Rumslig modellering av Östergötlands marina habitat och bentiska naturvärden –

Uppdatering avseende siktdjup och naturvärdeskartering enligt Mosaic.

AquaBiota Report 2020:11

Författare: Antonia Nyström Sandman, José Beltran, Nicklas Wijkmark & Martin Isaeus

EUROPEAN UNION
European Regional Development Fund

Interreg Central Baltic

COAST4US

STOCKHOLM, November 2020

Beställare:
Undersökningen är utförd av AquaBiota Water Research för Länsstyrelsen Östergötland.

Bilder: Nicklas Wijkmark

Kontaktinformation:
AquaBiota Water Research
Adress: Sveavägen 159, 113 460 Stockholm
Tel: +46 8 522 302 40
Mail: info@aquabiota.se
www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av: Martin Isaeus

Distribution: Fri. Kartmaterial i rapporten omfattas av tillstånd för spridning enligt Sjöfartsverkets beslut 20-05160.

Internetversion:
Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:
Nyström Sandman, A, Beltran J, Wijkmark, N & Isaeus M. 2020. Rumslig modellering av Östergötlands marina habitat och bentiska naturvärden – Uppdatering avseende siktdjup och naturvärdeskartering enligt Mosaic. AquaBiota Report 2020:11. 46 sid.

Ämnesord: Östersjön, habitat, modellering, naturvärdeskartering

AquaBiota Report 2020:11
Projektnummer: 2020008
ISBN: 978-91-89085-20-6
ISSN: 1654-7225

© AquaBiota Water Research 2020

INNEHÅLL

Innehåll....3
Bakgrund och syfte....4
Rumslig modellering....5
Data....7
Satellitbaserad siktdjupskarta....7
Djup....8
Sammanställning av artdata....8
Utbredningskartor....9
Brunalger....11
Rödalger....13
Grönalger....14
Övriga alggrupper....15
Kärlväxter....15
Blåmusslor....18
Naturvärdeskartering....19
Diskussion....22
Referenser....22
Bilaga 1....23

BAKGRUND OCH SYFTE

Kunskap om marina habitat och deras utbredning och förekomst efterfrågas idag av många aktörer. Efterfrågan har ökat i takt med att arbetet med att värna om naturmiljön i havet har fått tydlig prioritet genom nationella och internationella åtaganden under 2000-talet. Miljömål, lagstiftning och införandet av EU:s ramdirektiv för vatten samt havsmiljödirektivet har avsevärt höjt ambitionerna vad gäller bevarande och krav på god status i vattenmiljöer.

Planering, förvaltning och utveckling av havs- och kustområden kräver omfattande och tillförlitliga dataunderlag som beskriver de akvatiska systemen och deras funktioner och värden. För naturvårdsarbetet är kunskap om utbredningen av olika arter och naturtyper på havets botten avgörande för att kunna få en överblick över ett större kustområde, till exempel hur de stora dragen ser ut och vad som är typiskt för olika kustområden, men också om olika ekosystemkomponenter är tillräckligt representerade i skyddade områden. Kartor över arter och naturtyper utgör även ett viktigt underlag i arbetet med grön infrastruktur (skyddsstrategi för den marina miljön som bygger på en ekologisk landskapsplanering). De kan hjälpa till att besvara frågor som var behovet att skydda nya områden är störst, om gränserna för befintliga skyddade områden ska ändras, om de skyddade områdena är representativa, samt om de mer unika eller sällsynta naturtyperna skyddas tillräckligt väl. Grund för prioritering är hotbild, sårbarhet, storlek, nätverkskapande skydd, genomförbarhet, med mera. Sverige har som mål att skydda 10 % av våra marina miljöer till år 2020.

Östergötlands marina landskap är mycket varierat: från fyra stora vikar som sträcker sig långt västerut in i landet, via en skärgård som omfattar ca 6300 öar, till öppet hav i öster. De fyra stora vikarna är Bråviken, Slätbaken, Valdemarsviken och Gamlebyviken. På grund av skillnader i djup, sötvattensutflöden och mänskliga aktiviteter i avrinningsområdena är miljön i vikarna är av mycket olika karaktär.

Syftet med denna undersökning var att uppdatera befintliga kartor över bottenlevande växter och blåmusslor för Östergötlands kustområde samt använda dessa i en bedömning av marina naturvärden. Modelleringen och naturvärdesbedömningen baserades på data och metod ur den tidigare rapporten ”Carlström m. fl., Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden, 2010:9”, men i denna rapport inkluderades satellitdata angående siktdjup som variabel i modelleringen. Genom att uppdatera modelleringen med siktdjupsdata förväntades modellernas resultat förbättras, framförallt för grunda vikar med dåligt siktdjup.

RUMSLIG MODELLERING

I detta avsnitt beskrivs de grundläggande principerna för modelleringsprocessen. Även om metoden till stor del är likvärdig med den som användes i (Carlström m. fl. 2010), så har modelleringsfältet utvecklats på ett sådant sätt att viss uppdatering av metodiken har gjorts inför detta arbete.

I detta projekt har modelleringen utförts genom att flertalet statistiska metoder kombinerats genom så kallad ensemblemodellering. All modellering är gjord i R och till största del med hjälp av paketet BIOMOD2 (Thuiller m. fl. 2009). Syftet med att använda olika modelleringsmetoder är att deras olika styrkor och svagheter tillsammans genererar den bästa modellen (Araújo and New 2007), eller som i det här fallet, bästa kartprediktionen. För modelleringen valdes 3 olika metoder ut, vilka tillsammans representerar olika angreppssätt (Tabell 1).

Tabell 1. Utvalda modelleringstekniker.

Modelleringsteknik	Beskrivning	Referens
GAM - Generalized Additive Model	En semi-parametrisk förlängning av GLM som baseras på sk. ”smooth”-funktioner. Hanterar mer flexibla, ickelinjära, relationer än GLM. Alla funktioner har haft upp till 4 noder (k=4).	Wood 2006
RF - RandomForest	Avancerad klassificeringsmetod med väldigt hög träffsäkerhet. Hanterar komplexa interaktioner. Utnyttjar en större mängd små träd via ”bagging”, en ensemblemetod i sig självt, där varje träd grenas genom ett slumpat urval miljövariabler.	Cutler m.fl. 2007
GBM/BRT - Generalized Boosting Model/Boosted regression trees	Kombination av träd och ”boosting”, en annan ensemblemetod. Slutgiltiga GBM:n kan anses vara en additiv regressionsmodell där enskilda små träd stegvist har passats till slumpmässiga urval av data.	Elith and Leathwick 2008

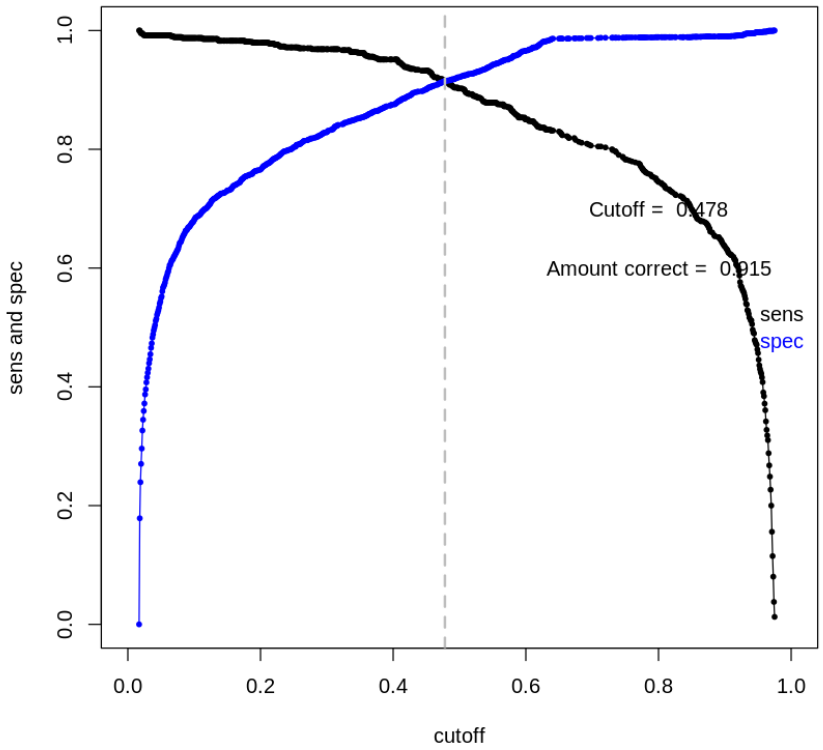
När godkända modeller producerats används dessa tillsammans med heltäckande raster för samtliga ingående miljövariabler för att göra en prediktion. För varje rasterruta hämtas det aktuella värdet för varje miljövariabel och sannolikheten för det förväntade värdet av responsvariabeln beräknas med hjälp av modellen. Eventuella brister i de raster som beskriver miljövariablerna kommer att överföras till prediktionen och minska dess kvalitet. En miljövariabel som har förhållandevis stor vikt i modellen kommer att överföra

mer av sitt fel till prediktionen. Vid modellering av förekomst resulterar prediktionen i en sannolikhetskarta för förekomst med värden mellan 0 och 1 (värden nära 1 innebär att förekomst är mycket sannolik enligt modellen). Ett brytvärde för vad som är att betrakta som förekomst respektive icke-förekomst beräknas utifrån modellen och ingående data på ett sådant sätt att både antal rätt klassade förekomster och icke-förekomster maximeras (figur). De exakta brytvärdena är olika för varje art och komponent och beror av hur vanlig arten är och hur modellen är konstruerad.

Modeller som anger sannolikheten att en responsvariabel förekommer (s.k. sannolikhetsmodeller) kan utvärderas med ett mått kallat AUC (Area Under Curve, se faktaruta AUC). Ett lågt AUC-värde indikerar att modellens kvalitet är dålig och en sådan modell bör inte användas för att skapa en prediktion. Vanliga orsaker till en dålig modell är att den bygger på ett litet antal observationer eller att viktiga miljövariabler saknas.

Oavsett vad valideringen visar så måste prediktionerna rimlighetsbedömas av personer med god kunskap om responsvariabelns och arternas utbredning i det aktuella området. Orsaken till detta är att det ibland uppstår oväntade mönster i prediktionerna och att det inte går att lita blint på att modelleringsprocessen är felfri. Samtliga modeller i denna rapport har rimlighetsbedömts av experter.

Genom att göra en prediktion på hela datasetet kan sensivitet och specifitet räknas ut. Sensitivitet är ett mått på modellens förmåga att klassa förekomster medan specificitet är ett mått på modellens förmåga att klassa icke-förekomster.



Figur 1. I den här modellen för kräkel (Furcellaria lumbricalis) valdes ett cutoff på 0.478 för att maximera sensitivitet och specificitet. Modellen klassar 80 % av förekomsterna samt 82 % av icke-förekomsterna i valideringsdata rätt.

I detta projekt har olika täckningsgrader av en art eller artgrupp har modellerats var för sig och sedan kombinerats till en karta där de modellerade komponenterna utgör olika klasser. Brytvärdet (cutoff) från modelleringsresultaten (Figur 1) har använts för att avgränsa områden med osannolik förutsättning för förekomst av den modellerade komponenten. En predikterad sannolikhet för förekomst under brytvärdet innebär att den klassificeras som icke-förekomst. Osäkra klassningar för förekomst på grund av att sannolikheten för förekomst eller icke-förekomst ligger nära brytvärdet har beräknats utifrån modellens konfidensintervall. För att underlätta tolkningen av kartinformationen har vi i kartornas förklaringsrutor även prediktionens träffsäkerhet i form av antal korrekt klassade förekomster i varje klass.

DATA

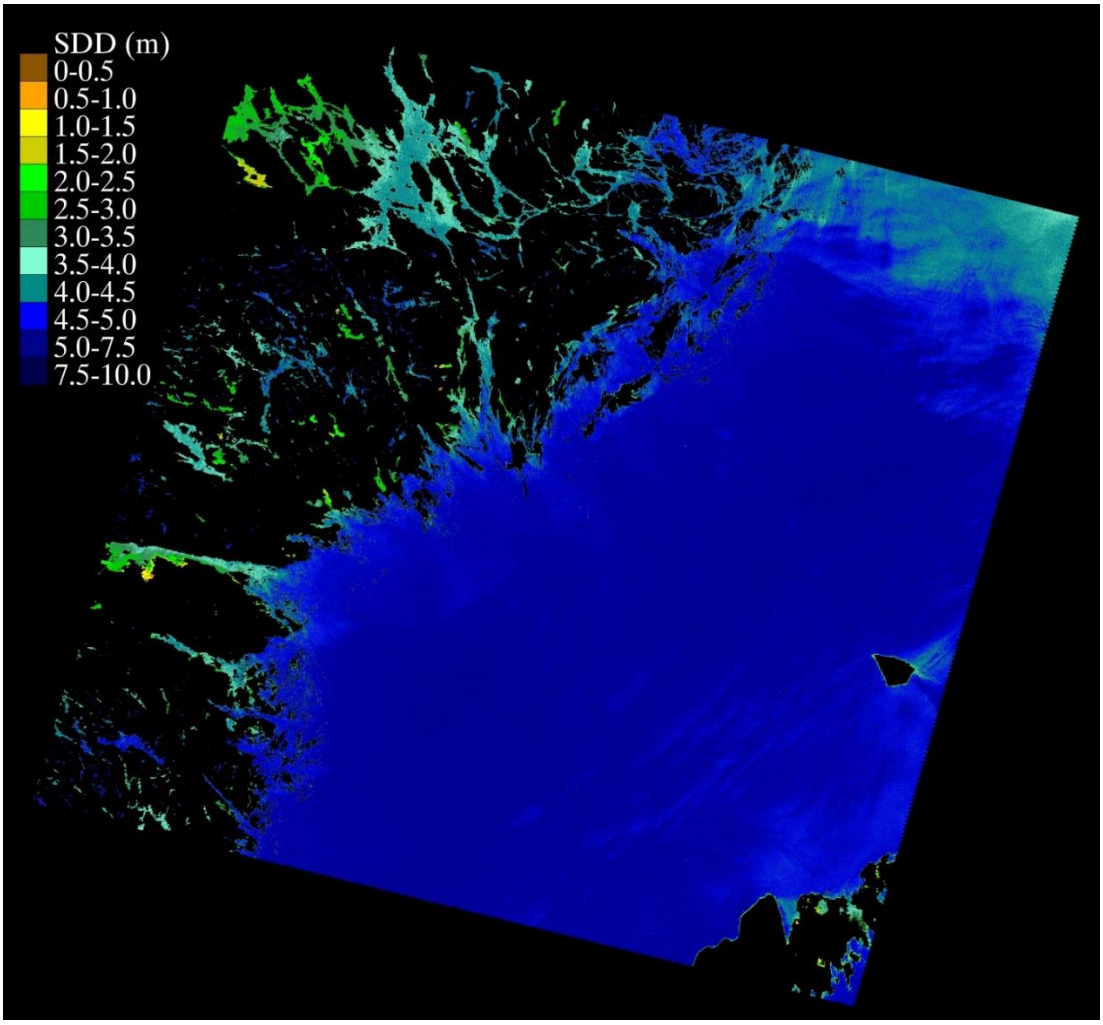
De miljövariabler som använts i modelleringen är siktdjup, vågexponering, djup, kurvatur, lutning, ljusinstrålning, salinitet, strömriktning samt andel mjukt substrat. Nedan beskrivs närmare siktdjupet samt den djupkarta som använts i modelleringen. Övriga variabler finns beskrivna i Carlström m. fl. (2010) samt i Hammar m. fl. (2018).

Satellitbaserad siktdjupskarta

Bottenlevande kärlväxter och alger påverkas av mängden ljus som når ned genom vattenmassan. Mängden ljus påverkas i sin tur av djupet och vattnets genomskinlighet, dvs. siktdjup. Genom att kombinera bilder från satelliter med olika upplösning och på så sätt utnyttja satelliter med olika egenskaper har en högupplöst siktdjupskarta framställts för Södermanlands län (Florén m. fl. 2012). Siktdjupet påverkas av graden närsalter i vattnet vilket gör att en siktdjupskarta även skulle indikera graden av övergödning.

Satellitsensorn MERIS är konstruerad för oceanografiska tillämpningar och har en välutvecklad metodik för atmosfärskorrektion, vilken är nödvändig i denna tillämpning. Upplösningen är dock 300 m vilket är för grovt för kartering i finskalig skärgårdsmiljö med trånga sund och vikar. Landsat TM har en EO-sensor med ca 30 m upplösning vilket är mycket lämpligt för detta ändamål, men denna sensor är dåligt anpassad för oceanografiska tillämpningar då den har otillräcklig spektral och radiometrisk upplösning. Genom att kombinera bilder från båda dessa sensorer kan korrelativa samband användas för att överföra en god atmosfärskorrektion från MERIS-bilden till den högupplösta Landsatbilden (Figur 2).

Ett mindre område av Östergötlands län saknas längst i söder.



Figur 2. Satellitbaserad siktdjupskarta.

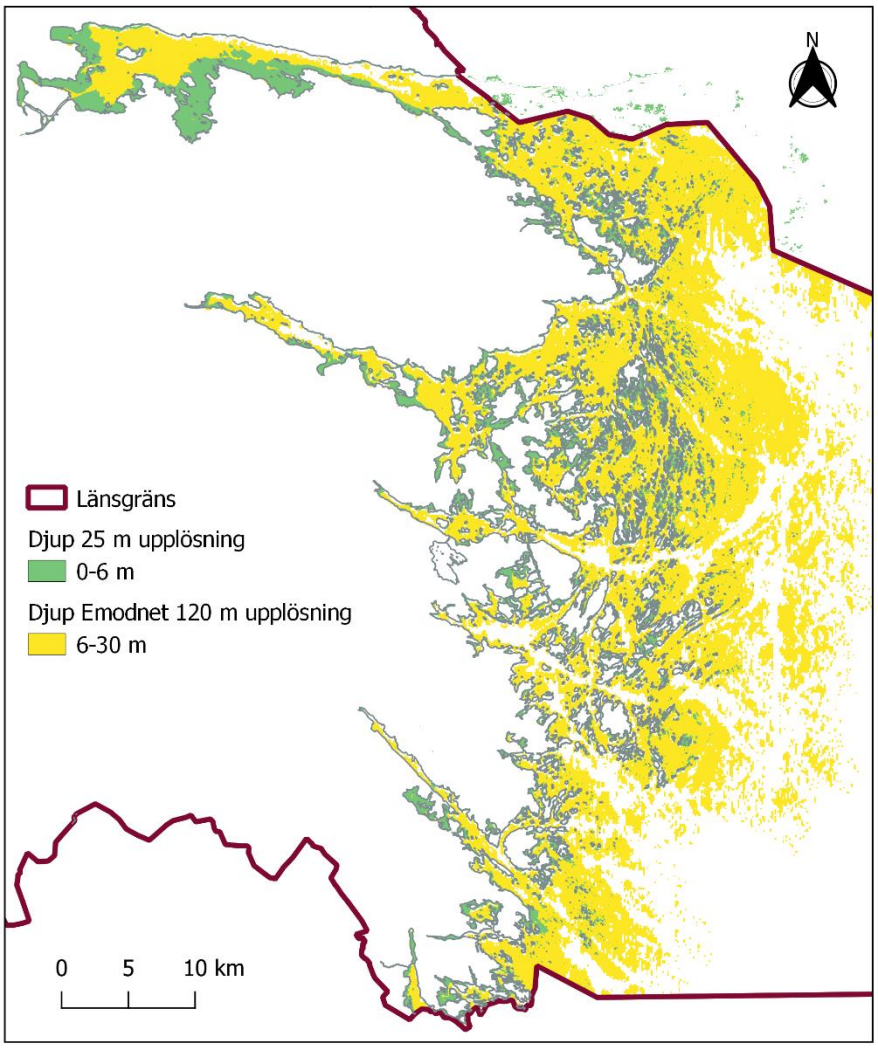
Djup

Djup i 25 m upplösning finns öppet tillgängligt i intervallet 0–6 m (spridningstillstånd, Sjöfartsverkets beteckning 15-03089). Då fokus för modelleringen var grunda områden kombinerades denna djupkarta med djupraster från EmodNet[1] i 120 m upplösning för områden djupare än 6 m, vilken klassades om till 25 m för att passa den finare upplösningen. Detta innebär att modellens upplösning är sämre i djupare områden, men var en nödvändig kompromiss för att kunna använda öppet tillgängliga data. De olika upplösningarna visas i Figur 3.

