EUROPEISKA UNIONEN

Interreg
Botnia-Atlantica
Europeiska regionala utvecklingsfonden

Hur kommer havet att se ut år 2120?

Framtida klimat- och artutbrednings-modeller för centrala Bottniska viken

Tytti Turkia, Emma Anderssén, Essi Lakso, Anniina Saarinen, Johnny Berglund, Lotta Nygård, Anna Bonde, Anette Bäck

ECONNECT 2120

Författare: Tytti Turkia[1], Emma Anderssén[1], Essi Lakso[1], Anniina Saarinen[2], Johnny Berglund[2], Lotta Nygård[3], Anna Bonde[4], Anette Bäck[1]

[1]Foreststyrelsen Naturtjänster
[2]Länsstyrelsen Västerbotten
[3]Länsstyrelsen Västernorrland
[4]Närings-, trafik- och miljöcentralen i Södra Österbotten
Författare till kapitlet om stigande havsnivåer: Jani Särkkä, Meteorologiska Institutet i Finland

Översättning från engelska: Lingsoft

Kontaktinformation:
Anette Bäck, Foreststyrelsen, anette.back@metsa.fi
Johnny Berglund, Länsstyrelsen Västerbotten, johnny.berglund@lansstyrelsen.se

Omslagsbild: Juuso Haapaniemi
Citera som: Turkia, T., Anderssén, E., Lakso, E., Saarinen, A., Berglund, J., Nygård, L., Bonde, A. & Bäck, A. 2022. Hur kommer havet att se ut år 2120: Framtida klimat- och artutbredningsmodeller för centrala Bottniska viken. ECOnnect-projektets slutrapport. Interreg Botnia-Atlantica projekt.

Diarienummer MH 5039/2022

Hur kommer havet att se ut år 2120?

Framtida klimat- och artutbredningsmodeller för centrala Bottniska viken

Interreg Botnia-Atlantica
EUROPEISKA UNIONEN Europeiska regionala utvecklingsfonden

Österbottens förbund
Pohjanmaan liitto

Havs och Vatten myndigheten

Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
Närings-, trafik- och miljöcentralen

Länsstyrelsen Västerbotten

Länsstyrelsen Västernorrland

METSÄHALLITUS
FORSTSTYRELSEN

Förord

Klimatförändringen är vår tids största miljökris. Förändringarna till följd av klimatförändringen sker redan överallt i världen såväl på land som till havs och våra handlingar i dag kommer att vara avgörande för vår framtid. Effekterna av klimatförändringen, såsom temperaturökningen, kommer att vara större i Bottniska viken än i någon annan del av Östersjön. I ECOnnect-projektet har vi studerat hur havet i centrala Bottniska viken kommer att se ut år 2120. Vi analyserade rådande och framtida miljöförhållanden och artutbredning, ekosystemtjänster och konnektivitet i centrala Bottniska viken. Projektets resultat indikerar att klimatförändringen kommer att göra havet varmare, istäcket tunnare och salthalten något lägre. Arterna kommer att reagera olika på dessa förändringar beroende på deras överlevnadsbehov. Lägre salthalter påverkar havslevande djur, såsom blåmusslan, som redan lever på gränsen av deras tolerans för låg salthalt, medan ett tunnare istäcke bland annat gynnar fleråriga alger. Förändringar av ekosystemtjänster förväntas följa förändringarna hos artutbredningen i många delar. I vissa områden kommer ekosystemtjänsterna att öka medan de kommer att minska i andra områden. En drastisk förändring hos ekosystemtjänsterna förväntas dock inte. Kvarken är en viktig rutt för spridning av arter mellan Sverige och Finland. Skyddade marina områden är ostörda områden för havslevande varelser. Ju bättre dessa områden placeras desto bättre habitatsnätverk skapar de för arter, vilket ökar chanserna för arternas överlevnad i framtiden.

Tre rapporter där resultaten från varje arbetspaket presenteras och en sammanfattningsrapport där huvudslutsatsen från varje rapport presenteras togs fram inom projektet (samtliga återfinns på econnect2120.com). I den här rapporten presenterar vi den nuvarande statusen för den marina miljön och diskuterar möjliga förändringar av framtida miljövariabler och artutbredningen. De andra två rapporterna fokuserar på att identifiera aktuella ekosystemtjänster i området och hur dessa kan komma att förändras i framtiden samt utvärderar befintliga och framtida nätverk av skyddade områden ur ett konnektivitet perspektiv.

Projektet inleddes i juni 2018 och avslutades i maj 2022 och finansierades genom det gränsöverskridande programmet Interreg Botnia-Atlantica. Projektet var en fortsättning på ett långvarigt gränsöverskridande samarbete mellan Finland och Sverige i Kvarken med syftet att förstärka förvaltningen av det gemensamma havsområdet. Projektets partner var Forststyrelsen, Närings-, trafik- och miljöcentralen i Södra Österbotten, Länsstyrelsen Västerbotten och Länsstyrelsen Västernorrland. Projektområdet begränsades till Österbotten och centrala Österbotten i Finland, och Västerbotten och Västernorrlands län i Sverige.

ECOnnect-projektet vill tacka Interreg Botnia-Atlantica, Österbottens förbund, Havs- och vattenmyndigheten och de medverkande organisationerna för att de gjorde projektet möjligt. Vi vill också tacka SMHI och FMI som tillhandahöll klimatmodellerna och alla andra som har hjälpt oss på ett sätt eller ett annat.

Innehåll

Förord **5**

Förkortningar och akronymer **7**

1. Inledning **8**
1.1. Östersjön 8
1.2. Bakgrund till projektet 8
1.3. Projektområde inklusive Kvarken 9
1.4. Klimatförändringens framtida effekter 10

2. Framtida förändringar av havsnivån i projektområdet **12**

3. Framtidsscenarier **14**
3.1. Vilken sorts framtid har vi använt i projektet? 14

4. Material och metoder **17**
4.1. Klimatmodeller 17
4.2. Artdata 17
4.3. Modellering 26

5. Resultat **28**
5.1. Förändringar i miljövariabler 28
5.2. Förändringar i nuvarande och framtida artutbredningar 31
5.2.1. Blåstång och smaltång 31
5.2.2. Kräkel 32
5.2.3. Ettåriga trådalger 33
5.2.4. Akvatiska mossor 34
5.2.5. Kransalger 34
5.2.6. Nateväxter 37
5.2.7. Bladvass 37
5.2.8. Blåmussla 38
5.2.9. Östersjömussla 39
5.2.10. Vitmärla 40
5.2.11. Fjädermyggslarver 41
5.2.12. Nordamerikansk havsborstmask 42

6. Diskussion **43**
6.1. Felkällor och osäkerhet 44

7. Slutsatser **47**

Bilaga **49**

Litteraturförteckning **51**

Förkortningar och akronymer

BALTEX	Hydrometeorologiskt forskningsprogram för Östersjön och dess avrinningsområde (The Baltic Sea Experiment)
BSAP	HELCOMs handlingsplan för Östersjön (Baltic Sea Action Plan)
EMMA	Finlands ekologiskt betydelsefulla marina undervattensmiljöer
FMI	Meteorologiska institutet i Finland
HELCOM HUB	HELCOMs klassificeringssystem för undervattensbiotoper och habitat
IPCC	FN:s vetenskapliga klimatpanel (Intergovernmental Panel on Climate Change)
MAI	Maximalt tillåten tillförsel av näringsämnen (Maximum allowable input of nutrients), vilket anger den maximala nivån för tillförsel av kväve och fosfor från vatten och luft i Östersjöns bassänger för att uppnå god miljöstatus i Östersjön (enligt BSAP)
NICs	Gräns för näringstillförsel (Nutrient Input Ceilings)
RCO-SCOBI	Tredimensionell fysikalisk-biogeokemisk cirkulationsmodell
RCP8.5	Scenarie för att beräkna framtida klimatförändring (Representative concentration pathway), klimatscenariet RCP8.5 är det värsta tänkbara klimatscenariot
SMHI	Svenska Meteorologiska och Hydrologiska Institutet
VIF	Variansinflationsfaktor

1. Inledning

1.1. Östersjön

Östersjön är ett grunt hav som kännetecknas av bräckt vatten (Leppäranta och Myrberg 2009). Nio länder omger Östersjön och cirka 85 miljoner människor bor i dess avrinningsområde. Avrinningsområdet är cirka fyra gånger större än havet och detta medför en stor belastning på havets biologiska mångfald och ekosystemens funktioner (HELCOM 2017). Miljöproblem som härrör från mänsklig verksamhet som påverkar Östersjön omfattar övergödning, utsläpp, sjöfart, införande av främmande arter, fiske och jakt, störning och minskning av habitat, klimatförändring, nedskräpning av havet med mera (Leppäranta och Myrberg 2009; HELCOM 2017).

På grund av det bräckta vattnet är artmångfalden i Östersjön låg jämfört med havs- och sötvattensmiljöer (Kautsky och Kautsky 2000; HELCOM 2009). Den biologiska mångfalden är dock större än förväntat i ett bräckt system tack vare de flertaliga habitattyperna och den unika salthaltsgradienten (HELCOM 2018a). Dessutom anses Östersjön vara ett mycket produktivt ekosystem som tillhandahåller en mångfald av ekosystemtjänster. Dessa omfattar bland annat fiske, vatten- och klimatreglering, återvinning av födoämnen och friluftsliv (HELCOM 2009).

Havslevande arter såsom blåstång och smaltång (*Fucus vesiculosus* och *Fucus radicans*) och blåmusslan (*Mytilus trossulus x edulis*) är exempel på arter som fungerar som nyckelarter i nästan hela Östersjön eftersom de bildar habitat (HELCOM 2009) och tillhandahåller en källa till föda för många andra arter (Waldeck och Larsson 2013; Wikström och Kautsky 2007). Områden där ett fåtal nyckelarter har en stor påverkan på ekosystemet (HELCOM 2009) eller där artmångfalden är låg (Peterson m.fl. 1998), vilket är fallet i Östersjön, kan definieras av låg motståndskraft mot stressfaktorer (HELCOM 2009). En stressfaktor som kan ha stor påverkan på Östersjön är klimatförändringen.

1.2. Bakgrund till projektet

Syftet med ECOnnect-projektet var att studera den möjliga effekten av klimatförändringen på vattenmiljöerna i centrala Bottniska viken på hundra års sikt. Projektområdet (bild 1) är särskilt intressant när det gäller klimatförändring eftersom vissa havslevande arter i Kvarken redan lever nära sin toleransgräns när det gäller salthalt. Den lägre genomsnittliga salthalten är varken optimal för havs- eller sötvattensarter som lever tillsammans i området (Kautsky & Kautsky 2000). En möjlig minskning av salthalten till följd av klimatförändringen kan ha en stor påverkan på artutbredningen i området. Temperaturen har också en stor påverkan på miljön och ekosystemen genom istäckets säsongsmässighet och varaktighet. Syftet med projektet var att ta fram information som kan hjälpa samhällsplanerare med anpassningar till klimatförändringen. Målet var även att göra resultaten tillgängliga för allmänheten. Målet med projektet uppnåddes genom att ta fram modeller för framtida artutbredning av vattenlevande arter och artgrupper i området, samt kartor över möjliga förändringar av fysiska parametrar, såsom temperatur, salthalt och havsistäcke. Modellerna byggde på framtida klimatscenarier från Svenska Meteorologiska och Hydrologiska Institutet (SMHI) och Meteorologiska Institutet i Finland (FMI). Som del av projektet studerades även eventuella framtida ekologiska kopplingar mellan biotoper och nyckelarter och marina skyddsområden, samt klimatförändringens påverkan på viktiga marina ekosystemstjänster i projektområdet.

Kommunikationen av projektets syfte och resultat till såväl samhällsplanerare och miljö- och klimatexperter som allmänheten var redan från början en viktig del av projektet. Sociala medier användes som den huvudsakliga kommunikationskanalen och ett digitalt seminarium för samhällsplanerare och miljö- och klimatexperter anordnades i början på 2021. Projektets resultat presenteras i olika rapporter, kartportalen SeaGIS2.0 , på projektets webbsi-

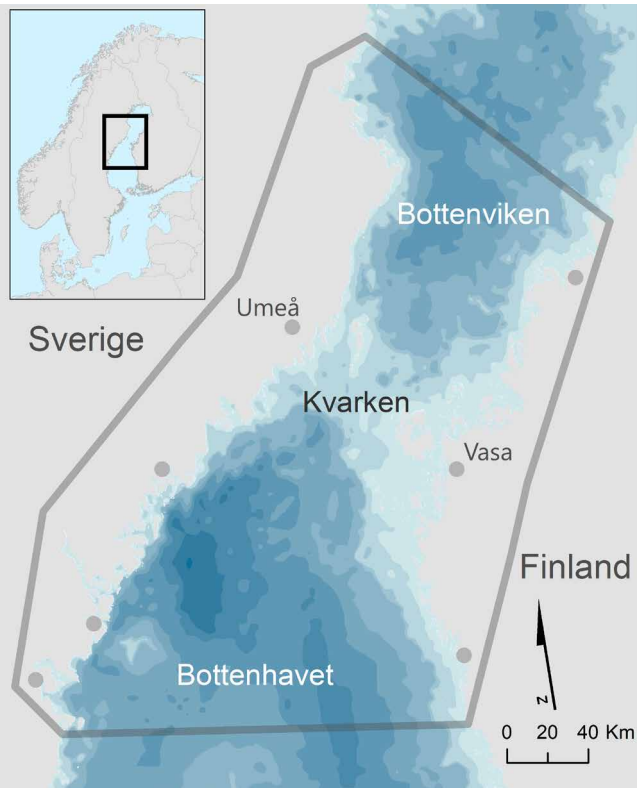
da och i berättelsekartan. Rapporterna innehåller detaljerad information om projektets metoder och resultat och modellerna kan studeras närmare i kartportalen SeaGIS2.0. Den data som tagits fram är öppen och kan användas fritt för andra klimatrelaterade projekt. För att göra resultaten tillgängliga och intressanta för en bredare målgrupp med olika bakgrunder skapades flera filmer och animationer om projektets olika ämnen. En berättelsekarta skapades för att visa det framtagna kommunikationsmaterialet och de huvudsakliga resultaten från projektet på ett inspirerande vis.

1.3. Projektområde inklusive Kvarken

Projektområdet sträcker sig från norr om Skellefteå i Sverige och Karleby i Finland till söder om Sundsvall i Sverige och Kristinestad i Finland (figur 1).

Kvarken ligger inom denna centrala del av Bottniska viken. Kvarken är ett grunt övergångsområde som skiljer Bottenhavet från Bottenviken. Kvarkens kustlinjer och topografi förändras ständigt och formas av den pågående landhöjningen som lyfter landmassan cirka 9 mm om året (Poutanen och Steffen 2014). Kvarken består av flera marina skyddsområden, däribland Natura 2000-områden, och viktiga områden för fåglar och biologisk mångfald (Kallio m.fl. 2019). Dessutom betecknas Kvarken som ett Ekologiskt eller biologiskt betydelsefullt område (EBSA) (Konventionen om biologisk mångfald 2012).

Skärgården på den finska sidan av projektområdet är grund och består av tusentals små öar, medan landskapet på den svenska sidan är brantare med färre öar (Poutanen och Steffen 2014, Donadi m.fl. 2020). UNESCO-världsarvet Höga kusten/Kvarken ligger här (UNESCO 2021). På den finska sidan av projektområdet ligger flera av Finlands ekologiskt betydelsefulla marina undervattensmiljöer (EM-



Figur 1. Projektområdet för ECOnnect ligger i Bottniska viken i norra Östersjön.

MA-områden): Revöfjärden, Rönnskäret, Mickelsörarna och Kvimofjärden (Lappalainen m.fl. 2020).

Salthalten i projektområdet varierar beroende på Kvarkens grunda djup och kraftiga strömmar. Salthalten minskar från 5 ‰ till 4 ‰ när man rör sig cirka 10 kilometer norrut från Bergö, söder om Vasa. Salthalten är högre på den östra sidan av projektområdet eftersom Corioliseffekten styr det ingående saltvattnet söderifrån mot den finska västkusten och älvarna och åarna på den svenska ostkusten för med sig stora mängder sötvatten till havet (Rinkineva och Bader 1998). Den genomsnittliga salthalten i Kvarken är 3–4 ‰, vilket är lägre än den genomsnittliga salthalten i Östersjön (Kautsky och Kautsky 2000). Den minskande saltalten från

Egentliga Östersjön till Bottniska viken påverkar arternas levnadsförhållanden. Därför är Kvarken ett gränsområde för utbredningen av flera arter (Rinkineva och Bader 1998), dvs för blåmusslor och blåstång och smaltång (HELCOM 2017). De flesta arterna i projektområdet är sötvattensarter som tål bräckta förhållanden, dvs fiskarter som abborre (*Perca fluviatilis*), braxen (*Abramis brama*) och mört (*Rutilus rutilus*) och undervattensvegetation som nateväxter (Potamogeton spp.) och kransalger (Charales) (Viitasalo m.fl. 2017). Eftersom både havs- och sötvattensarter till viss utsträckning inte lever under optimala förhållanden när det gäller salthalt utsätts arterna för stora påfrestningar. Dessa påfrestningar kan bland annat leda till mindre storlek på arterna jämfört med områden där arterna inte utsätts för stressfaktorer (Westerbom m.fl. 2002).

Medel- och maxdjupet i projektområdet är 64 meter respektive 298 meter (SeaGI2.0). De grunda delarna av projektområdet skapar områden med varmare temperaturer, särskilt under våren, till skillnad från de i övrigt kalla vattnen i Bottniska viken. Dessa varmare områden är viktiga för förökningen av arterna, till exempel för flera fiskarter. Isen som täcker projektområdet under vintern har en stor påverkan på havet och påverkar bland annat sedimentering och skrapar bort undervattensvegetation från grunda områden där landis har bildats. Huvudströmmarna i Bottniska viken går norrut längs östkusten och söderut längs västkusten. Det finns också små och mer lokala strömmar som påverkar lokala förhållanden, såsom sedimentering. Strömmarna är vanligtvis starka i Kvarken, eftersom det är en passage för vatten som går mellan Bottenhavet och Bottenviken (Rinkineva och Bader 1998).

