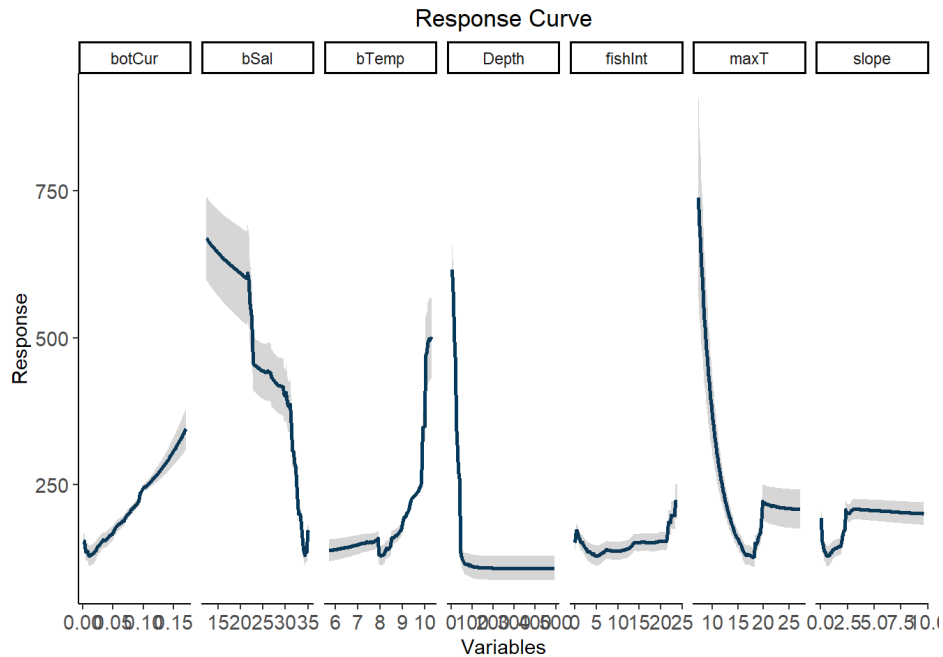
Figur B2- 31. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av piggvar.

Rödspätta förekomstmodell



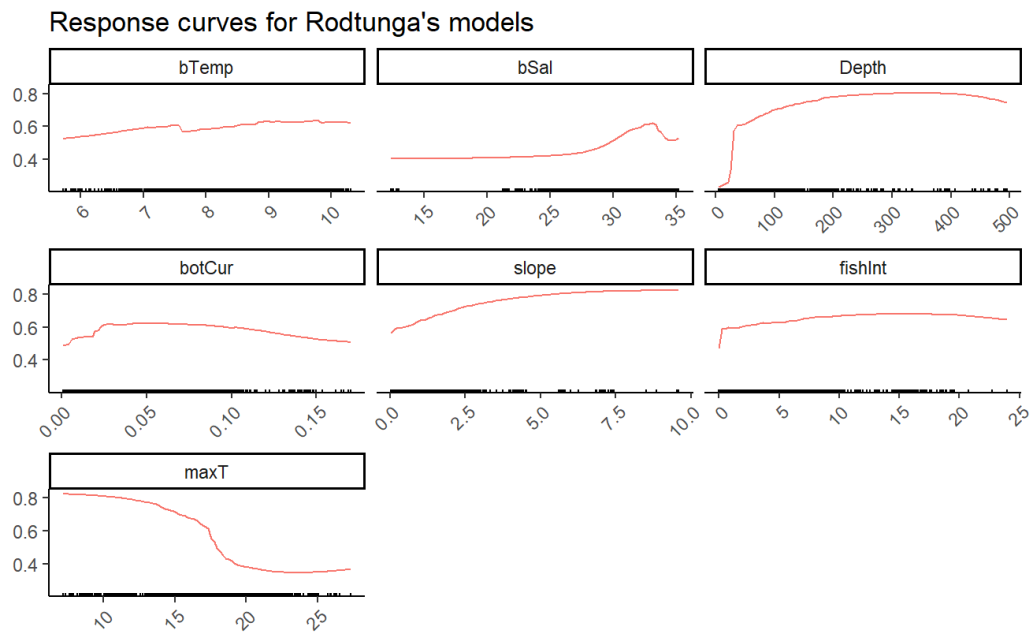
Figur B2- 32. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av rödspätta.

Rödspätta abundansmodell



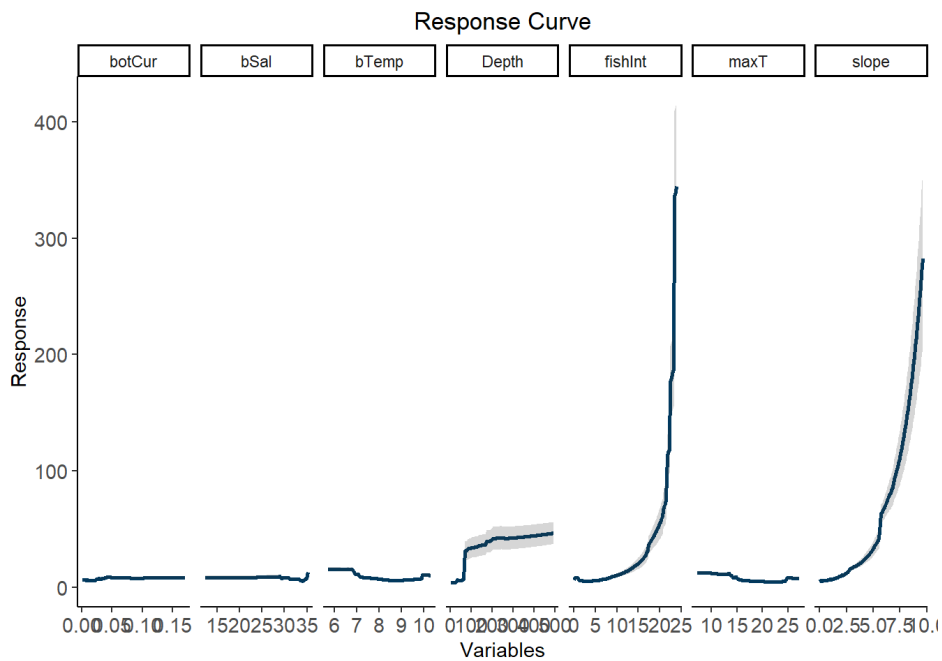
Figur B2- 33. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av rödspätta.