Sammanställning av artdata

Data från den tidigare modelleringen sammanställdes (Carlström m. fl. 2010) och glesades ur för att undvika hög rumslig korrelation. Dessa kompletterades med nyare data från SHARK (Svenskt HavsARKiv, Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut), Gunda-databasen samt KUL (Kustfiskedatabasen vid Institutionen för akvatiska resurser, Kustfiskelaboratoriet, SLU).

[1] https://portal.emodnet-bathymetry.eu/



Figur 3. I prediktionerna användes djup i olika upplösning. I intervallet 0–6 m användes djup i 25 m upplösning, medan för 6–30 m djup användes data i 120 m upplösning.

UTBREDNINGSKARTOR

Valideringsresultat för godkända modeller samt kartor redovisas i Tabell 2 samt i respektive karta (bilaga 1). Modeller för några arter och släkten (*Enteromorpha* sp., *Monostroma* sp., *Najas marina*, *Rivularia* sp., *Einhornia crusulenta*, *Hildenbrandia* sp.) passerade ej kvalitetsgranskningen och övriga fastsittande arter som inte inkluderats var för ovanligt förekommande för att kunna modelleras rumsligt. Med hjälp av de modellerade kartorna beräknades även naturvärden enligt Mosaic (Hogfors m. fl. 2020).

Siktdjupet förklarade en del av variansen i de flesta modellerna (Tabell 2), men i högre grad för rödalger än för andra artgrupper. Dock var modellerna generellt sämre för rödalger än för andra arter/artgrupper, framförallt predikterades lägre förekomster i innerskärgård jämfört med de tidigare modelleringarna.

Tabell 2. Översikt över modelleringsresultat

		förekomst	Antal korrekt klassade stationer (totalt 2448)			AUC				secchi,	Andel korrekt
Art/artgrupp	**Latinskt namn**	**i data**	förekomst	icke-förekomst	osäkra	>=1%	>=10%	>=25%	>=50%	**rank**	**klassificerade**
Ishavstofs	*Battersia* sp.	14%	222/351	1867/2097	217	0.97	0.91			9	85%
Sudare	*Chorda filum*	18%	225/431	1281/2017	596	0.86	0.89			5	62%
Blåstång	*Fucus vesiculosus*	27%	489/626	1349/1822	180	0.95	0.96	0.95	0.89	3	75%
Skäggalger	*Dictyosiphon* sp.	7%	92/159	1700/2289	209	0.91	0.89			3	73%
Molnslick/trådslick	*Ectocarpus/Pylaiella*	19%	294/471	1259/1977	423	0.87	0.87	0.86		2	63%
Släken	*Ceramium* sp.	23%	424/562	1386/1886	193	0.91	0.94	0.96	0.97	3	74%
Kilrödblad	*Coccotylus truncaus*	19%	363/493	1803/1955	65	0.98	0.98	0.93		2	88%
Kräkel	*Furcellaria lumbricalis*	24%	490/614	1496/1834	137	0.93	0.95	0.97	0.97	2	81%
Rödslickar	*Polysiphonia* sp.	26%	503/655	1404/1793	177	0.91	0.91	0.93	0.94	2	78%
Havssallater	*Ulva* sp.	9%	126/198	1782/2250	135	0.92	0.96	0.99		8	78%
Grönslickar	*Cladophora* sp.	14%	206/332	1742/2116	97	0.97	0.98	0.97	0.97	7	80%
Kransalger	*Chara* sp.	6%	96/133	2120/2315	52	0.98	0.98			6	91%
Fintrådiga alger		47%	984/1156	1083/1292	115	0.96	0.96	0.95	0.94	3	84%
Bladformiga alger		39%	794/963	1227/1485	199	0.95	0.96	0.83	0.93	1	83%
Hornsärv	*Ceratophyllum demersum*	6%	98/159	1793/2289	271	0.90				1	77%
Slingor	*Myriophyllum* sp.	20%	360/474	1663/1974	190	0.95	0.91	0.97		1	83%
Ålnate	*Potamogeton perfoliatus*	13%	175/331	1518/2117	431	0.87	0.91			3	69%
Borstnate	*Stuckenia pectinata*	27%	467/635	1398/1813	265	0.95	0.95	0.86	0.87	7	76%
Natingar	*Ruppia* sp.	5%	78/118	1752/2330	328	0.90	0.93	0.92		6	75%
Hårsärv	*Zannichellia palustris*	11%	203/266	1659/2182	351	0.95	0.93	0.92	0.96	6	76%
Ålgräs	*Zostera marina*	4%	81/99	2018/2349	92	0.96	0.96	0.98		4	86%
Höga undervattenskärlväxtängar		43%	841/1036	1182/1412	81	0.97	0.96	0.94	0.94	6	83%
Blåmussla	*Mytilus edulis*	54%	1163/1365	931/1083	114	0.97	0.97	0.95	0.96	5	86%

Brunalger

Ishavstofs, *Battersia* sp.

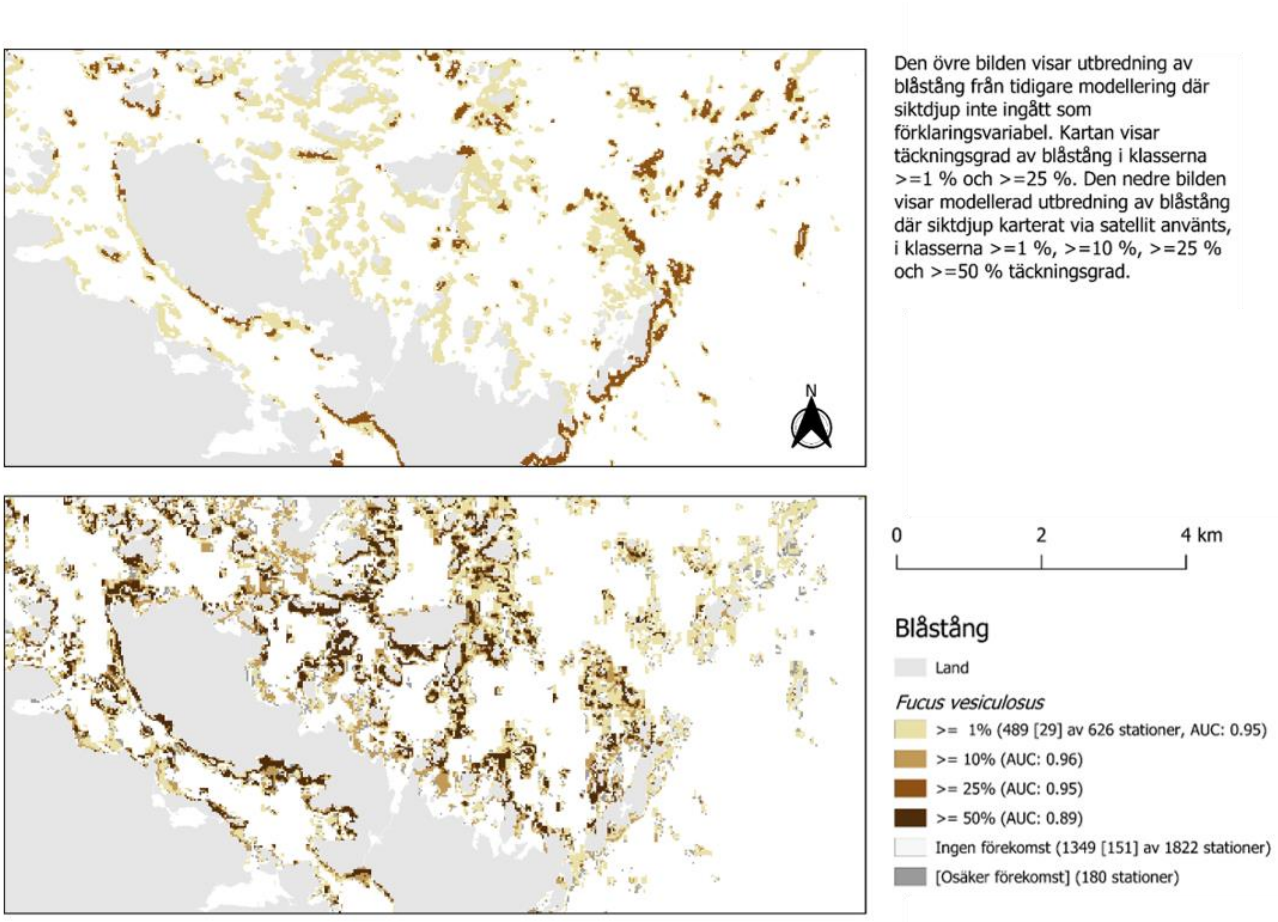
Ishavstofs är ganska vanligt förekommande på hårdare bottnar och kan dominera på större djup. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för minst 10 % täckningsgrad. Utbredningen förklarades framförallt av andel mjukbotten, djup och vågexponering. Siktdjup var den variabel med lägst förklaringsgrad. Prediktionen visar på mindre förekomst i mellan- och innerskärgården, vilket framförallt förklaras av substratunderlaget. En av de tre modellerna ger en skarp minskning av förekomst vid mer än 20 % mjukbotten, vilket sammanfaller med den predikterade minskningen i förekomst. Eftersom upplösningen på substratlagret är 250 m kan detta ha resulterat i en underprediktion av släktet.

Sudare, *Chorda filum*

Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för minst 10 % täckningsgrad. Utbredningen förklarades främst av djup, vågexponering och salthalt med siktdjup som femte variabel. Modellerna för sudare får något lägre utvärdering än de flesta andra arter, vilket delvis kan förklaras av att arten är tämligen vanlig men fläckvis förekommande. Sudare är också ettårig, vilket gör att arten har en mellanårsdynamik som är svår att fånga upp. Även prediktionernas träffsäkerhet är förhållandevis låg med många punkter som faller inom intervallet för osäker prediktion, vilket framförallt förklaras av att djup är den viktigaste förklaringsvariabeln. Eftersom djupet har lägre upplösning under 6 m kommer prediktioner av arter som förekommer djupare än så också att vara sämre. För områden djupare än 6 m predikterades också betydligt fler förekomster än vad som förekom i data. Vi har ändå valt att inkludera sudare i resultaten, då det är en vanligt förekommande art. I naturvärdeskarteringen representerar denna art gruppen ”stora ettåriga brunalger”.

Blåstång, *Fucus vesiculosus*

Blåstångens utbredning förklarades främst av andel mjukbotten, djup och siktdjup. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. Modellerna hade god förklaringsgrad för alla täckningsgradsklasser. Andelen korrekt klassade förekomster var dock betydligt lägre för områden djupare än 6 m, där predikterades betydligt fler förekomster än vad som fanns i data. Dock var andelen korrekt klassade icke-förekomster hög oavsett djup. Större delen av förekomsten och de högsta täckningsgraderna förväntades finnas grundare än 6 m. Jämfört med tidigare modellering predikterades högre täckningsgrader i mer skyddade miljöer (Figur 4). I naturvärdeskarteringen representerar blåstång gruppen ”stora fleråriga brunalger”.



Figur 4. Jämförelse mellan modellering av blåstång med och utan siktdjup.

Skäggalger, *Dictyosiphon* sp.

Utbredningen av skäggalger förklarades främst av djup, vågexponering och siktdjup. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för minst 10 % täckningsgrad. Prediktionen av icke-förekomster har relativt god träffsäkerhet, medan prediktionen av förekomster är sämre – släktet förväntas hittas på betydligt fler platser än vad som verkligen är fallet. Djupare än 6 m predikterades betydligt fler förekomster än vad som fanns i data. Släktet förekommer också som påväxt på till exempel blåstång, vilket gör den svårare att modellera enbart med hjälp av fysiska variabler.

Molnslick/trådslick, *Ectocarpus/Pylaiella*

Utbredningen av artparet molnslick/trådslick förklarades främst av djup, siktdjup och kurvatur. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 25 %. Prediktionen har lägre träffsäkerhet än andra brunalger, många punkter hamnar inom intervallet för osäker prediktion. Detta kan till viss del förklaras av att djupet är den viktigaste faktorn, och arten förekommer även på djup under 6 m, där djupkartan som använts i prediktionen har lägre upplösning. Djupare än 6 m predikterades också fler förekomster relativt vad som fanns i data jämfört med områden grundare än 6 m. Eftersom arten också förekommer som epifyt är den svårare att modellera enbart med hjälp av fysiska variabler än arter som enbart förekommer direkt på substratet.

Rödalger

Jämfört med tidigare modellering predikteras mindre utbredning av rödalger i inner- och mellanskärgård. I modellerna för rödalger ingår inte andel mjukbotten, då den miljövariabeln bidrog ganska lite till modellen, men resulterade i prediktioner som inte passerade expertgranskningen. Vid närmare analys av utbredningskartorna fastställdes att substratkartan och den upplösning den har var huvudorsaken till det uppkomna mönstret, och variabeln uteslöts därför.

Släken, *Ceramium* sp.

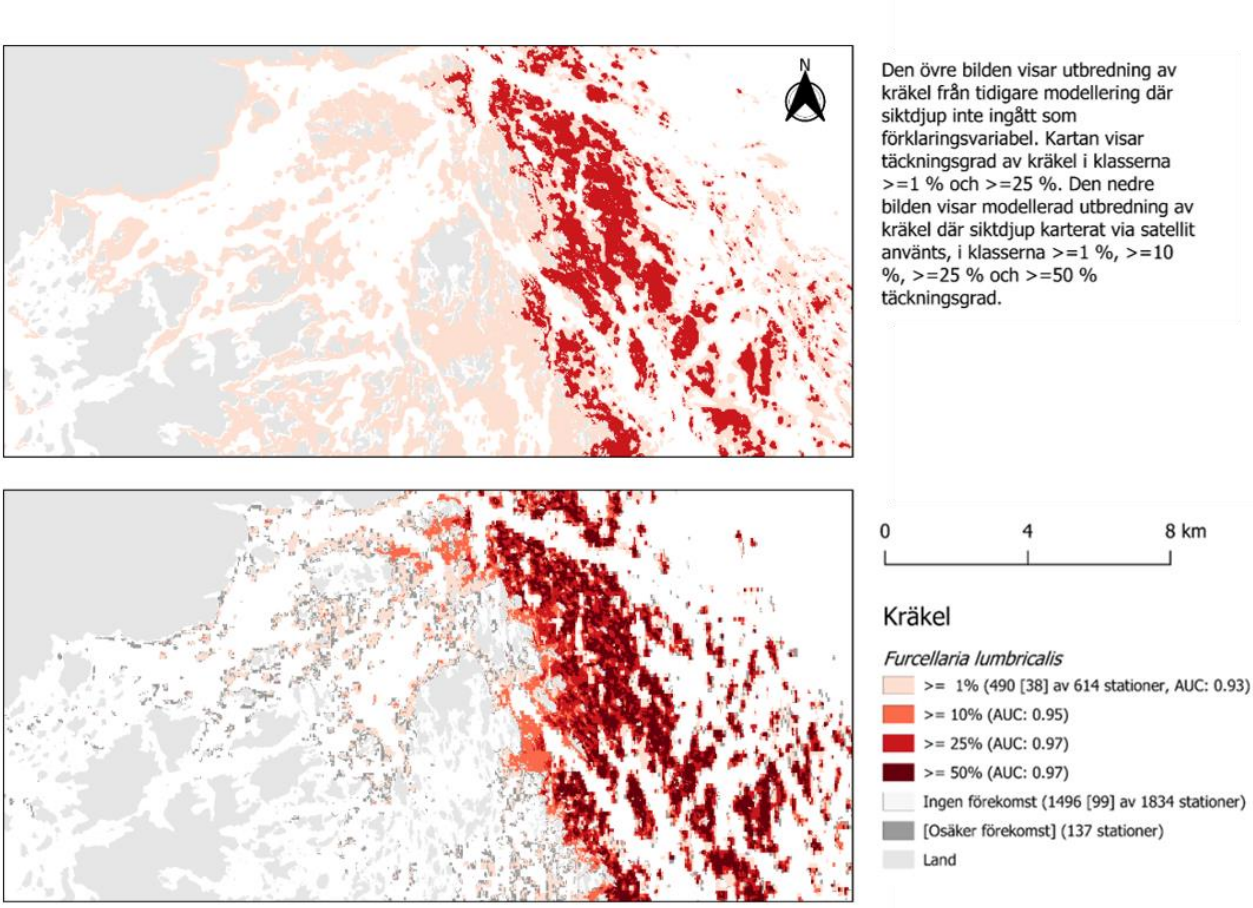
Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av släken, samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. Taxat är ganska vanligt förekommande och utbredningen förklaras framförallt av vågexponering, djup och siktdjup. Prediktionen visar på mindre förekomst i mellan- och innerskärgården, vilket framförallt förklaras av kombinationen av djup och vågexponering, där vågexponeringen blir lägre predikteras förekomst av släktet i ett ganska snävt djupintervall, men även siktdjupet har en tydlig effekt, med låga förekomster predikterade vid siktdjup under 4 m.

Kilrödblad, *Coccotylus truncatus*

Utbredningen av kilrödblad förklarades framförallt av andel mjukbotten, siktdjup och djup. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 25 %. Prediktionen har hög träffsäkerhet både för förekomster och icke-förekomster, men ger ändå en viss underprediktion i inner- och mellanskärgård. Modellerna visar på en skarp minskning av förekomst vid mer med ökad andel mjukbotten. Prediktionen av förekomst samt högre täckningsgrader sammanfaller med andel mjukbotten som understiger 60 %, samt med siktdjup över 4 m.

Kräkel, *Furcellaria lumbricalis* samt Rödslickar *Polysiphonia* sp.

