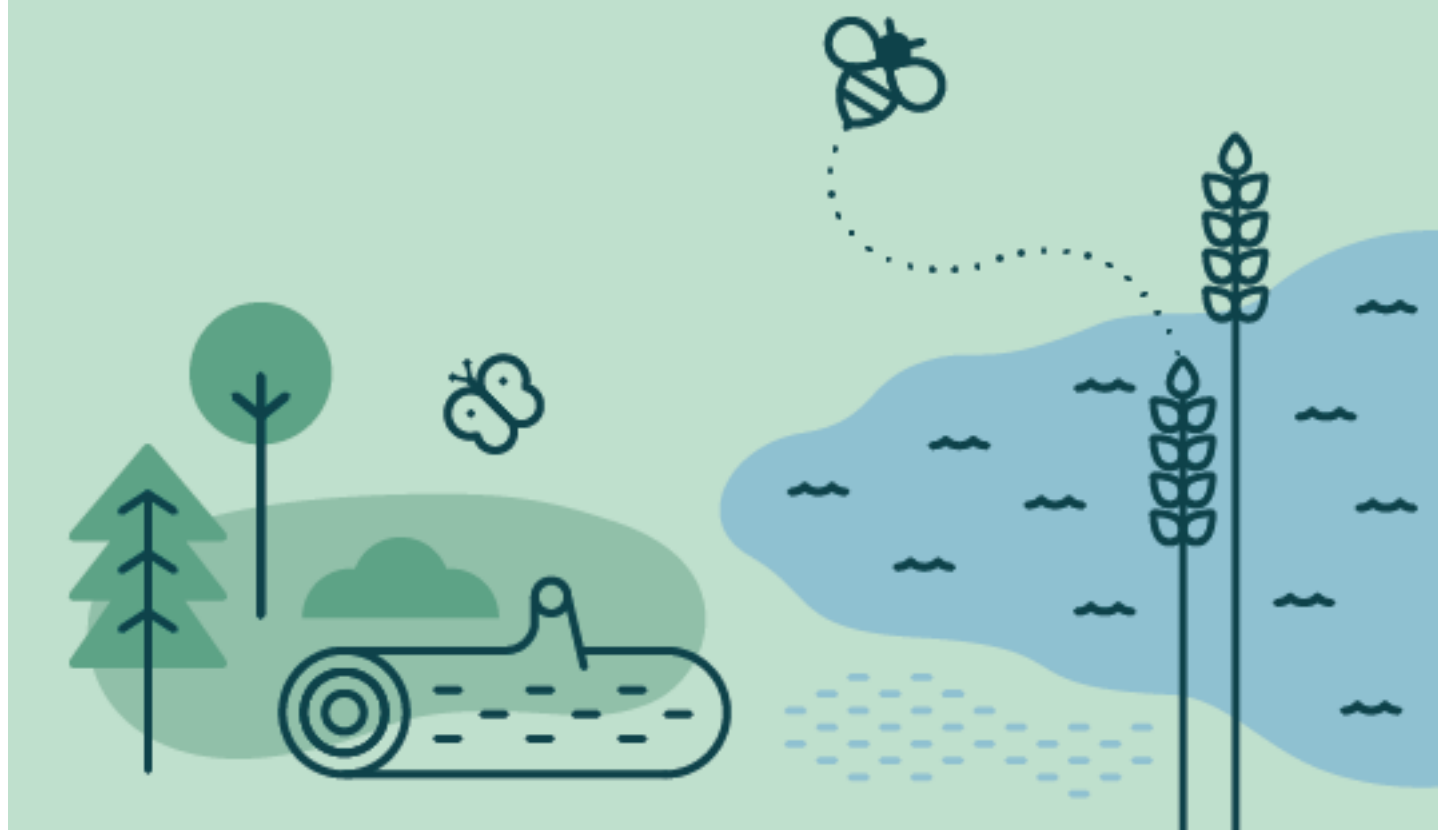


Sannolika områden för blåmusselbankar

Modellering och verifiering i fält i Göteborgs
kommun 2024

Rapportnummer 2025:11



Förord

Blåmusslor är marina organismer med stor betydelse för havsmiljön. När blåmusslor förekommer med en täthet över tio procent på större ytor bildas så kallade biogena rev. Dessa rev är viktiga för vattenkvaliteten eftersom musslorna filtrerar stora mängder vatten, men de är också viktiga för den biologiska mångfalden genom att de utgör tredimensionella substrat där andra djur och växter kan leva.

Biogena rev är ansvarsbiotoper för Göteborg, vilket innebär att Göteborg har ett ansvar att bevara dessa biotoper. Ansvarsbiotoperna är också prioriterade inom miljöövervakningen. Förekomsten av blåmusselbankar har minskat på senare tid. Att modellera var biotopen skulle kunna finnas inför inventering är ett sätt att hitta lämpliga platser att inventera i fält, vid försök att kartlägga förekomst i större områden.

Arbetet har utförts av Marine Monitoring AB, där Karin Olsson utfört modelleringen och skrivit rapporten. Fältarbetet har utförts av Marina Magnusson och Karin Olsson.

Sannolika områden för blåmusselbankar

Modellering och verifiering i fält i Göteborgs kommun 2024

Göteborgs Stad, miljöförvaltningen

Författare: Karin Olsson

Foton: Marine Monitoring AB

ISBN nr: 1401-2448

Vill du använda text eller bilder ur denna rapport citerar du: Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2025:11 Sannolika områden för blåmusselbankar Modellering och verifiering i fält i Göteborgs kommun 2024

Detta är en rapport i miljöförvaltningens rapportserie. Hela rapportserien hittar du på <https://goteborg.se/mfrapporter>

Sammanfattning

På uppdrag av Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad har Marine Monitoring AB genomfört en prediktiv modellering av förekomst av blåmussla (*Mytilus edulis*) på mjukbottnar grundare än 30 meter inom Göteborgs kommun, samt genomfört en verifiering i fält.

Förekomst modellerades som en MaxEnt ("maximum entropy") modell. Maxent utgår från data på förekomst samt ett antal miljövariabler som bedöms vara relevanta för den aktuella arten. Inga a priori-antaganden görs om hur miljövariablerna antas påverka förekomst. Utifrån detta ger modellen ett utfall, så att varje punkt i modelleringsområdet ges ett värde på en skala mellan 0–1, så att förekomst på punkter som har värden nära 0 är osannolik medan punkter som har värden nära 1 har gynnsamma förhållanden för förekomst.