1.4. Klimatförändringens framtida effekter

I framtiden kan atmosfäriska förändringar till följd av klimatförändringen leda till förändrad lufttemperatur och nederbörd. I haven kan förändrade vattentemperaturer, havsnivåer, stormfloder och havsistäcken förväntas (HELCOM & Baltic Earth 2021; Meier m.fl. 2021). Ökade koldioxidnivåer i atmosfären orsakar även en försurning av haven, vilket leder till en lägre pH-nivå i vattnet (HELCOM 2017), men det är oklart i vilken omfattning pH-värdet i Östersjön skulle förändras (HELCOM & Baltic Earth 2021). Dessa förändringar förväntas i sin tur leda till förändringar av marina arter och samhällen (Viitasalo och Bonsdorff 2021).

De största förändringarna av vattentemperaturen i Östersjön förväntas inträffa under sommaren i Bottniska viken (Meier m.fl. 2021). Ytskikten kommer att värmas mer än djupen, och de genomsnittliga ytvattentemperaturerna i de norra delarna av Östersjön kan öka med mer än 3 °C under klimatscenario RCP8.5 (Meier m.fl. 2021). Klimatmodellerna har stora osäkerheter när det gäller vattenbalansen och eftersom avrinningen är den viktigaste faktorn som påverkar salthalten är det mycket oklart om salthalten kommer att öka eller minska. Nederbörden förväntas öka under sommaren samt under vintern i den norra delen av Östersjön, vilket kan leda till en minskning av salthalten. Men ökande temperaturer kan även leda till ökad avdunstning, vilket skulle minska avrinningen och inte orsaka en minskning av salthalten. Dessutom påverkar stigningen av havsnivån inflödet av saltvatten till Östersjön vilket kan kompensera för effekten av ökad avrinning, vilket ytterligare komplicerar prognoserna av framtida salthalter.

Den stigande havsnivån orsakas av smältande glaciärer och värmeexpansionen av havsvattnet när det blir varmare. I Bottniska viken förväntas den möjliga havsnivåstigningen kompenseras av den pågående landhöjningen (Meier m.fl. 2021). Stigningen av havsnivån förklaras närmare i avsnitt 2. Framtida förändringar av stormfloder beror på höjningen av havsnivån och ökade vindhastigheter. I nuläget saknas en god förståelse för hur vindarna kan förändras i framtiden, men flera studier visar att en ökning av vindhastigheterna är möjlig, särskilt under hösten (HELCOM & Baltic Earth 2021; Meier m.fl. 2021). Höjningen av havsnivån är den faktor som mest påverkar förändringar av stormfloder (von Storch m.fl. 2015) och man kan anta att en höjning av havsnivån även skulle medföra ökade stormfloder. Detta är dock mycket osäkert.

Istäcket är mycket beroende av lufttemperaturen under vintern. I nuläget är istäcket redan mindre och tunnare än det historiska genomsnittet och istäcket varar under en kortare period. Under vintern 2020 var den årliga maximala havsisutbredningen den lägsta sedan 1720, då mätningarna inleddes (Meier m.fl. 2021). Dessutom var den genomsnittliga utbredningen av havsisen den lägsta någonsin under

de senaste 30 åren (Meier m.fl. 2021). Den stigande temperaturen i framtiden förväntas påskynda dessa förändringar av havsisen (HELCOM & Baltic Earth 2021, Meier m.fl. 2021).

Det är fortfarande mycket oklart hur försurningen av haven kan påverka arter och ekosystem i Östersjön (HELCOM & Baltic Earth 2021), men tillgängliga data visar på att många arter i Östersjön är allmänt toleranta mot lägre pH-värden, men att vissa arter, till exempel arter som bildar skal, kan bli lidande (Navenhand 2012). Samhällen i bräckta vatten förväntas också bli mindre påverkade av försurningen av havet, eftersom de redan har anpassat sig till varierande koldioxidnivåer och pH-värden (Bermudez m.fl. 2016). Vissa studier har dock påträffat tecken på att försurningen tillsammans med varmare vatten kommer att ha större skadeverkningar på samhällen i Östersjön än endast försurningen skulle ha (Viitasalo och Bonsdorff 2021).

Effekterna av klimatförändringen, såsom stigande yttemperaturer i haven, förväntas vara större i Bottniska viken än någon annan del av Östersjön, bland annat eftersom albedo minskar när isen försvinner, vilket leder till ökad uppvärmning (Meier m.fl. 2012). Klimatförändringen kommer att påverka ekosystemen i Östersjön på olika sätt och kan tillsammans med andra mänskliga påfrestningar påverka ekosystemens motståndskraft och göra dem mer sårbara inför framtida förändringar (HELCOM 2013e; von Storch m.fl. 2015; HELCOM & Baltic Earth 2021).

2. Framtida förändringar av havsnivån i projektområdet

Jani Särkkä, Meteorologiska institutet i Finland (FMI)

Kusten i Bottniska viken påverkas av landhöjningen, det vill säga när jordskorpan stiger efter att ha pressats ner av inlandsisen. Den tjockaste delen av glaciären låg över Kvarken där landhöjningen nu är som störst (9 mm/år). På grund av landhöjningen har den genomsnittliga havsnivån (härefter medelhavsnivån) i förhållande till landnivån minskat med flera hundra meter.

Fram till 1900-talet minskade den relativa medelhavsnivån i stadig takt. Efter 1900-talet har den globala havsnivåhöjningen motverkat landhöjningen, vilket har minskat förändringstakten för den relativa medelhavsnivån i världen. Under de senaste hundra åren har den relativa havsnivån i Bottniska viken minskat med 30-70 cm, eftersom landhöjningen har överskridit havsnivåhöjningen. Den globala medelhavsnivån stiger på grund av havsvattnets värmeutvidgning och avsmältningen av glaciärerna och istäckena på Grönland och Antarktis.

Höjningen av den globala medelhavsnivån förväntas accelerera på grund av klimatförändringen. Projektionerna är osäkra eftersom det är oklart hur istäcket i västra Antarktis kommer att påverkas av det varmare klimatet. Det är möjligt att den genomsnittliga höjningen av den globala havsnivån år 2100 överskrider en meter per år om havsistäcket i västra Antarktis kollapsar. För de flesta scenarierna är takten för havsnivåhöjningen mindre än landhöjningen, vilket innebär att den ökande havsnivåhöjningen leder till att den lokala minskningen av havsnivån saktas ner. Om de mer extrema scenarierna för havsnivåhöjningen blir verklighet kommer den genomsnittliga höjningen av havsnivån överstiga landhöjningen i Bottniska viken efter år 2050, vilket kommer att leda till att kustlinjen sänks.

De kortsiktiga förändringarna av havsnivån orsakas av vind, lufttryck och hur vattnet förflyttas mellan Östersjöns bassänger. Havsnivåerna i Bottniska viken har uppmätts med tidvattenmätare sedan tidigt 1900-tal. I ECOnnect-projektområdet uppmättes de högsta havsnivåerna under två extrema händelser. I januari 1984 var havsnivån +139 cm i Jakobstad, +144 cm i Vasa, +148 i Kaskö, +148 cm i Furuögrund och +127 cm i Spikarna i förhållande till medelhavsnivån. I februari 2002 uppmättes havsnivåer på +142 cm i Ratan och +131 cm i Skagsudde. I klimatscenarierna för Östersjöområdet finns det ingen tydlig indikation på starkare vindar eller fler stormar som skulle kunna leda till extrema havsnivåer i framtiden. På grund av den höga variationen för havsnivån i Östersjön är extrema högvattennivåer som överstiger de som redan har mätts, möjliga i det rådande klimatet om förhållanden i atmosfären som styr havsnivån (såsom lägsta lågtrycksvärde och hur lågtrycken rör sig) är optimala.

Den förändrade medelhavsnivån påverkar även extrema värden och risken för översvämning i kustområdena. Det är viktigt att beakta de förväntade förändringarna vid bedömning av översvämningsrisker och planering av infrastruktur längs kusten. Den framtida sannolikheten för översvämningar längs kusten i Finland har uppskattats av Pellikka m.fl. (2018). De kombinerade 14 olika scenarier för genomsnittlig höjning av havsnivån, där olika växthusgasscenarier (RCP4.5, RCP8.5 och vissa äldre scenarier) användes för att uppskatta intervallet för att prognosticera havsnivåer i framtiden. Dessutom tog de hänsyn till landhöjningen och ändringar av vindklimatet och tog fram kombinerade distributioner för överskridningssannolikheten för havsnivåer år 2050 och 2100 vid den finska kusten.

Resultatet för det finska kustområdet i projektområdet för ECOnnect kan även tillämpas på den svenska kusten, eftersom den enda större skillnaden när det gäller faktorer som påverkar den relativa havsnivåhöjningen i området är landhöjningstakten, vilken är 1 mm/år högre för den svenska kusten. När det gäller ökningen av havsnivån mellan 2000 och

2100 i projektområdet, med hänsyn till resultaten i Pellikka m.fl. (2018) för den finska kusten och den högre landhöjningstakten för den svenska kusten, drar vi slutsatsen att värdena skiljer sig högst 10 cm mellan de olika platserna (tabell 1).

De flesta scenarierna förutspår att havsnivån kommer fortsätta sjunka i centrala Bottniska viken även i framtiden, eftersom landhöjningen kommer att kompensera för den globala höjningen av havsnivån. Sänkningen av havsnivån kan dock förväntas vara långsammare än tidigare. Den förväntade förändringen av havsnivån från år 2000 till 2100 i området är i medeltal -30 cm, men prognoserna varierar från en ännu lägre havsnivå, -70 cm, till en höjning av havsnivån på +20 cm (95% konfidensintervall). Detta innebär att i ett extremt fall, om den Antarktiska inlandsisen kollapsar, kommer den globala medelhavsnivån att stiga så mycket att landhöjningen i Bottniska viken inte räcker till för att kompensera förändringen. Som resultat skulle alltså havsnivån också kunna stiga här. Även i detta fall skulle höjningen vara betydligt mindre (ca 20 cm) jämfört med den globala havsnivåhöjningen som är mer än 1 m. Detta är tack vare den fortsatta landhöjningen som är opåverkad av klimatförändringen.

Tabell 1. Den genomsnittliga ändringen av havsnivån (cm) mellan år 2000 och 2100 för den finska och svenska kusten i ECOnnect-projektområdet med konfidensintervall.

Ort	Lågt (5 %)	Genomsnitt	Högt (95 %)
Jakobstad	-72	-29	23
Vasa	-74	-31	21
Kaskö	-66	-22	33
Skellefteå	-82	-39	13
Umeå	-84	-41	11
Härnösand	-74	-31	21

När man bygger nära kustlinjen är det viktigt att man har beredskap för exceptionella översvämningar. Risken för översvämningar minskar när den relativa medelhavsnivån sjunker. Eftersom osäkerheten i scenarierna för havsnivån ökar desto längre in i framtiden vi ser bör det finnas beredskap för att medelhavsnivån också kan stiga till år 2100, även om sannolikheten är låg. I metodologin i Pellikka m.fl. (2018) ingår i uppskattningarna av översvämningsrisken såväl höga kortsiktiga havsnivåtoppar där medelhavsnivån mer sannolikt ökar, som lägre havsnivåtoppar där medelhavsnivån ökar med lägre sannolikhet. Som exempel kan nämnas att för beräkningar av extrema havsnivåer så är den havsnivå som beräknas inträffa var 100 år i Vasa 169 cm för år 2010, 155 cm för år 2050 och 180 cm för år 2100. När man jämför 2010 med 2050 är överskridandegraden lägre på grund av en sjunkande relativ havsnivå, men den ökar mellan 2050 och 2100 på grund av ökande osäkerhet i fråga om den relativa ökningen av den medelhavsnivån.

3. Framtidsscenarier

Klimatmodeller och modeller för arters utbredning kan hjälpa oss att förstå hur framtiden kan se ut. Det är lättare att anpassa sig till konsekvenserna av klimatförändringen om vi vet vilken påverkan den kan komma att ha på miljön. Klimatmodeller visar klimatsystemets komplexa och komplicerade karaktär och innehåller data om atmosfär, hav, havsis, land, vegetation, kolets kretslopp med mera (McGuffie och Henderson-Sellers 2014). I artutbredningsmodellerna görs uppskattningar av hur lämpligt ett habitat är för olika arter och samhällen i ett ekosystem. Detta är särskilt användbart i havsmiljöer där det är svårare att studera och komma nära arterna än på land (Reiss m.fl. 2011).

I det här projektet används artutbredningsmodeller för att förutspå förändringar i arters utbredning till följd av klimatförändringen och för att identifiera hotade arter (Slavich m.fl. 2014). Det är dock viktigt att ha i åtanke att modellerna endast ger uppskattningar med en hög osäkerhet och bör användas på ett sätt som tar hänsyn till detta. Det finns vissa problem med att använda modeller för att förutspå arters framtida utbredning i ett föränderligt klimat, men modellerna är ändå ett vanligt verktyg vid bedömningen av hur arter påverkas av klimatförändringen (Gusian och Thuiller 2005; Littel m.fl. 2011; Porfirio 2014; Simon-Nutbrown m.fl. 2020). En beskrivning av de arter som studerats i projektet finns i avsnitt 4.

Olika typer av klimatmodeller används för att förutspå framtidens klimat, i synnerhet allmänna cirkulationsmodeller och regionala klimatmodeller (von Storch m.fl. 2015). Allmänna cirkulationsmodeller bygger på rutnätspunkter med en upplösning på cirka 100–300 km. Många viktiga processer, såsom nederbörd och molnbildning, sker dock på en mycket mindre skala. De regionala klimatmodellerna använder en mindre skala och kan därmed bättre beskriva det lokala klimatet (von Storch m.fl. 2015). En mer detaljerad beskrivning av klimatmodellerna finns till exempel i Wibig m.fl. 2015 och Saraiva m.fl. 2019a.

Klimatmodellerna kan ha stor osäkerhet när det gäller bland annat precisionen och den ingående mängd data som används, framtida förändringar av växthusgaskoncentrationer, aerosoler och förändrad markanvändning (von Storch m.fl. 2015). Förändringar av koncentrationer av växthusgaser, drivgaser och landanvändning är svåra att förutspå och därför bygger olika klimatscenarier på prognoser för framtida utvecklingar inom världsekonomin och befolkningen. Dessa klimatscenarier används sedan i klimatmodellerna för att förutspå det framtida klimatet (von Storch m.fl. 2015). Klimatscenariot som användes i det här projektet skapades 2013 av FN:s mellanstatliga klimatpanel (IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change). De scenarier som använts i det här projektet diskuteras närmare i nästa avsnitt, 3.1. Andra aspekter som ytterligare ökar klimatmodellernas osäkerhet är att storskaliga atmosfäriska cirkulationsmönster är till sin art oregelbundna och därför svåra att förutspå. Det förekommer även naturliga klimatvariationer som inte är relaterade till mänsklig påverkan. Även om växthusgasscenarierna eller modellerna utvecklas kvarstår dessa osäkerhetsfaktorer (von Storch m.fl. 2015).

3.1. Vilken sorts framtid har vi använt i projektet?

Klimatmodellerna som användes i det här projektet byggde på klimatscenario RCP8.5 och reduktionsmålet för näringstillförseln i HELCOMs handlingsplan för Östersjön (Baltic Sea Action Plan, BSAP). RCP8.5 är ett av fyra klimatscenarier som skapats av IPCC (Collins m.fl. 2013). Handlingsplanen för Östersjön är en samling åtgärder för parterna i HELCOM med det huvudsakliga syftet att uppnå en frisk marin miljö i Östersjön (HELCOM 2020).

I sin femte utvärderingsrapport (AR5) presenterade IPCC fyra nya klimatscenarier som betecknas RCP (Representative Concentration Pathways) (Cubasch m.fl. 2013). Klimatscenarierna identifieras med hjälp

av strålningskraften (i W/m^2) år 2100 i förhållande till tiden före industrialiseringen. Strålningskraften mäter förändringen av energibalansen i jordens atmosfär. RCP8.5, som användes i det här projektet, är det värsta scenariot där strålningskraften skulle nå 8.3 W m^{-2} år 2100 (Collins m.fl. 2013). Detta kan jämföras med strålningskraften år 2020 som var 3,2 W m^{-2} (NOAA 2021). Ökningen av växthusgasutsläpp motsvarar en global uppvärmning som skulle överskrida 4°C före år 2100 (Collins m.fl. 2013). Detta skulle innebära en genomsnittlig temperaturökning på nästan 6°C före år 2100 i Sverige och Finland (SMHI 2021, Ruosteenoja m.fl. 2016) eftersom det norra halvklotet värms i snabbare takt än det södra (Friedman m.fl. 2013, Meier m.fl. 2021). De andra tre klimatscenarierna betecknas RCP2.6, RCP4.5 och RCP6.0 och i dessa scenarier förväntas klimatändringens effekt vara lindrigare (IPCC 2019). Under 2021 publicerade IPCC sin sjätte utvärderingsrapport (AR6) där nya klimatscenarier presenterades. På grund av tidsbegränsningar fokuserade vi i det här projektet på scenariot RCP8.5.

BSAP antogs 2007 med målet att uppnå en god miljöstatus i Östersjön senast 2021. När det stod klart att målet inte skulle uppnås beslöt HELCOM-ministrarna 2018 att planen skulle uppdateras under 2021 (HELCOM 2020). Den uppdaterade planen utgår och bibehåller tidigare överenskomna åtgärder från den ursprungliga planen men utökat med ytterligare åtgärder för att bemöta nya eller tidigare oaddresserade utmaningar, såsom klimatförändringen, läkemedel och nedskräpning i havet (HELCOM 2020). BSAP har fyra fokusområden: biologisk mångfald, farliga ämnen och skräp (har lagts till i den uppdaterade planen), maritima verksamheter och övergödning (HELCOM 2020, 2018b). I de framtida scenarierna som användes i ECOnnect projektet hämtas reduktionsmålen för näringstillförseln från den ursprungliga BSAP, enligt vilken inflödet av näringsämnen från åar, land och atmosfären skulle minskas till den mängd som maximalt kan tillåtas (Maximum Allowable Input, MAI). I den uppdaterade versionen av BSAP från 2021 (HELCOM 2021a) är målen för högsta tillåtna belastningen av näringsämnen i stort desamma som i den ursprungliga versionen, men i den nya planen ligger mer fokus på minskningen av belastningen från spridda källor eftersom många av punktkällorna i den ursprungliga planen redan har åtgärdats. I den uppdaterade BSAP finns det också några ändringar som gjorts i gränserna för näringstillförsel (Nutrient Input Ceilings, NIC), som definierar maximal tillförsel via vatten och luft för varje land för att uppnå god status med avseende på eutrofiering för hela Östersjön. NIC beräknas som andelar av MAI. Det innebär att även om MAI är oförändrat för Bottenhavet och Bottenviken i den uppdaterade planen har betoningen på att uppnå MAI också ändrat NIC och därmed har målen för minskningen av näringsämnen ökat något i Bottniska viken. (mer information finns i HELCOM 2021b). Orsaken till att den nya versionen av BSAP inte används i modellerna är att modellerna togs fram innan den nya versionen av BSAP antogs. Men eftersom målen för högsta tillåtna inmatning av näringsämnen nästan är identiska i de båda planerna kan även den ursprungliga versionen av BSAP anses vara giltig för modellerna.