Vågexponering, djup och siktdjup var de viktigaste faktorerna för att förklara utbredningen av både kräkel och rödslickar. Kartorna i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst, samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 % respektive art eller släkte. Prediktionen uppvisar liknande mönster för båda, med mindre förekomst i mellan- och innerskärgården än i ytterskärgården. Detta förklaras framför allt av en interaktion mellan djup och vågexponering, där prediktionen av förekomst begränsas till djup grundare än 5–6 m för vågexponeringsvärden lägre än 4. En jämförelse mellan den tidigare modelleringen av kräkel och modellen som inkluderar siktdjup, visar att den senare predikterade sämre förutsättning för att arten ska förekomma i inner- och mellanskärgård, men förutsättningen för högre täckningsgrader var relativt oförändrad (Figur 5). I naturvärdeskarteringen representerar denna art gruppen ”stora fleråriga rödalger”.



Figur 5. Jämförelse mellan modellering av kräkel med och utan siktdjup

Grönalger

Havssallater, *Ulva* sp.

Utbredningen av havssallater förklarades främst av djup, andel mjukbotten och vågexponering, med siktdjup som åttonde förklaringsvariabel. Förutsättningen för förekomst avtog snabbt med djup, och arten predikterades förekomma ytterst sparsamt djupare än 6 m. Dock predikterades ändå betydligt fler förekomster djupare än 6 m jämfört med vad som förekom i data. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 25 %.

Grönslickar, Cladophora sp.

Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av grönslickar, samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. Förekomsten förklarades främst av djup, andel mjukbotten och vågexponering, med siktdjup som sjunde förklaringsvariabel. Förutsättningen för förekomst avtog snabbt med djup, och arten predikterades förekomma ytterst sparsamt djupare än 6 m.

Övriga alggrupper

Kransalger, *Chara* sp.

Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av kransalger, samt förutsättning för minst 10 % täckningsgrad. Förekomsten förklarades främst av lutning, djup och andel mjukbotten, med siktdjup som sjätte förklaringsvariabel. Den huvudsakliga förekomsten av kransalger predikteras till grunda områden med låg lutning. Utvärderingen av modellerna var mycket god och prediktionen hade relativt god träffsäkerhet.

Fintrådiga alger

Utbredningen av fintrådiga alger förklarades främst av andel mjukbotten, djup och siktdjup. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. Utvärderingen av modellerna var mycket god och prediktionen hade god träffsäkerhet.

Bladformiga alger

Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av bladformiga alger, samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. Utbredningen förklarades främst av siktdjup, andel mjukbotten och salthalt. Utvärderingen av modellerna var mycket god och prediktionen hade god träffsäkerhet.

Kärlväxter

Prediktionerna av kärlväxter förväntades påverkas mest av att addera siktdjup till modelleringen. Dock ingick siktdjup som en av de tre viktigaste miljövariablerna bara för hornsärv, ålnate och slingor.

Hornsärv, *Ceratophyllum demersum*

Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av hornsärv. Utbredningen förklarades främst av siktdjup, vågexponering och andel mjukbotten. Arten predikterades också främst på grunda områden med lägre vågexponering och hög andel mjukbotten. Utvärderingen av modellen var god, men prediktionen av förekomst var större än vad som motsvarades av data. Eftersom mjukbotten, som föreligger i 250 m upplösning, är en av de viktigaste variablerna är en viss överprediktion förväntad.

Slingor, *Myriophyllum* sp.

Slingor var en av de få arter där siktdjupet hade störst inverkan på modellen, tätt följt av djup och vågexponering. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 25 %. De huvudsakliga förekomsterna predikteras i djupintervallet 0–3 m. Utvärderingen av modellen var mycket god för alla täckningsgradsklasser och prediktionen hade god träffsäkerhet. Jämfört med tidigare modellering predikterades lägre förutsättning för förekomst framför allt i grunda vikar med dåligt siktdjup (Figur 6).

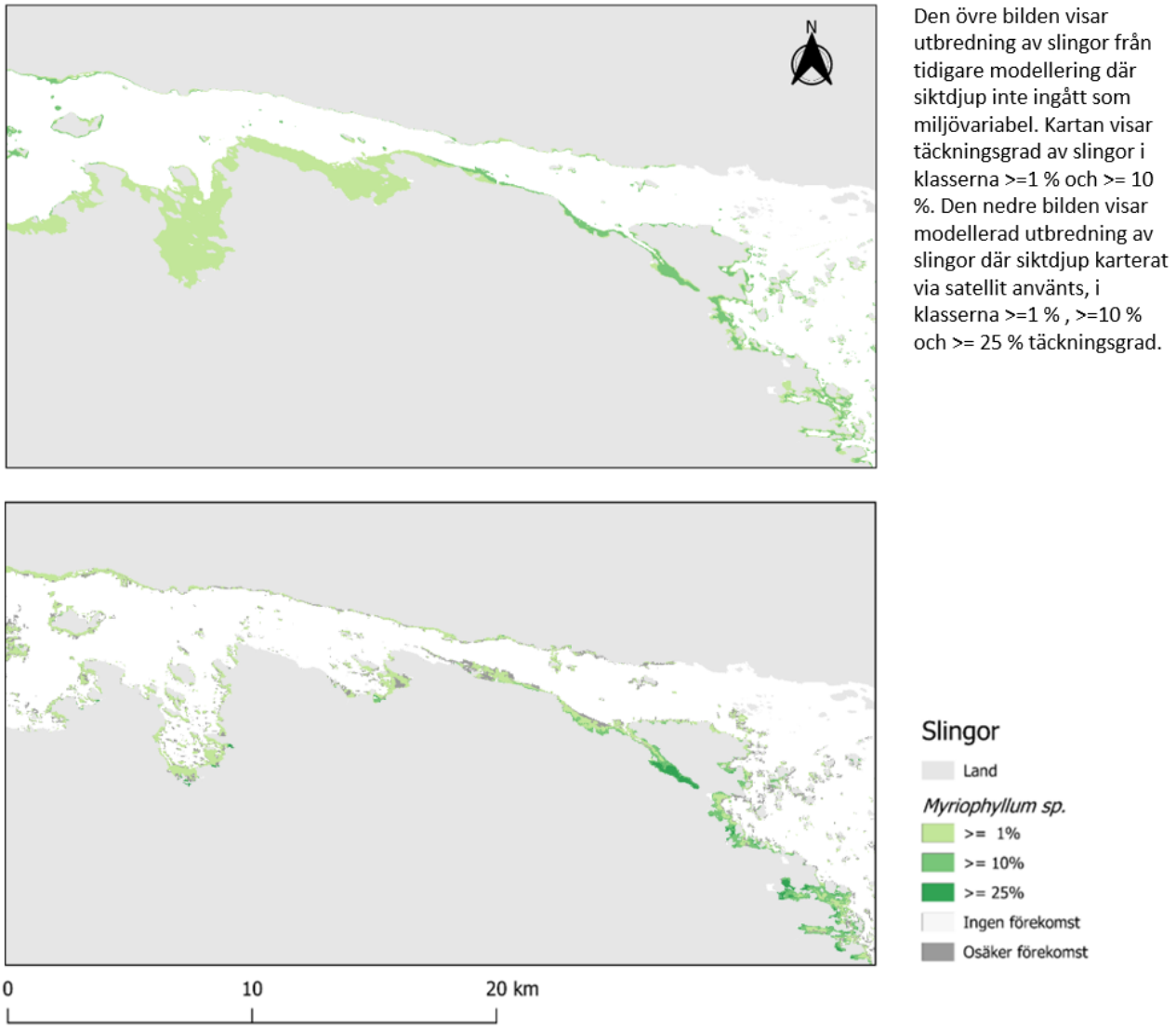
Ålnate, *Potamogeton perfoliatus*

Utbredningen av ålnate förklarades främst av djup, siktdjup och vågexponering. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst, samt förutsättning för minst 10 % täckningsgrad. Arten förekommer i stort sett inte djupare än 6 m, och ytterst få förekomster predikterades i det intervallet. Kartans tillförlitlighet är större för icke-

förekomster än för förekomster. Ålnate hade också den största andelen osäkra prediktioner av alla modellerade kärlväxter.

Borstnate, *Stuckenia pectinata*

Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av borstnate samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. Utbredningen förklarades främst av djup, vågexponering och salthalt, med siktdjup som sjunde variabel. Utvärderingen av modellerna var mycket god för täckningsgrader upp till och med 10 %, och god för de högre täckningsgradsklasserna. Prediktionen hade relativt god träffsäkerhet.



Figur 6. Jämförelse mellan modellering av slingor med och utan siktdjup

Natingar, *Ruppia* sp.

Utbredningen av natingar förklarades främst av djup, vågexponering och salthalt, med siktdjup som sjätte variabel. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 25 %. Utvärderingen av modellen var mycket god för alla täckningsgradsklasser, men prediktionen av förekomst var större än vad som motsvarades av data.

Hårsärv, *Zannichellia palustris*

Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av hårsärv samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. Artens utbredning förklarades framförallt av djup, vågexponering och andel mjukbotten, med siktdjup som sjätte variabel. Förekomsten predikteras också främst till grunda områden med relativt hög andel mjukbotten. Utvärderingen av modellen var mycket god för alla täckningsgradsklasser och prediktionen hade relativt god träffsäkerhet. Dock var prediktionens träffsäkerhet gällande förekomst något sämre djupare än 6 m än den var i grundare områden.

Ålgräs, *Zostera marina*

Utbredningen av ålgräs förklarades främst av vågexponering, salthalt och djup med siktdjup som fjärde viktigaste variabel. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 25 %. Utvärderingen av modellen var mycket god för alla täckningsgradsklasser och prediktionen hade god träffsäkerhet. Förekomsten predikterades framförallt till djup grundare än 10 m vid intermediär vågexponering. För ålgräs föreligger inte heller någon märkbar skillnad i utvärdering mellan områden djupare respektive grundare än 6 m.

Höga undervattenskärlväxtängar

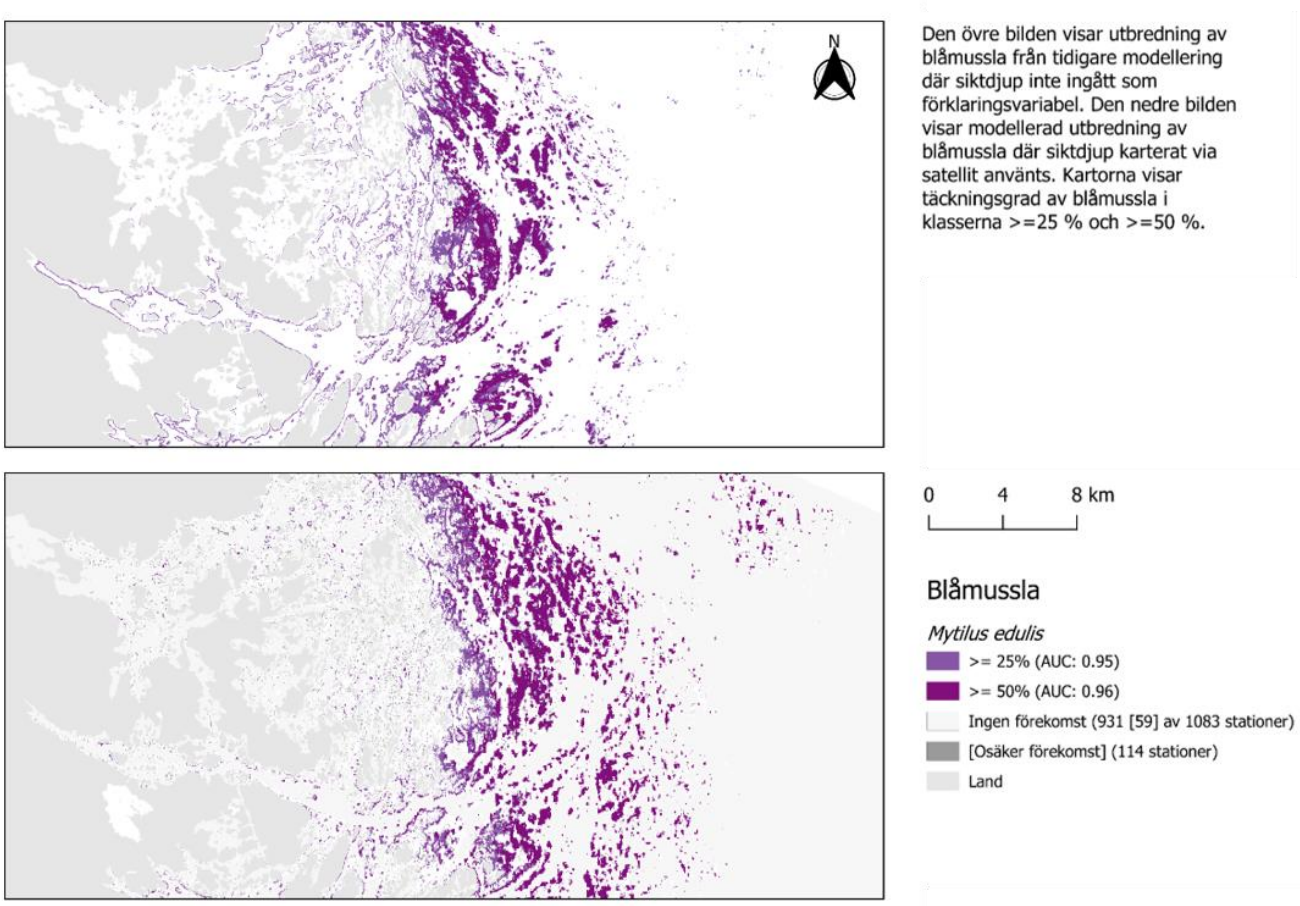
Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av höga undervattenskärlväxtängar (Tabell 3) samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. Biotopens utbredning förklarades framförallt av djup, vågexponering och kurvatur och återfinns på djup ner till ca 6 m. Förutsättning för förekomst fanns i skyddade till intermediärt exponerade miljöer, men högre täckningsgrader återfanns framförallt vid lägre vågexponering. Siktdjupet bidrog endast marginellt till modellen, vars utvärdering var mycket god. Även träffsäkerheten var hög.

Tabell 3. Arter som ingår i gruppen "höga kärlväxter"

Ceratophyllum demersum
Elodea canadensis
Myriophyllum alterniflorum
Myriophyllum sibiricum
Myriophyllum spicatum
Myriophyllum sp.
Najas marina
Potamogeton crispus
Potamogeton pectinatus
Potamogeton perfoliatus
Ranunculus circinatus
Ranunculus peltatus
Ruppia maritima
Ruppia sp.
Stuckenia pectinata
Zannichellia major
Zannichellia palustris var. *major*
Zannichellia palustris
Zannichellia sp.
Zostera marina

Blåmusslor

Utbredningen av blåmusslor (*Mytilus edulis*) påverkades mest av andel mjukbotten, djup och lutning, med siktdjup som femte variabel. Kartan i bilaga 1 visar förutsättning för förekomst av blåmusslor, samt förutsättning för täckningsgrader upp till minst 50 %. De största förekomsterna predikterades i ytterskärgården. Utvärderingen av modellen var mycket god för alla täckningsgradsklasser och prediktionen hade god träffsäkerhet. I Figur 7visas jämförelse med tidigare modellering, i täckningsgrader >=25 % och >=50 %. I denna studie predikterades något lägre förutsättning för täckningsgrader >=25 % i mellan- och innerskärgård jämfört med tidigare modellering, men den generella bilden är ungefär densamma. Då siktdjupet bara marginellt bidrog till modellen är detta helt enligt förväntningarna (Figur 7).



Figur 7. Jämförelse mellan modellering av blåmusslor med och utan siktdjup

NATURVÄRDESKARTERING

Naturvärdesbedömning och -kartering kan göras på många olika sätt beroende på ändamål. För jämförelser mellan olika områden och harmonisering inom naturvårdsarbetet är det dock fördelaktigt om en standardiserad metod används. Naturvärdeskarteringen i detta uppdrag har baserats på den grundläggande naturvärdesbedömningen i Mosaic (Hogfors m. fl 2020).

Grundläggande naturvärdesbedömning

I den grundläggande naturvärdesbedömningen värderas fördefinierade biotiska ekosystemkomponenter (populationer, arter, organismgrupper, livsmiljöer/habitat eller biotoper) genom ett poängsystem.

Ekosystemkomponenterna ges poäng (0, 1, 2, 4 eller 8) om de representerar olika ekologiska/biologiska värden och ekosystemtjänster efter ett antal kriterier Kriterierna delas upp i två grupper:

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

Poängen i steg 1 summeras för respektive ekosystemkomponent. De olika artprediktionerna som utgör underlag för naturvärdeskarteringen tilldelas poäng för motsvarande ekosystemkomponent, och läggs sedan samman (Tabell 4). I denna rapport presenteras bentiska naturvärden, vila utgör en kategori enligt Mosaic, och därför används maxvärdet i varje cell. Fördelen med detta angreppssätt är att olika kategorier som överlappar varandra (till exempel enskilda arter av kärlväxter jämfört med gruppen höga kärlväxter) inte dubbelräknas eftersom det är det högsta värdet i varje cell i den sammanlagda kartan som räknas. Om ytterligare kategorier (till exempel fisk eller fågel) läggs till naturvärdeskartan summeras värdena för respektive kategori.

Utförlig beskrivning av poängsättningen finns i Hogfors m. fl. (2020) samt i de tillhörande ekosystemkomponentlistorna.