Modellen parametriserades med förekomstdata inhämtade under tidigare inventeringar i området, medan de ingående miljövariablerna omfattande djup, bottens lutning, substrat, vågexponering och avstånd till land. Försök att finna data på ström var inte framgångsrika.

Utifrån modellens utfall valdes tre områden belägna väster om Långedrag och sydväst om Näset ut för fältinventering. Väster om Långedrag hittades större skalmängder, som dock var för degraderade för att urskilja art, samt flera positioner med enstaka blåmusslor. I de två sydliga områdena noterades blåmussla på endast en position.

Inga nya blåmusselbankar hittades under fältverifieringen, men granskning av äldre litteratur tydde på att utpekade områden utanför Långedrag överensstämde med äldre bankar som inte ingick i modellens underlag. Detta tyder på att modellen har kapacitet att finna bankar, dock visade avsaknaden av musslor i de två södra områdena att det finns utrymme för förbättringar. Modellen baserades i huvudsak på öppna data, och det finns möjligheter att förbättra precisionen i modellutfallet med mer detaljerade indata, om sådana data finns tillgängliga. Samtidigt har bestånden av blåmussla minskat kraftigt utmed svenska västkusten. Orsaken bakom avsaknaden av musslor på lokaler där de tidigare var talrika är inte klar, och den utvecklingen är därför problematisk att hantera i en prediktiv modell.

Innehåll

1	Bakgrund	5
1.1	Syfte.....	5
2	Prediktiv modellering	6
2.1	MaxEnt modellen.....	6
2.1.1	Modellering och val av variabler	6
2.1.2	Resultat.....	8
3	Verifiering i fält	12
3.1	Resultat.....	14
3.1.1	Område 1 – väster om Långedrag	14
3.1.2	Område 2 – söder om Små Lyngskär	16
3.1.3	Område 3 – söder om Källingeholmen.....	16
4	Diskussion	18
5	Referenser	20

1 Bakgrund

Miljöförvaltningen i Göteborg önskar undersöka förekomst av blåmusselbankar inom kommunen, och tidigare inventeringar har genomförts i områden där historisk förekomst av blåmusselbankar har rapporterats. I den föreliggande rapporten presenteras en ansats som utgår från rumslig modellering av förekomst av blåmusslor för att prediktera områden med gynnsamma förutsättningar för musselbankar på mjukbotten ned till 30 meter inom Göteborgs kommun.

Bestånden av blåmussla utmed svenska västkusten har uppvisat en kraftig minskning (Baden, et al., 2021). Föryngringen på naturliga musselbotten är låg, trots en god rekrytering av larver till musselodlingar och artificiella substrat.

I Göteborgsområdet har flera inventeringar påvisat blåmusselbankar på mjukbotten. År 2019 utförde Miljöförvaltningen en punktinventering i områden med tidigare observationer av blåmusselbankar vid Nordre älvs mynning, Göta älvs mynning och i vattnen runt Vrångö (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020a; Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2021). Dock visade återbesöken på avsaknad av blåmusslor på flera provpunkter. Blåmusslor noterades på flera punkter vid Göta älvs mynning, men en täckningsgrad över 10 procent (biogent rev enligt Art- och habitatdirektivet) sågs enbart på fyra punkter. Under en inventering inför planerade muddringar av farleden in till Göteborgs hamn, inom projektet Skandiaporten, kartlades och avgränsades blåmusselbankar på mjukbotten intill farleden vid Göta Älvs mynning (Andersson, et al., 2020).

1.1 Syfte

Syftet med den här undersökningen är att modellera relevanta fysiska eller rumsliga parametrar för att kunna förutsäga var det finns områden som kan utgöra lämpliga habitat för blåmusslor inom Göteborgs Stads geografiska utbredning.

Således har arbetet bestått av att (1) samla in data för relevanta miljövariabler, (2) genomföra modelleringen och analysera resultatet, samt (3) utifrån resultatet av modellen välja ut områden som pekas ut som gynnsamma för förekomst av blåmusslor och inventera dessa i fält.

2 Prediktiv modellering

Den modelleringsansats som valts för uppdraget är MaxEnt ("maximum entropy") (Phillips, et al., 2004). MaxEnt är en väl beprövad metod som ofta använts för att studera arters habitatsnischer och förekomst.

MaxEnt är en rumslig modell som syftar till att prediktera förekomst som en funktion av de miljövariabler som beskriver landskapet, utifrån data för känd förekomst. MaxEnt har ofta använts för att analysera olika arters habitatspreferenser, och utifrån detta försöka förutsäga hur utbredningsmönstret ser ut över större områden (Hijmans & Elith, 2013; Merow, et al., 2013). Metodens förmåga att producera användbara resultat utifrån relativt begränsad information har medfört att den tillämpats i flera forskningsfält inklusive biogeografi och invasionsbiologi (Li & Guo, 2013; Merow, et al., 2013; Elith, 2017; Liu, et al., 2017).

En av de egenskaper som gör MaxEnt brett användbar är att den enbart kräver närvarodata. Närvarodata kallas ibland "true positive", och motsvarar kända positioner för förekomst. Motsvarande frånvarodata ("true negatives") innebär positioner där avsaknad är bekräftad, vilket ofta är mer ovanligt då det förutsätter att arten ingick i den artlista observatören arbetade utifrån.

Andra prediktiva modelleringsansatser har genomförts, bland annat för bentisk fauna, men på en betydligt större skala. Exempelvis har förekomst av ett antal artgrupper modellerats för Östersjön med hjälp av ett flertal metoder, i syfte att jämföra metodernas kapacitet (Bucas, et al., 2013; Lindegarth, et al., 2014). I dessa jämfördes RF (random forest), GAM (general additive model), MaxEnt och MARS (multivariate adaptive regression splines) modeller, varvid slutsatsen drogs att RF hade svagt bättre resultat, jämfört med MaxEnt och GAM. Det bör dock påpekas att RF är en betydligt mer beräkningsintensiv modell, generellt kräver mer data samt uppvisar svagheter om data inte också omfattar "true negatives" (Valavi, et al., 2021).

2.1 MaxEnt modellen

Modellen tar som indata positioner med känd förekomst tillsammans med ett antal relevanta miljövariabler som beskriver området. Utifrån detta modelleras sambandet mellan miljövariablernas nivåer och artens förekomst, utan a priori antaganden rörande om, hur eller i vilken form påverkan yttrar sig (positiv, negativ, linjär, exponentiell, och så vidare). Från detta fås ett utfall där varje position i det modellerade området ges ett värde inom skalan 0–1, motsvarande positionens modellerade gynnsamhet.