Resultaten från projektet byggde på antagandena att koncentrationerna av växthusgaser i atmosfären kommer att fortsätta att öka i framtiden enligt RCP8.5, men att Östersjön skulle nå god miljöstatus när det gäller övergödning. Detta innebär att belastningen av näringsämnen skulle minska till en nivå som Östersjön kan hantera och att övergödningen inte längre skulle vara ett hot mot havet.

Beslutet att fokusera på RCP8,5 och BSAP byggde på aktuella trender och tendenser. Medan det finns ambitiösa mål för begränsning av klimatförändringen, bland annat EU:s politik för att uppnå koldioxidneutralitet senast 2050 så kan dessa åtgärder komma allt för sent och vara alldeles för små. Klimatförändringen har setts som ett allvarligt hot i årtionden men trots denna medvetenhet

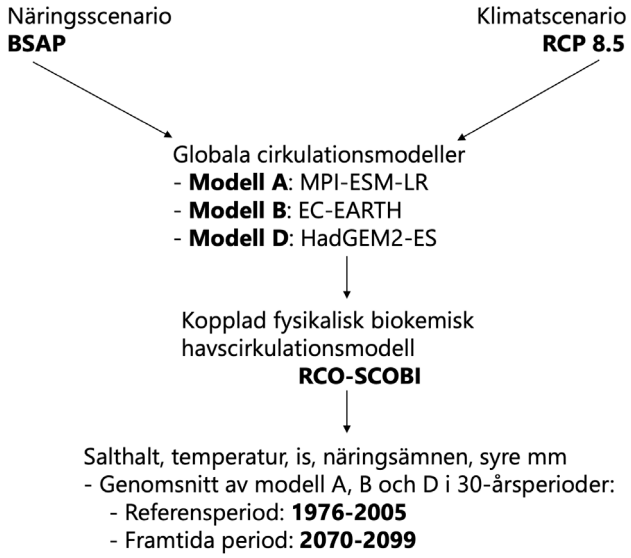
om problemet och kunskap om dess lösningar har dessvärre inte lett till tillräckliga åtgärder. Därför ville vi använda det mest pessimistiska scenariot för att studera hur det känsliga Kvarkenområdet kan påverkas av en fullständig underlåtenhet att bemöta klimatförändringen samt uppmärksamma hur klimatförändring, övergödning, havets ekosystem och människors välbefinnande är sammanlänkade. Däremot har övergödningen av Östersjön tagits på allvar under lång tid och tillförseln av kväve och fosfor har minskat med 22 % respektive 24 % från 1995 till 2014 (HELCOM 2018b). Därför verkar det möjligt att i framtiden uppnå målen i nya BSAP. En stor del av arbetet mot övergödningen och andra miljöskadefaktorer återstår dock. Vi ville även visa på hur viktigt det är att minska belastningen av näringsämnen för att minska påfrestningarna på havsmiljön och därmed undvika övergödningen och klimatförändringens kumulativa effekter. Minskningen av övergödningen och klimatförändringens verkan är trots allt sammankopplade. Klimatförändringen orsakar ökat läckage av fosfor från jordmånen och avrinning från åarna, vilket kan medföra en ökning av näringsämnesbelastning och motverka åtgärder som vidtagits för att minska belastningen

4. Material och metoder

4.1. Klimatmodeller

Miljöförhållandena under både referensperioden och i framtiden baserades på en tredimensionell fysikalisk-biogeokemisk cirkulationsmodell för Östersjön (RCO-SCOBI) (t.ex. Meier m.fl. 1999; Eilola m.fl. 2009; Saraiva m.fl. 2019) som tagits fram av FMI och SMHI och som löper fram till år 2099. RCO-SCOBI drivas av nedskalade resultat från tre globala klimatmodeller. Modellerna som använts här är: MPI-ESM-LR (Max-Planck Institute Earth System Model), nedan kallad modell A, EC-EARTH (European Countries Earth System Model), nedan kallad modell B och HadGEM2-ES (Hadley Center Global Environmental Model), nedan kallad modell D. Namngivningen av modellerna följer det som används i Saraiva m.fl. 2019a. Modell D löpte endast fram till år 2097, medan de andra kördes fram till slutet av 2099. Även om det ursprungliga målet för ECOnnect-projektet var att modellera hur havet skulle se ut år 2120 kunde klimatmodellerna endast köras fram till slutet av 2099. Anledningen till detta är att det underliggande data som driver modellerna (Saraiva m.fl. 2019), som utgår från CMIP5 inte finns för senare år än så. Närmare uppgifter om RCO-SCOBI-modellen och de allmänna cirkulationsmodellerna ligger utanför syftet med denna rapport, men finns i exempelvis. Saraiva m.fl. 2019a. Modellerna bygger på arbete som utförts i ett tidigare projekt, SmartSea, där prognoserna kördes fram till 2059 (Smartsea 2022).

Modellerna kördes med klimatscenariot RCP8.5 och reduktionsmålet för näringstillförseln enligt HELCOMs handlingsplan för Östersjön (BSAP) (figur 2). Salthalt, temperatur, näringsämnen och andra miljövariabler (som diskuteras i kapitel 4.3) beräknades som ett medeltal för de värden som produceras i modellerna A, B och D. Flera modeller (A, B och D) användes, eftersom ingen modell är klart bättre än de andra, även om de skiljer sig åt (t.ex. Wilcke och Bärring 2016, Saraiva m.fl. 2019a). Fördelen med att använda ett medel av flera modeller är att resultaten och deras osäkerhet kan redovisas på ett enklare sätt. Genom att använda de tre modellerna tillsammans blir resultatet bara en framtida salthalt och en framtida utbredning för till exempel blåstång och smaltång. Om de tre modellerna skulle användas separat skulle resultatet i stället bli tre olika alternativa framtida miljöförhållanden och utbredningar av arter.



Figur 2. Från klimat- och näringsscenarier till modellerade växtsäsong under referensperioden och i framtiden. Arbetsflödet har förenklats så att det endast omfattar komponenter och faser som nämns i den här rapporten.

4.2. Artdata

Totalt 12 arter eller artgrupper ingick i denna studie, vilka presenteras nedan. En grundlig förteckning över taxa som ingår i de större artgrupperna, såsom vattenlevande mossor och fjädermyggor, återfinns i tabell A1 i bilagan. De 12 studerade arterna valdes ut på grund av deras ekologiska betydelse och förmåga att leverera ekosystemtjänster i centrala Bottniska viken. Vid valet av arter beaktades också deras

uppskattade känslighet för förändringar i salthalt och temperatur. De valda arterna eller artgrupperna är också typiska för HUB-biotoper (HELCOM klassificeringssystem för undervattenbiotoper och -habitat), men modellerna och underliggande data följer inte strikt HUB-biotoperna, eftersom vi inte beaktat dominanshierarkier. Med andra ord beräknade vi 10 % eller högre täckning av blåstång och smaltång som närvaro av tången, oavsett om någon annan art hade en högre täckning i aktuella prover.

Artdata samlades in från finska och svenska databaser för undervattensdata och uppgifterna omfattade observationer som främst baserades på dropvideo och dyktransekter. Makrofytdata från Finland hämtades från VELMU-inventeringen (Finska inventeringsprogrammet för marin undervattensnatur) och zoobentosdata från Finland hämtades från Hertta-databasen (Finska miljöinstitutet). Dessutom togs 60 bottendjurprovtagning med Van Veen under sommaren 2019 för att täcka områden där få prover tagits tidigare. Svenska inventeringsdata hämtades från SMHI:s Shark-databas och kompletterades med ytterligare mindre datamängder från länsstyrelserna i Västerbotten och Västernorrland, till exempel dyk- eller snorklingstransekter i Martrans från tidigare projekt. Sammantaget bestod inventeringsdata av över 1 300 infaunaprover, över 35 000 vegetationspunkter (ofta även blåmusslor) och över 1 000 hårdbottenpunkter för blåmusslor, mestadels prover tagna med Kautsky provtagningsmetod, som ibland också innehöll data om vegetation (tabell 2). Endast för bladvass användes satellitbilder för att skapa ytterligare 500 punkter med förekomster, eftersom bladvass sällan påträffades i vegetationsstudier som vanligtvis inte inkluderar de grundaste områdena med täta vassbälten.

Rådata, dvs tätheter av makrofyter och blåmusslor och densitet av bottendjur, omvandlades för modellering till förekomster och frånvaron. Artspecifika tröskelvärden baserade på observerade tätheter användes för bottendjur och gränser för täckningsgrad av makrofyter sattes till 10 % och 25 %. Till exempel betraktades endast bottenprover med 48 eller fler Östersjömusslor som förekomster och prover med 0-47 Östersjömusslor som frånvarande. Detta gjordes för att fokusera modelleringen på de tätaste populationerna, det vill säga de mest lämpliga livsmiljöerna. Tröskelvärdena i tabell 2 anges som exempel för modeller med lägre densitet. För de flesta arter och artgrupper togs två versioner av modellerna fram, en för lägre (25 % kvartilen eller 10 % täckningsgrad) och en för högre (75 % kvartilen eller 25 % täckningsgrad) densitet eller täckning. Data för blåmusslor omfattade två datatyper som sammanslagits: prover från bottenfauna där densiteten mättes och vegetationsundersökningar där mängden utvärderades som procentuell täckning.

Tabell 2. Tröskelvärden för omvandling mellan förekomst och frånvaro och de resulterande antalen prov som betecknats som närvaro och frånvaro samt totala urvalsstorlekar för arter och artgrupper i studien.

Art eller artgrupp	Tröskelvärde för förekomst	Förekomst	Frånvaro	Summa	Prevalens (förekomster/ hela urvalet)
Östersjömussla	48 ind/m²	491	820	1311	0,37
Vitmärla	39 ind/m²	481	815	1296	0,37
Fjädermyggor	43 ind/m²	473	838	1311	0,36
Nordamerikansk havsborstmask	61 ind/m²	604	707	1311	0,46
Blåmussla	500 ind/m² eller 5 %	847	27324	28189	0,03
Blåstång och smaltång	10 %	2558	30963	33521	0,076
Nateväxter	25 %	1746	33263	35009	0,049
Akvatiska mossor	1 %	1569	33397	34966	0,045
Kräkel	1 %	1347	30649	31996	0,042
Bladvass	25 %	587	34063	34650	0,017
Kransalger	10 %	3239	31770	35009	0,093
Trådalger	25 %	5129	29863	34992	0,15

Arter och artgrupper använda i studien

Tolv olika arter och artgrupper som påträffas i Kvarkenområdet användes för artutbredningsmodellerna där klimatförändringens effekt på artutbredningen i framtiden studerades. Arterna i studien valdes på grundval av deras ekologiska betydelse och förmåga att bilda habitat och tillhandahålla ekosystemtjänster. Klimatförändringen förväntas framför allt få en effekt på salthalten och temperaturen i Östersjön. Därför valdes även specifika arter som är känsliga för ändringar av dessa variabler. Större förluster i dessa arters utbredningsområde i framtiden kan leda till att områdets förmåga att i framtiden tillhandahålla livsviktiga ekosystemstjänster försämras. Dessutom kan förändringen av utbredningen och dominansen mellan arterna skifta ekosystemens tjänster till en ny balans.

Blåstång och smaltång
***Fucus* spp.**
Rakkohauru och itämerenhauru
(HELCOM HUB C1)

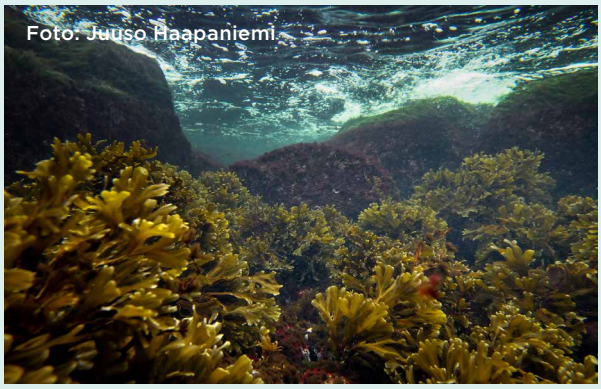


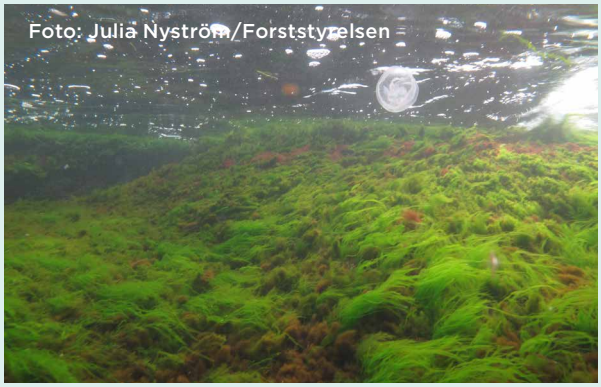
Foto: Juuso Haapaniemi

Två arter av tång förekommer i norra Östersjön: Blåstång (*Fucus vesiculosus*) och smaltång (*Fucus radicans*). Blåstång och smaltång är bruna makroalger av marint ursprung som växer på hårda substrat, såsom stenar och stenbottnar i områden där salthalten överstiger 3-4 ‰ (Kontula och Raunio 2018; Rugiu 2018). Tången kan också i mindre utsträckning uppträda som en fristående form på mjuka bottnar i skyddade segment, i vilket fall det betraktas som en särskild habitattyp (HELCOM HUB Q1). Kvarkområdet är det nordligaste området där bägge arterna förekommer på grund av salthaltgradienten som faller under toleransvärdet för arten i Bottenviken. De två arterna är morfologiska likartade, men smaltång tolererar lägre salthalt jämfört med blåstång, åtminstone ner till 4 ‰. Under gynnsamma förhållanden kan blåstång och smaltång bilda täta och enhetliga bälten på ca 0,5-5 meters djup och i rena vattenområden finns arten på upp till ett 10 meters djup. Av dessa morfologiskt mycket likartade arter förekommer smaltång främst i Kvarkenområdet vid Finlands kust och Kvarken och i Bottenhavet vid Sveriges kust, medan blåstång är en vanlig habitatbildande art i alla svenska och finska havsområden söder om Kvarken (t.ex. Schagerström 2015). Eftersom tången är stora och fleråriga arter hör de till Östersjöns viktigaste arter. De bildar habitat för en mängd organismer och främjar biologisk mångfald (t.ex. Wikström och Kautsky 2007). Bland dem lever många ryggradslösa arter (t.ex. *Idotea balthica, Jaera* spp., *Gammarus* spp., *Cerastoderma glaucum*), mindre makroalger (t.ex. *Cladophora* spp., *Ceramium* spp.) och flera fiskarter (t.ex. tångspigg *Spinachia spinachia*, tånglake *Zoarces viviparus*, Syngnathidae). Tången utgör också viktiga lekområden, yngelhabitat och utfodringsplatser för fisk (Aneer 1989; HELCOM 2013a). Dessutom spelar tången en viktig roll för att binda näringsämnen från vatten och tillhandahålla ett kollager (t.ex. Heckwolf m.fl. 2021). Övergödning och klimatförändring hör till de största hoten mot tången (Kontula och Raunio 2018).

Kräkel
Red alga *Furcellaria lumbricalis*
Haarukkalevä
(HELCOM HUB C2)

Kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) är en vanlig och tålig rödalgart som förekommer i större delen av Östersjön (HELCOM 2013c). Den är av marint ursprung och på grund av att salthaltgradienten sjunker under den nivå som är lämplig för arten är dess nordligaste förekomst begränsad till Kvarkenområdet (Kostamo 2008; Kontula och Raunio 2018). Kräkel lever på steniga bottenytor både i tångbältet och djupare i rödalgbältet, bland andra rödalgarter, oftast på ca 3-8 meters djup. I rent vatten kan den dock förekomma på upp till 15 meters djup. Särskilt i djupare vatten bildar kräkel ett viktigt och varierande habitat där sessila ryggradslösa djur (t.ex. blåmusslor Mytilus trossulus x edulis) och olika andra makroalger förekommer (t.ex. *Battersia arctica*, *Cladophora rupestris*, *Polysiphonia* spp.). Många små ryggradslösa arter (t.ex. *Jaera* spp. och *Idotea balthica*; Kotta m.fl. 2000; Saarinen m.fl. 2018) finner skydd och föda bland algens grenar och små fiskarter och fiskyngel kan gömma sig i dess buskartade habitat (t.ex. Olsson och Korpelainen 2013). Blandade samhällen av blåstång och smaltång och kräkel ger också lekplatser för bland annat Östersjösill (*Clupea harengus membras*) i öppna och steniga stränder (Kontula och Raunio 2018). Kräkel frodas i klart vatten och övergödningen som leder till ökad vattengrumlighet har tvingat arten till grundare vatten under de senaste årtiondena. Dessutom har klimatförändringen, ökad sedimentering och en ökning av trådalger skapat hot mot arten (Kontula och Raunio 2018).