Rödtunga förekomstmodell



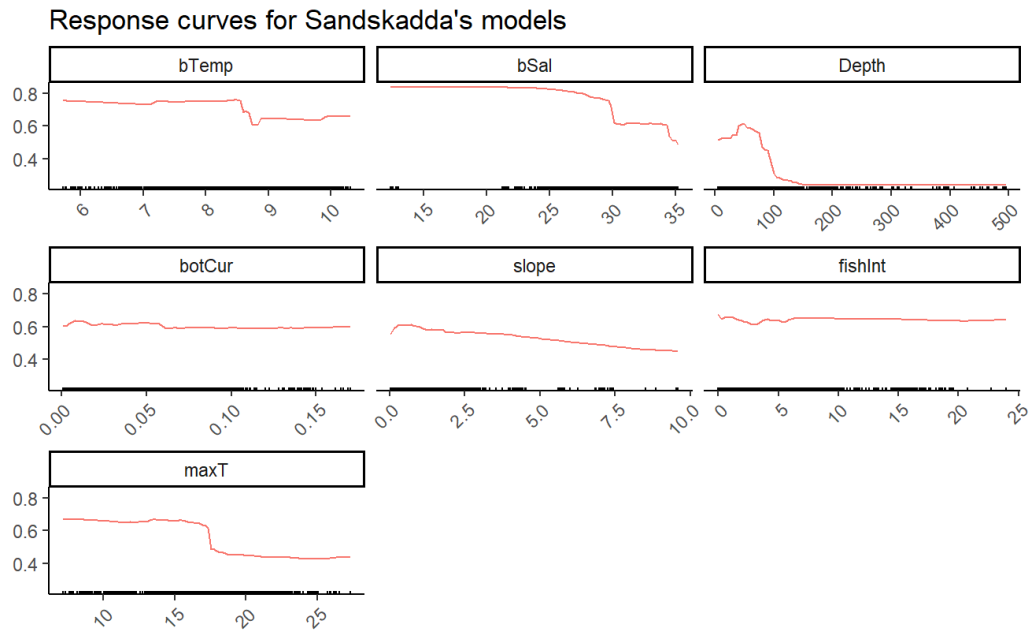
Figur B2- 34. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av rödtunga.

Rödtunga abundansmodell



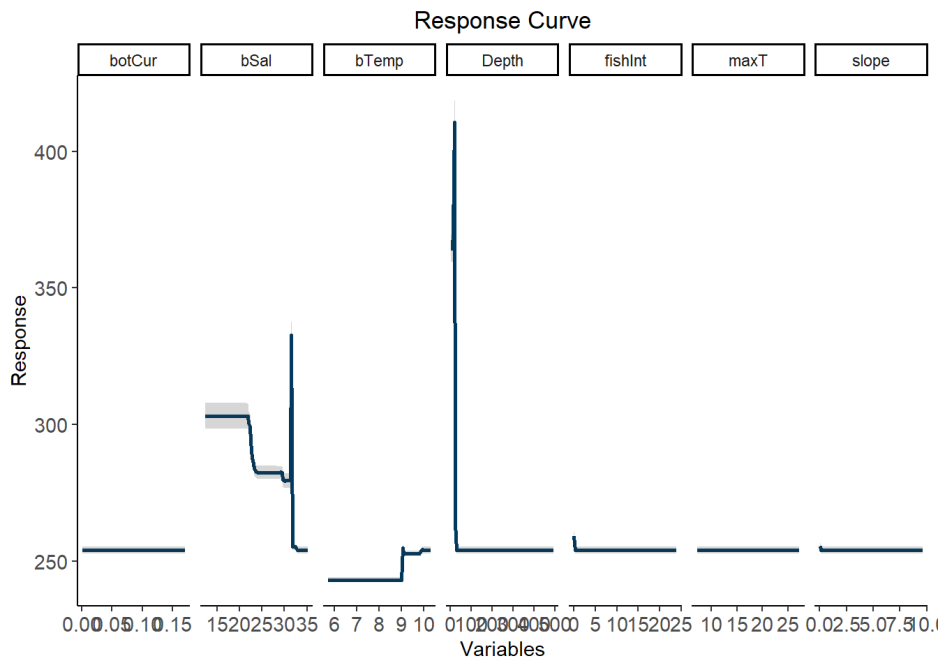
Figur B2- 35. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av rödtunga.