2.1.1 Modellering och val av variabler

För MaxEnt modellen användes det statistiska analysverktyget R v 4.4.1 (www.r-project.org) och paketet dismo v 1.3-9 (Hijmans, et al., 2022). För

beräkning av modellvariabler användes paketen raster v 3.6-20 (Hijmans, 2023), sf v 1.0-11 (Pebesma, 2018), och waver v 0.3.0 (Marchand, 2023).

Data för förekomst av blåmusslor utgjordes av en sammanslagning av data insamlat under tidigare fältinventeringar. Detta inkluderade data från punktinventering utförd 2019 kring Vrångö, Göta älv och Nordre älv (tillhandahållet av Miljöförvaltningen Göteborgs Stad), genomgång av kunskapsläget (Laugen, et al., 2023), undersökning av utbredning av blåmusselbankar i Göteborgs skärgård (Jenneborg, 2007) samt inventeringar gjorda i samband med Skandiaportens kontrollprogram (Andersson, et al., 2020). Sammantaget omfattar dessa fältdata insamlat över cirka tjugo år.

Eftersom avsikten med modelleringen var att identifiera områden där omständigheterna är sådana att förekomst av blåmusslor gynnas, inkluderades all data på förekomst av blåmusslor. Detta under antagandet att om bankar en gång funnits på en lokal borde detta innebära att förhållandena där är gynnsamma. Den kan därför inkluderas för modellering av förekomst på andra platser.

För miljövariabler bedömdes relevanta faktorer omfatta djup, bottens lutning, avstånd till kust, vågexponeringsindex, bottensubstrat och ström.

Data för djup hämtades från The European Marine Observation and Data Network (emodnet.ec.europa.eu), kustlinje från OpenStreetMap (osmdata.openstreetmap.de), vindriktning och styrka från SMHI (www.smhi.se/data/oceanografi), och data för bottensubstrat från SGU (Tabell 2.1.1.1).

2.1.1.1 Externa datakällor till miljövariabler

Variabel	Källa	Urval	Datum/År
Djup	EMODnet	Bathymetry; Mean depth (no land)	2023-11-17
Kustlinje	OpenStreetMap		2024-03-26
Vind	SMHI	Stationer Nidingen A, Vinga A, Göteborg A; År 2020–2023	2023-11-17, 2023-12-06
Bottensubstrat	SGU	SGU serie Ba 59:4	2002

Allt data avgränsades till Göteborgs kommungränser. Modelleringsområdet avgränsades vidare till bottnar mellan 0–30 meters djup, vilket omsluter det djupintervall där blåmusslor kan förväntas förekomma.

Inhämtat djupdata, som hade WGS 84 projektion, konverterades till raster vilket gav en upplösning på cirka 0,001 x 0,001 grader. Rastrets projektion transformerades till SWEREF99 12 00 med kommandot `st_transform()` (paketet `sf`), vilket gav en upplösning på 62,2 x 116 meter. Att rastercellerna blir rektangulära följer av att WGS 84 är ellipsoidalt medan SWEREF 99 12 är kartesiskt.

För varje cell i rastret beräknades bottens lutning utifrån de åtta kringliggande cellerna (enligt Horns algoritm implementerad i kommandot `terrain()`), paketet

raster). För varje cell beräknades avstånd till kust som det kortaste avståndet till en kustlinje.

Vågexponeringsindex beräknades enligt formeln (Murphey & Fonseca, 1995):

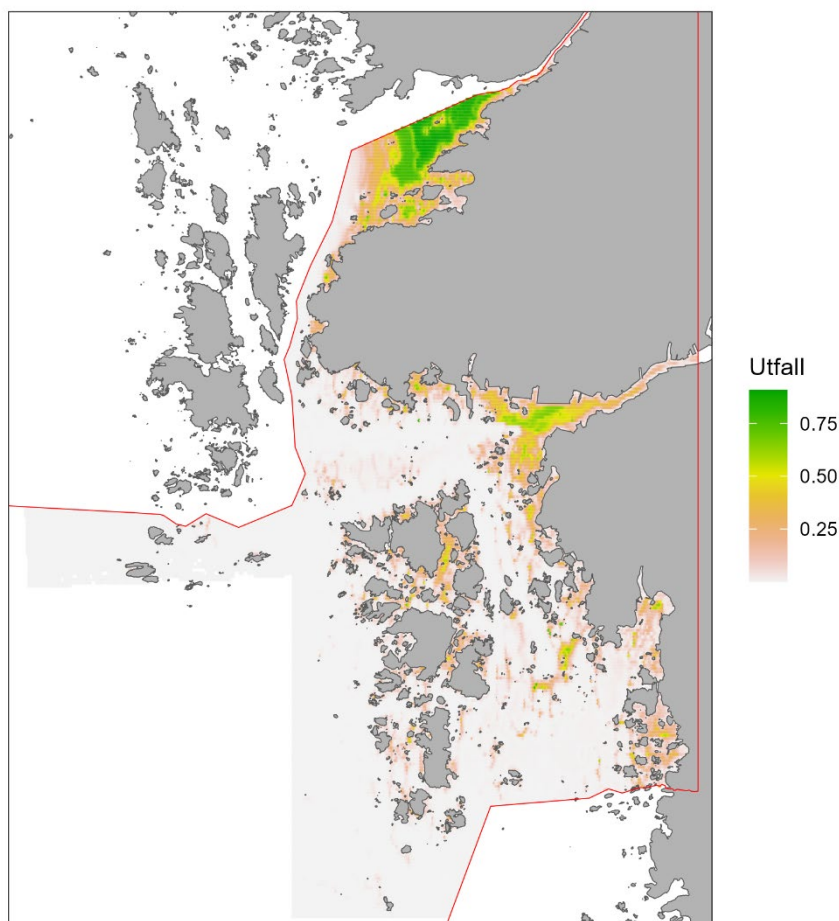
$$\text{vågexponeringsindex} = \sum_{i=1}^8 V_i P_i F_i, \text{ där}$$

- i är kompassriktning (8 riktningar, varje riktning har ett 45 graders intervall),
- V maximal vindstyrka i meter per sekund (medelvärde per månad av den maximala vindstyrkan per dygn),
- P frekvens av vindriktning från vindriktning i , och
- F effektiv fetch från riktning i (det vill säga längden på sträckan av öppet vatten som vinden kan bilda vågor på). Effektiv fetch beräknades med kommandot `fetch_len()` med spridning satt till $\pm 22,5$ grader (paketet `waver`).