Tabell 4. Grundläggande naturvärdesbedömning för de ekosystemkomponenter som inkluderats i karteringen

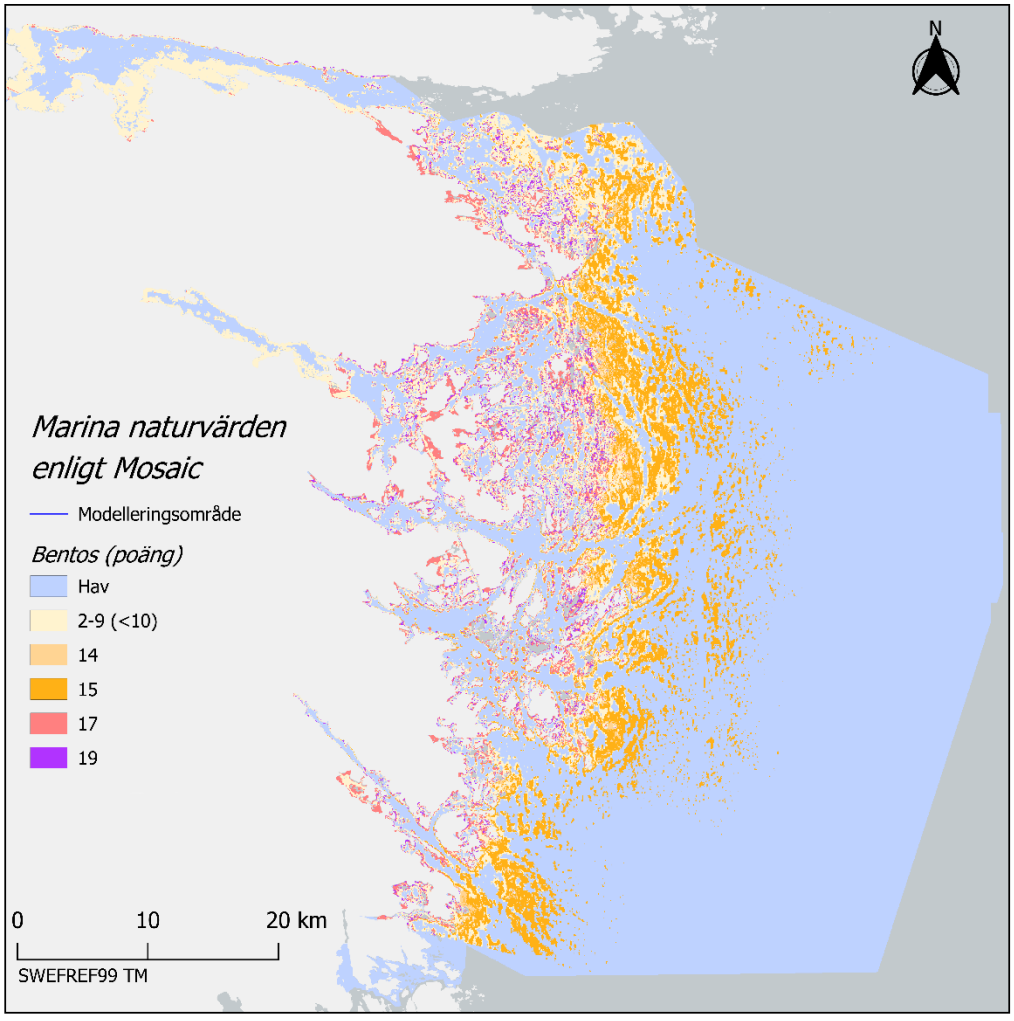
Ekosystemkomponent	NATURVÄRDESPOÄNG Fas 2 - regional bedömning Fas 1 - bedömning per havsområde: *Eg. Östersjön* Fas 1a - ekologiska/biologiska				Fas 1b - direkta			Kriterium för lokal betydelse	Totalpoäng utan hotstatus
	Biologisk mångfald	Livshistoriskt viktigt	Ekologisk funktion	Hotstatus	Försörjande EST	Kulturella EST	Reglerande EST		
Höga undervattenskärlväxtängar (>10cm) 25-100% TG	8	4	4	0	0	0	1		17
Höga undervattenskärlväxtängar (>10cm) 10-24% TG	4	2	2	0	0	0	1		9
Höga undervattenskärlväxter (>10cm) EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Ceratophyllum demersum EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Myriophyllum spp. 25-100% TG	8	4	4	0	0	0	1		17
Myriophyllum spp. 10-24% TG	4	2	2	0	0	0	1		9
Myriophyllum spp. EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Potamogeton perfoliatus 10-24% TG	4	2	2	0	0	0	1		9
Potamogeton perfoliatus EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Ruppia spp. 25-100% TG	8	4	4	0	0	0	1		17
Ruppia spp. 10-24% TG	4	2	2	0	0	0	1		9
Ruppia spp. EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Stuckenia pectinata 25-100% TG	8	4	4	0	0	0	1		17
Stuckenia pectinata 10-24% TG	4	2	2	0	0	0	1		9
Stuckenia pectinata EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Zannichellia palustris 25-100% TG	8	4	4	0	0	0	1		17
Zannichellia palustris 10-24% TG	4	2	2	0	0	0	1		9
Zannichellia palustris EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Zostera marina 25-100% TG	8	4	4	4	0	0	1		17
Zostera marina 10-24% TG	4	2	2	4	0	0	1		9
Zostera marina EF-9% TG	1	0	1	4	0	0	0		2
Chara spp. 10-24% TG	4	2	2	2	0	0	1		9
Chara spp. EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Stora fleråriga brunalger 25-100% TG	8	2	8	0	0	0	0		18
Stora fleråriga brunalger 10-24% TG	4	2	4	0	0	0	0		10
Stora fleråriga brunalger EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Fucus vesiculosus 25-100% TG	8	2	8	0	0	1	0		19
Fucus vesiculosus 10-24% TG	4	2	4	0	0	1	0		11
Fucus vesiculosus EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Stora ettåriga brunalger 25-100% TG	2	2	4	0	0	0	0		8
Stora ettåriga brunalger 10-24% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Stora ettåriga brunalger EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Chorda filum 10-24% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Chorda filum EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Stora fleråriga rödalger 25-100% TG	4	2	8	0	0	0	0		14
Stora fleråriga rödalger 10-24% TG	2	2	2	0	0	0	0		6
Stora fleråriga rödalger EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Furcellaria lumbricalis 25-100% TG	4	2	8	0	0	0	0		14
Furcellaria lumbricalis 10-24% TG	2	2	2	0	0	0	0		6
Furcellaria lumbricalis EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Bladformiga alger 25-100% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Bladformiga alger 10-24 %TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Bladformiga alger EF-9%TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Coccotylus truncatus 25-100% TG	2	0	4	0	0	0	0		6
Coccotylus truncatus 10-24% TG	1	0	2	0	0	0	0		3
Coccotylus truncatus EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Ulva spp. 25-100% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Ulva spp. 10-24% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Ulva spp. EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Fintrådiga alger 25-100% TG	2	0	2	0	0	0	0		4
Fintrådiga alger 10-24% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Fintrådiga alger EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Battersia arctica 10-24% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Battersia arctica EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Ceramium spp. 25-100% TG	4	0	2	0	0	0	0		6
Ceramium spp. 10-24% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Ceramium spp. EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Cladophora spp. 25-100% TG	4	0	2	0	0	0	0		6
Cladophora spp. 10-24% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Cladophora spp. EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Dictyosiphon/Stictyosiphon 10-24% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Dictyosiphon/Stictyosiphon EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Ectocarpus/Pylaiella 25-100% TG	2	0	2	0	0	0	0		4
Ectocarpus/Pylaiella 10-24% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Ectocarpus/Pylaiella EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Polysiphonia spp. 25-100% TG	4	0	2	0	0	0	0		6
Polysiphonia spp. 10-24% TG	2	0	1	0	0	0	0		3
Polysiphonia spp. EF-9% TG	1	0	1	0	0	0	0		2
Mytilus edulis >10-24% TG (biogent rev undertyp till nat	4	0	2	0	0	1	1		8
Mytilus edulis 25-100% TG, grundare än 30 m (biogent re	4	2	4	0	0	1	4		15

Kartering

En gemensam naturvärdeskarta för alla bentiska ekosystemkomponenter togs fram baserat på de kartunderlag som tagits fram inom uppdraget. Kartorna klassades om till respektive ekosystemkomponents totalpoäng i den grundläggande naturvärdes-bedömningen (Tabell 4). Dessa sammanställdes sedan till en karta genom att det högsta värdet av ekosystemkomponenterna för varje cell valdes (Figur 8).

De högsta naturvärdena sammanfaller med områden som har särskilt goda förutsättningar för höga täckningsgrader av habitatbildande arter

Områden djupare än 30 m samt områden utan fastsittande fauna eller vegetation saknar poäng för den grundläggande naturvärdesbedömningen, då underlag för sedimentlevande djur inte inkluderats i bedömningen.



Figur 8. Naturvärden enligt Mosaic

DISKUSSION

Djupkartan som använts i modelleringen är baserad på två djupmodeller med olika upplösning. I grundområden, 0–6 m, har den djupkarta använts som togs fram i samband med den tidigare modelleringen (Carlström m. fl 2010). Den har en cellstorlek på 25*25 m. Eftersom djupare områden inte finns öppet tillgängliga i samma upplösning har denna kombinerats med djupraster från EmodNet med en ursprunglig cellstorlek på 120 m. För de djupare områdena har därför djupinformation från det biologiska datasetet använts i modelleringen, så att responsen (de olika arternas utbredningsmönster) inte skall drabbas av den sämre upplösningen. Dock är prediktionerna gjorda på det sammanslagna rastret, med en del artefakter som följd, framförallt kommer arter som förekommer djupare än 6 m att ha en större osäkerhet i den slutgiltiga kartan.

De tidigare modelleringarna levererades som sannolikhet för förekomst i kontinuerlig skala, med sannolikhet för olika täckningsgrader som separata kartor. I enlighet med den utveckling som skett inom fältet har vi i senare studier klassat om sannolikheterna till förekomst/ickeförekomst med hjälp av ett brytvärde som tas fram i modelleringsprocessen. Eftersom motsvarande brytvärde saknas för de ursprungliga modellerna är det svårt att jämföra resultaten rakt av. I de jämförelser som presenteras i denna rapport har vi manuellt uppskattat brytvärdet för att möjligaste mån visualisera skillnaden i utbredning till följd av att siktdjup inkluderats i modellen. Dock är detta inte någon exakt vetenskap, och jämförelserna är därför att betrakta som relativa, de går inte att betrakta som absoluta värden.

REFERENSER

Araújo, M. B., and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. Trends in ecology & evolution 22:42–47.

Carlström, J., K. Florén, M. Isaeus, A. Nikolopoulos, I. Carlén, O. Hallberg, L. Gezelius, E. Siljeholm, J. Edlund, S. Notini, J. Hammersland, C. Lindblad, P. Wiberg, and E. Årnfelt. 2010. Modellering av Östergötlands marina habitat och naturvärden. Länsstyrelsen i Östergötland.

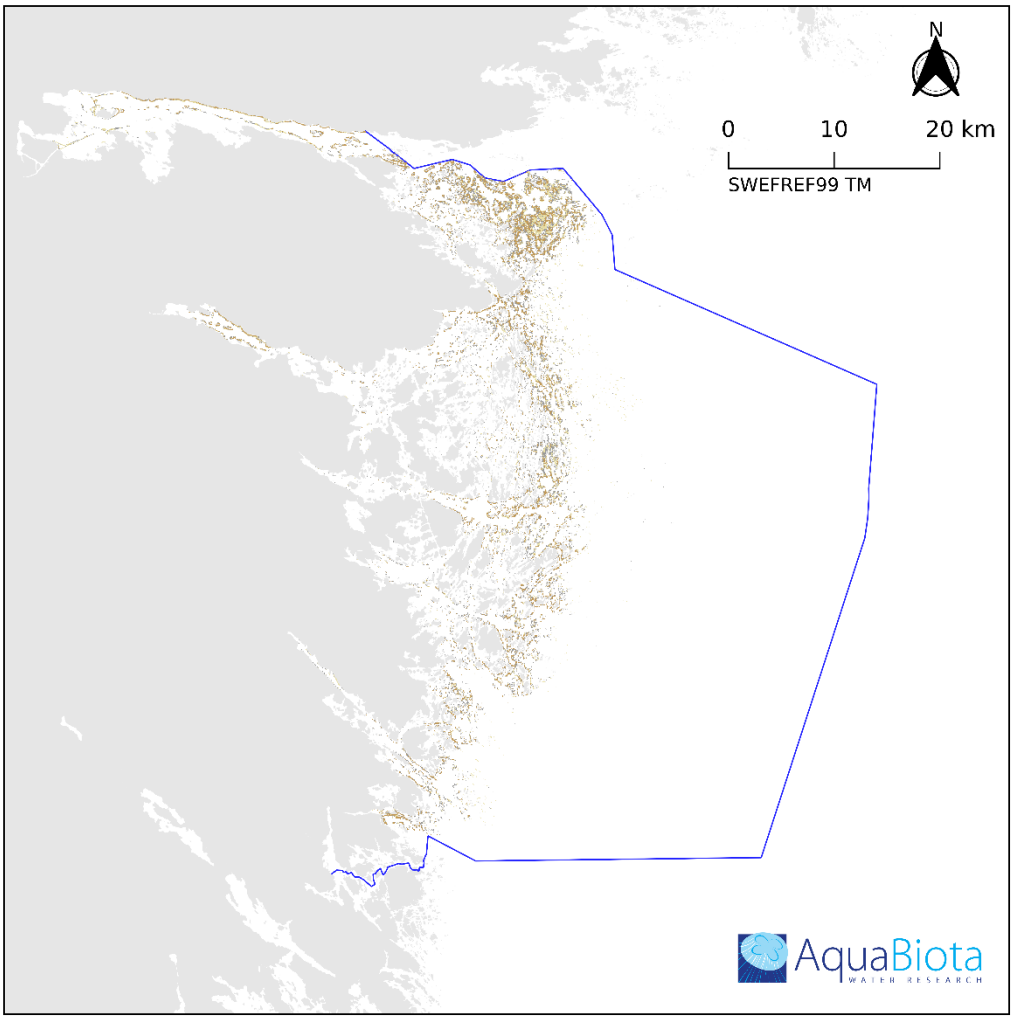
Florén, K., P. Philipson, N. Strömbeck, A. Nyström Sandman, M. Isaeus, and N. Wijkmark. 2012. Satellite-Derived Secchi Depth for Improvement of Habitat Modelling in Coastal Areas. AquaBiota Report 2.

Hammar, L., J. Schmidtbauer Crona, G. Kågesten, D. Hume, J. Pålsson, M. Aarsrud, D. Mattson, F. Åberg, M. Hallberg, and T. Johansson. 2018. SymphonyIntegrerat planeringsstöd för statlighavsplaneringutifrån en ekosystemansats. Havs-och vattenmyndighetens rapport, Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.

Hogfors, H., F. G. Fyhr, and A. Nyström Sandman. 2020. Mosaic–verktyg för ekosystembaserad rumslig förvaltning av marina naturvärden: Version 1. Havs- och vattenmyndigheten.

Thuiller, W., B. Lafourcade, R. Engler, and M. B. Araújo. 2009. BIOMOD–a platform for ensemble forecasting of species distributions. Ecography 32:369–373.

BILAGA 1



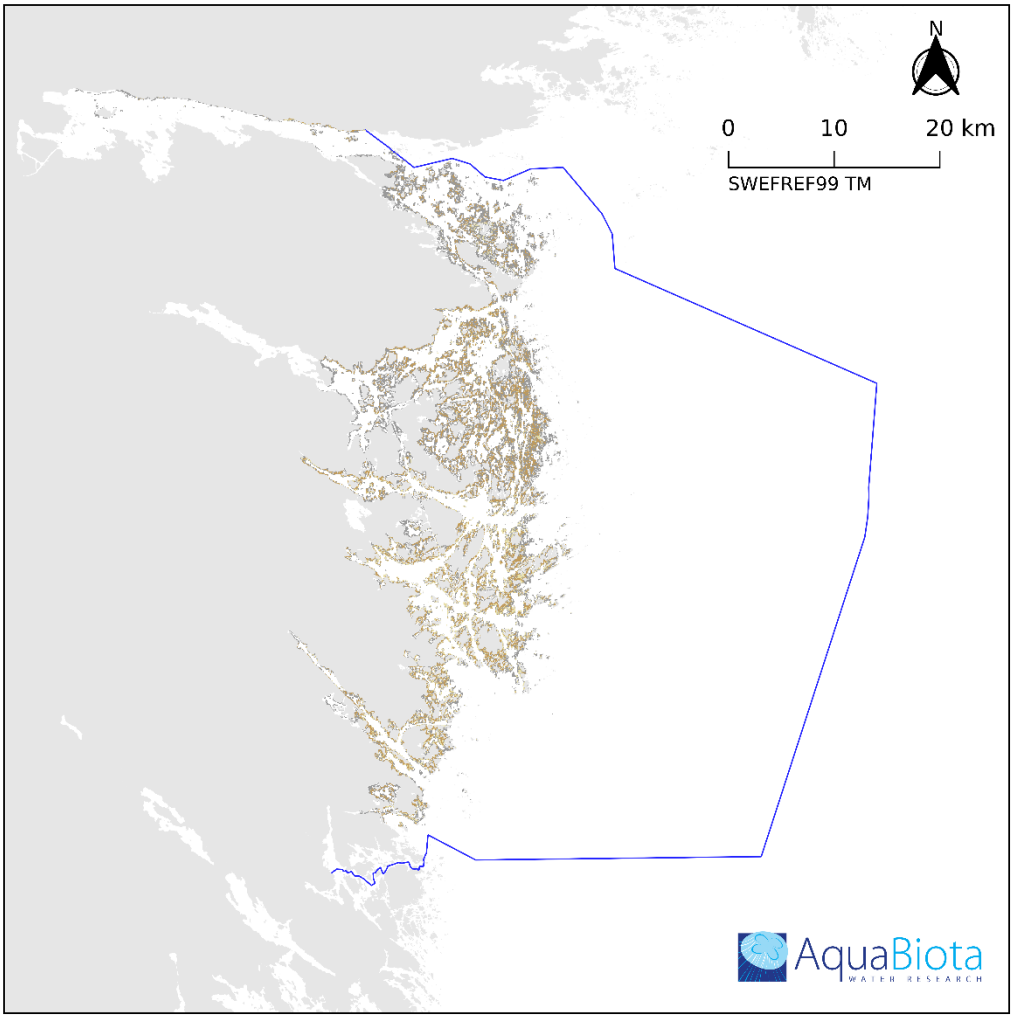
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Ishavstofs

- Land
- Modelleringsområde

Battersia sp.