Sandskägga förekomstmodell



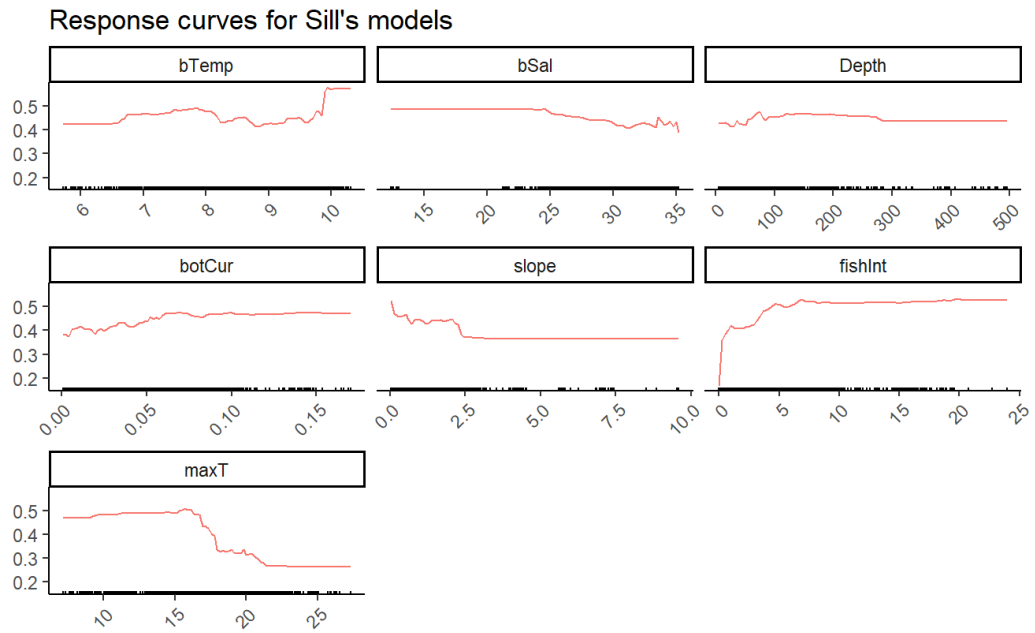
Figur B2- 36. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av sandskägga.

Sandskägga abundansmodell



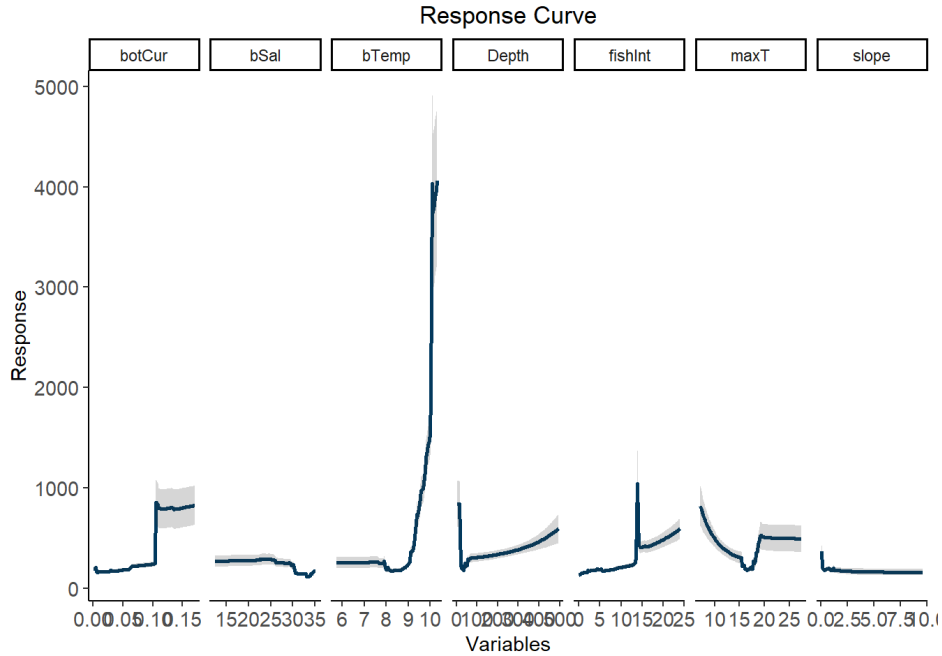
Figur B2- 37. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av sandskägga.

Sill förekomstmodell



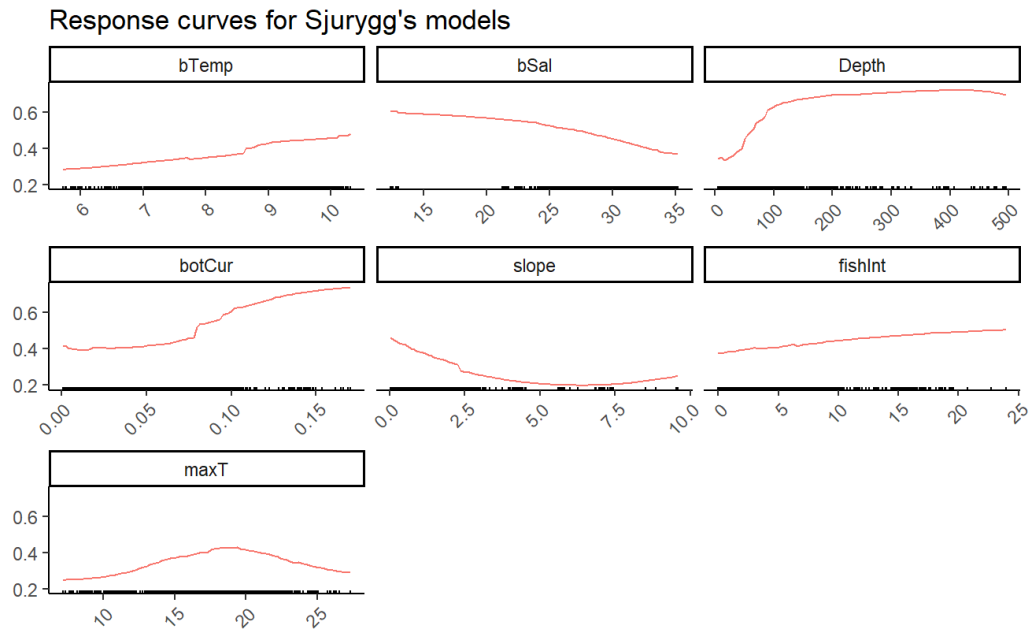
Figur B2- 38. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av sill.