Försök gjordes att få tag på strömdata inom området. Strömdata fanns tillgängligt i realtid från Viva och var möjligt att inköpa för längre tidsserier. Detta handlade dock om punktdata från ett fåtal stationer i inloppet till Göteborgs Hamn, och det bedömdes inte vara möjligt att extrapolera till övriga delar av det modellerade området.

2.1.2 Resultat

Maxent-modellen ger ett utfall i form av ett raster för modelleringsområdet där varje punkt ges ett värde på en skala mellan 0–1, så att värden nära 0 indikerar att förhållandena på punkten inte bedöms som gynnsamma medan värden nära 1 indikerar potentiellt gynnsamma positioner. Detta resultat presenteras i Figur 1.



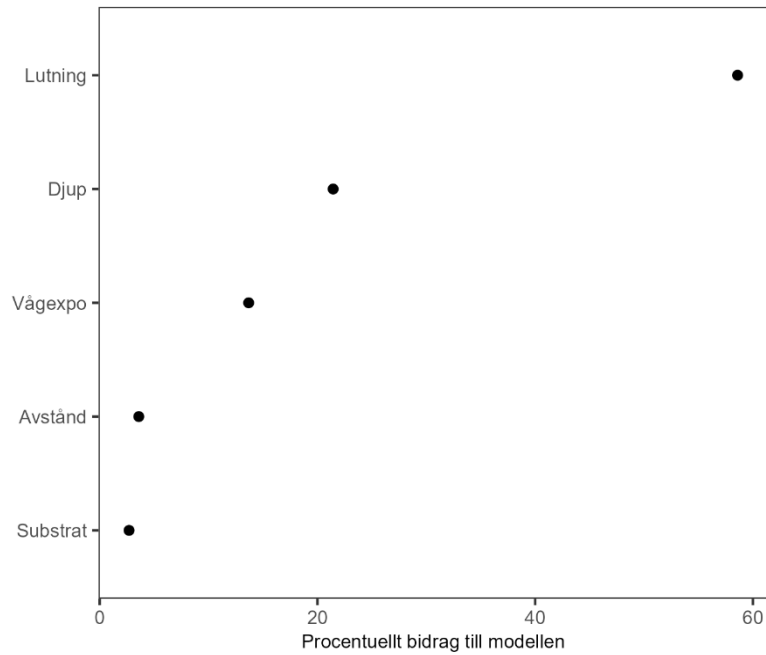
Figur 1. Resultat av modelleringen av potentiellt gynnsamma områden för förekomst av blåmusselbankar. Modellens utfall är färgkodat från vit-beige till gulgrön färg (modellutfall 0–1), där gulgrönt indikerar områden mer gynnsamma för förekomst. Ljusgrått visar modellområdet (djup ned till 30 meter) och röd linje Göteborgs kommungräns.

Utfallet från modellen indikerar att de områden som kan vara gynnsamma för blåmusslor är lokaliserade till utloppen för Nordre älv och Göta älv, sydväst om Näset samt i inre delar av Askimsviken och utanför Billdal.

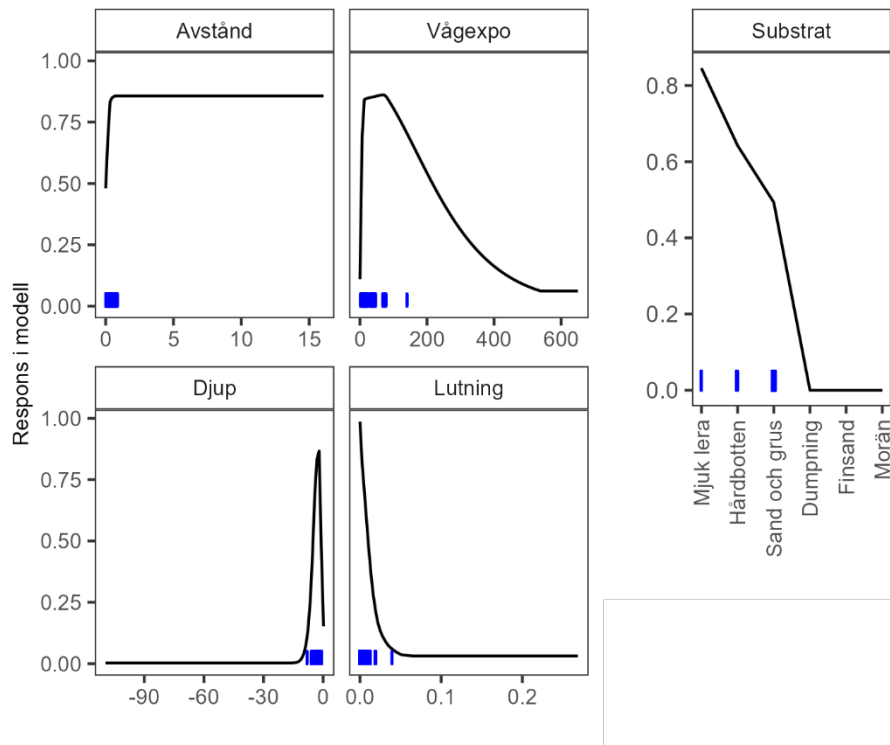
Områdena i Nordre älv överensstämmer till stor del med de lokaler där musselbankar hittades (Laugen, et al., 2023; Jenneborg, 2007), medan flera dykinventeringar har gjorts i hamnen bland annat i samband med Skandiaporten (Andersson, et al., 2020), motsvarande de områden som pekas ut där.

Miljövariablernas bidrag till modellen kan analyseras i form av bidrag till utfallet (hur viktiga de är) och hur sambandet mellan miljövariabeln och utfallet ser ut. Detta illustreras grafiskt i Figur 2 och 3.

Här ses att botten lutning bidrar till drygt 50 procent av modellutfallet, sedan följer djup med cirka 25 procent och vågexponering med omkring 15 procent (Figur 2). Varken avstånd till kust eller substrat bidrar i större utsträckning till utfallet.



Figur 2. Punkterna visar det procentuella bidraget till modellens utfall av de olika variablerna. Bottens lutning bidrar med omkring 53 procent till modellens utfall, djup med ca 23 procent, vågexponering med ca 15 procent, medan avstånd till land och bottenstrukt med drygt 4 procent vardera.