- >= 1% (222 [22] av 351 stationer, AUC: 0.97)
- >= 10% (AUC: 0.91)
- Ingen förekomst (1867 [95] av 2097 stationer)
- [Osäker förekomst] (117 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Sudare

Land

Modelleringsområde

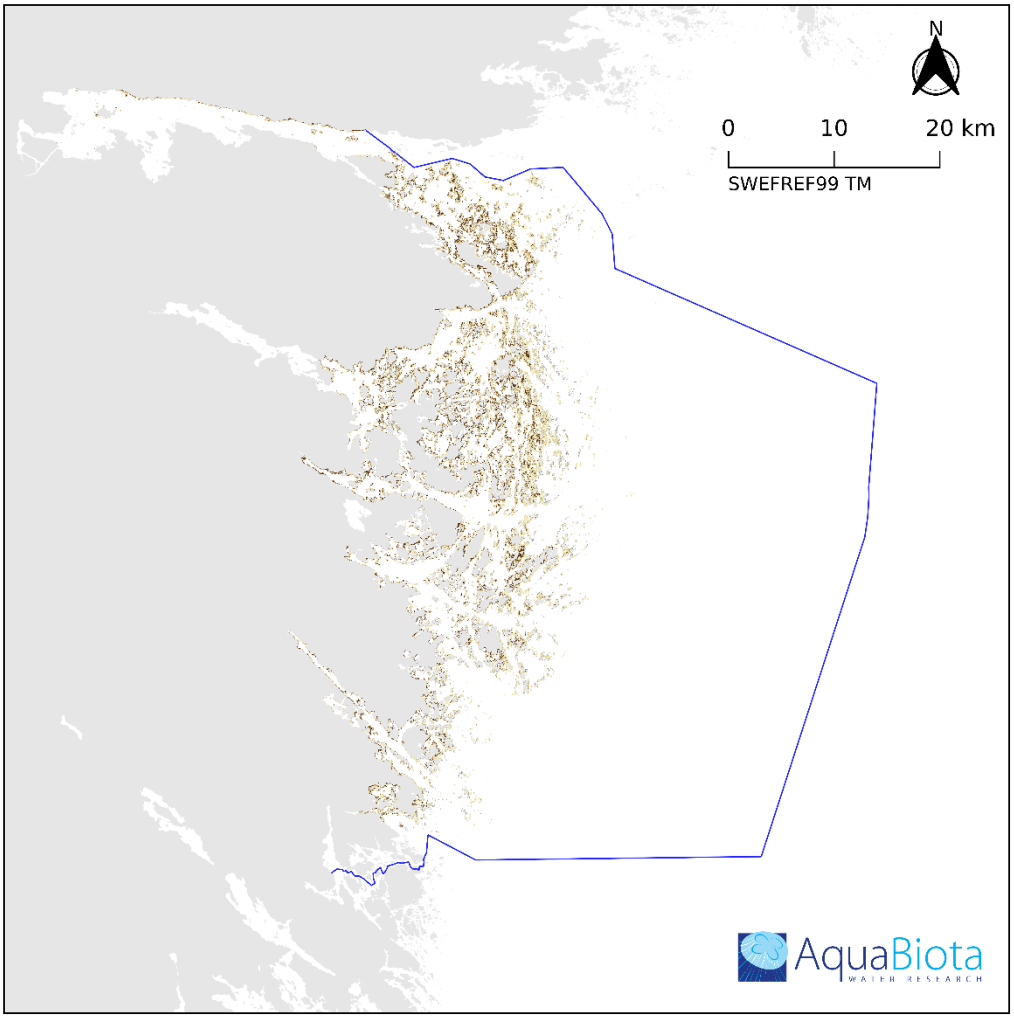
Chorda filum

>= 1% (225 [141] av 431 stationer, AUC: 0.86)

>= 10% (AUC: 0.89)

Ingen förekomst (1281 [455] av 2017 stationer)

[Osäker förekomst] (596 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Blåstång

Land

Modelleringsområde

Fucus vesiculosus

>= 1% (489 [29] av 626 stationer, AUC: 0.95)

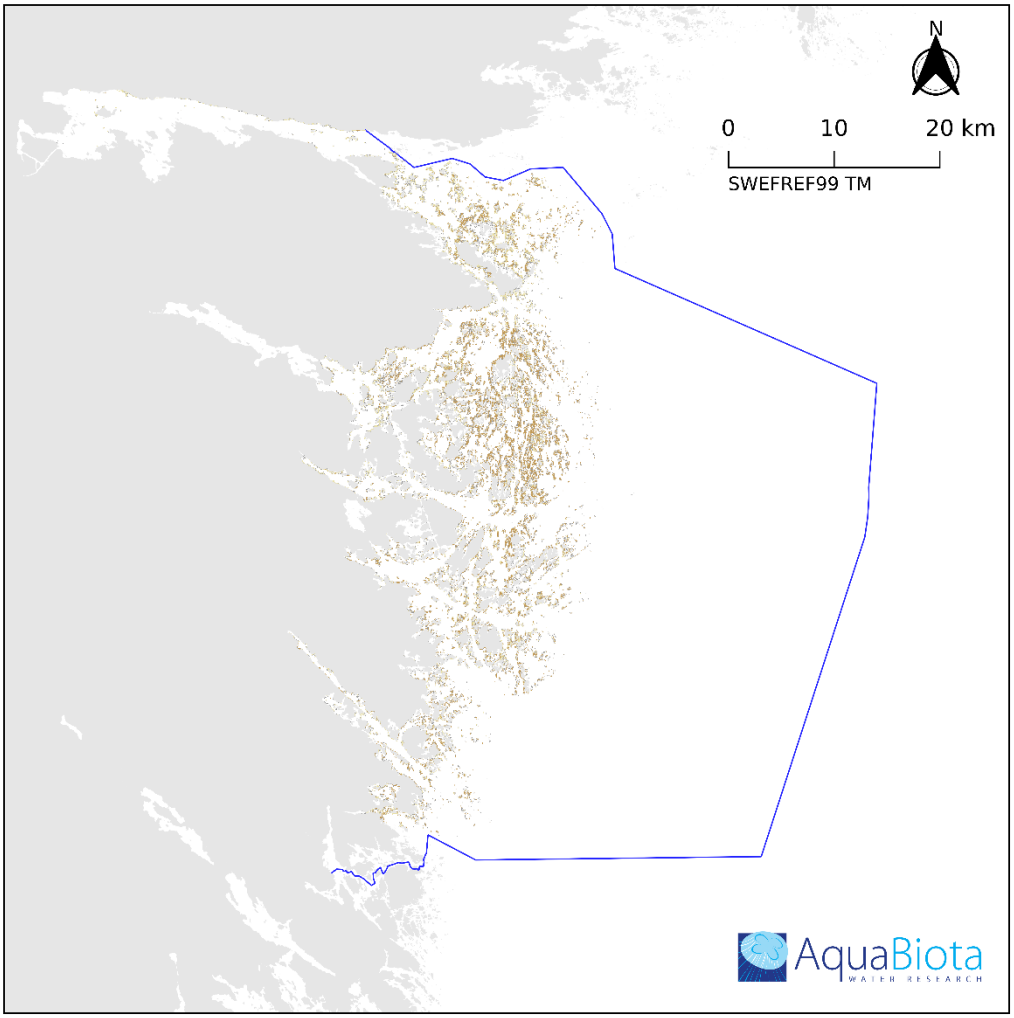
>= 10% (AUC: 0.96)

>= 25% (AUC: 0.95)

>= 50% (AUC: 0.89)

Ingen förekomst (1349 [151] av 1822 stationer)

[Osäker förekomst] (180 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Skäggalger

Land

Modelleringsområde

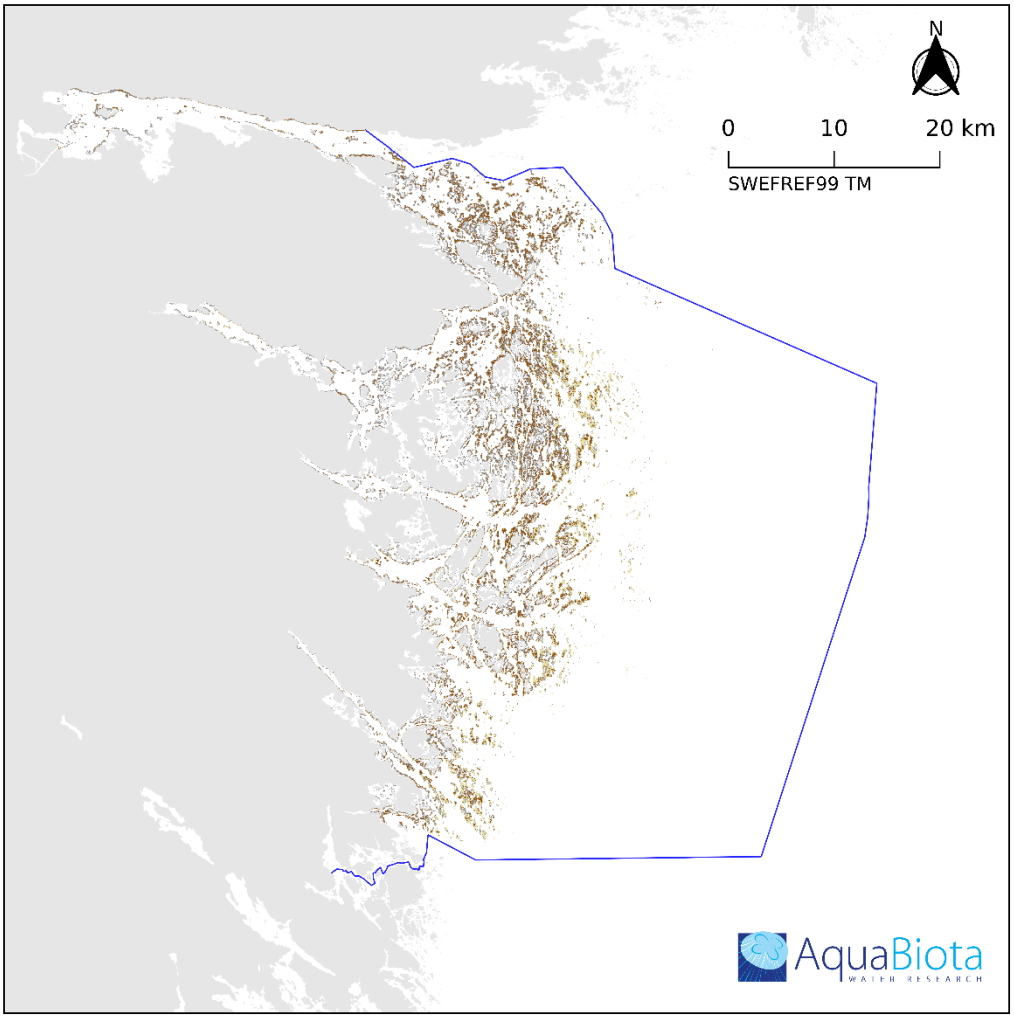
Dictyosiphon sp.

>= 1% (92 [16] av 159 stationer, AUC: 0.91)

>= 10% (AUC: 0.89)

Ingen förekomst (1700 [193] av 2289 stationer)

[Osäker förekomst] (209 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Molnslick/trådslick

Land

Modelleringsområde

Ectocarpus/Pylaiella

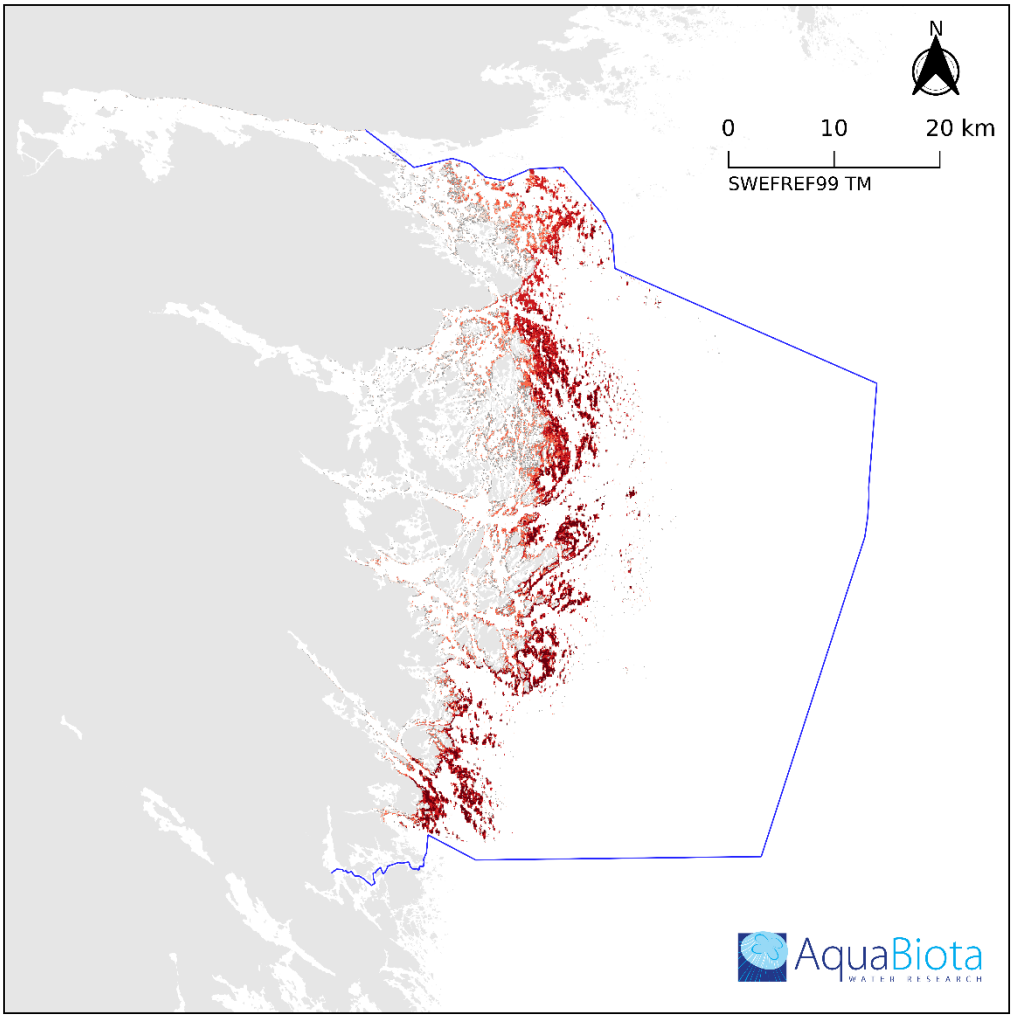
>= 1% (294 [99] av 471 stationer, AUC: 0.87)

>= 10% (AUC: 0.87)

>= 25% (AUC: 0.86)

Ingen förekomst (1259 [324] av 1977 stationer)

[Osäker förekomst] (423 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Släken

Land

Modelleringsområde

Ceramium sp.

>= 1% (424 [59] av 562 stationer, AUC: 0.91)

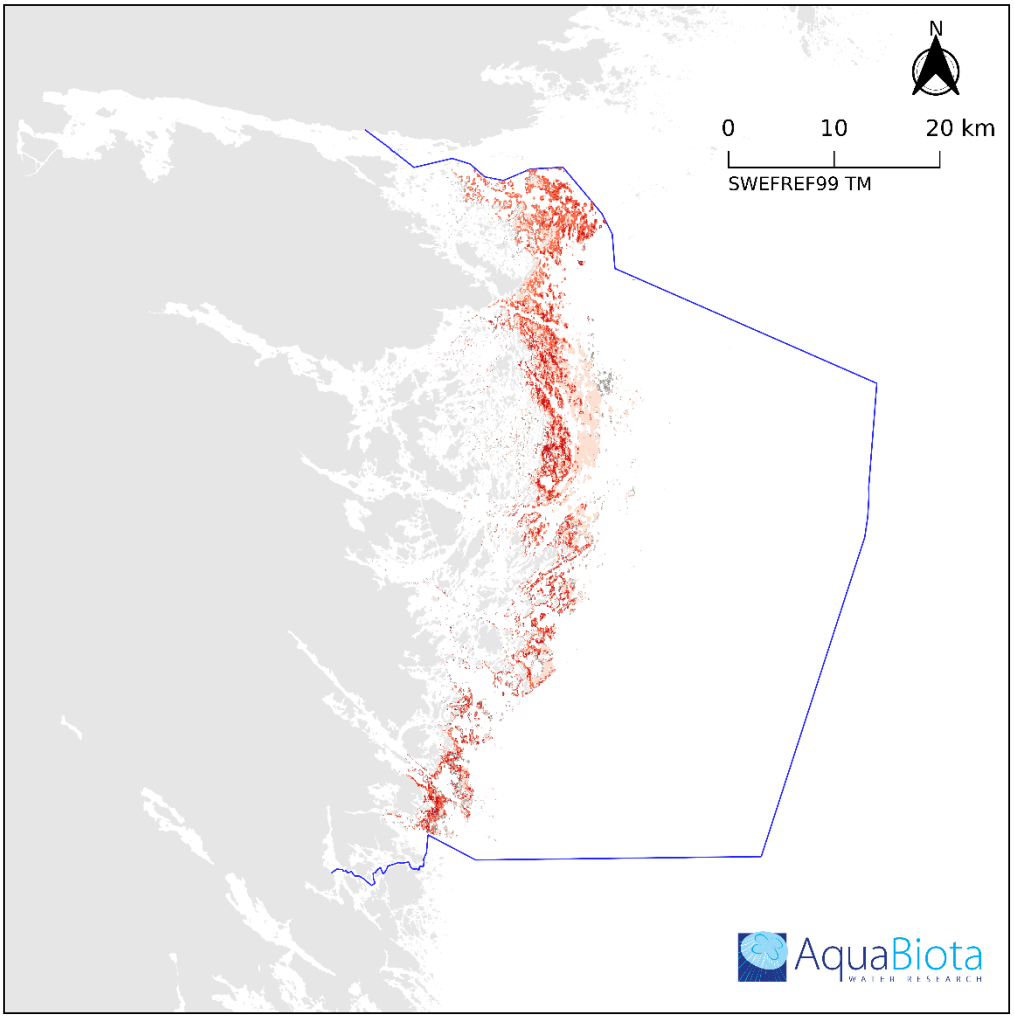
>= 10% (AUC: 0.94)

>= 25% (AUC: 0.96)

>= 50% (AUC: 0.97)

Ingen förekomst (1386 [134] av 1886 stationer)

[Osäker förekomst] (193 stationer)



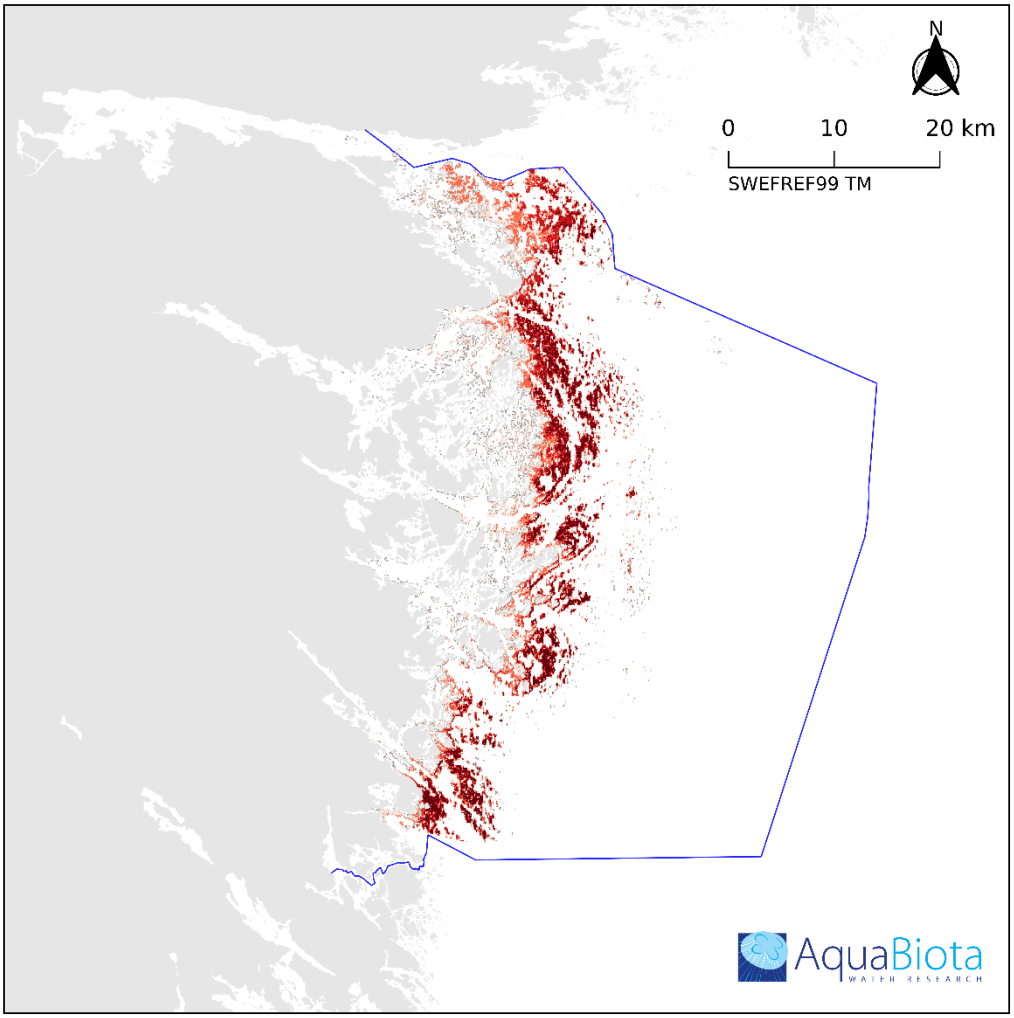
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Kilrödblad