Sill abundansmodell



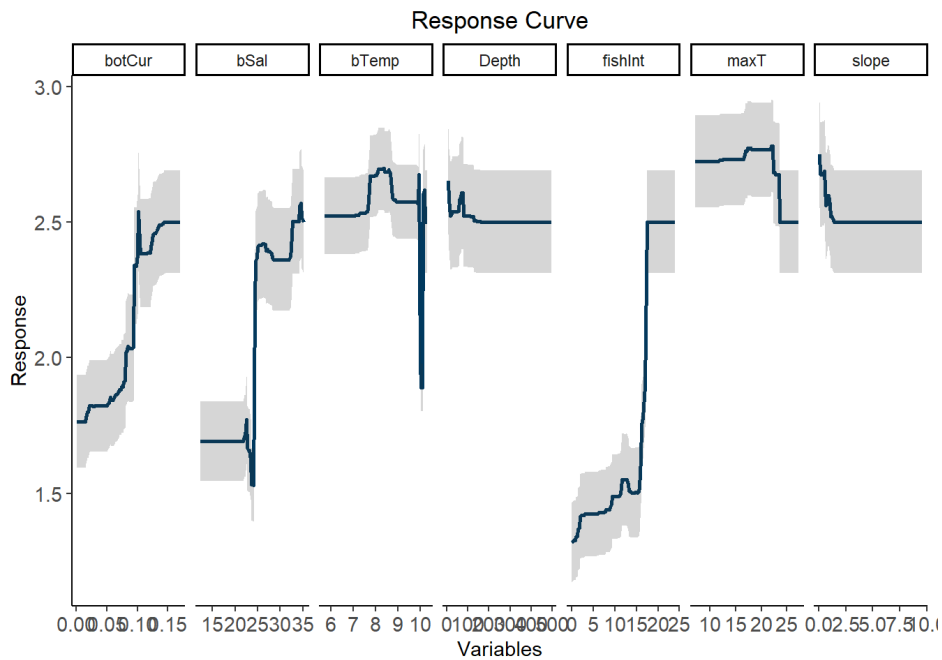
Figur B2- 39. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av sill.

Sjurygg förekomstmodell



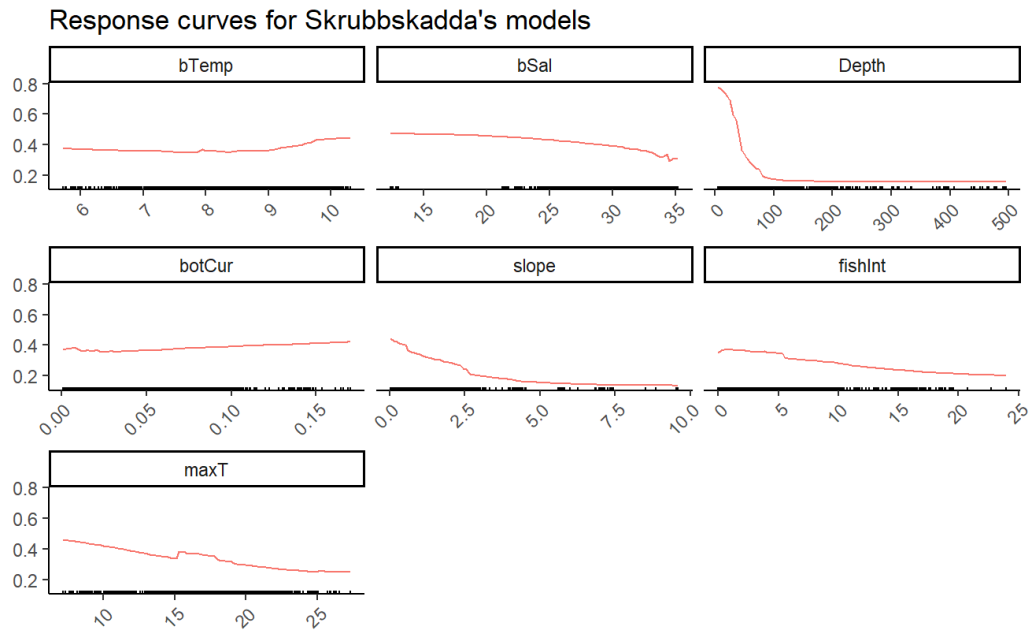
Figur B2- 40. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av sjurygg.

Sjurygg abundansmodell



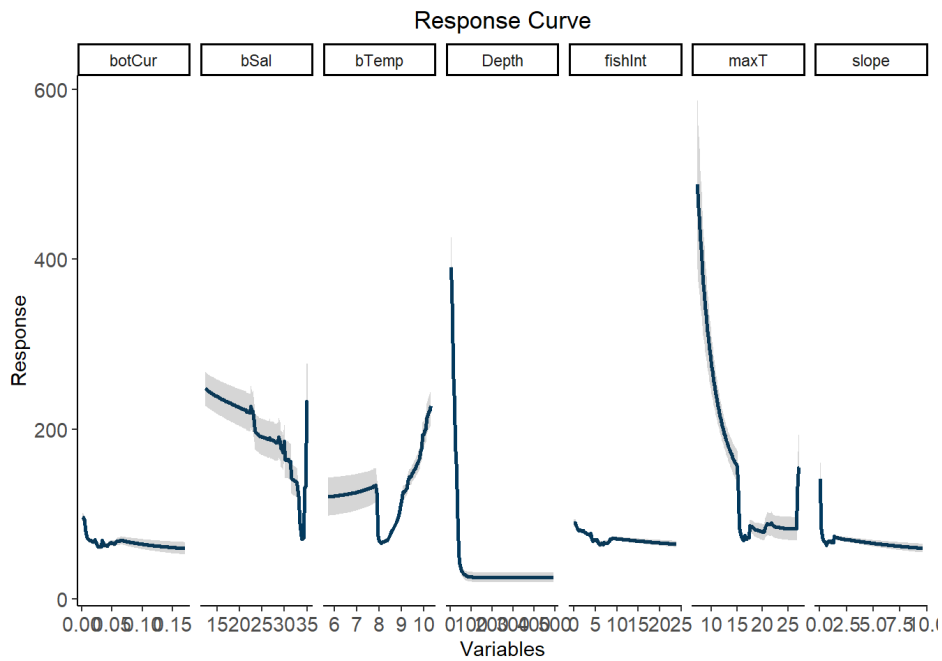
Figur B2- 41. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av sjurygg.