Ettåriga trådalger
Filamentous annual algae
Yksivuotiset rihmalevät
(HELCOM HUB S1)



Flera arter av gröna, bruna och röda ettåriga trådalger bildar habitat på hårda klippiga och steniga bottnar från ytan till 3–4 meters djup (Kontula och Raunio 2018). Några av de vanliga arterna är *Cladophora glomerata, Dictyosiphon foeniculaceus, Ectocarpus siliculosus, Pylaiella littoralis* och *Ulva* spp.. Ibland förekommer även ettåriga röda trådalger (t.ex. *Ceramium* spp.) i samhället. Den biotop som bildas av fleråriga trådalger är mycket vanlig i hela Östersjön, men i områden med mycket låg salthalt är artmångfalden lägre eftersom de flesta arterna ursprungligen är marina (VELMU 2020). Trådalger bildar en omfattande pälsliknande tillväxt som kan täcka klippytor helt. I djupare vatten övergår bältet av trådalger i tångbältet, även om ettåriga trådalger även är vanligt förekommande bland och som epifyt i tångbältet (Kontula och Raunio 2018). Trådalgerna ger ett viktigt habitat med skydd och föda för flera ryggradslösa arter (Zander m.fl. 2015; Kraufvelin och Salovius 2004). Det rika beståndet av ryggradslösa djur som förekommer bland trådalgerna gynnar dessutom flera fiskarter som hittar föda bland algerna (Zander m.fl. 2015). Ettåriga trådalger har gynnats av ökade näringsämneskoncentrationer i Östersjön och kan som epifyter undertrycka blåstång och smaltång genom att förhindra att ljus kommer in i tångens thallus (Kontula och Raunio 2018). På våren upptar även snabbt växande trådalger effektivt nya områden, vilket försämrar möjligheten för blåstång och smaltång. att sprida sig till nya platser.

Akvatiska mossor
Aquatic mosses
Vesisammalet
(HELCOM HUB D)

Foto: Essi Keskinen/Forststyrelsen

Akvatiska mossor är speciella i Östersjöns, eftersom vattenmossor oftast endast förekommer i sötvatten (Kontula och Raunio 2018). Särskilt i Bottenvikens låga salthalter och i Kvarken bildar akvatiska mossor olika plantsamhällen på klippbottnar. I Bottenviken där blåstång och smaltång inte förekommer på grund av låg salthalt fungerar akvatiska mossor som liknande habitatbildande arter som främjar biologiska mångfald på klippytor. De tillhandahåller habitat, skydd och föda för ryggradslösa arter och på grunda bottnar är mossorna som förekommer tillsammans med *Phragmites australis* gäddlarvernas (*Esox lucius*) föredragna habitat (Kallasvuo m.fl. 2011). Vattenmossorna växer främst vid tämligen öppna kuster på 3-6 meters djup. Vertikal ljusutsläckning reglerar starkt hur djupt de växer och habitaten förekommer vanligtvis fläckvis. Flera arter av akvatiska mossor förekommer i Östersjön: *Fontinalis* spp., *Fissidens fontanus* och *Oxyrrhynchium speciosum* hör till de vanligaste (VELMU 2020). Artmångfalden av akvatiska mossor ökar från öppet hav till mynningar. De akvatiska mossarterna i Östersjön har varit dåligt kända och även under de senaste åren har arter som tidigare inte har setts i norra Östersjön påträffats i Bottenviken (Bergdahl m.fl. 2020). Tack vare att akvatiska mossor är fleråriga bidrar de till den viktiga kol- och näringsämnesbindningen som kärlväxter och alger står för i Östersjön. Ökad sedimentering och spridning av trådalger är ett hot mot de akvatiska mossorna (Kontula och Raunio 2018).

Kransalger
Stoneworts
Näkinpartaiset
(HELCOM HUB B4)

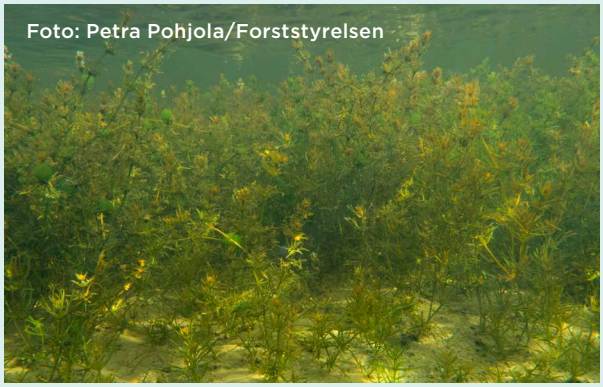


Foto: Petra Pohjola/Forststyrelsen

Kransalger (Charales) är en grupp grönalger som vanligtvis förekommer i sötvatten och i bräckt vatten. De ser dock mer ut som kärlväxter än som grönalger (Schubert och Blindow 2003). Flera arter av fyra olika släkten *Chara, Nitella, Nitellopsis* och *Tolypella* lever i svenska och finska kustvatten. Kransalger bildar ängsmarker både i skyddade områden som vikar och flador på lerbottnar och i mer öppna områden på sandbottnar (Kontula och Raunio 2018; HELCOM 2013d). Större arter frodas i skyddade områden och de ängar de bildar är högre och mer skiktade än ängarna på öppna stränder. Kransalgängar är ett viktigt habitat för ryggradslösa djur och fiskarter genom att tillhandahålla skydd och föda. Särskilt i skyddade områden fungerar höga kransalger som en lekplats för fisk samt som en värdefull skyddad miljö för fiskyngel (Viitasalo m.fl. 2017; Kontula och Raunio 2018). Täta och breda kransalgängar stabiliserar jorden, binder effektivt näringsämnen från vattnet och förbättrar vattenkvaliteten (Blindow m.fl. 2002; Appelgren och Mattila 2005). Dessutom kan kransalger producera föreningar som begränsar produktionen av planktonalger och cyanobakterier (Berger och Schagerl 2003). Arten är känslig för alltför stor sedimentering, ökad spridning av trådalger, hög grumlighet och mycket sjötrafik (Kontula och Raunio 2018).

Nateväxter
Pondweeds
Vidat
(HELCOM HUB B1)

Flera arter av nateväxter förekommer i Östersjön, men de vanligaste och mest utbredda är arterna *Stuckenia pectinata* och *Potamogeton perfoliatus* (Mossberg och Stenberg 2012). Dessa arter finns i stor utsträckning både i sötvattens- och brackvattenmiljöer och som anpassningsbara arter förekommer de praktiskt taget i hela Östersjön (GBIF 2021a). Sandiga och leriga bottensubstrat är idealiska förhållande för båda arterna och under lämpliga förhållanden kan de bilda mycket breda och enhetliga bestånd (Kontula och Raunio 2018). Dessutom växer bägge arterna högt och på så sätt bildar nateväxtbestånden ett viktigt habitat för andra arter. Här finner ryggradslösa arter och fiskar skydd och mat (Hansen m.fl. 2011; Hansen 2010) och de utgör även lekområden för fisk såsom strömming (Kääriä m.fl. 1997; Rajasilta m.fl. 1993) och abborre (*Perca fluviatilis*; Snickars m.fl. 2010). Andra vattenväxter frodas också bland nateväxter som ökar den biologiska mångfalden i bestånden. Fleråriga nateväxter stabiliserar sedimentet och förhindrar erosion (Zhang m.fl. 2020), förbättrar de mikrobiella samhällenas funktion i sedimentet (Caffrey och Kemp 1990), minskar grumligheten och påverkar vattnets kemiska kvalitet genom bindning av näringsämnen (t.ex. Austin m.fl. 2017). Eventuella framtida hot mot arten är kraftig övergödning och sjötransport, vilket kan förstöra de höga bestånden och orsaka alltför stor grumlighet som är skadlig för arten (Kontula och Raunio 2018).

Bladvass
Common reed
Järviruoko
(HELCOM HUB A1)

Bladvass (*Phragmites australis*) är ett utbrett våtmarksgräs som växer upp till fyra meter och bildar omfattande och enhetliga bestånd längs med Östersjöns kust (Hämet Ahti m.fl. 1998). Bladvassen trivs på olika bottensubstrat och miljöförhållanden, men behöver relativt skyddade stränder för att växa (Kontula och Raunio 2018). Bladvass är ett gräs som i första hand är anpassat till sötvatten, men som klarar bräckvattenmiljön väl. Många fågelarter lever och fortplantar sig i bladvasshabitat, bland annat rörsångare *Acrocephalus* spp., vattenrall *Rallus aquaticus* och rördrom *Botaurus stellaris*. Bladvass tillhandahåller också skydd och mat för olika fiskarter, grodor och fladdermöss och de är särskilt viktiga som lekområden och yngelområden för fiskarter (t.ex. abborre, Snickars m.fl. 2010; gädda, Kallasvuo m.fl. 2011). Mångfalden av ryggradslösa arter är hög i bladvassbestånden (Ikonen och Hagelberg 2007). Övergödning och minskning av traditionell betesmark på stränderna har gynnat bladvassen som numera bildar tätare bestånd och även har spridit sig till nya områden (Niemelä 2012). Detta har haft en särskilt negativ påverkan på kustängarnas biologiska mångfald. Bladvassen har en roll bland annat när det gäller näringsämneskretslopp vid kusten (Struyf m.fl. 2007; Paavilainen 2005; Karstens 2016), kvävebindning och erosionskontroll (Karstens 2016).

Blåmussla
Blue mussel
Sinisimpukka
(HELCOM HUB E1)

Blåmusslan (*Mytilus trossulus x edulis*) är en av de viktigaste arterna som förekommer i Östersjön. Den lever på steniga bottenområden, särskilt i de yttre skärgårdarna och i öppet vatten, och frodas i områden med starka strömmar och där effekten av vågorna når djupt (Viitasalo m.fl. 2017). Blåmusslan är ursprungligen en marin art och kräver en salthalt över 4 ‰. För att bilda täta och stora habitat krävs en ännu högre salthalt på minst 5 ‰. Kvarkenområdet är det nordligaste området där arten förekommer i Östersjön. Östersjöblåmusslan är en hybrid av två arter *M. trossulus* och *M. edulis* (Waldeck och Larsson 2013) och den blir mindre än dess marina släktingar. Den blir endast. 1–4 cm lång (Kontula och Raunio 2018). Arterna bildar i synnerhet habitat under tång- och rödalgbälten på cirka 8-12 meters djup men under gynnsamma förhållanden även på grunda eller djupare bottnar (Westerbom och Jattu 2006; Viitasalo m.fl. 2017). Blåmusslor förekommer ofta även i blandade samhällen med andra hårdbottenarter, särskilt med rödalger. Blåmusslor skapar och underhåller nya livsmiljöer för många andra arter och förser dem med skydd och mat (t.ex. Zander m.fl. 2015; Kautsky 1981). Över 40 arter av stora ryggradslösa djur (inklusive groddjur, gråsuggor, snäckor; Viitasalo m.fl. 2017) har observerats i bestånden av blåmusslor. Blåmusslan är en viktig källa till föda för flera fåglar (t.ex. ejder *Somateria mollissima*, alfågel *Clangula hyemalis*) och fiskarter (t.ex. skrubbskädda *Platichthys flesus* och tånglake; Kautsky 1981; Kontula och Raunio 2018). Musslorna filtrerar fytoplankton och andra mikroorganismer från vattnet som föda och renar därmed vattnet (Viitasalo m.fl. 2017). Artens filtreringskapacitet är enorm och de ackumulerar stora mängder näringsämnen och föroreningar (Kautsky och Kautsky 2000). Klimatförändring (ökande temperaturer och minskande salthalt), övergödningsrelaterade faktorer (sedimentering och spridning av trådalger), konkurrens med slät havstulpan *Amphibalanus improvisus* och kemiska föroreningar utgör framtida hot mot blåmusslan (Kontula och Raunio 2018).

Östersjömussla
Baltic clam
Liejusimpukka
(HELCOM HUB L1)

Den mest utbredda arten av musslor i Östersjön är östersjömusslan (*Limecola balthica*). Den lever i sandiga och leriga bottensediment på upp till 190 meters djup (Viitasalo m.fl. 2017; Kontula och Raunio 2018). Arten förekommer i störst bestånd på 2-5 meters djup. Denna marina art har en hög tolerans för låga salthalter och tolererar bräckt vatten ned till 3 ‰ salthalt. Utbredningsområdet är därmed större än Kvarkenområdet och den förekommer även i de södra delarna av Bottenviken. Östersjömusslan är mycket anpassningsbar till olika miljöförhållanden och även om det är en ganska liten art som endast blir ca 2 cm lång är det en av de viktigaste bottenlevande ryggradslösa arterna i Östersjön. Det är ofta den dominerande arten när det gäller biomassa i de bentiska samhällena och under de lämpligaste förhållandena kan tusentals individer förekomma på en kvadratmeter (t.ex. Viitasalo m.fl. 2017; Laine 2003). Östersjömusslan är en grävande organism som endast sträcker ut sina

sifoner till sedimentytan. De förflyttar sig aktivt i sedimentet och förbättrar överföringen av syre djupare i substratet och därmed sedimentets förmåga att binda fosfor. Östersjömusslan är en depositionsätare, vilket innebär att den bryter ner organiskt material och har en roll i biogeokemiska processer i gränsområdet mellan sediment och vatten (Heilskov m.fl. 2006; Michaud m.fl. 2006). Den är också en viktig livsmedelskälla för många fiskarter och fåglar (Mustamäki m.fl. 2014; Lappalainen m.fl. 2004; Ejdung och Bonsdorff 1992). Möjliga framtida hot mot arten är syrelösa bottenförhållanden, vilket redan har minskat artens djuputbredning i vissa områden (Kontula och Raunio 2018).

Vitmärla
Amphipod Monoporeia affinis
Valkokatka
(HELCOM HUB N1)

Vitmärlan (*Monoporeia affinis*) är en viktig del av de bentiska samhällena på Östersjöns djupa och mjuka bottnar (Viitasalo m.fl. 2017). Det är ursprungligen en sötvattensart och en kvarleva från istiden som finns kvar i Östersjön och tolererar havsvatten med upp till 18 ‰ salthalt (HELCOM 2013b). Artens utbredning omfattar nästan hela Östersjön, bortsett från de sydligaste områdena. Vitmärla är ett kallvattendjur som lever på mjuka bottnar på 10-200 meters djup, även om den även förekommer i grundare vatten i norra Östersjön (HELCOM 2013b). Arten gräver aktivt i sedimentet och livnär sig på plankton som sjunker till botten samt annat dött organiskt material. Artens grävbeteende blandar effektivt sedimentet och detta har en viktig roll när det handlar om att syresätta sedimentets övre lager och ytterligare binda fosfor till sedimentet.

Vitmärla är känslig för syrebrist i bottenlagret och har därför försvunnit från vissa utbredningsområden som kännetecknas av låga syrekoncentrationer (Kontula och Raunio 2018). Vitmärla förekommer rikligast i norra Östersjön och i synnerhet i Bottniska viken, där syreförhållandena är gynnsamma. Under gynnsamma förhållanden kan upp till 10 000 individer förekomma på en kvadratmeter (Donner m.fl. 1987; Bonsdorff m.fl. 2003; Viitasalo m.fl. 2017). Arten är en viktig källa till föda för andra ryggradslösa djur (till exempel isopoden *Saduria entomon*) och för fisk (t.ex. strömming, nors *Osmerus eperlanus* och sik *Coregonus lavaretus*; Hägerstrand m.fl. 2018; Donner m.fl. 1987; Englund m.fl. 2008).

Fjädermyggslarv
Chironomid larvae
Surviaissääskien toukat
(HELCOM HUB P)

Fjädermyggor har en global utbredning och hög artmångfald (GBIF 2021b). De vuxna individerna är små flygande insekter som ofta svävar över vatten och kustvegetation och deras larver är nergrävda i bottensedimentet, både i sötvatten och i bräckt vatten (Viitasalo m.fl. 2017; Kontula och Raunio 2018). De flesta fjädermyggslarver är mycket små, även om individer av några av de största arterna kan växa upp till 3 cm. Beroende på art har fjädermyggslarver olika utfodringsvanor. I sedimentet utgör dött organiskt material en vanlig livsmedelskälla medan vissa larver är rovdjur eller parasiter (Kahanpää och Salmela 2021). I grunda kustvatten förekommer fjädermyggslarver i blandade samhällen med andra bentiska organismer såsom polychaetes (borrmaskar), musslor (t.ex. *Limecola balthica*) och andra vattenlevande insekter och deras

larver (Kontula och Raunio 2018). I de djupare syrefattiga områdena blir de mer dominanta i de bentiska samhällena och tusentals individer kan förekomma på en kvadratmeter (Viitasalo m.fl. 2017). Larvernas färg varierar beroende på art från grön till gul till röd. I djupare områden förekommer särskilt röda larver eftersom de innehåller ett hemoglobinliknande ämne som effektivt binder syre och hjälper dessa röda larver att överleva under låga syreförhållanden. Fjädermyggslarver är en viktig källa till föda för olika fiskarter, bland annat abborre (Mustamäki m.fl. 2014; Lappalainen m.fl. 2001), skrubbskädda (Uzars m.fl. 2003) och sik (Hägerstrand m.fl. 2018). Ett stort antal fjädermyggslarver påverkar nedbrytningen av organiskt material i sedimentet (Andersen och Skovgaard 1991) och spelar en roll i näringsämnenas kretslopp och förflyttning (t.ex. Vanni 2002). Övergödningen i Östersjön har sannolikt ökat de områden med habitat där fjädermyggslarverna dominerar (Kontula och Raunio 2018).

Nordamerikansk havsborstmask
Polychaete *Marenzelleria* spp.
Liejuputkimadot
(HELCOM HUB M3)

Foto: Forststyrelsen

Nordamerikansk havsborstmask (*Marenzelleria* spp.) är främmande borstmaskar som ursprungligen anlände till Östersjön med största sannolikhet i fartygsballastvatten och som nu upptar mjuka bottensediment i hela Östersjön (Katajisto m.fl. 2021). Tre mycket likartade arter av nordamerikansk havsborstmask finns i norra Östersjön i finska och svenska vatten: *Marenzelleria viridis*, *Marenzelleria neglecta* och *Marezelleria arctia*. Arterna *M. viridis* och *M. neglecta* härstammar ursprungligen från Nordamerika och *M. arctia* härstammar ursprungligen från Norra ishavet, antagligen från flodmynningarna till de stora floderna i Ryssland (Katajisto m.fl. 2021). Den nordamerikanska havsborstmasken kan bli upp till 10 cm lång men det är vanligare att de endast blir några centimeter långa eller mindre. Nordamerikansk havsborstmask har blivit mycket vanlig i Östersjön (HELCOM 2012) och de upptar mjuka sediment både i grunda och djupare vatten, och särskilt i djupare vatten kan de förekomma i stora mängder (Zettler m.fl. 2002; Kauppi m.fl. 2015). Nordamerikansk havsborstmask gräver ner sig i bottensedimentet och livnär sig på dött organiskt material och i bildar i processen djupa och breda rörtunnlar som främjar transport av syre i sedimentet och binder fosfor. Det har befarats att den främmande arten nordamerikansk havsborstmask skulle tränga undan Östersjöns naturliga, mjuka ryggradslösa arter, men det finns inga tydliga forskningsbevis på detta (Katajisto m.fl. 2021).