- Land
- Modelleringsområde

Coccotylus truncatus

- >= 1% (363 [10] av 493 stationer, AUC: 0.98)
- >= 10% (AUC: 0.98)
- >= 25% (AUC: 0.93)
- Ingen förekomst (1803 [55] av 1955 stationer)
- [Osäker förekomst] (65 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Kräkel

Land

Modelleringsområde

Furcellaria lumbricalis

>= 1% (490 [38] av 614 stationer, AUC: 0.93)

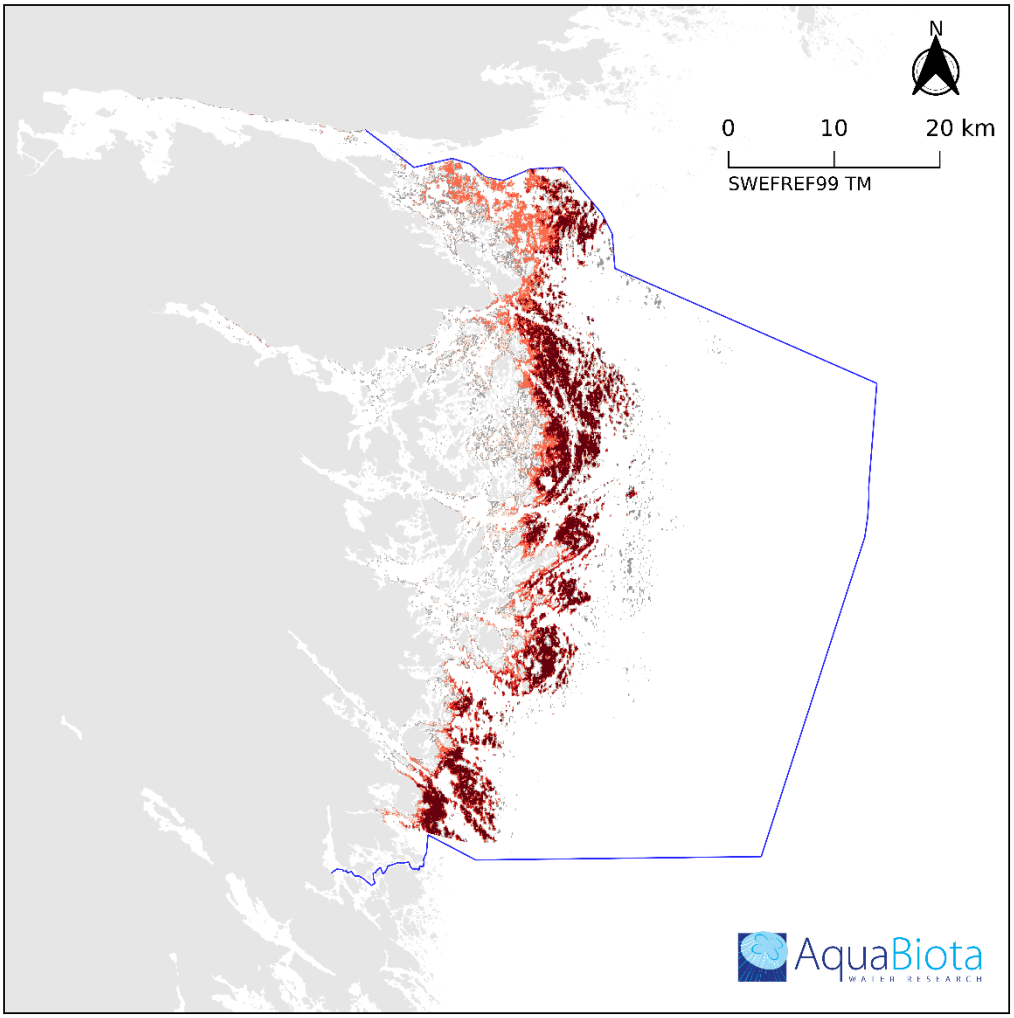
>= 10% (AUC: 0.95)

>= 25% (AUC: 0.97)

>= 50% (AUC: 0.97)

Ingen förekomst (1496 [99] av 1834 stationer)

[Osäker förekomst] (137 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Rödslickar

Land

Modelleringsområde

Polysiphonia sp.

>= 1% (503 [61] av 655 stationer, AUC: 0.91)

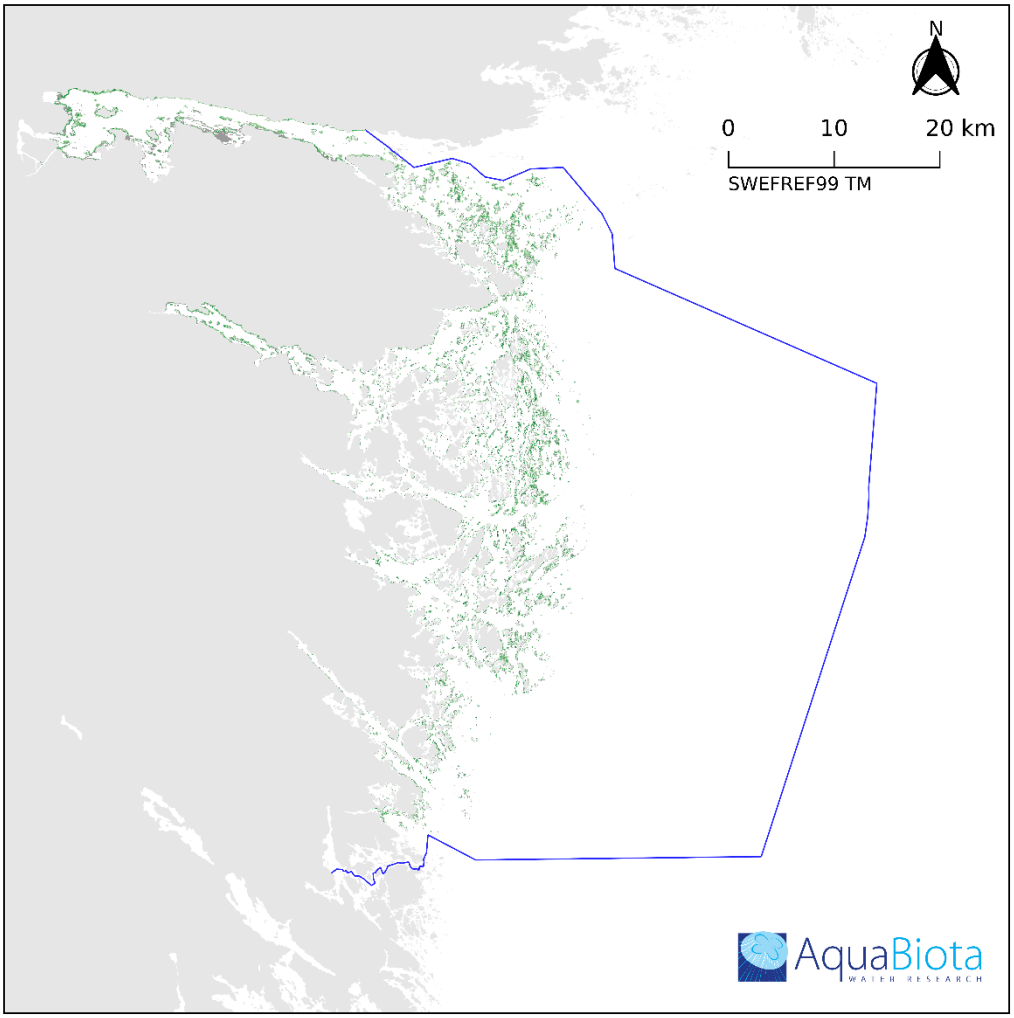
>= 10% (AUC: 0.91)

>= 25% (AUC: 0.93)

>= 50% (AUC: 0.94)

Ingen förekomst (1404 [116] av 1793 stationer)

[Osäker förekomst] (177 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Havssallater

Land

Modelleringsområde

Ulva sp.

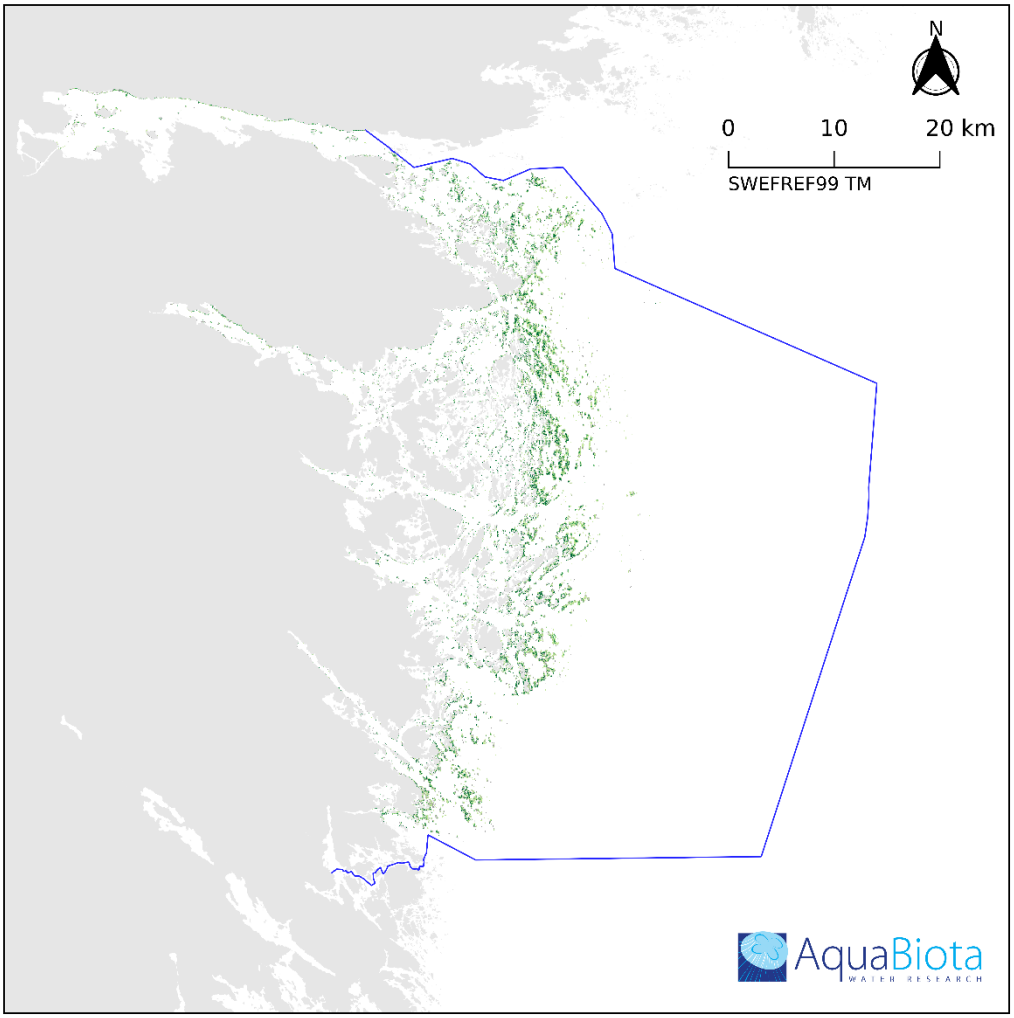
>= 1% (126 [25] av 198 stationer, AUC: 0.92)

>= 10% (AUC: 0.96)

>= 25% (AUC: 0.99)

Ingen förekomst (1782 [110] av 2250 stationer)

[Osäker förekomst] (135 stationer)



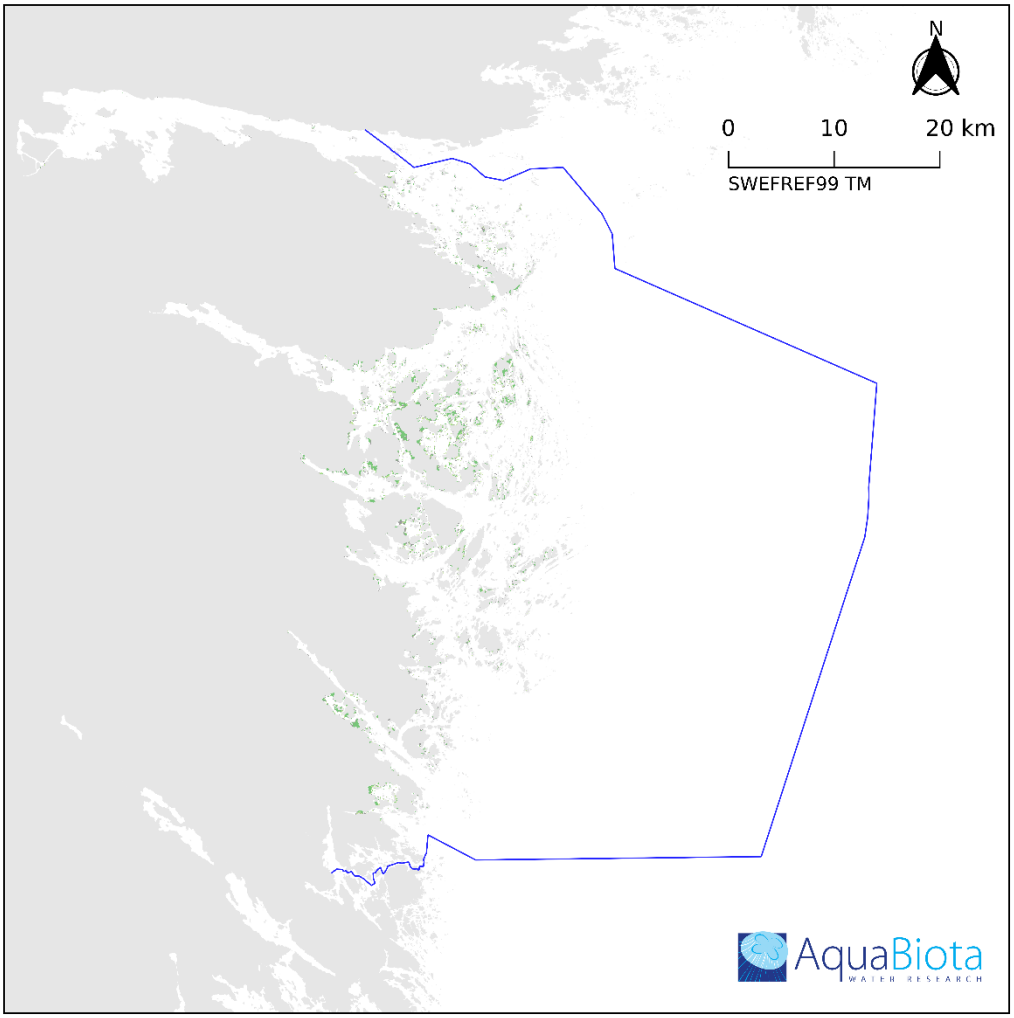
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Grönslickar

- Land
- Modelleringsområde

Cladophora sp.

- >= 1% (206 [26] av 332 stationer, AUC: 0.97)
- >= 10% (AUC: 0.98)
- >= 25% (AUC: 0.97)
- >= 50% (AUC: 0.97)
- Ingen förekomst (1742 [71] av 2116 stationer)
- [Osäker förekomst] (97 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Kransalger

Land

Modelleringsområde

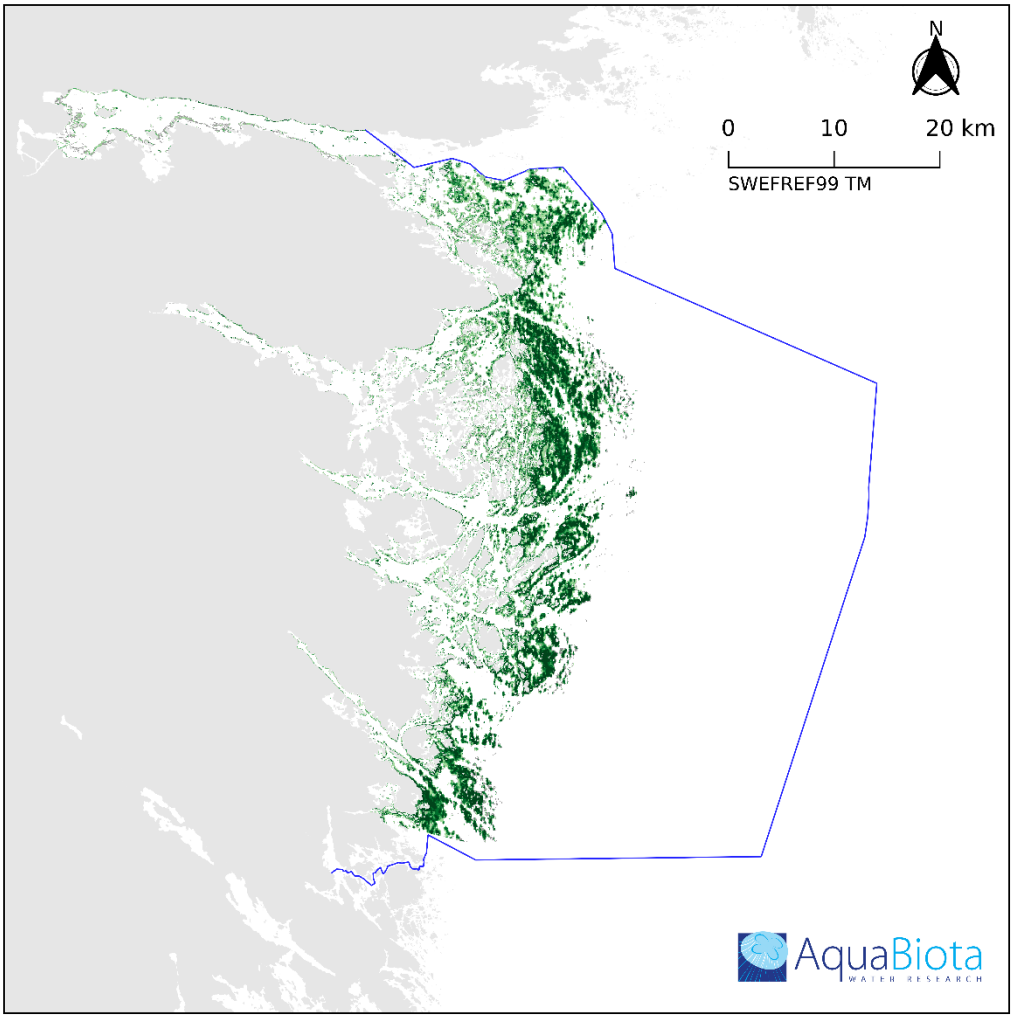
Chara sp.