Figur 3. Kurvorna visar effekten av olika variabler på utfallet; ju närmare 1 desto mer gynnsamt för blåmusslor. Således ses att effekten av avstånd till kust har en marginell påverkan, medan gynnsamhet är hög på grunda bottnar i svag lutning, och avtar flackt med ökad vågexponering. Blå streck visar variabelvärden på platser där musslor observerats.

I Figur 3 ses hur variablerna påverkar utfallet. Här ses att avstånd till kust nästan helt saknar effekt på utfallet. Vidare ses att blåmusselbankar gynnas av viss vågexponering, men att gynnsamhet avtar flackt när vågexponeringen ökar. Variabeln djup visar att musselbankar kan förväntas från någon meters djup ned till cirka 10 meter, men inte djupare, medan variabeln lutning indikerar att blåmusselbankar är mest trolig i områden med svag lutning.

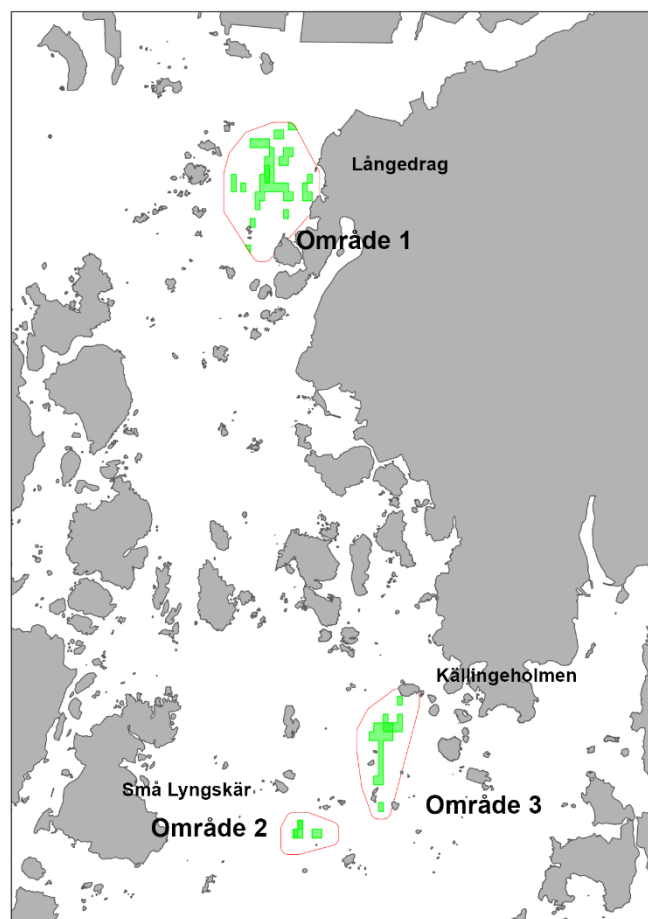
Bottensubstrat hade liten påverkan på utfallen men figuren visar att förekomst av blåmusslor är mer sannolik på mjuk lera, hårbotten eller sand och grus än dumpning eller finsand. Dumpning i det här fallet beskriver ett område norr om Brännö och Galterö inom vilket bland annat muddermassor har dumpats. Att detta likväl inte gav någon effekt i modellen kan bero på att vare sig dumpning eller finsand är särskilt vanliga substrat i det modellerade området, medan det finns gott om områden med både mjuk lera och hårbotten där musslor inte förekommer, vilket kan innebära att substrat i sig har en marginell betydelse för prediktion. Att modellens utfall inte exkluderar hårbotten beaktas vidare i Diskussionen.

3 Verifiering i fält

För att verifiera modellen i fält var det av vikt att finna områden som dels föreföll lovande enligt modellen, dels inte redan var relativt väl undersökta i samband med andra projekt.

Granskning av modellutfallet (Figur 1) visade på några potentiellt intressanta områden, inklusive i inloppet till Göteborgs hamn, Nordre älvs mynning, utanför Långedrag, länge söderut i Askimsfjorden samt nära kusten i Askimsviken och Billdal. Tidigare fältinventeringar (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2019; Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020b) tydde på att kustnära områden i Billdal och Askimsviken sannolikt var ålgräsbevuxna, och bedömdes inte som troliga områden för förekomst av blåmusselbankar. Vidare bedömdes lokaler utmed farleden in i hamnen redan vara väl undersökta i samband med bland annat projektet Skandiaporten (Andersson, et al., 2020). Även området i Nordre älvs mynning har undersökts flera gånger, och är eventuellt föremål för ytterligare återbesök, varför fältinventering där uteslöts.

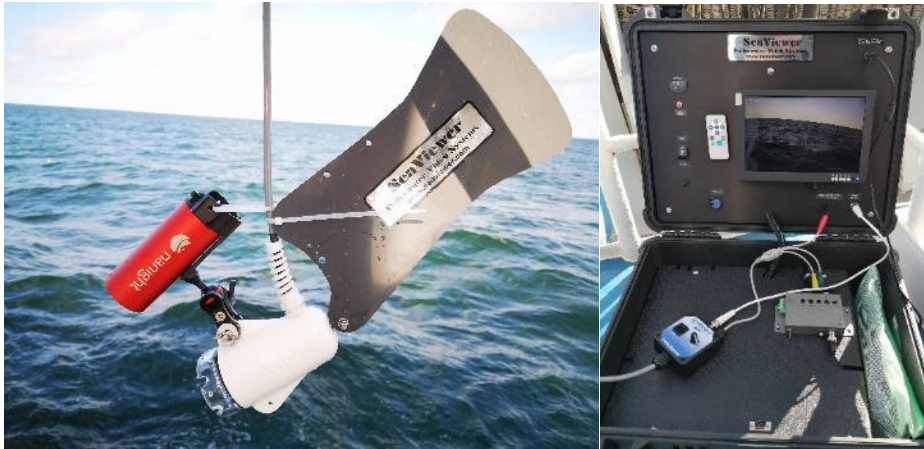
Efter dialog med Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad beslutades att fältinventering skulle utföras i tre områden söder om älven som pekades ut som mer gynnsamma för förekomst av blåmusslor (Figur 4); område 1 väster om Långedrag, område 2 söder om Små Lyngskär och område 3 söder om Källingeholmen. För att identifiera de mest intressanta positionerna inom varje område ansattes ett tröskelvärde på 0,45 (modellens κ , brytpunkten där träffsäkerheten i förutsägningarna är maximal för både ”true positive” och ”negative”).



Figur 4. Karta över de tre utvalda områden (röda polygoner). Dessa är Område 1 väster om Långedrag, område 2 söder om Små Lyngskär och område 3 söder om Källingeholmen. Gröna områden indikerar de positioner inom de utvalda områdena som pekats ut som gynnsamma enligt modellen.