Skrubbskädda förekomstmodell



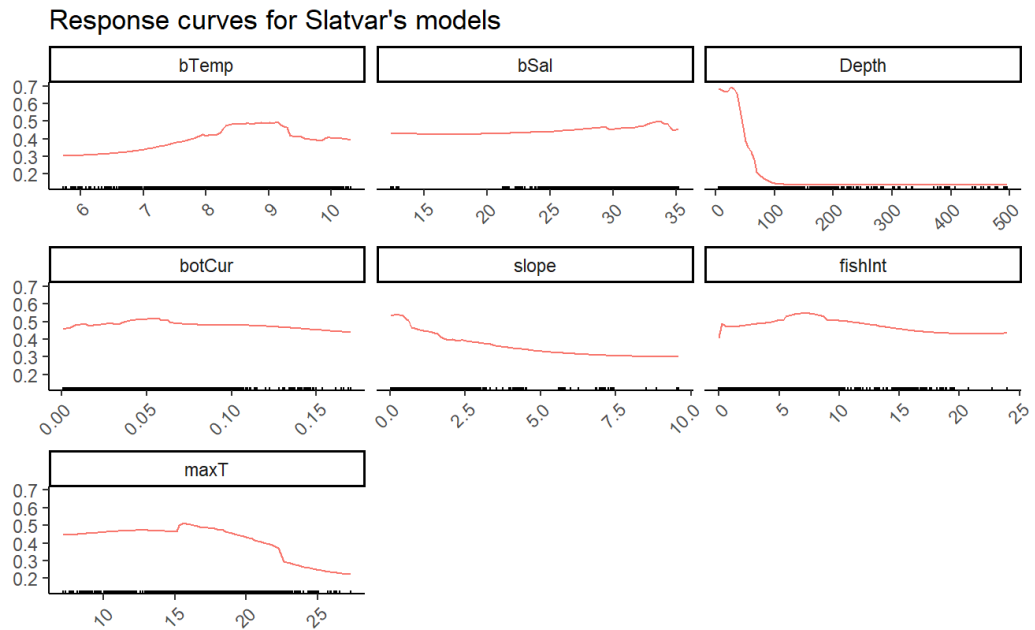
Figur B2- 42. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av skrubbskädda.

Skrubbskädda abundansmodell



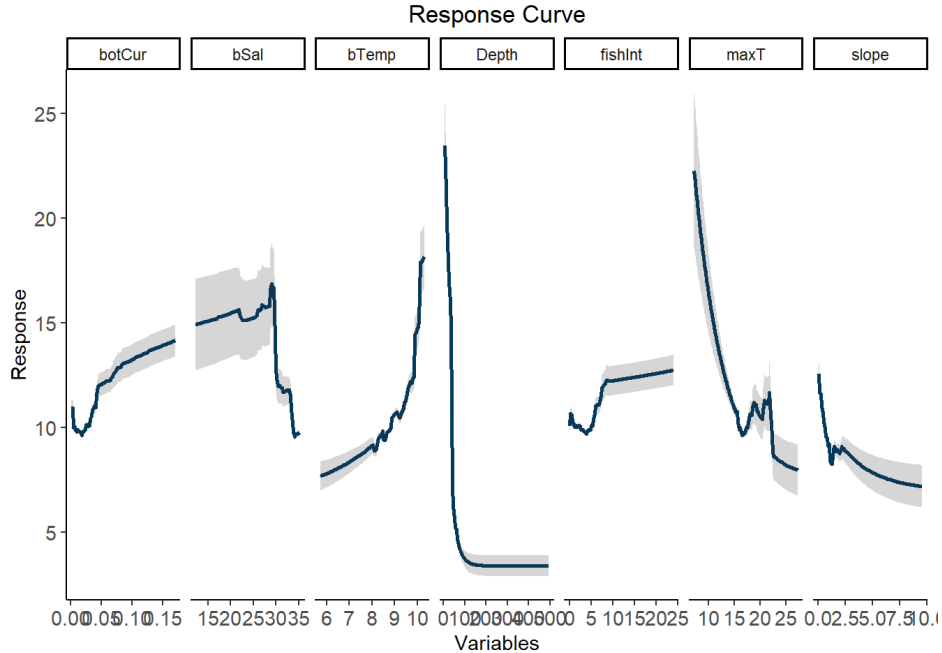
Figur B2- 43. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av skrubbskädda.