>= 1% (96 [3] av 133 stationer, AUC: 0.98)

>= 10% (AUC: 0.98)

Ingen förekomst (2120 [49] av 2315 stationer)

[Osäker förekomst] (52 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Fintradiga alger

Land

Modelleringsområde

Fintradiga alger

>= 1% (984 [57] av 1156 stationer, AUC: 0.96)

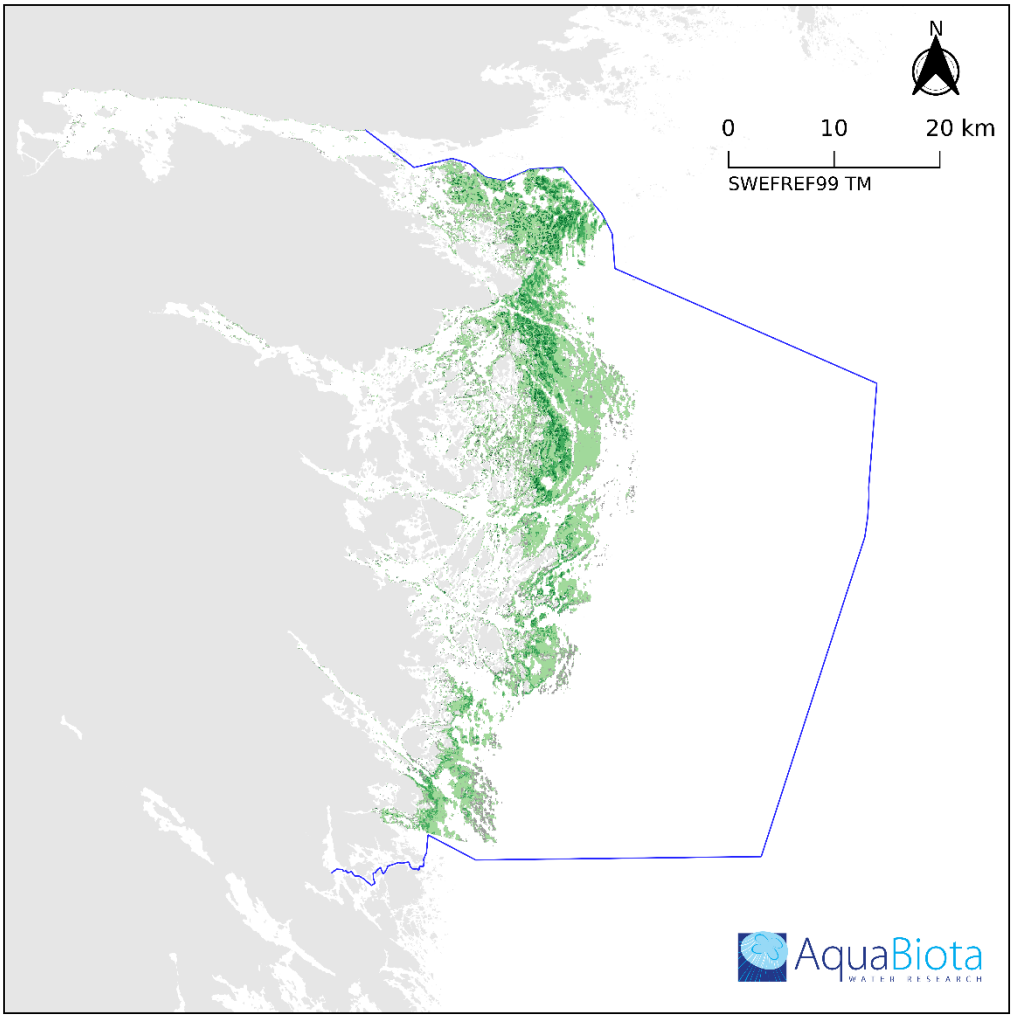
>= 10% (AUC: 0.96)

>= 25% (AUC: 0.95)

>= 50% (AUC: 0.94)

Ingen förekomst (1083 [58] av 1292 stationer)

[Osäker förekomst] (115 stationer)



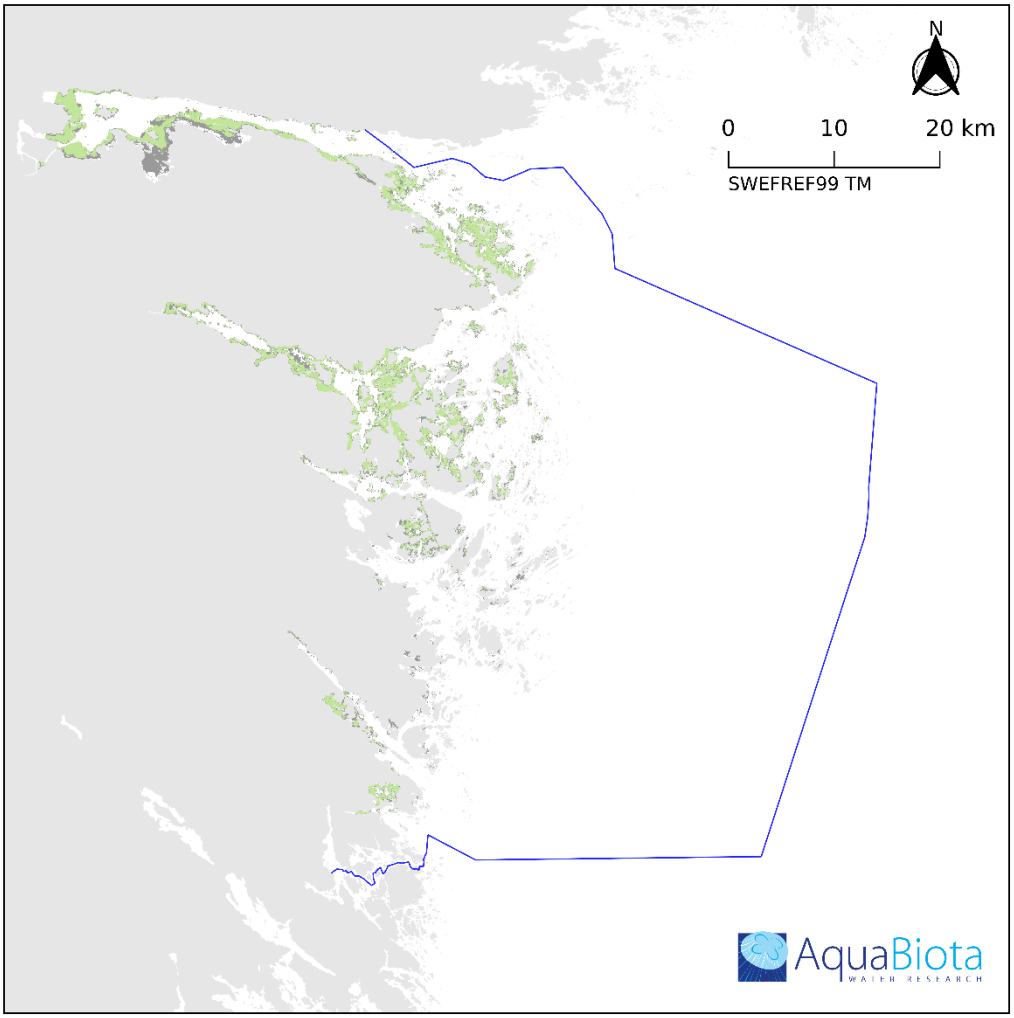
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Bladformiga alger

- Land
- Modelleringsområde

Bladformiga alger

- >= 1% (794 [64] av 963 stationer, AUC: 0.95)
- >= 10% (AUC: 0.96)
- >= 25% (AUC: 0.83)
- >= 50% (AUC: 0.93)
- Ingen förekomst (1227 [135] av 1485 stationer)
- [Osäker förekomst] (199 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Hornsärv

Land

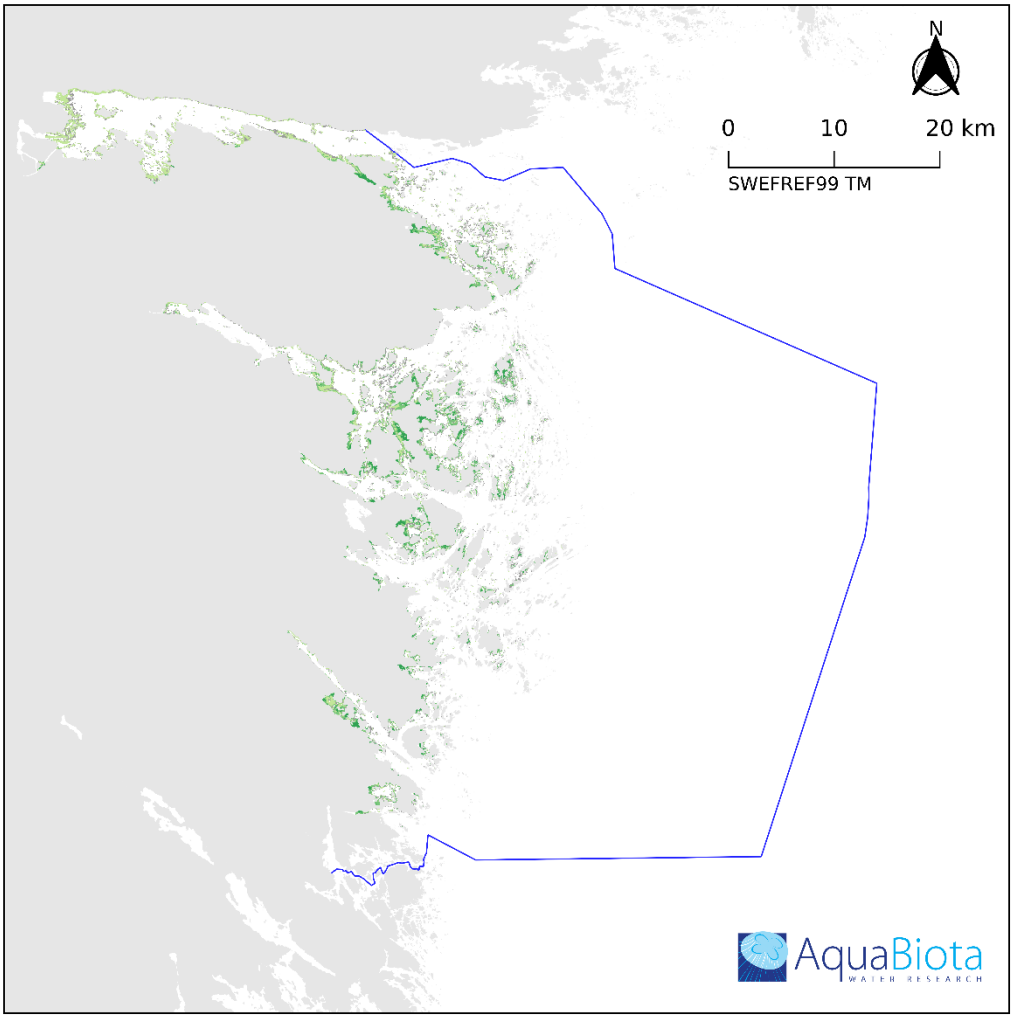
Modelleringsområde

Ceratophyllum demersum

Goda förutsättningar (98 [26] av 159, AUC: 0.90)

Ingen förekomst (1793 [245] av 2289 stationer)

[Osäker förekomst] (271 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Slingor

Land

Modelleringsområde

Myriophyllum sp.

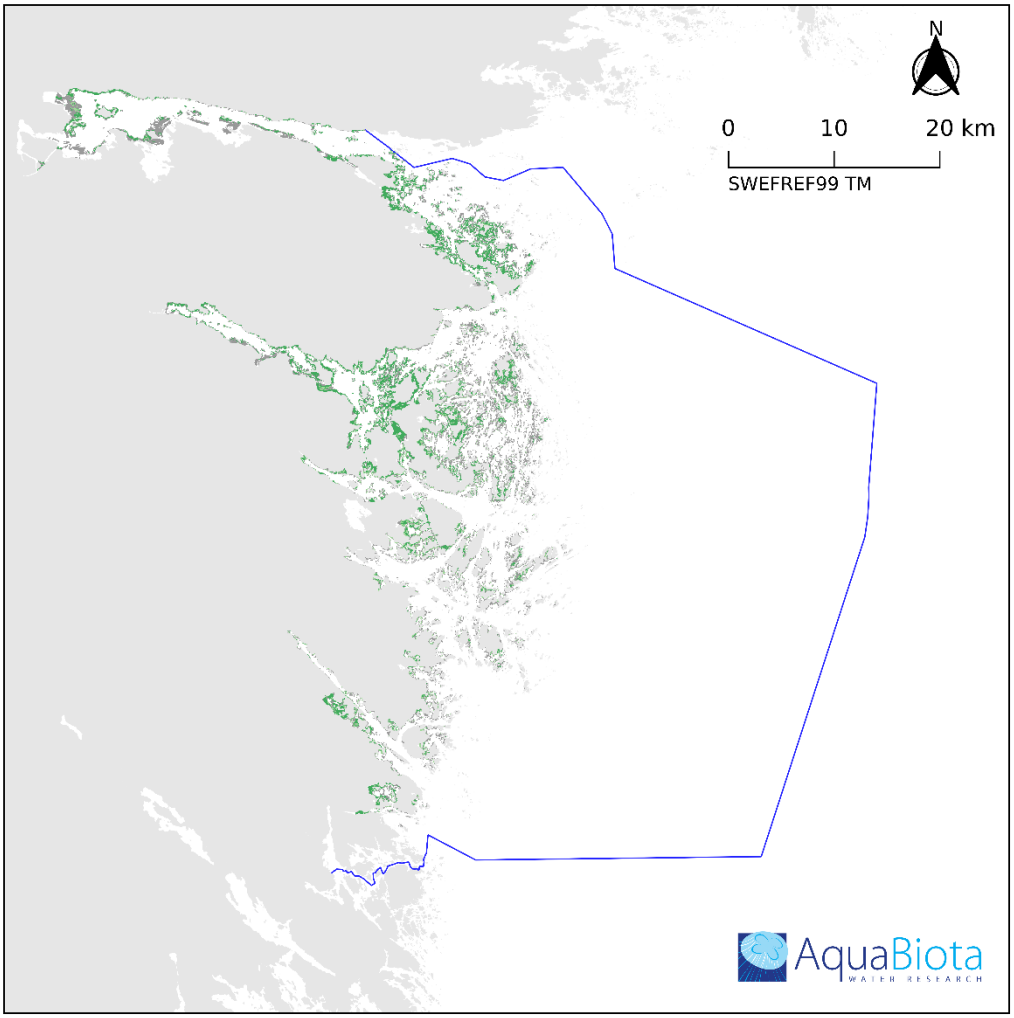
>= 1% (360 [24] av 474 stationer, AUC: 0.95)

>= 10% (AUC: 0.91)

>= 25% (AUC: 0.97)

Ingen förekomst (1663 [166] av 1974 stationer)

[Osäker förekomst] (190 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Ålnate

Land

Modelleringsområde

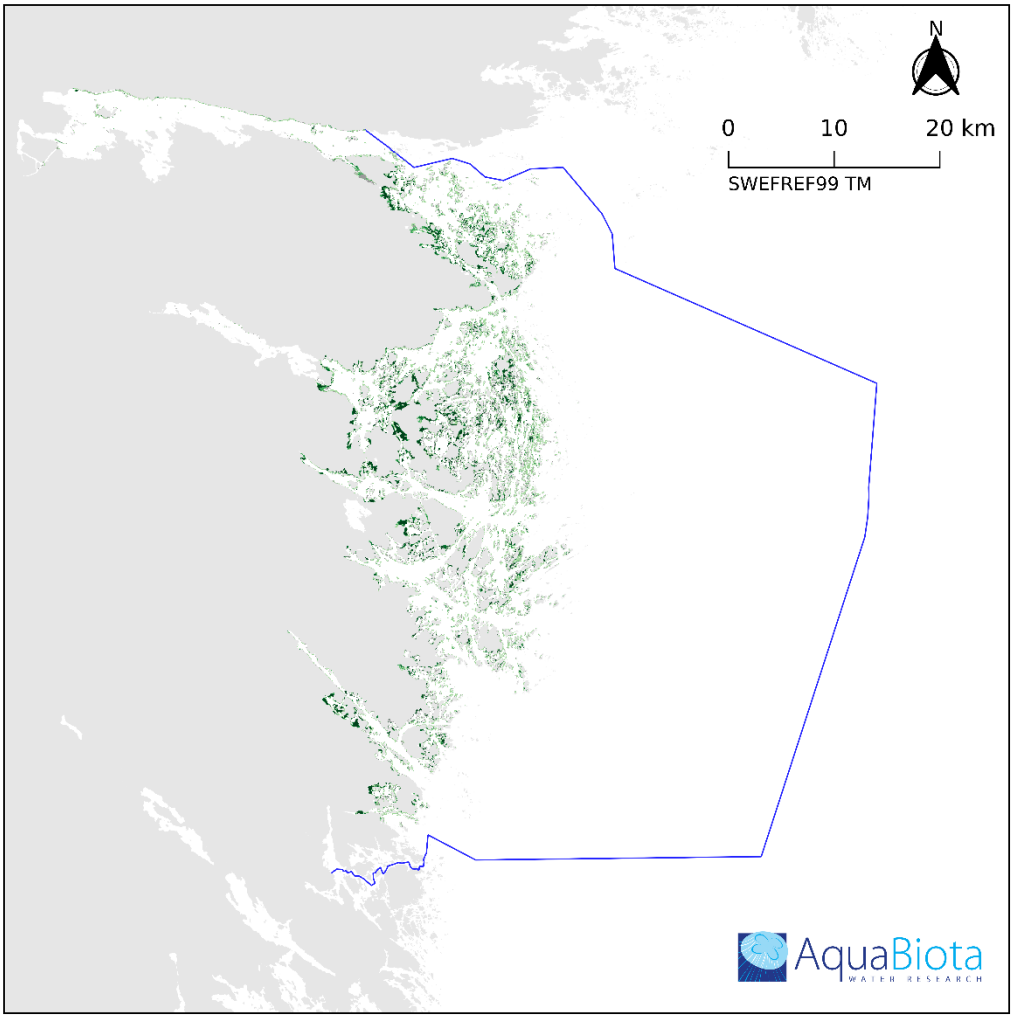
Potamogeton perfoliatus

>= 1% (175 [96] av 331 stationer, AUC: 0.87)

>= 10% (AUC: 0.91)

Ingen förekomst (1518 [335] av 2117 stationer)

[Osäker förekomst] (431 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Borstnate

Land

Modelleringsområde

Stuckenia pectinata

>= 1% (467 [50] av 635 stationer, AUC: 0.95)