4.3. Modellering

Artutbredningsmodellering är en modelleringsteknik där kombinationen av miljöförhållanden som är lämpliga för en art härleds från inventeringsdata och som generaliseras till områden där inventeringar inte har gjorts. Med andra ord är syftet att förutsäga var en art kan förekomma baserat på miljöförhållanden. Det lämpliga intervallet av miljöförhållanden definieras utifrån fältobservationer som fungerar som inmatningsdata. Därmed omvandlas fåtaliga data om förekomst och frånvaro till en heltäckande karta som visar den förväntade sannolikheten för att en art ska förekomma över ett område.

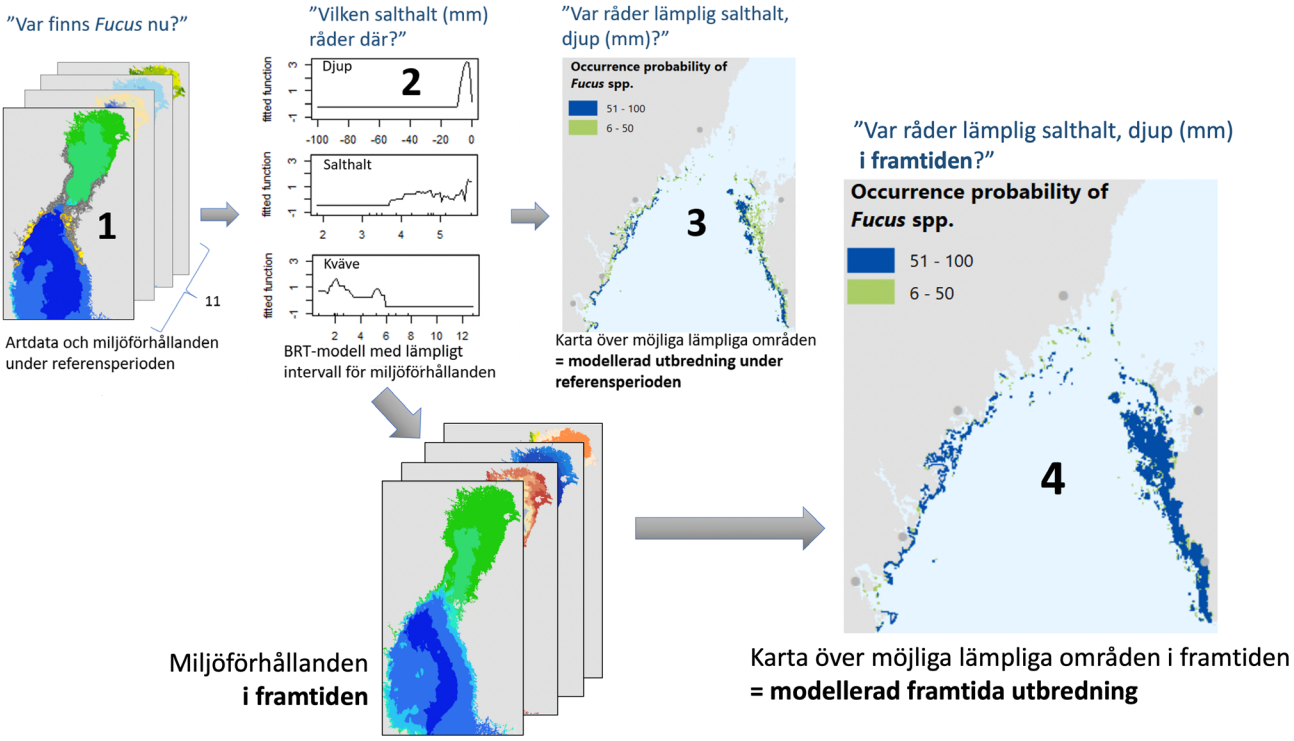
Här använde vi inventeringsdata för de 12 studerade arterna och kombinerade detta med 11 miljövariabler som beskriver lokala förhållanden genom att extrahera värdet för varje miljövariabel på platsen för förekomsten. Två av miljövariablerna, djup och exponering vid havsbotten baserades på kartor som tagits fram för projektområdet i ett tidigare projekt (SeaGIS2.0). Dessutom beräknades avståndet till kusten som en ny variabel för detta projekt. De åtta återstående variablerna baserades på fysiska och biogeokemiska modeller som FMI och SMHI tagit fram. De åtta variablerna som bygger på modeller från FMI och SMHI för havsvattensegenskaper var salthalt. temperatur, istjocklek, vertikal ljusutsläckning och koncentrationen av syre, nitrat (NO_3), ammonium (NH_4) och fosfat (PO_4).

För att studera hur arter kan påverkas av klimatförändringen skapades två uppsättningar av modeller för arters utbredning: referensperiodmodeller och framtida modeller (figur 3). Referensperioden definierades som 30-årsperioden från 1976 till 2005 och framtiden som 30-årsperioden från 2070 till 2099. Referensperiodens tidpunkt kommer från data i CMIP5 som ligger till grund för klimatmodellerna och kunde inte ändras. Miljöförhållandena i Bottniska viken, liksom näringsnivåerna, har dock inte förändrats drastiskt mellan referensperioden och nutiden, omkring 2004-2020, vilket är tiden då merparten av artinformationen har hämtats in. Den tidsmässiga obalansen mellan datainsamlingen och modellerade miljöförhållanden har därför ingen betydande inverkan på modelleringsprocessens tillförlitlighet.

För båda tidsperioderna, det vill säga referensperioden och framtiden, beräknades medelvärdet för växtsäsongen (maj-september) för alla miljövariabler från FMI och SMHI:s scenarier, med undantag för istjocklek, för vilka månaderna från december till april användes. Näringshalten i både ytvattenskiktet (0-3 m) och bottenvattenskiktet beräknades. De andra variablerna beräknades endast för antingen yta (istjocklek) eller botten (salthalt, temperatur och syre). Samma data för djup, exponering vid havsbotten och avstånd till kusten användes för båda tidsperioderna. Vi antar alltså att dessa tre variabler är oförändrade mellan referensperioden och framtiden.

Artutbredningsmodellerna skapades med BRT-modellering (boosted regression tree; BRT). BRT är en avancerad metod för additiv regressionsanalys som kombinerar regressionsbaserad statistik med en sekventiell förstärkning, dvs att ett stort antal relativt enkla regressionsmodeller används (Elith m.fl. 2008). Till följd av detta har BRT-modellerna flera fördelar, bland annat modellering av icke-linjära responser och förmåga att hantera olika klasser av prediktorer och interaktioner mellan dem, samt i synnerhet, hög prediktiv kapacitet (Elith m.fl. 2008). BRT-modellerna kördes i statistikprogrammet R (R Core team 2019) med funktioner från R-paketen, så kallade packages, som betecknas ”gbm” (Greenwell m.fl. 2019) och ”dismo” (Hijmans m.fl. 2017). R-paketen kan beskrivas som verktygslådor som tillhandahåller verktyg (dvs. funktioner) för olika ändamål, till exempel för artutbredningsmodeller i detta fall. Värdena för trädkomplexitet och inlärningsgrad valdes så att modellerna fick lägsta möjliga avvikelse och minst 1 000 träd. I modellerna användes 75 % av observationerna i varje iterationsrunda. 70 % av observationerna användes för att utbilda modellerna och 30 % för att utvärdera modellens prestanda. Se tabell 2 för urvalsstorlekar.

Alla förklarande variabler inkluderades inledningsvis i modellerna, såvida de inte hade ett alltför högt värde för variansinflationsfaktorn (VIF). Om VIF var för högt utelämnades variabeln. I praktiken innebär detta att vi undviker att inkludera mycket korrelerande variabler, även om BRT hanterar korrelerande variabler mycket väl. Men de viktiga variablerna salthalt, temperatur, nitrat och fosfat ingick dock alltid i de ursprungliga modellerna, även om de hade högt VIF. De slutliga variablerna i varje modell (tabell A2 i bilagan) valdes bland de ursprungliga variablerna med funktionen ”gbm. simplify” så att endast variabler som förbättrade



Figur 3. Illustration av de viktigaste stegen i artutbredningsmodellen med blåstång och smaltång (Fucus spp.) som exempel. 1. Artobservationsdata, både förekomst och frånvaro, läggs ovanpå miljödata, till exempel salthalt. 2: BRT-modelleringsprocessen härleder artens respons på de olika miljövariablerna från data, till exempel att blåstång och smaltång mer sannolikt finns på platser med högre salthalt. 3) Responserna som härletts i steg 2 generaliseras över miljövariabelkartorna för att hitta områden var förhållandena liknar förhållandena på de platser där tången påträffades. 4) Steg 3 upprepades med hjälp av modellerade framtida förhållanden.

modellens prestanda inkluderades och de som inte förbättrade den utelämnades.

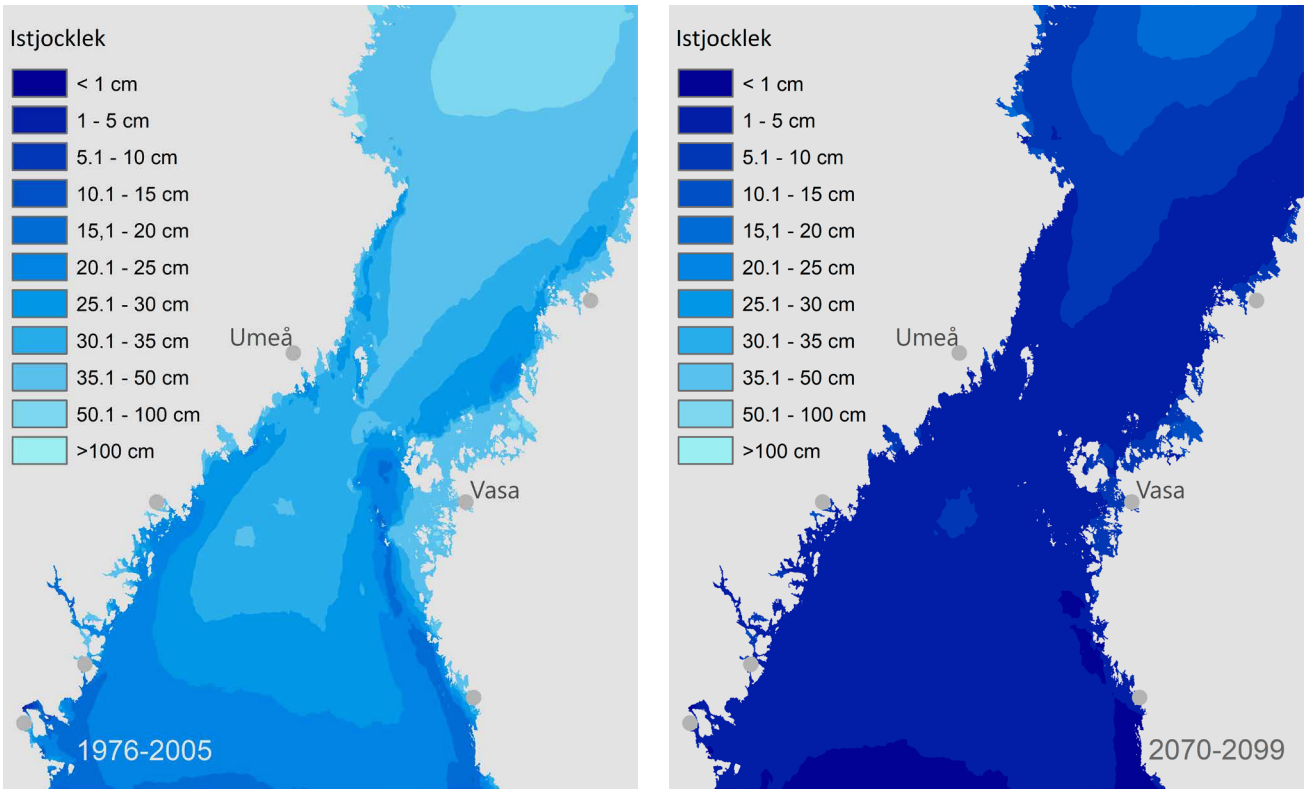
Artutbredningsmodellerna producerades enskilt för varje art och inkluderade endast miljövariabler som prediktorer. Med andra ord tar modellerna inte hänsyn till eventuella interaktioner mellan olika arter. En annan brist är att bottensubstrat inte ingick i miljövariablerna, eftersom det inte fanns tillräckligt bra kartor över hela studieområdet. Till följd av detta tenderar modellerna att överskatta det område som är lämpligt för de modellerade arterna, eftersom konkurrens, till exempel mellan blåstång och trådalger, och tillgången till rätt typ av bottensubstrat inte beaktas.

5. Resultat

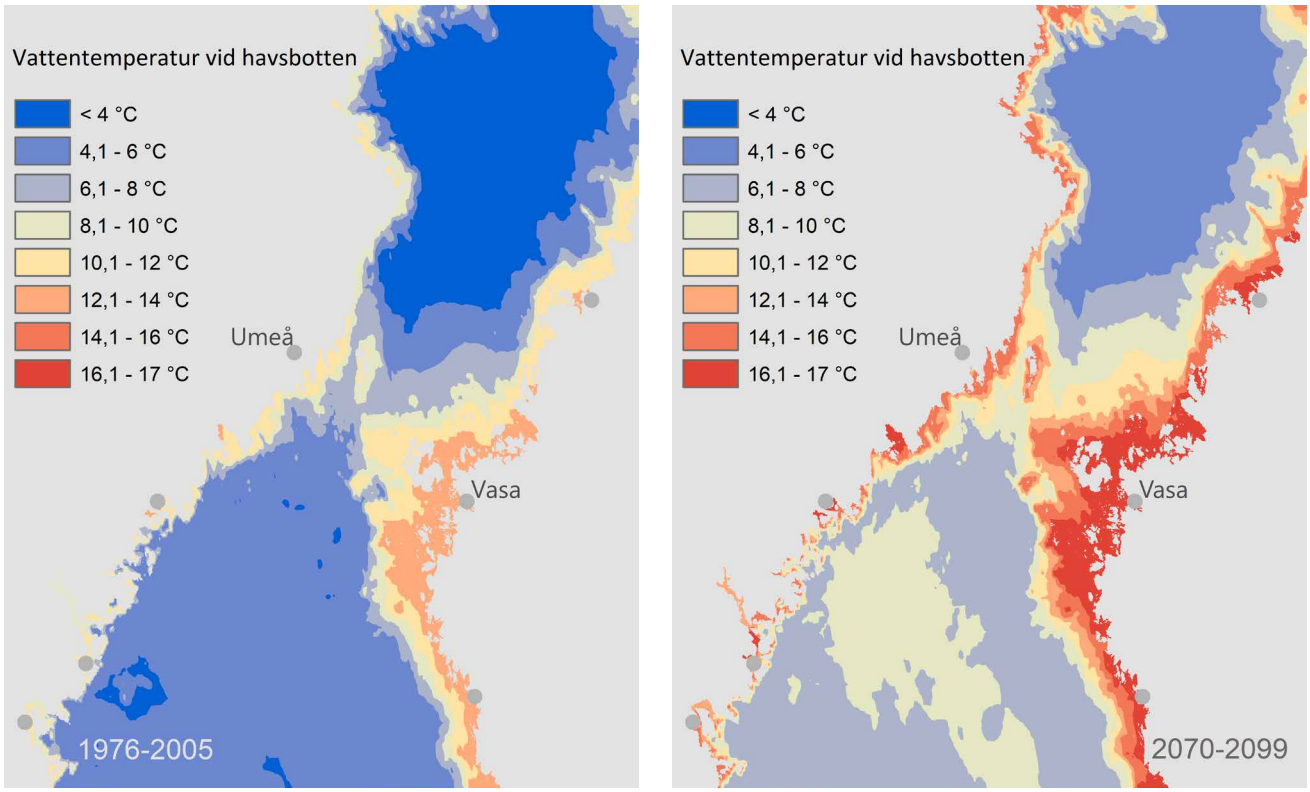
5.1. Förändringar i miljövariabler

Enligt klimatmodellerna kommer de genomsnittliga förhållanden under växtsäsongen i Bottniska viken att skilja sig markant från tidigare förhållanden. Genom att jämföra modellerade genomsnittliga förhållanden under referensperioden (1976-2005) med modellerade genomsnittliga förhållanden under den framtida perioden (2070-2099) fann vi att de förväntade effekterna av klimatförändringen på havsmiljön ligger i linje med flera tidigare studier (HELCOM & Baltic Earth 2021; Meier m.fl. 2021), speciellt de som har använt samma RCO-SCOBI-havscirkulationsmodell som projektet (Saraiva m.fl. 2019a, b). I hela rapporten, men i synnerhet i detta kapitel, bör läsaren komma ihåg den osäkerhet som finns gällande framtidsprognoser. Detta gäller i synnerhet klimatmodeller samt val av scenarier, dvs. RCP8.5 och BSAP. Av de miljövariabler som undersökts, kommer de största förändringarna att ses i förekomst av havsis samt i vattentemperaturen, detta eftersom de påverkas direkt av stigande lufttemperatur.

Havsisen kommer att bli tunnare i framtiden. I genomsnitt kommer mer än 80 % av istjockleken att gå förlorad i projektområdet senast 2099 (fig. 4). Detta är ett resultat av flera samtidiga och sammankopplade ändringar. Det öppna havet kommer inte att frysa varje vinter och istäckets varaktighet kom-



Figur 4. Modellerad genomsnittlig istjocklek under vintern under referensperioden (vänster) och under framtidsperioden (höger).