Slätvar förekomstmodell



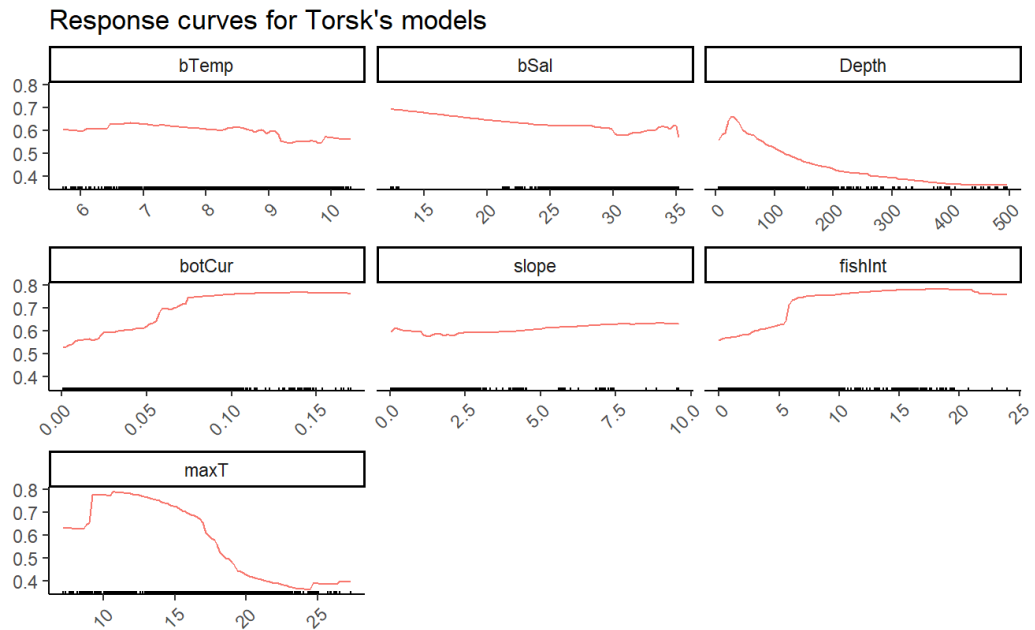
Figur B2- 44. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av slätvar.

Slätvar abundansmodell



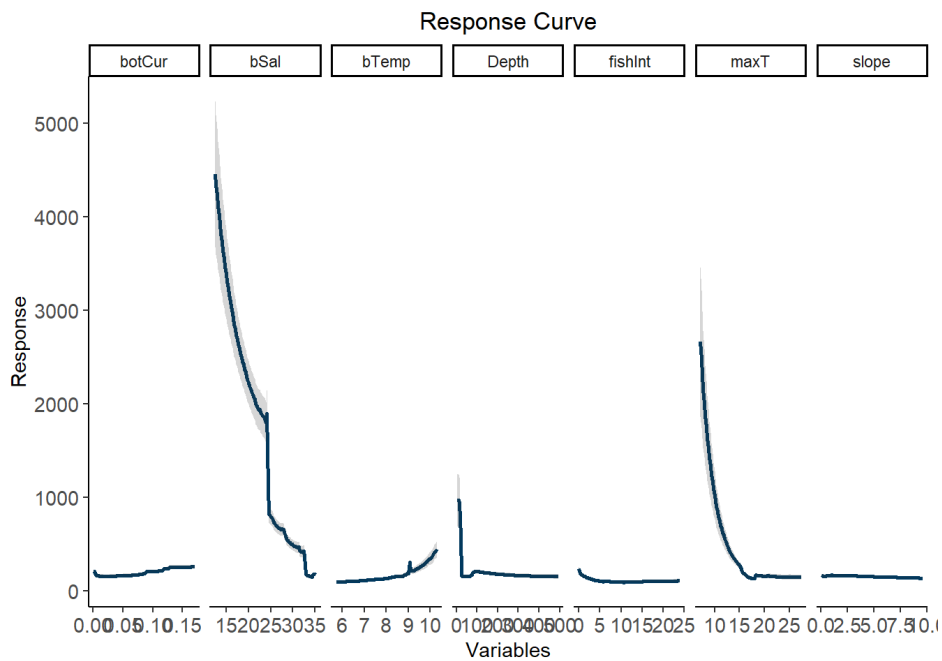
Figur B2- 45. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av slätvar.

Torsk förekomstmodell



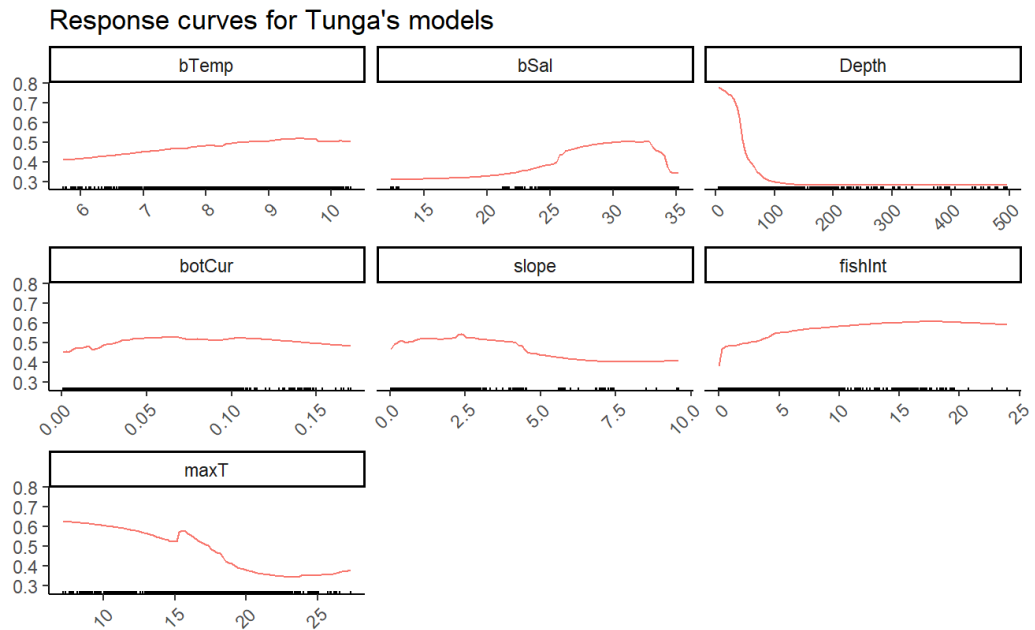
Figur B2- 46. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av torsk.