Eftersom blåmusselbankar kan ha oregelbunden utbredning beslöts att fältinventeringen skulle genomföras i form av täta transekter genom de utvalda områdena. Antal transekter och antal observationspunkter varierade mellan områdena då arealerna var olika stora. Inventeringen utfördes med dropvideokamera (Figur 5). Transektlinjer valdes i fält så att båt kunde framföras med strömmen i låg hastighet (ca 0,5–0,9 knop) genom de utpekade områdena. Utmed varje transektlinje gjordes täta observationer där position och djup, samt förhållandena på punkten noterades. Förekomst av levande blåmusslor, stillahavsstron och skal noterades. En bedömning av täckningsgrad av blåmusslor, stillahavsstron och skal gjordes i fält i en tio-gradig skala (0, 1, 5, 10, 25, 40, 50, 60, 75, 90, 100 procent).

Insamlade fältdata sammanställdes i Excel och djupet korrigerades mot normalvattenståndet med information från mätstationen Torshammen som fanns att hämta hos Sjöfartsverket (ViVa).



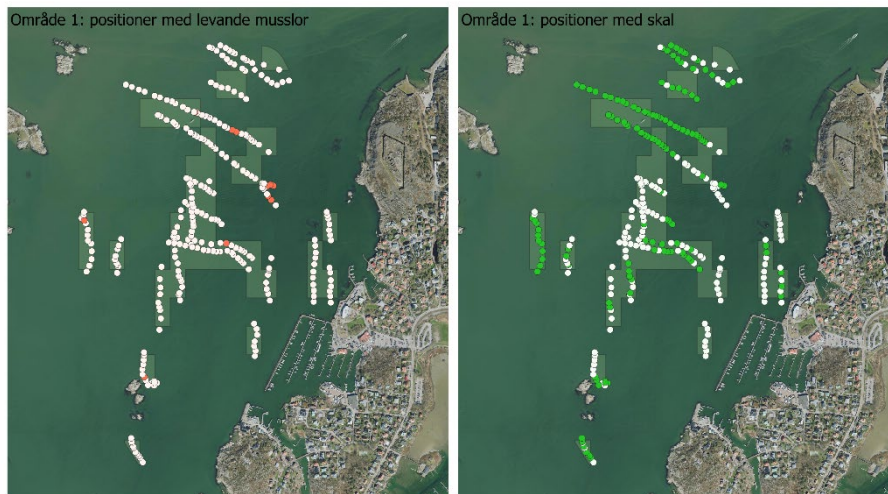
Figur 5. Kamerautrustning som användes i fält. Foto: Marine Monitoring AB

3.1 Resultat

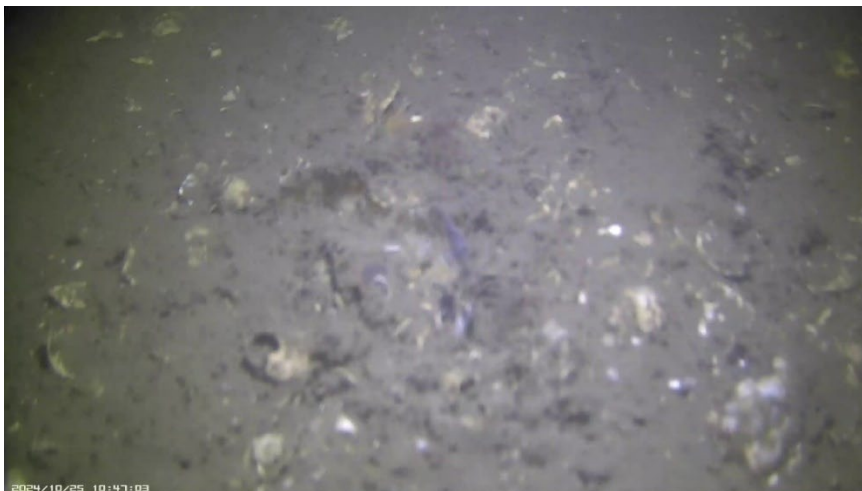
3.1.1 Område 1 – väster om Långedrag

Område 1 var något besvärligt att inventera på grund av stark ström och dålig sikt i vattnet, som på vissa ställen förstärktes av att kameran virvlade upp löst ytsediment.

I området kördes ungefär 20 transekter (ungefärligt räknat då båtens rörelse med strömmen inte var helt rak), och utmed transekterna gjordes totalt 283 positionsobservationer (Figur 6). På 135 av dessa observerades skal, av vilka många var för degraderade för att urskilja art (Figur 7). På de positioner där skal observerades låg tätheten mellan 1–50 procent med ett genomsnitt på 7,7 procent. På elva positioner noterades levande musslor. På tio av dessa bedömdes förekomsten till enstaka, medan på den elfte, som också utgjorde startpositionen på en transekt bedömdes initialt förekomsten till 25 procent. Det framgick dock att detta var en knippe musslor som befann sig precis där kameran släpptes ned, och att inga övriga musslor upptäcktes kring den punkten, trots eftersök. Eftersom det handlade om en knippe musslor bedömdes att ytan inte kunde vara större än omkring 25 centimeter x 25 centimeter, och tätheten justerades därför ned till 1 procent. Samtliga blåmusslor som observerades var relativt stora (se Figur 7) och skallängd bedömdes till cirka 8 centimeter, det vill säga äldre individer. Mindre musslor observerades inte. Om det likväl också fanns mindre musslor så satt de dolda av de stora individerna.



Figur 6. Karta över transekter och observationspunkter i område 1 (väster om Långedrag). Vänster panel visar förekomst av musslor (röda punkter) och höger panel visar förekomst av skal (gröna punkter). Övriga positioner visas som vita punkter.



Figur 7. Bild på blandade skal (ovan) och levande blåmusslor (nedan), område 1 väster om Långedrag. Foto: Marine Monitoring AB.

3.1.2 Område 2 – söder om Små Lyngskär

I område 2 kördes fem transekter, och utmed transekterna gjordes totalt 60 positionsobservationer (Figur 8). Inga skal eller levande musslor påträffades.



Figur 8. Karta över transekter och observationspunkter i område 2 (söder om Små Lyngskär). Observationspunkter visas som vita punkter. Inga skal eller levande musslor påträffades här.