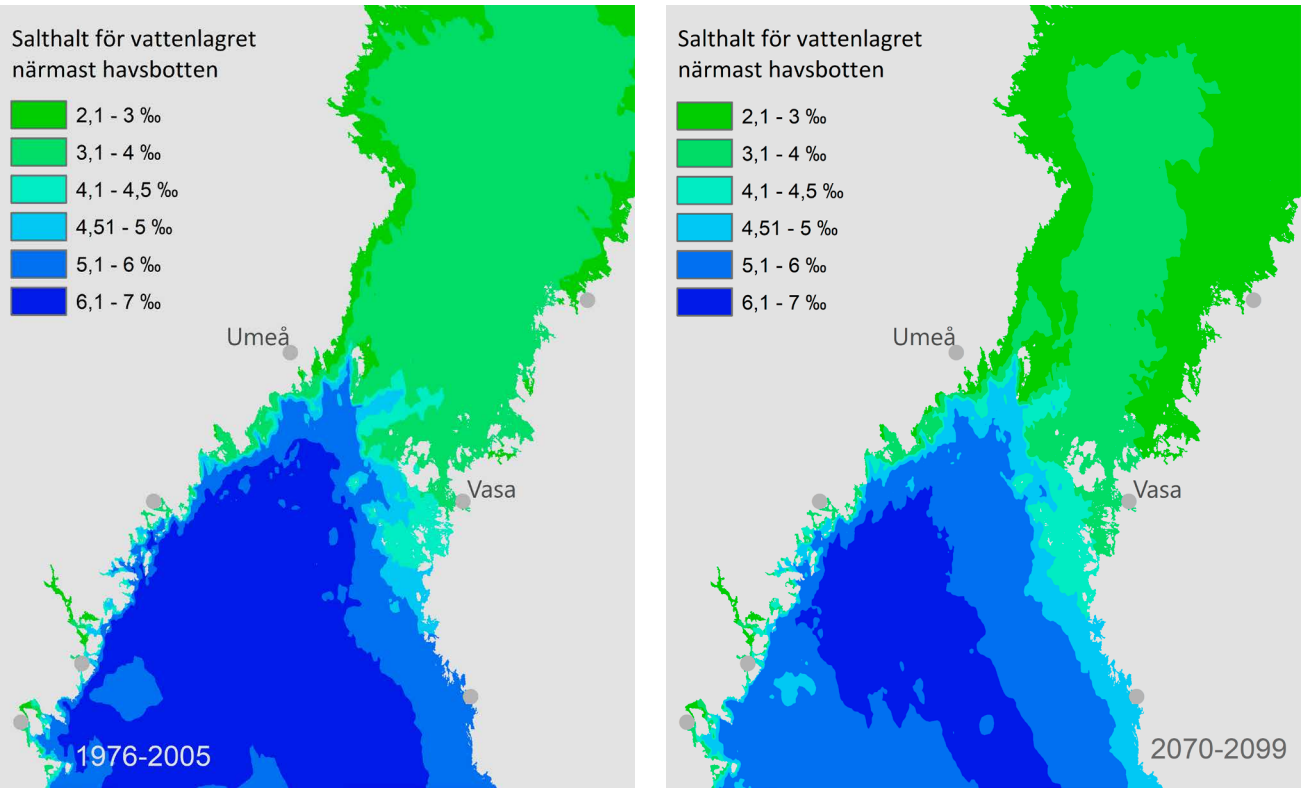
Figur 5. Temperaturen i bottenvattenskiktet under växtsäsongen (maj-september) förväntas i genomsnitt stiga med 3 °C från referensperioden (vänster) till framtidsperioden (höger).

mer att vara kortare. Även när is bildas kommer den i genomsnitt att vara betydligt tunnare än under referensperioden. Alla dessa förändringar leder till en drastisk minskning av genomsnittsförhållandena. Havsisen kommer dock inte att gå helt förlorad, men vintrar med tunt eller kortvarigt istäcke, men också helt isfria vintrar, kommer att bli vanligare.

Medeltemperaturen i bottenvattenskiktet kommer i projektområdet under växtsäsongen i genomsnitt att öka med 3°C. Denna förändring kommer att vara ännu större i grunda områden och som kontrast mindre i djupare områden (figur 5). Prognoser för förändringar av havsis och vattentemperatur är mycket säkra jämfört med prognoser för andra miljövariabler, såsom salthalt som inte påverkas direkt utan endast indirekt av ökande växthusgaskoncentrationer.

Salthalten anses vara den viktigaste abiotiska faktorn som påverkar utbredningen av både sötvattensarter och marina arter i projektområdet, särskilt i Kvarkenområdet. Det är därför speciellt intressant och viktigt att undersöka framtida förändringar i salthalten. Dessvärre är detta också den mest osäkra variabeln. Det är svårt att skapa modeller för salthalten eftersom den påverkas av komplex fysik genom flera sammanvävda processer. Resultaten från projektet visar på en genomsnittlig minskning av bottensalthalten i projektområdet med -0.52 ‰ eller -10 % jämfört med referensperioden (figur 6). Denna prognostiserade förändring är betydligt mindre än det som framgått av tidigare modeller (t.ex. Meier m.fl. 2006). Senare studier (HELCOM & Baltic Earth 2021, Meier m.fl. 2021) har dock förutspått en sparsam minskning i salthalten och visar också en anmärkningsvärd variation mellan modellerna. De drar också slutsatsen att det är osäkert om salthalten kommer att öka eller minska. I dessa senare granskningar betonas också den höga osäkerheten och den låga konfidensnivån i framtida salthaltprognoser.

Eftersom vi i detta arbete har valt att undersöka en framtid där tillförseln av näringsämnen har minskats i enlighet med BSAP förutspår modellerna en anmärkningsvärd minskning av fosfatkoncentrationen (PO4) i havsvattnet. Enligt modellerna kommer **fosfatkoncentrationen** att minska med cirka 80 % i projektområdet. Till följd av detta kommer pri-



Figur 6. Baserat på klimatmodellerna kommer salthalten i framtiden (höger) i genomsnitt vara 0,5 promilleenheter lägre än under referensperioden (vänster).

märproduktionen också att minska eftersom fosfor begränsar fotosyntesen, vilket leder till en ökning av **nitrathalten (NO_3)**. Den ökande nitrathalten i havsvatten under växtsäsongen innebär därför inte ökad tillförsel från mark (eftersom näringsscenariot var BSAP) utan en ökad ackumulering av nitrater i vatten i stället för biomassan på grund av den fosforbegränsade primärproduktionen. Av detta skäl är den högre nitrathalten i framtiden jämfört med referensperioden inte ett tecken på sämre kemiskt eller ekologiskt tillstånd i havet. Även om näringshalterna under lång tid har varit relativt låga i Bottenhavet och Bottniska viken har ökade näringshalter påvisats som en följd av inflödet av näringsrika vatten från det kraftigt övergödda Egentliga Östersjön och Skärgårdshavet till Bottniska viken (Rolff och Elfwing 2015). Orsakerna till detta fenomen är ännu inte väl förstådda, men konsekvenserna är tyvärr lättare att förutse. Om näringsintaget från de södra havsområdena till Bottniska viken fortsätter eller ytterligare ökar, kan näringsnivåerna öka och det ekologiska tillståndet ytterligare försämras, eftersom näringsnivåerna i Skärgårdshavet och Egentliga Östersjön för närvarande är mycket högre än i Bottniska viken. Den uppdaterade BSAP (HELCOM 2021a) har dock små näringsreduktionsmål för Finland och Sverige för Bottenhavet och Bottenviken, och om dessa uppnås med BSAP:s reduktionsmål för de södra mera näringsrika havsområdena kommer den totala sammanlagda effekten för vattenkvaliteten i Bottenhavet och Bottenviken vara positiv.

Enligt modellerna med antagande om BSAP kommer **syrekoncentrationen** i bottenvattenskiktet till största delen att ligga kvar på ungefär samma nivå, men regionala syrekoncentrationer kan antingen minska eller öka i framtiden. De biogeokemiska modellerna tyder på en något högre syrekoncentration i framtiden i de djupare områdena nära den svenska kusten i Västernorrland, till exempel öster om Norra Ulvön. Däremot kommer grunda områden som blir mycket varmare att ha mindre syre, men inte så lite att de hotas av syrebrist. Totalt sett kommer syre inte att vara ett problem i framtiden under en genomsnittlig växtsäsong om BSAP kommer att tillämpas framgångsrikt.

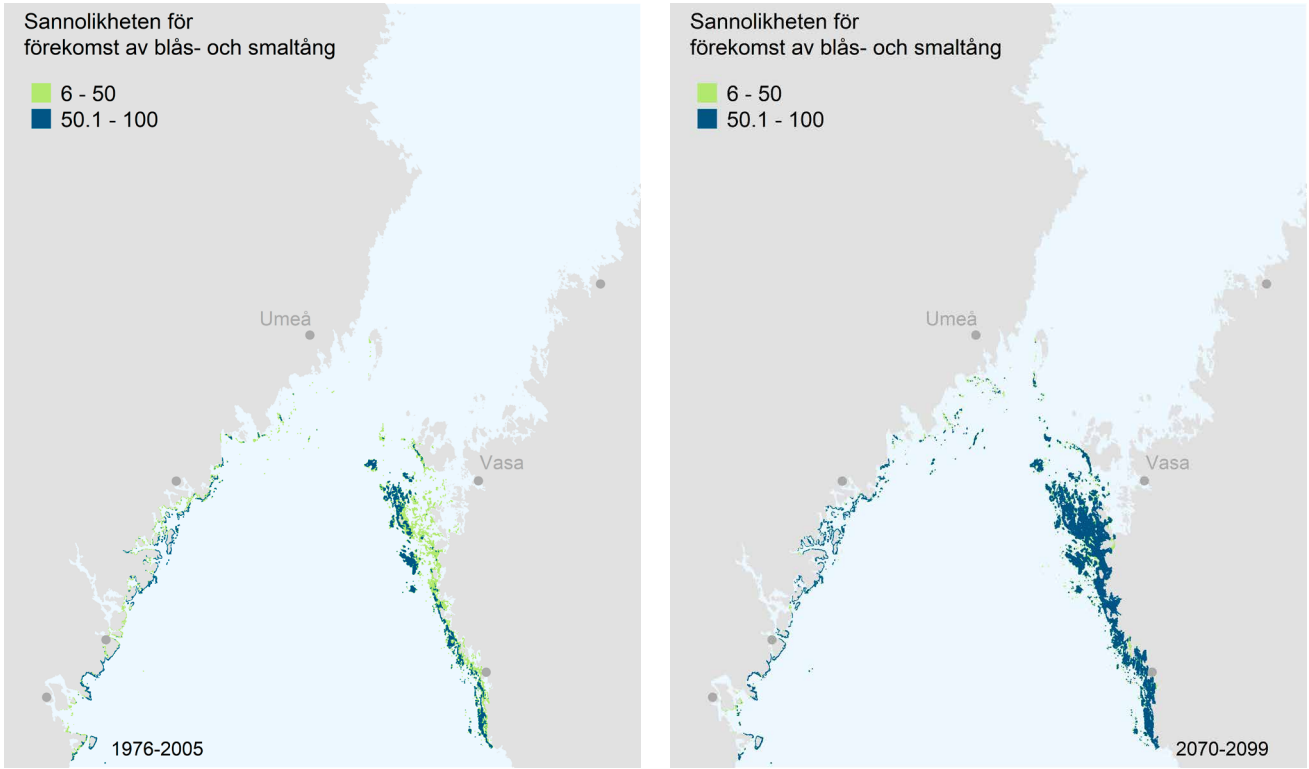
5.2. Förändringar i nuvarande och framtida artutbredningar

I det här kapitlet granskas modeller som tagits fram för ett urval viktiga undervattensarter och beskriver deras utbredning och förekomst i referensperioden samt i framtiden. BRT-modellering användes för att bedöma sannolikheten för förekomst i Bottniska viken med det framtida scenariot RCP8.5 och antagandet att målen i BSAP kommer att uppfyllas. Den relativa påverkan av olika miljövariabler i varje modell samt statistik över modellprestanda presenteras i tabell A2 i bilagan.

5.2.1. Blåstång och smaltång

Artutbredningsmodellerna som kördes med miljöförhållanden för referensperioden (1976-2005) och den framtida perioden (2070-2099) tyder på att områden som kan vara lämpliga för blåstång och smaltång (*Fucus* spp.) kan öka avsevärt i framtiden (figur 7). Detta beror huvudsakligen på tunnare eller helt utebliven is. Grunda bergstränder som nu skrapas av is varje vinter och därmed endast är lämpliga för ettåriga alger, kommer att bli tillgängliga även för fleråriga alger, såsom blåstång och smaltång. Detta, tillsammans med en förbättring av Östersjöns kemiska tillstånd och därmed dess ljustillgänglighet, ökar djupintervallet där tången kan växa. Som ett resultat av detta skulle tången kunna växa i både grunda och djupa områden i framtiden. En minskning av siktdjupet under de senaste 50 åren har lett till en anmärkningsvärd minskning av områden som lämpar sig för blåstång- och smaltångsamhällen (Sahla m.fl. 2020), så den beräknade ökningen i framtiden kan ses som en återhämtning snarare än en kolonialisering av nya områden. Milda vintrar i Östersjön har redan visat sig leda till en tätare tillväxt av tången nära ytan (Kiirikki och Ruuskanen 1996).

Blåstång och smaltång är marina arter som kräver minst 3–4 ‰ salthalt, beroende på art, och eventuellt även lokalt anpassad genotyp (Rugiu 2018). Baserat på de modeller som används i denna studie kommer salthalten att minska så lite att den inte kommer att ha någon betydande inverkan på tång-



Figur 7. Lämpliga områden för blåstång och smaltång under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur, ljustillgång och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att områden utpekade som lämpliga för tången är lämpliga endast ifall bottensubstratet är hårt och lämpligt för tången att fästa sig vid.

en som grupp. Den minskande salthalten hämmar dock tången från att kolonisera nya områden längre norrut, även om andra miljöförhållanden skulle bli mer gynnsamma. I de nordligaste delarna av utbredningsområdet förväntas smaltång ersätta blåstång, eftersom blåstång kräver högre salthalt. Flera tidigare studier som använder artutbredningsmodeller har förutspått att tången kommer att dra sig tillbaka söderut, men förändringens omfattning beror på det klimatscenario som används (t.ex. Jonsson 2018; Kotta m.fl. 2019; Saari 2021; Viitasalo och Bonsdorff 2021). Våra klimatmodeller förutspår en mindre förändring i salthalt än i de flesta studier som gjorts tidigare, vilket förklarar de huvudsakliga skillnaderna när det gäller förväntad framtida utbredning av tången. Därtill har effekten av is kraftig inverkan på resultaten, och om man exkluderar eller inkluderar denna variabel avgör om tången förutspås öka eller minska i framtiden.

Den ökande vattentemperaturen kan ha både positiva och negativa effekter tången. Högre temperaturer minskar överlevnaden och fortplantningsgraden, men kan främja tillväxten (Takolander m.fl. 2017a; Rugiu 2018). Även om medeltemperaturen under växtsäsongen är godtagbar för tången, kan värmeböljor bli skadliga för dem. Därför kan det hända att grunda områden som kan vara lämpliga för tången i framtiden på grund av tunnare eller utebliven is trots allt inte är lämpliga om temperaturen stiger för högt.

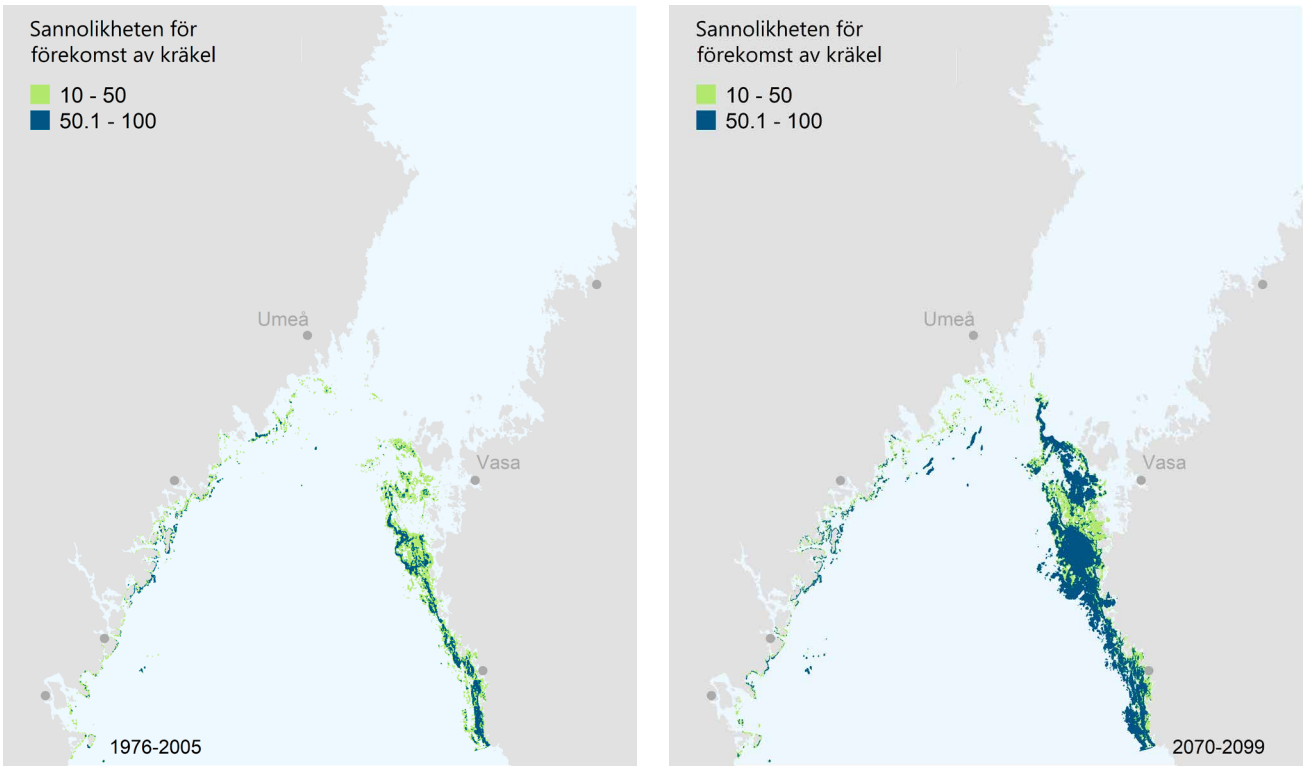
Med de sjunkande näringshalterna (förutsatt att BSAP implementeras) förväntas dessutom ettåriga trådalger förlora sin konkurrensfördel jämfört med tången, vilket ytterligare kommer att förbättra tillväxtförhållandena för blåstång och smaltång i framtiden. Eftersom kvävningen av tången på grund av trådalger minskar, kan tången också konkurrera bättre med trådalger om de nya, mestadels isfria livsmiljöerna (Wallentinus 1979; Kiirikki 1996).