Torsk abundansmodell



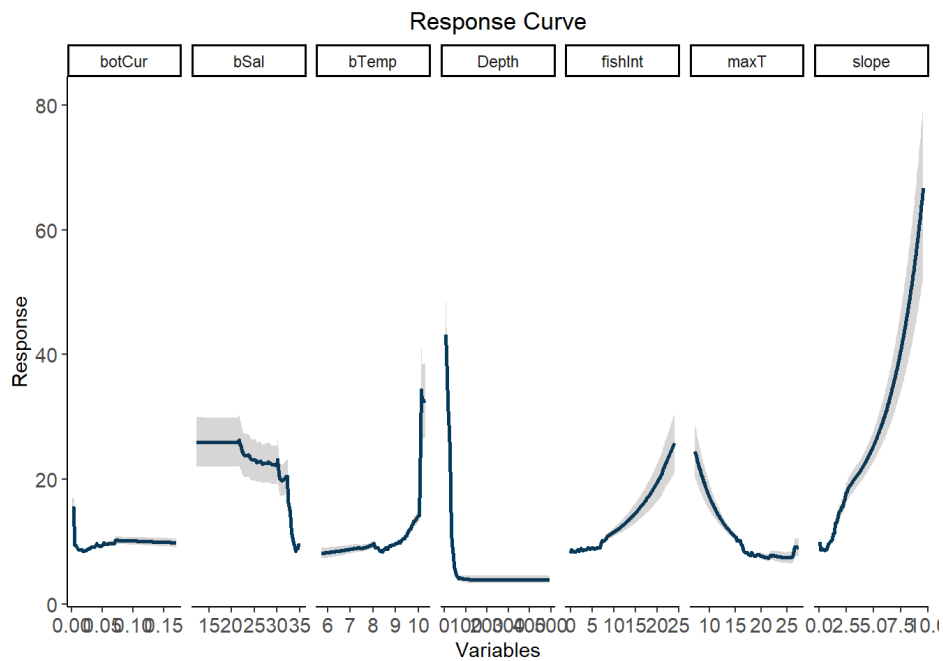
Figur B2- 47. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av torsk.

Tunga förekomstmodell



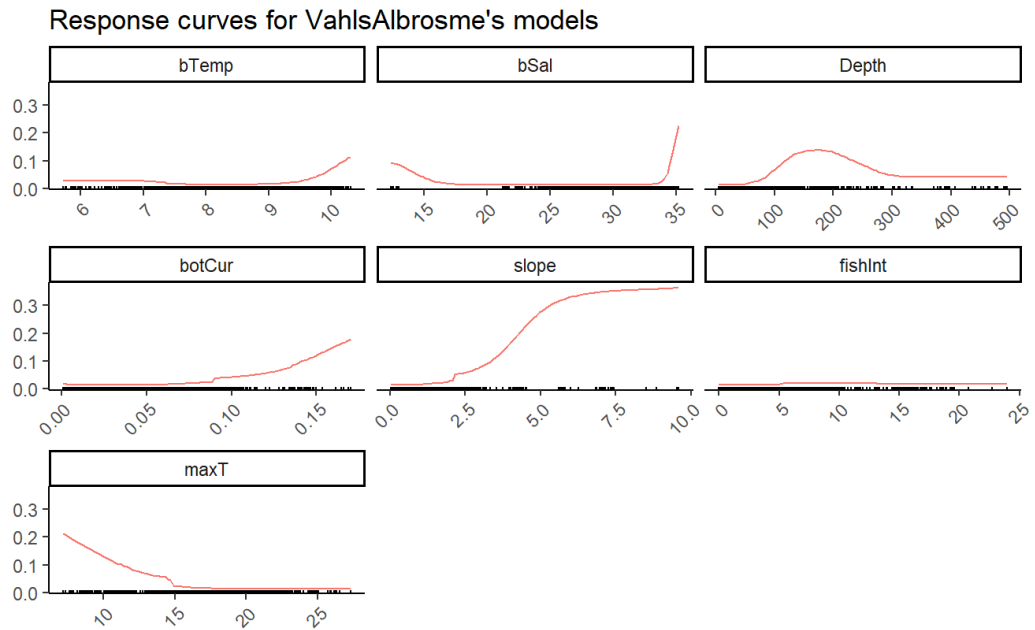
Figur B2- 48. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av tunga.