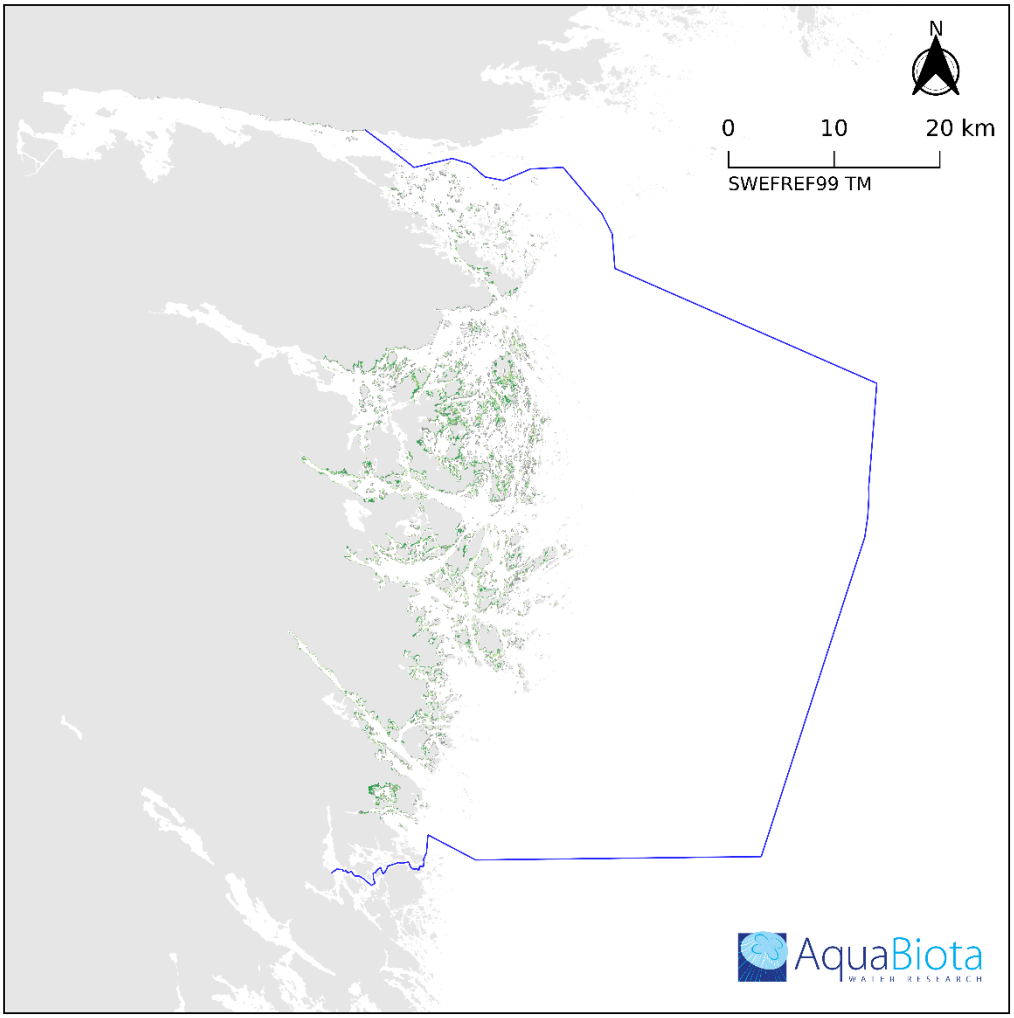
>= 10% (AUC: 0.96)

>= 25% (AUC: 0.86)

>= 50% (AUC: 0.87)

Ingen förekomst (1398 [215] av 1813 stationer)

[Osäker förekomst] (265 stationer)



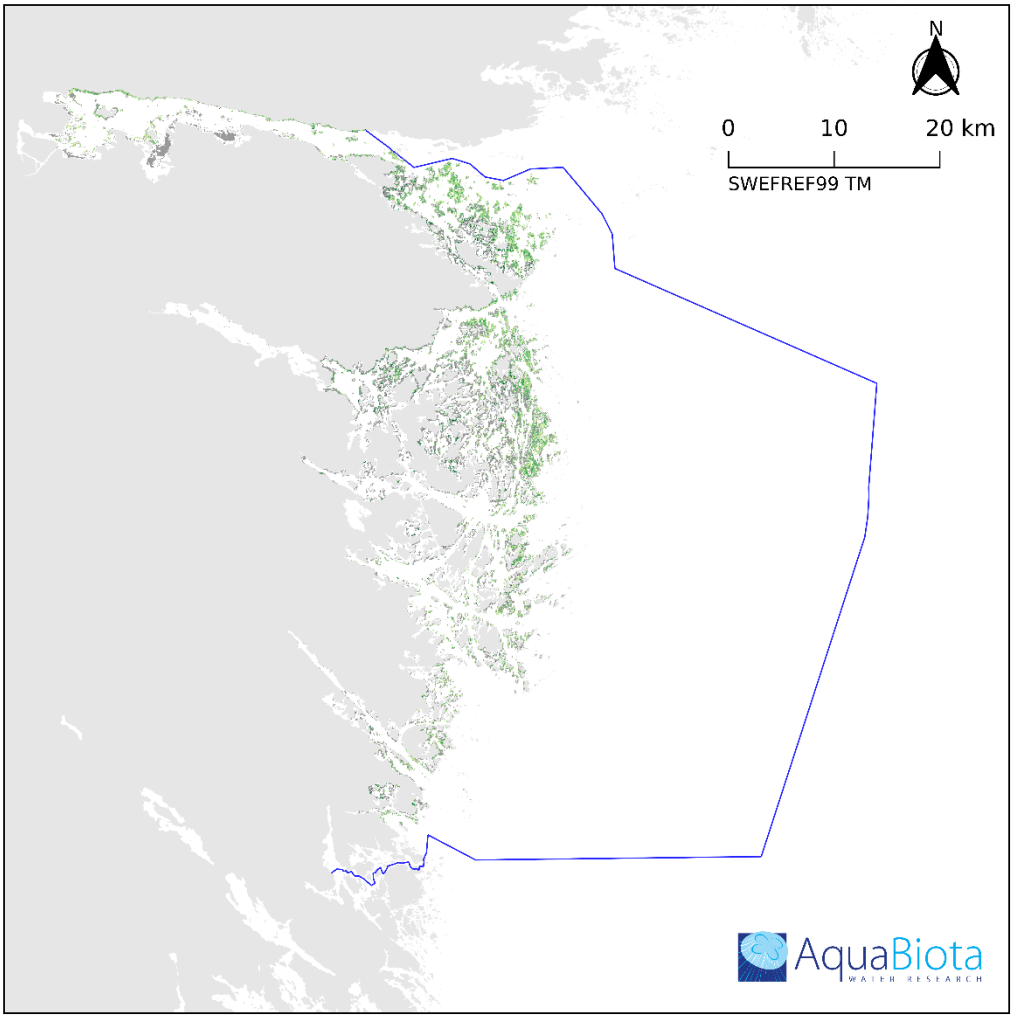
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Natingar

- Land
- Modelleringsområde

Ruppia sp.

- >= 1% (78 [17] av 118 stationer, AUC: 0.90)
- >= 10% (AUC: 0.93)
- >= 25% (AUC: 0.92)
- Ingen förekomst (1752 [311] av 2330 stationer)
- [Osäker förekomst] (328 stationer)



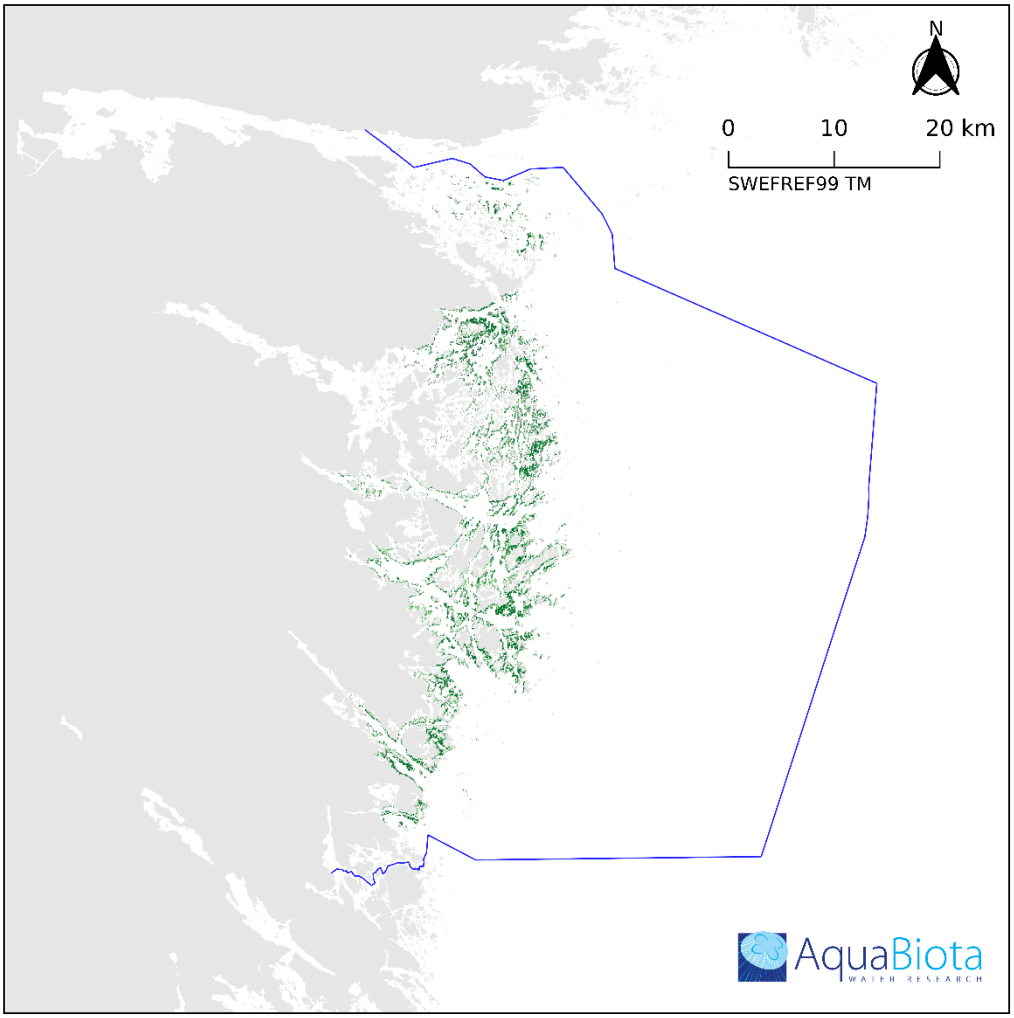
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Hårsärv

- Land
- Modelleringsområde

Zannichellia palustris

- >= 1% (203 [26] av 266 stationer, AUC: 0.95)
- >= 10% (AUC: 0.93)
- >= 25% (AUC: 0.92)
- >= 50% (AUC: 0.96)
- Ingen förekomst (1659 [325] av 2182 stationer)
- [Osäker förekomst] (351 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Ålgräs

Land

Modelleringsområde

Zostera marina

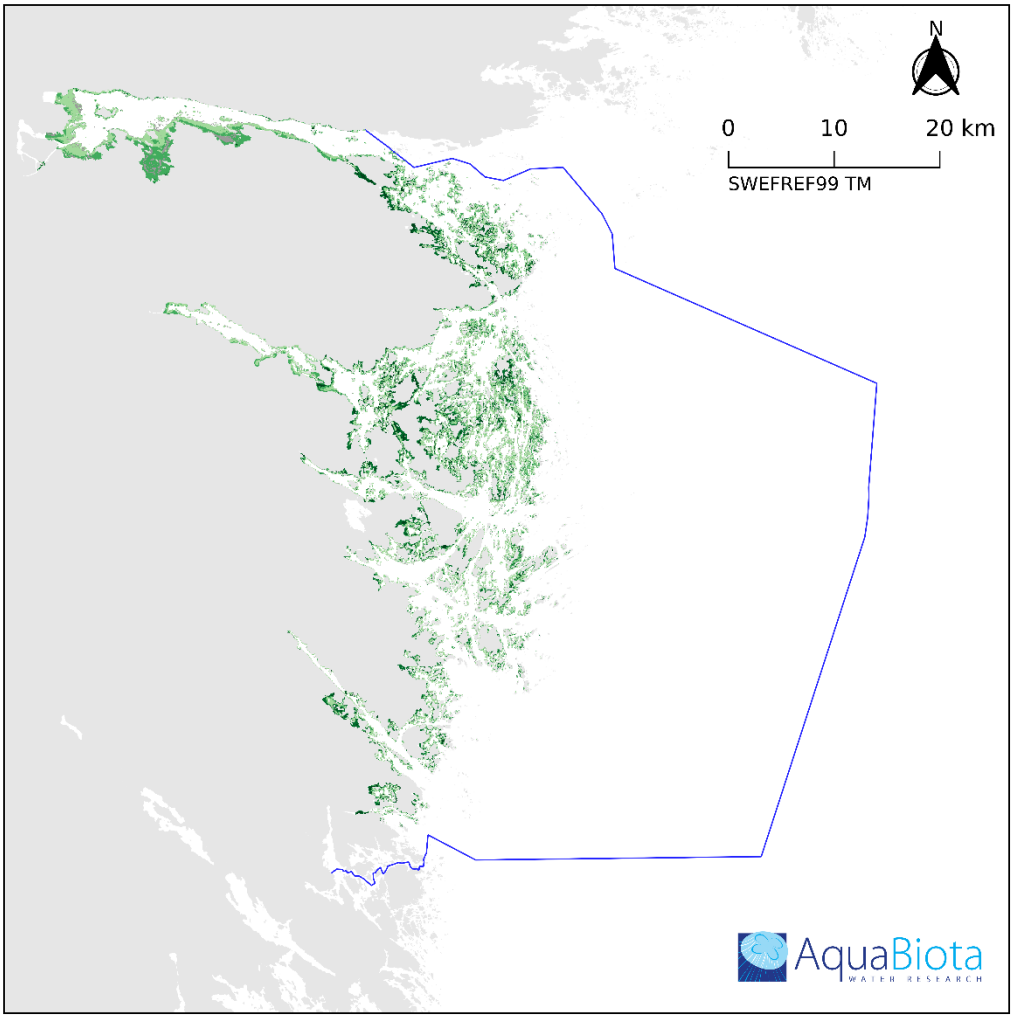
>= 1% (81 [7] av 99 stationer, AUC: 0.96)

>= 10% (AUC: 0.96)

>= 25% (AUC: 0.98)

Ingen förekomst (2018 [83] av 2349 stationer)

[Osäker förekomst] (90 stationer)



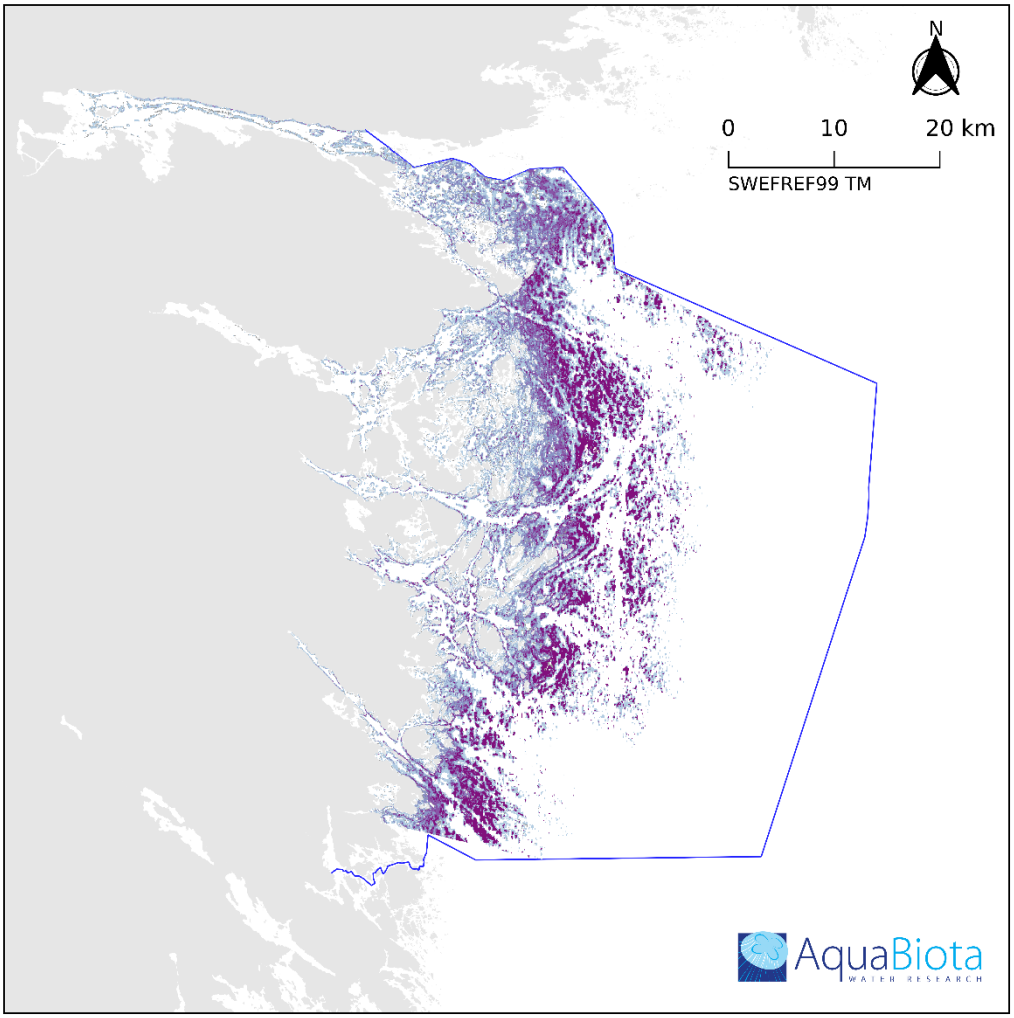
Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Höga undervattenskärlväxtängar

- Land
- Modelleringsområde

Höga undervattenskärlväxtängar

- >= 1% (841 [28] av 1036 stationer, AUC: 0.97)
- >= 10% (AUC: 0.96)
- >= 25% (AUC: 0.94)
- >= 50% (AUC: 0.94)
- Ingen förekomst (1182 [53] av 1412 stationer)
- [Osäker förekomst] (81 stationer)



Rumslig modellering baserad på inventeringsdata från 2611 stationer. Områden med osäker förekomst visas i grå färg. Antal korrekt klassade stationer av förekomst respektive icke-förekomst anges inom parentes, varav antal stationer klassade som osäker förekomst/icke-förekomst inom hakparentes. Utvärderingen är baserad på totalt 2448 stationer.

Blåmussla

Land

Modelleringsområde

Mytilus edulis

>= 1% (1163 [55] av 1365 stationer, AUC: 0.97)

>= 10% (AUC: 0.97)

>= 25% (AUC: 0.95)

>= 50% (AUC: 0.96)

Ingen förekomst (931 [59] av 1083 stationer)

[Osäker förekomst] (114 stationer)

www.aquabiota.se