3.1.3 Område 3 – söder om Källingeholmen

I område 3 kördes nio transekter, och utmed transekterna gjordes totalt 128 positionsobservationer (Figur 9). Transekterna gick delvis utmed mindre ytor av hårdbotten, inklusive mindre arealer av grus och skalgrus i övergångszonen till mjukbotten. Observationerna av skal och levande musslor (fyra respektive en position) var alla lokaliserade till sådana grus- eller skalgrusområden, och därmed inte mjukbotten. På en position noterades enstaka musslor. Här var substratet grus.



Figur 9. Karta över transekter och observationspunkter i område 3 (söder om Källingeholmen). Vänster panel visar förekomst av levande musslor (röda punkter) och höger panel positioner med förekomst av skal (gröna punkter). Övriga observationspositioner visas som vita punkter.

4 Diskussion

Områden inom Göteborgs kommun som potentiellt skulle kunna vara gynnsamma för förekomst av blåmusslor modellerades med MaxEnt (maximum entropy), utifrån positioner med tidigare rapporterad förekomst av blåmusslor samt ett antal miljövariabler som antogs vara relevanta för blåmusslor. Dessa miljövariabler inkluderade djup, botten lutning, avstånd till kust, vågexponering och substrat. Modellen indikerade flera områden som potentiellt skulle vara mer gynnsamma för blåmusslor. Av dessa valdes tre områden ut för verifikation av modellen i fält. Valet av områden baserades förutom på utfallet av modellen också på om områdena inte tidigare undersöks i samband med andra inventeringar, för att öka chansen att fältarbetet resulterar i att de ytor som undersöks för förekomst av blåmusslor på så sätt ökar.

De tre områden som valdes ut för fältundersökning var belägna väster om Långedrag samt söder om Små Lyngskär och söder om Källingeholmen, de två senare sydväst om Näset. Inga blåmusselbankar upptäcktes under fältarbetet, men blandade mängder skalrester hittades inom stora delar av det undersökta området väster om Långedrag, där även enstaka levande musslor påträffades. Detta kan tyda på att området har hyst en musselbank, men att denna inte längre finns kvar. Enstaka skal och levande musslor påträffades även i de två sydligare områdena, men i betydligt mindre omfattning.

I samband med fältinventeringen observerades att en äldre undersökning 2004 (Hammar, et al., 2004), i samband med projektet Säkra Farleder, inventerade blåmusselbankar på positioner inom det område väster om Långedrag som undersöktes i den föreliggande rapporten. Dessa bankar ingick inte i modellunderlaget. Den äldre undersökningen visade att de historiska bankarna hade en täckningsgrad på ca 30–40 procent och en beräknad individtätethet på drygt 100 musslor per kvadratmeter. Detta visar på att det utpekade området har hyst blåmusselbankar, men också att dessa nu är borta.

Modellen hade viss framgång i att lokalisera förekomst av blåmusslor, men gav också utslag på lokaler där inga tecken på blåmusselbankar upptäcktes. Utfallet av fältverifikationen gör det nödvändigt att kritiskt granska modellens val av variabler och indata, men också att betrakta resultaten mot bakgrund av den rapporterade allmänna minskningen av blåmusslor utmed hela västkusten. Dessa aspekter är inte ömsesidigt uteslutande.

Positioner med observerad förekomst av blåmusslor, som utgjorde indata till modellen, omfattar ett djupintervall från 0,5 till 9 meter. Det kan antas att tidigare inventeringar har haft ett större fokus på grundare områden som också, åtminstone till viss del, preliminärt kan studeras via flygfoton. Det bör dock påpekas att ingående studier av blåmusslors ekologi har visat att den nedre djuputbredning av blåmusselbankar på mjukbotten ofta begränsas av predatorer, framför allt större sjöstjärnor och krabbor (Holt, et al., 1998; Seed & Suchanek, 1992; Baden, et al., 2021). Förekomst av mer djupliggande blåmusselbankar i habitat där storvuxna individer av dessa predatorer återfinns kan därför antas vara betydligt mindre sannolikt.

Valet av modellvariabler styrdes i stor utsträckning av tillgänglighet av data. Följaktligen inkluderades inte ström, vilket sannolikt är en brist då musslor som filtrerande organismer är beroende av de födopartiklar strömmen transporterar. Det kan antas att de musselbankar som tidigare identifierats i utloppet av Nordre älv och Göta älv drar nytta av flödet där (Andersson, et al., 2020). Det finns exempel på studier där ström kan skattas eller kalibreras utifrån väl valda proxies (Schönfeld, 2002; Moy de Vitry & Leitão, 2020), men ingen sådan proxy-variabel är känd för modelleringsområdet.

Vidare utgörs modellutfallet av ett raster, vars upplösning begränsades av djupdatats upplösning. Även botten lutning beräknades med den upplösningen, vilket kan innebära att strukturer eller skillnader som kräver en högre upplösning slätas ut. Det går inte att säga i vilken utsträckning detta har betydelse för modellens utfall. Modellutfallet visar att musselbankar inte förväntas återfinnas på branta sluttningar, vilket överensstämmer med fältobservationer. En finare upplösning kan dock möjliggöra att områden av för musslor relevanta mikrohabitat, som i modellens nuvarande utförande underskattas, fångas in alternativt utesluts. Mer högupplöst djupdata existerar (www.sjofartsverket.se), men är inte tillgängliga som öppna data. Det bör också påpekas att modellområdet är ganska stort och att mer högupplöst data för hela ytan kan medföra en ansevärd ökning av beräkningstiden för modellen.

Det är förvånande att substratdata inte gav ett mer distinkt bidrag, och att hårbotten inte uteslöts. Möjligen är även detta en effekt av upplösningen av data: den kända musselbanken väster om Knippleholmen ligger på mjukbotten, men väster om Knippleholmen finns också partier av hårbotten kring de små skären som är belägna där. Vid konvertering till rasterdata finns det därför en risk att substratet för delar av den banken klassas som hårbotten, vilket den kanske inte hade gjorts i en högre upplösning.