De till synes stora lämpliga områdena i södra Kvarken i framtiden är förmodligen en överskattning, eftersom bottensubstratet inte ingår i modellerna. Som ett resultat av detta är de lämpliga områdena i modellerna endast lämpliga om det finns hårt substrat såsom stenar som algerna kan fästa sig vid. Dessutom kommer isförhållandena att fortsätta att variera mellan vintrarna och hårda vintrar med tjock is kommer ibland att begränsa förekomsten av tången på grunda steniga kuster. De genomsnittliga förhållandena kommer att vara mer gynnsamma, men de kommer per definition inte att råda hela tiden. Som med alla modeller drar vi därför slutsatsen att det är troligt att modellerna visar rätt förändringsriktning, men att de faktiska värdena och områdena på kartorna bör tolkas med försiktighet. Blåstång och smaltång kommer troligen att frodas i framtiden och på många platser kan arten växa på fler djupnivåer tack vare klarare vatten med större tillgång till ljus och i huvudsak isfria stränder.

5.2.2. Kräkel

Den marina rödalgen kräkel (*Furcellaria lumbricalis*) kommer att påverkas något negativt av den sjunkande salthalten och högre vattentemperaturer kan utöver salthalten leda till lokala minskningar i vissa kustnära vatten. Den totala förekomstsannolikheten för kräkel kommer dock att öka, särskilt på den finska sidan av projektområdet (figur 8). En minskning av övergödningen enligt beskrivningen i BSAP kommer att leda till klarare vatten och därmed ökad tillgång till ljus. Bättre tillgång till ljus kommer förmodligen att göra de djupare delarna av regionen med tillräckligt hög salthalt ännu mer gynnsamma för arten. Kräkel föredrar djupare vatten, eftersom den liksom många andra rödalger är anpassat till de ljusförhållanden som råder i djupa områden. Denna anpassning ger dem konkurrensfördelar jämfört med andra alger. Övergödningen och de grumliga vatten som detta leder till har drivit arten till grundare vatten (t.ex. Kontula och Raunio 2018), men arten skulle kunna spridas tillbaka till djupare vatten igen i framtiden, precis som blåstång och smaltång, som diskuterades ovan. Detsamma förväntas ske på den svenska sidan av projektområdet, även om det inte syns på kartan. Detta beror på att den svenska kustlinjen blir djup så snabbt att en liknande tydlig och omfattande förflyttning av arter till djupare vatten inte är möjlig att se med denna upplösning.

I djupare vatten är konkurrensen med andra arter mindre jämfört med grundare vatten, vilket kan gynna kräkel i framtiden. Våra modeller kan till viss del misslyckas med att ta hänsyn till effekterna på kräkel om temperaturerna ökar. I djupare vatten kan temperaturökningen vara gynnsam för kräkel, men i grunda vatten kan temperaturen stiga så högt att den skadar arten. Torn m.fl. (2020) förutspådde att en ökad temperatur skulle vara mer skadlig för kräkel än minskad salthalt, vilket skulle leda till en betydande minskning av dess utbredning. Ytterligare, Pajusalu m.fl. (2016) uppmätte att den fotosyn-

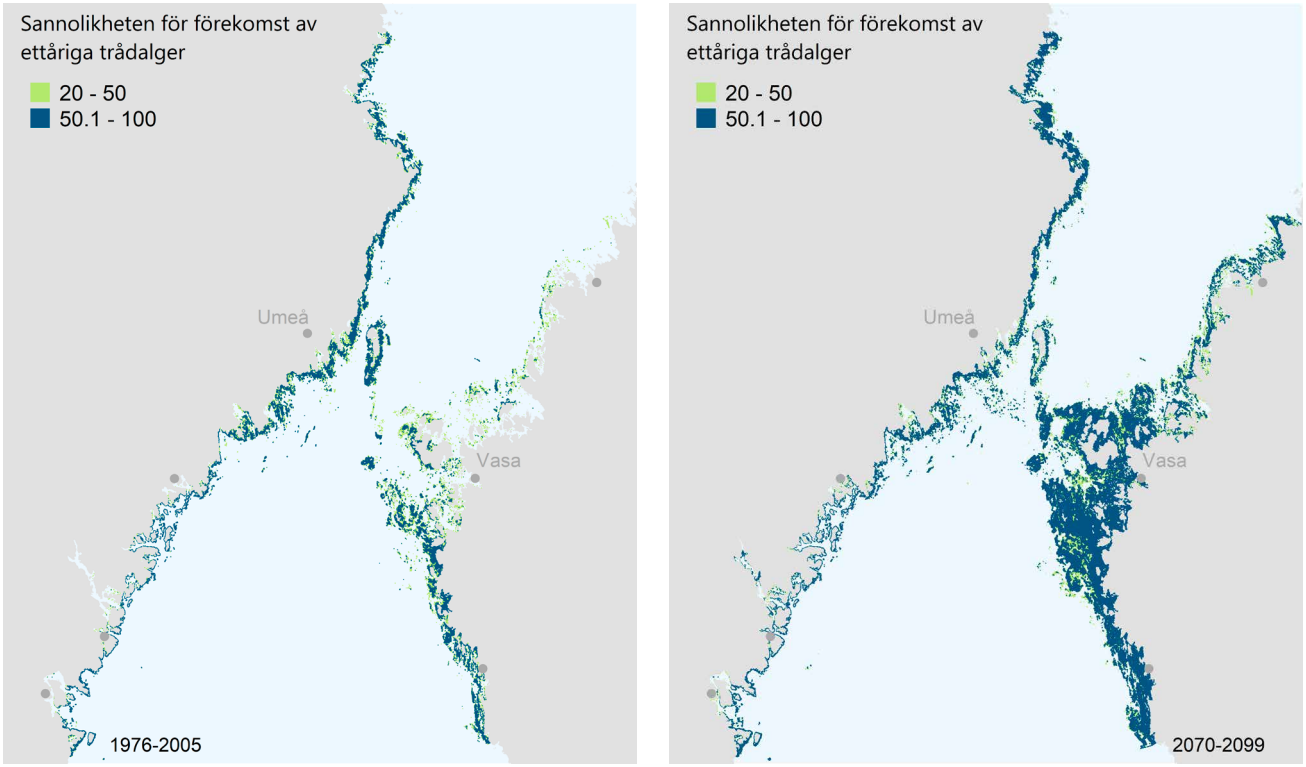


Figur 8. Sannolikheten för förekomst av kräkel under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur, ljustillgång och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om det finns hårt substrat där kräkel kan fästa.

tetiska nettohastigheten var som högst i 10 grader för kräkel, varefter den började minska och nästan föll till ett minimum vid 25 grader. De förväntade medeltemperaturerna i framtiden överskrider detta optimala värde markant. Dessutom koncentrerar sig de modeller som använts i detta projekt på medeltemperaturen, men tar inte hänsyn till att det kan bli vanligare med värmeböljor under växtsäsongen i framtiden vilket skadar ursprungligen djup- och kallvattenanpassade kräkel. Vissa av de modellerade framtida sannolikheterna för hög förekomst i relativt grunda vattenområden är därför högst sannolikt överskattade.

5.2.3. Ettåriga trådalger

Även om ett framgångsrikt genomförande av BSAP kommer att minska mängden fosfor i vattnet för tillväxt av alger, tyder modellerna på en ökning av de områden som kan vara lämpliga för ettåriga trådalger på grund av den stora temperaturökningen. Förändringen är särskilt framträdande i Bottenviken (figur 9) där temperaturökningen innebär en relativt större förbättring av tillväxtförhållandena än i de redan varmare södra områdena. Modellerna överskattar dock troligen den framtida utbredningen av trådalger, eftersom flera växtarter och alger förväntas öka och deras kombinerade näringsämnesupptag, tillsammans med genomförandet av BSAP, kanske inte lämnar tillräckligt med näringsämnen för att ettåriga alger ska kunna expandera på det sätt som modellen förutspår. Eftersom primärproduktionen i Bottenviken redan är fosforbegränsad (i motsats till kvävebegränsad i de flesta andra havsområden i Östersjön) (Rolff och Elfwing 2015), gör den förväntade minskningen av fosforkoncentrationen i havsvattnet det osannolikt att det område som täcks av ettåriga trådalger skulle öka så mycket som modellerna föreslår. Trådalger dominerar i näringsrika vatten men efter hand som näringshalterna minskar börjar andra arter, till exempel blåstång och smaltång konkurrera mer om utrymmet. En annan intressant faktor som påverkar trådalger är det framtida istäcket. Isfria vintrar gör övervintringen av trådalger mer framgångsrik, vilket först leder till ett mångsidigt och rikare algsamhälle på grund av bristen på iseffekter (Kiirikki och Lehvo 1997). I händelse av flera på varandra följande isfria vintrar



Figur 9. Sannolikheten för förekomst av trådalger under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur, ljustillgång och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om det finns hårt substrat där algerna kan fästa.

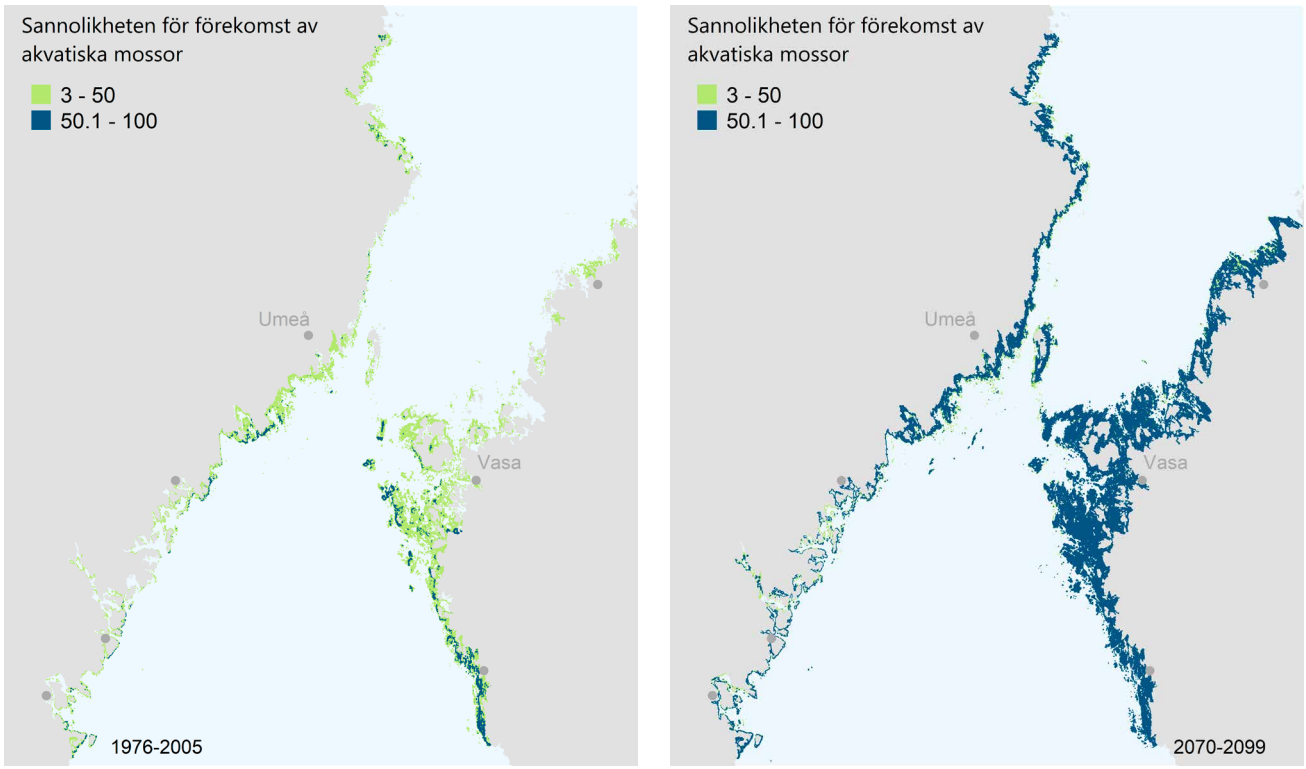
börjar blåstång och smaltång invadera de grunda zonerna med trådalger i större utsträckning och börjar konkurrera över utrymmet med trådalgerna (Wallentinus 1979; Kiirikki 1996). Eftersom artutbredningsmodellerna inte tar hänsyn till konkurrens eller andra biotiska interaktioner kommer den framtida distributionen av trådalger antagligen vara mindre än det som förutspås av framtidsmodellen, men ändå större än under referensperioden.

5.2.4. Akvatiska mossor

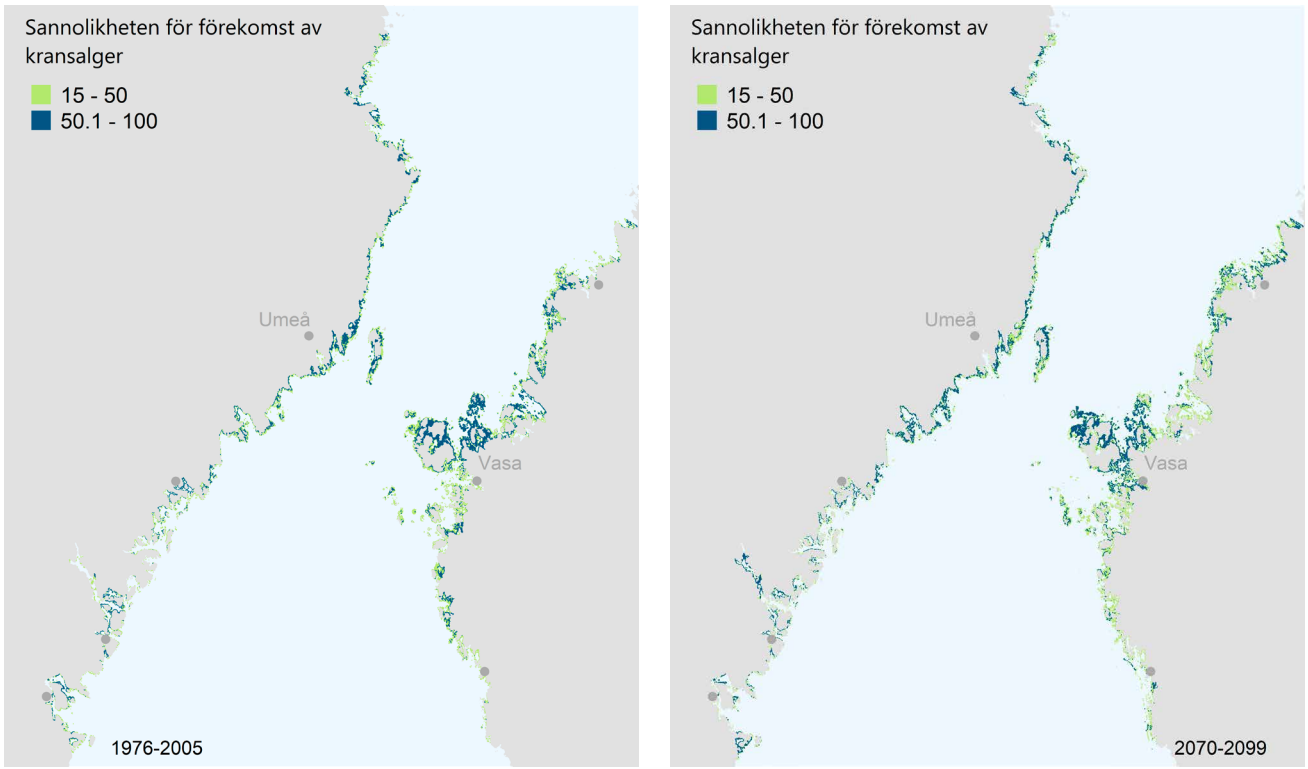
Modellerna tyder på att det kommer att finnas betydligt lämpligare områden för vattenlevande mossor i framtiden (figur 10), främst på grund av varmare vatten och förbättrade vattenförhållanden till följd av den minskade övergödningen som föreskrivs i BSAP. En längre växtsäsong och högre vattentemperatur kommer att gynna akvatiska mossor i norra Östersjön och i klarare vatten kan mossorna växa i djupare områden. Låg salthalt skulle också gynna mossorna eftersom de ursprungligen är anpassade till sötvatten, men eftersom modellerna endast förutspår en mycket liten salthalt kommer salthaltförändringens inverkan på artens utbredning att förbli liten i framtiden. På mindre skala och lokalt i kustområden kan salthalten dock sjunka tillräckligt mycket för att gynna arten. I framtiden minskar istäcket och därmed kan den minskade effekten av isskrapning också gynna arten i grunda kustområden. Fläckvis förekomst är typiskt för akvatiska mossor i Östersjön, och oavsett om gruppen förutspås öka, kommer de inte att förekomma med hög täthet heller i framtiden. I Bottenviken har dessutom de akvatiska mossorna få konkurrenter på de hårda bottnarna på grund av den låga salthalten, men situationen är annorlunda i och söder om Kvarken. Där kommer bland annat blåstång och smaltång konkurrera om utrymmet, vilket kommer att fortsätta att begränsa förekomsten av akvatiska mossor i projektområdet i framtiden.

5.2.5. Kransalger

De förändringar som modellerna förutspår gällande de abiotiska förhållandena kommer att ha en liten inverkan på det potentiella området för utbredning av kransalger (figur 11). I allmänhet kan kransalger i projektområdet vara mer begränsade av



Figur 10. Sannolikheten för förekomst av akvatiska mossor under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur, ljustillgång och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om det finns hårt substrat där mossan kan fästa.