Tunga abundansmodell



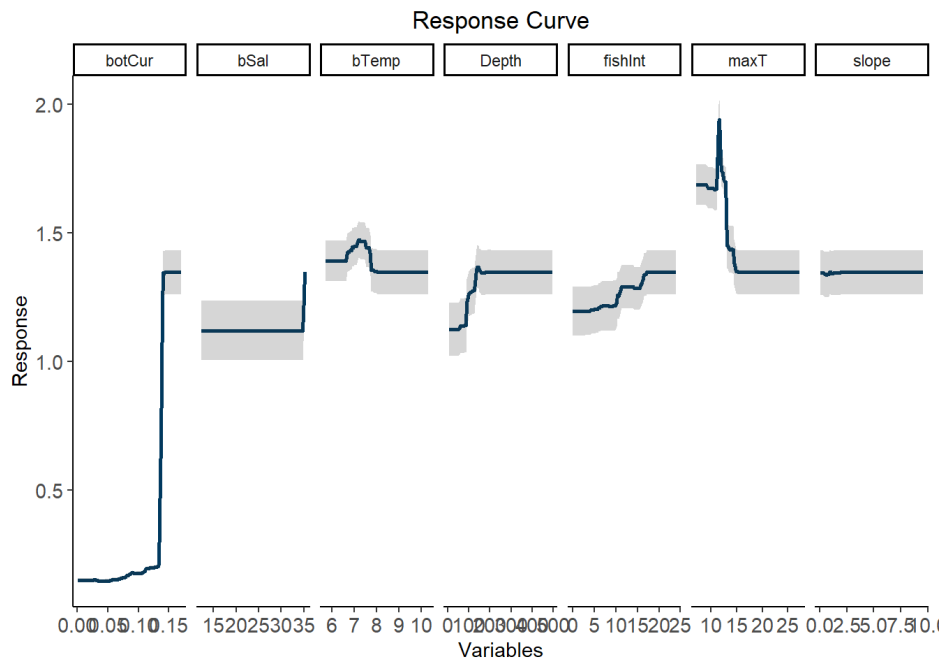
Figur B2- 49. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av tunga.

Vahls ålbrosme förekomstmodell



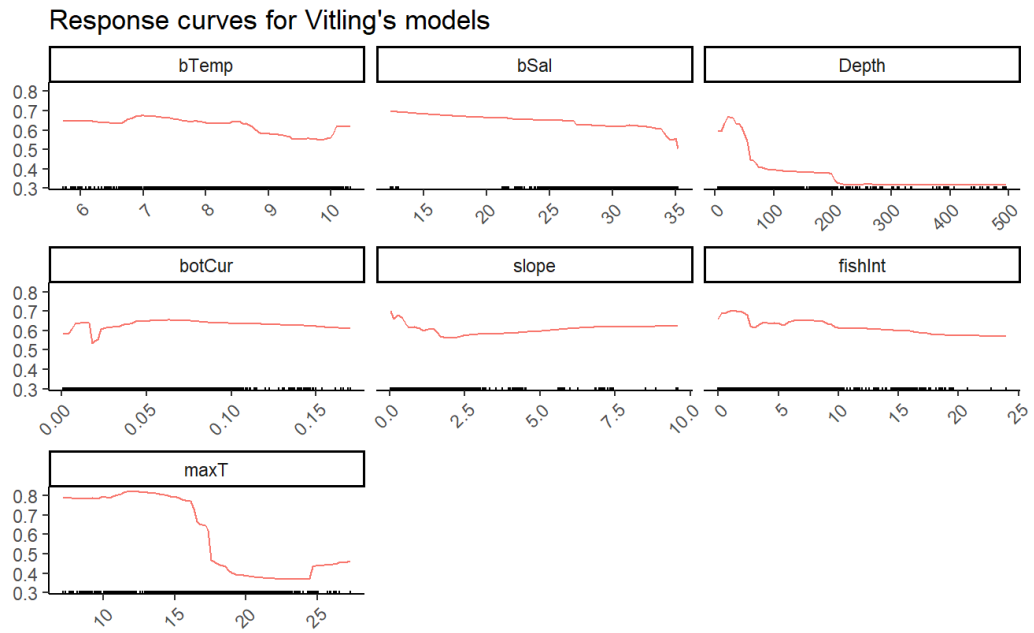
Figur B2- 50. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av vahls ålbrosme.

Vahls ålbrosme abundansmodell



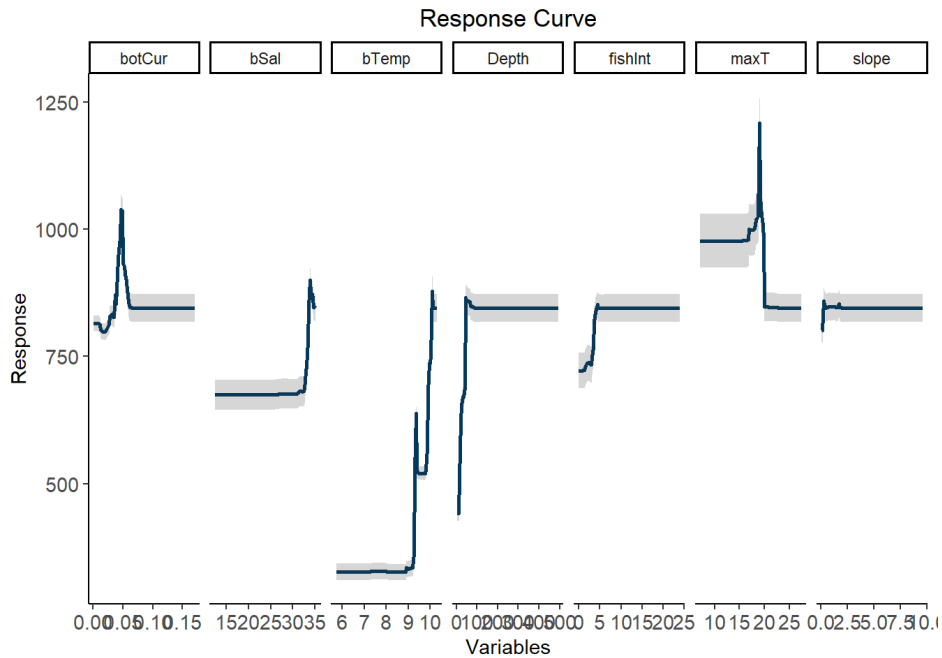
Figur B2- 51. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av vahls ålbrosme.

Vitling förekomstmodell



Figur B2- 52. Miljövariablernas responskurvor från förekomstmodelleringens ensemblemodell av vitling.

Vitling abundansmodell



Figur B2- 53. Miljövariablernas responskurvor från abundansmodelleringens ensemblemodell av vitling.