Utfallet av verifieringen i fält bör också ses mot bakgrund av att bestånden av blåmussla har minskat kraftigt längs med svenska västkusten (Baden, et al., 2021), speciellt i Göteborgs kustvatten (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2021). Orsakerna till tillbakagången är oklara, men i Baden et al. (2021) påpekas att minskningen av blåmusslor kan bero på ökad predation från ejder och strandkrabba samt störningar i form av förändringar i tillgängligt substrat att slå sig ned på (settla), till följd av en ökad mängd näringsgynnade alger. Ökad temperatur i ytvattnet, mer extrema väderskiftningar och ökad sötvattenstillförsel kan förstärka effekten. Finns det en brist på bra naturliga settlingssubstrat kan detta ytterligare bidra till en lägre musselrekrytering. Detta är speciellt fallet om det finns färre adulta (köns mogna) musslor i ett område, eftersom musselarver och musselrekryter har generellt sämre överlevnad om de inte kan settla i befintliga musseläckor eller musselbankar, ofta bland musslornas byssustrådar (Svane & Ompi, 1993; Erlandsson, et al., 2011; Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2021). Således kan en kraftig minskning i musselutbredning i sig förstärka minskningen. Detta kallas för en Allee-effekt, en förstärkande negativ effekt med låg återhämtning av en population (Norse & Crowder, 2005; Erlandsson, et al., 2011).

5 Referenser

- Andersson, S., Bergkvist, J. & Fransson, K., 2020. Delrapport B – Marinbiologisk naturvärdesbedömning inom planerade muddringsområden. i: F. m.fl, red. *SkandiaPorten - marinbiologisk kunskapssammanställning & kompletterande undersökningar 2020*. Lysekil: Marine Monitoring AB.
- Baden, S., Hernroth, B. & Lindahl, O., 2021. Declining populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic coastal waters - a Swedish perspective.. *Journal of Shellfish Research*, 40(2), p. 269–296.
- Bucas, M. o.a., 2013. Empirical modelling of benthic species distribution, abundance, and diversity in the Baltic Sea: evaluating the scope for predictive mapping using different modelling approaches. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), pp. 1233-1243.
- Elith, J., 2017. Predicting distributions of invasive species. i: A. P. Robinson, T. Walshe, M. A. Burgman & M. Nunn, red. *Invasive Species*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 93-129.
- Erlandsson, J., McQuaid, C. & Stanczak, S., 2011. Recruit/algal interaction prevents recovery of overexploited mussel beds: indirect evidence that postsettlement mortality structures mussel populations. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, Volym 92, pp. 132-139.
- Hammar, L., Magnusson, M. & Nilsson, H. C., 2004. *Slutrapport. Säkerhetshöjande åtgärder i farlederna till Göteborg. Kontrollprogram miljö; 8.6.2 Musslor 2002-2004.*, u.o.: Marine Monitoring AB.
- Hijmans, R., 2023. *raster: geographic data analysis and modeling.*, u.o.: u.n.
- Hijmans, R. & Elith, J., 2013. *Species distribution modeling with R*, u.o.: u.n.
- Hijmans, R., Phillips, S., Leathwick, J. & Elith, J., 2022. *dismo: species distribution modeling.*, u.o.: u.n.
- Holt, T. J., Rees, E. I., Hawkins, S. J. & Seed, R., 1998. *Biogenic reefs (Vol IX): An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs*, UK Marine SACs Project: Scottish Association for Marine Science.
- Jenneborg, L. H., 2007. *Marinbiologisk undersökning. Utbredning av blåmusselbankar inom Göteborgs skärgård.*, No. 2007:17.: Göteborgs stad.
- Laugen, A. T. o.a., 2023. *Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade Mytilus- och Ostrea-bankar. Del 1 Nulägesanalys av Mytilus- och Ostrea-bankar i Sverige*, No C729: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Lindegarh, M. o.a., 2014. Testing the Potential for Predictive Modeling and Mapping and Extending Its Use as a Tool for Evaluating Management Scenarios and Economic Valuation in the Baltic Sea (PREHAB). *AMBIO*, Volym 43, pp. 82-93.
- Liu, X. o.a., 2017. Applying the one-class classification method of maxent to detect an invasive plant *Spartina alterniflora* with time-series analysis. *Remote Sensing*, 9(11).
- Li, W. & Guo, Q., 2013. How to assess the prediction accuracy of species presence-absence models without absence data?. *Ecography*, 36(7), pp. 788-799.
- Marchand, P. G. D., 2023. *waver: Calculate Fetch and Wave Energy*, u.o.: u.n.
- Merow, C., Smith, M. J. & Silander, J. A., 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), pp. 1058-1069.

- Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2019. *Kartläggning av marina habitat i reservat Stora Amundö och Billdals skärgård. Rapport från fältarbete*, No. 2019:03: u.n.
- Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020a. *Inventering av tidigare kända blåmusselbankar i Göteborg*, 2020:05: u.n.
- Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020b. *Inventering av ålgräsängar i tre vattenförekomster i södra Göteborgs kustvatten.*, No. 2020:06.: u.n.
- Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2021. *Kartläggning och skydd av marina ansvarsbiotoper: Fokus på ålgräsängar och biogena rev.*, 2021:11: u.n.
- Moy de Vitry, M. & Leitão, J. P., 2020. The potential of proxy water level measurements for calibrating urban pluvial flood models. *Water Research*, Volym 175, p. 115669.
- Murphey, P. L. & Fonseca, M. S., 1995. Role of high and low energy seagrass beds as nursery areas for *Penaeus duorarum* in North Carolina. *Marine Ecology Progress Series*, Volym 121, pp. 91-98.
- Norse, E. A. & Crowder, L. B., 2005. *Marine Conservation Biology: The science of maintaining the sea's biodiversity..* Washington: Island Press.
- Pebesma, E., 2018. Simple features for R: standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, 10(1).
- Phillips, S. J., Dudík, M. & Schapire, R. E., 2004. *A maximum entropy approach to species distribution modeling..* Banff, Alberta, Twenty-first international conference on Machine learning - ICML '04.
- Schönfeld, J., 2002. A new benthic foraminiferal proxy for near-bottom current velocities in the Gulf of Cadiz, northeastern Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part I. Oceanographic Research Papers*, 49(10), pp. 1853-1875.
- Seed, R. & Suchanek, T. H., 1992. The mussel *Mytilus*: Ecology, physiology and culture. i: E. Gosling, red. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 25. Amsterdam: Elsevier, pp. 87-169.
- Svane, I. & Ompi, M., 1993. Patch dynamics in beds of the blue mussel *Mytilus edulis* L.: effects of site, patch size, and position within a patch. *Ophelia*, Volym 37, pp. 187-202.
- Valavi, R., Elith, J., Lahoz-Monfort, J. J. & Guillera-Arroit, G., 2021. Modelling species presence-only data with random forests. *Ecography*, Volym 44, pp. 1731-1742.



Miljöförvaltningen

Box 7012, 402 31 Göteborg

Telefon, växel: 031-365 00 00

E-post: miljoforvaltningen@miljo.goteborg.se