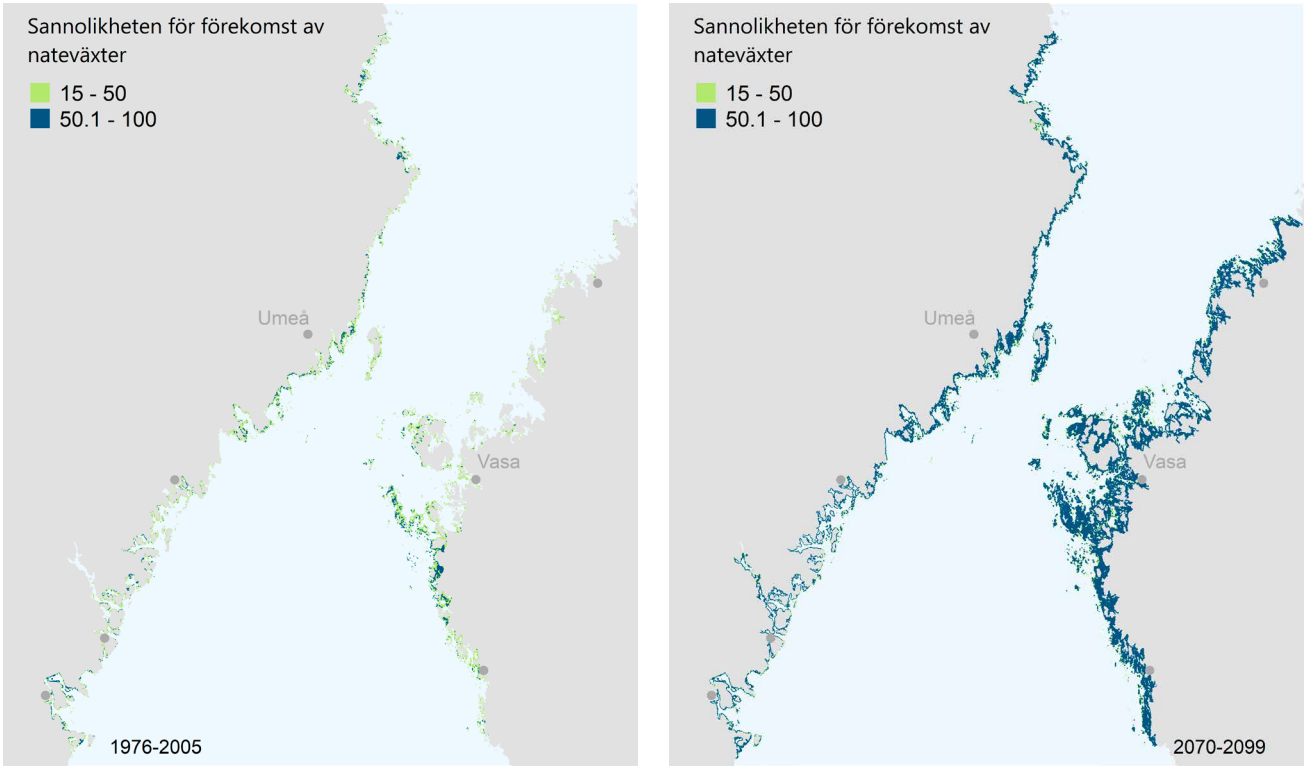


Figur 11. Lämpliga områden för kransalger under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur, ljustillgång och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om det finns mjukt sediment där kransalger kan växa.

tillgången till lämpliga livsmiljöer, såsom flador och andra skyddade och grunda områden med mjuk botten, än av de abiotiska förhållanden som ingår i BRT-modellerna. Lämpliga områden för kransalger förväntas öka något i vissa delar av projektområdet samtidigt som de minskar i andra, vilket leder till en liten negativ nettoförändring. Den potentiella ökningen av kransalger beror främst på varmare vatten och lägre näringshalter i havsvattnet samt ökad ljustillgång, vilket gör det möjligt för arten att ockupera nya områden som tidigare kan ha varit alltför grumliga. Torn m.fl. (2020) förutspådde även att kransalgerna skulle spridas ytterligare till följd av stigande temperatur och därmed längre växtsäsong. Eftersom kransalger är sötvattensarter skadas de inte av en eventuell minskning av salthalten utan kan till och med gynnas av detta.

I mycket grunda områden kan isen bidra till att skapa samhällen med kransalger och gömfröiga växter (Herkül m.fl. 2017) och kransalger kan gynnas av is eftersom det ger dem konkurrensfördelar jämfört med nateväxter (Herkül m.fl. 2011). I BRT-modellerna var istjocklekens påverkan på förekomsten av kransalger liten men positiv. Den förväntade minskningen i delar av studieområdet beror därför sannolikt på den minskade istjockleken.

Vissa arter av kransalger är känsliga för vågaktivitet och kan föredra djupare områden för att undvika vågor (Torn m.fl. 2019). Denna förekomst i djupare områden har begränsats av förhållanden med minskat ljus under de senaste årtiondena (Torn m.fl. 2019), men med den möjliga ökningen av siktdjup i framtiden finns det en möjlighet för flera arter, däribland kransalger, att flytta till djupare områden om andra miljöförhållanden är gynnsamma. Kransalger lider av ökad utbredning av trådalger som enligt modellerna kan komma att öka i framtiden. Men som vi tidigare har nämnt tar modellerna inte hänsyn till interaktioner mellan arterna och den framtida utbredningen av trådalger kanske inte blir så bred som modellerna indikerar. Kransalger är känsliga för övergödning då detta orsakar grumlighet, medan trådalger gynnas av övergödning. Eftersom det framtidsscenario som används här förutsätter att BSAP tillämpas, torde trådalgerna inte konkurrera ut kransalgerna i framtiden.



Figur 12. Lämpliga områden för nateväxter under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur, ljustillgång och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om det finns mjukt sediment där nateväxter kan växa.

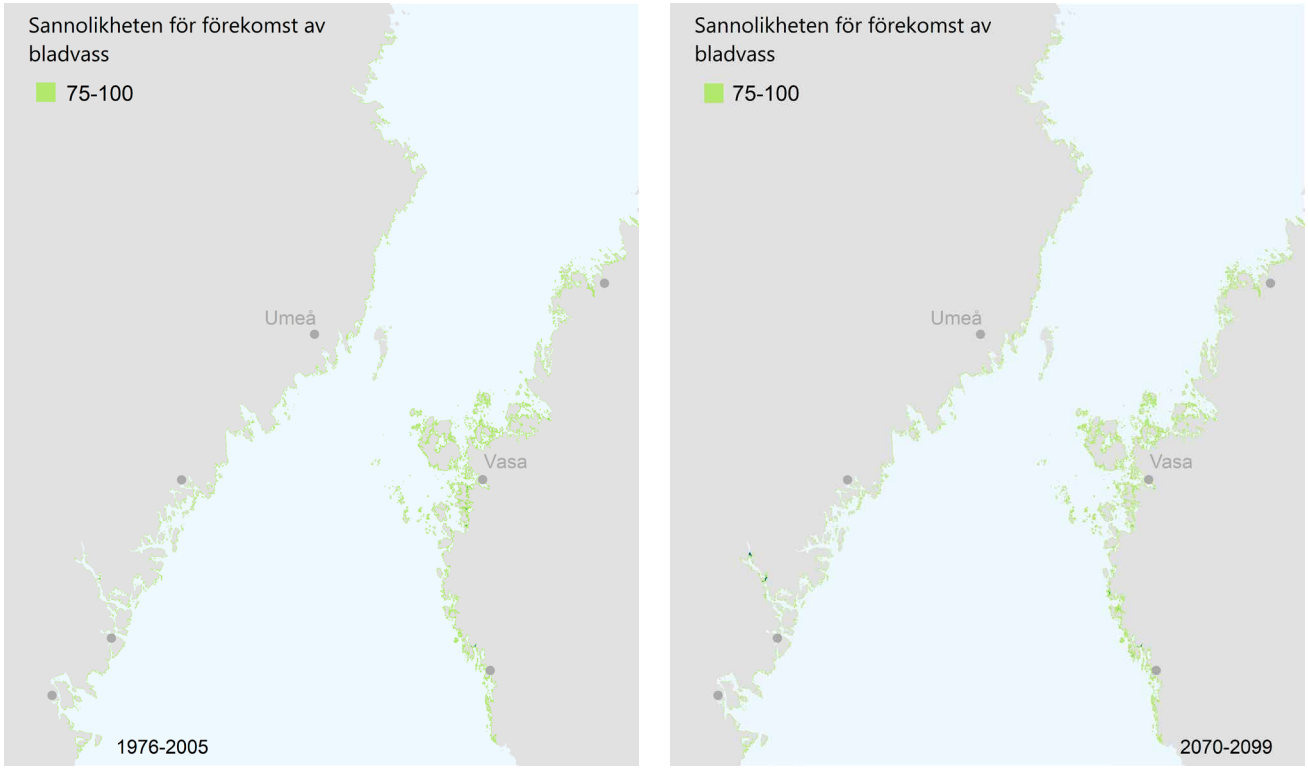
5.2.6. Nateväxter

Artutbredningsmodellerna tyder på en betydande ökning av lämpliga områden för nateväxter i hela projektområdet i framtiden (figur 12). Detta är något överraskande eftersom nateväxter främjas av övergödning (Hansen och Snickars 2014) och det scenario som använts förutsätter att övergödningen kommer att minska i och med tillämpningen av BSAP. Nateväxterna kommer dock att gynnas att klarare vatten i framtiden på samma sätt som andra makrofyter. Till skillnad från exempelvis blåstång och smaltång kommer nateväxter också att gynnas av varmare och mindre salt vatten eftersom de ursprungligen är sötvattensarter. Herkül m.fl. (2017) påpekar också att isens varaktighet kan påverka nateväxtsamhällena eftersom de är fleråriga. Modellerna visar att en genomsnittlig minskning av istjockleken skulle kunna gynna nateväxter i grunda kustområdena eftersom isen inte skulle skrapa bort dem varje vinter. Den beräknade minskningen av istjockleken gäller dock genomsnittsförhållanden och emellanåt kommer det troligen fortfarande att förekomma vintrar med tjocka istäcken.

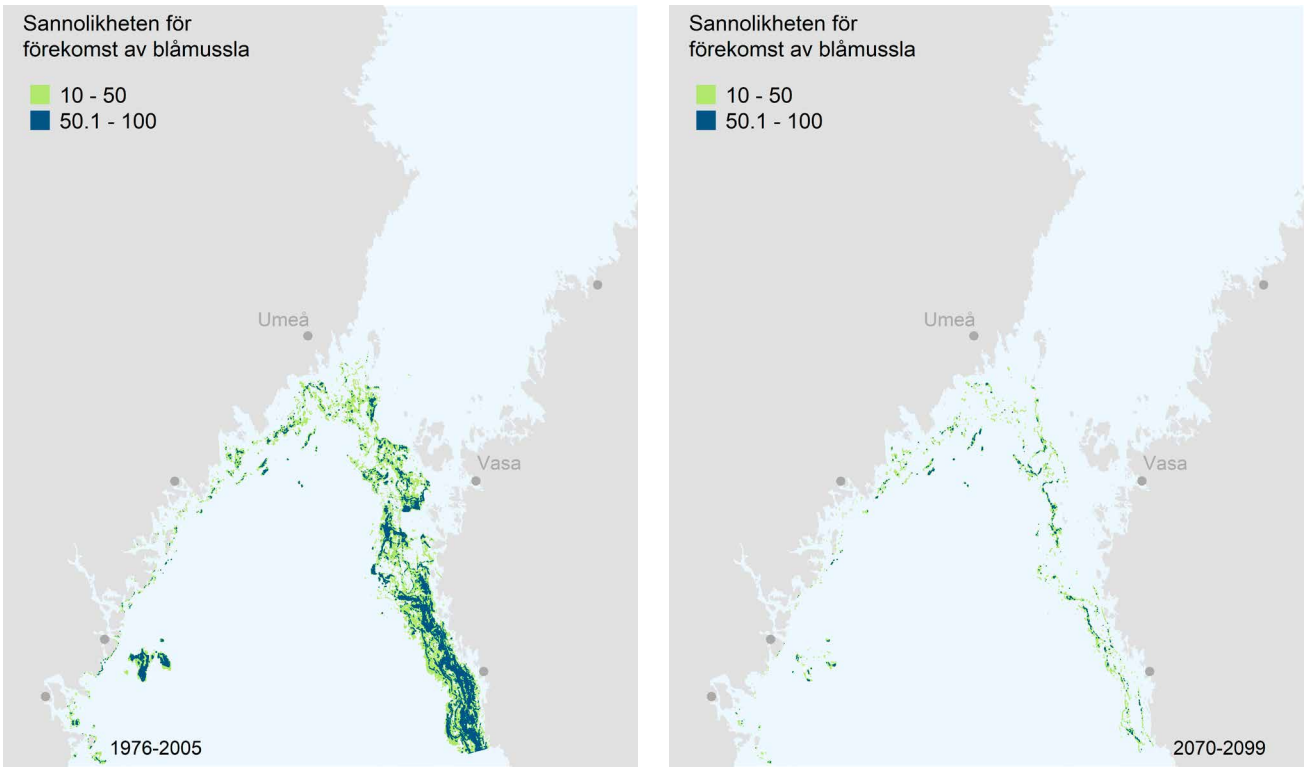
Alla dessa gynnsamma förändringar tillsammans gör nateväxter till en av de mest positivt påverkade arterna av alla som ingick i modelleringen. Torn m.fl. (2019) förväntar sig också att *Potamogeton perfoliatus* kommer att påverkas positivt av klimatförändringarna, men deras studier visade inte på någon märkbar effekt på *Stuckenia pectinata*. Då interaktioner mellan arterna inte beaktades i modellerna går det här inte att avgöra vilka av dessa mjukbottenlenade växter och kransalger som kommer att vinna i konkurrensen om de nya lämpliga områdena.

5.2.7. Bladvass

Artutbredningsmodellerna tyder på att det område som upptas av bladvass (*Phragmites australis*) inte kommer att förändras särskilt mycket, eftersom det bara kommer att finnas ett fåtal fler områden som lämpar sig för bladvass i framtiden (figur 13) jämfört med referensperioden. Bladvassen har expanderat kraftigt under de senaste årtiondena på grund av övergödning men även på grund av minskad nötkreaturbete vid kusterna. Nu finns bladvass nästan överallt där det är grunt längs kusten. En del av



Figur 13. Lämpliga områden för bladvass under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur, ljustillgång och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om lämpligt sediment för bladvass förekommer.



Figur 14. Lämpliga områden för blåmussla under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). De områden som lämpar sig för blåmusslorna kommer troligen att krympa i framtiden på grund av varmare och mindre salthaltigt vatten. Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att områden utpekade som lämpliga för blåmusslan är lämpliga endast ifall bottensubstratet är hårt och lämpligt för musslorna att fästa sig vid.

orsaken till den lilla förändringen är att den bladvassen redan är så vanlig att den inte kan expandera mycket mer. Varmare vatten kommer att vara till nytta för tillväxten av bladvassen, men minskad tillgång till fosfor kan begränsa dess expansion.

5.2.8. Blåmussla

Artutbredningsmodellerna tyder på att blåmusslan (*Mytilus trossulus x edulis*) kommer att påverkas negativt av klimatförändringen (figur 14). Blåmusslan lever redan på gränsen för sin salthaltstolerans i projektområdet och deras nordligaste förekomst påträffas i Kvarken. Ogynnsamma förändringar kan få populationerna att försvinna eftersom miljön redan innebär stora påfrestningar för arten. Modellerna tyder på att salthalten kommer att sjunka under 4,5 ‰ i havsområdet Gloppet mellan öarna Replot och Bergö vid den finska kusten, där blåmusselpopulationer förekommer i dag. Effekten av minskad salthalt är större för blåmusslor än för de andra nyckelarterna blåstång och smaltång, eftersom tången modellerades på släktnivå, och av de två arterna i tångsläktet tolererar smaltång låg salthalt.

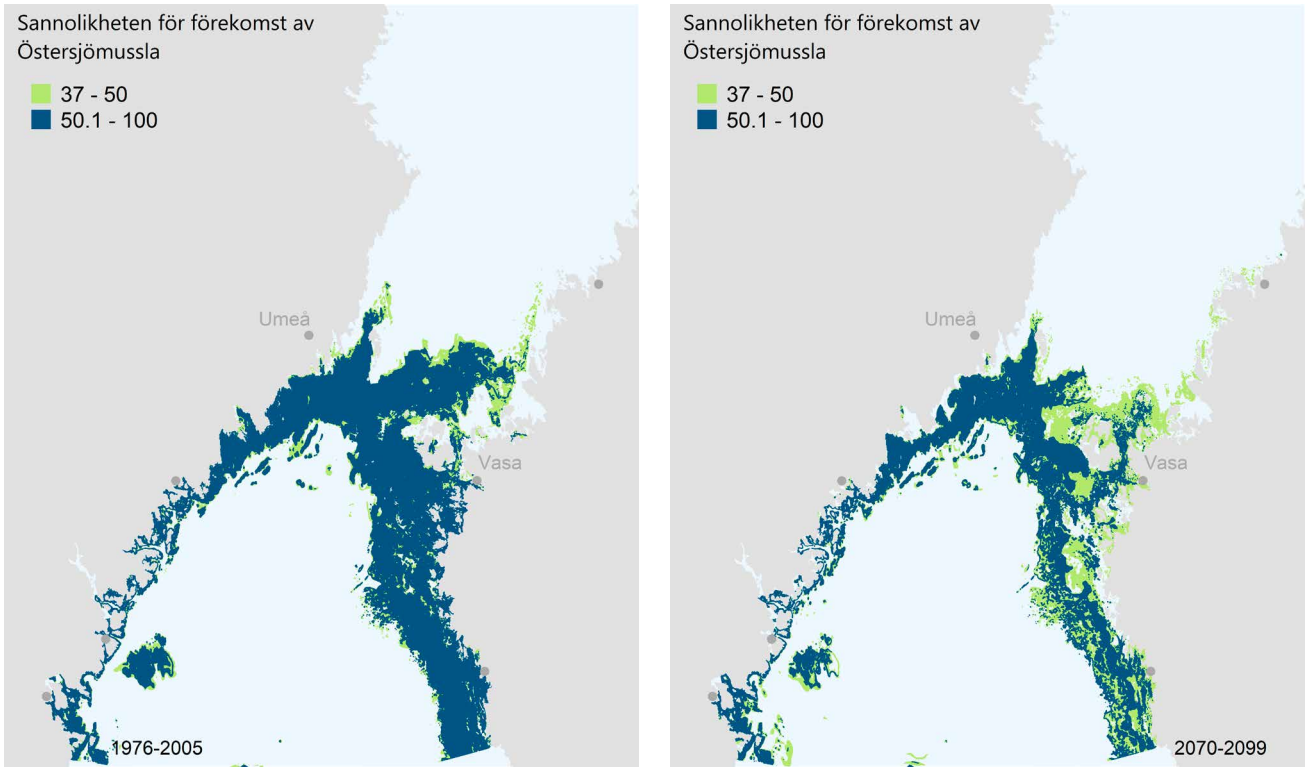
Den ökande temperaturen kommer att medföra ytterligare påfrestningar på blåmusslan och försämra detta grunda områdes lämplighet som livsmiljö. Den kombinerade effekten av lägre salthalt och högre temperatur kan leda till en minskning av blåmusselbeståndet. Andra nyligen genomförda studier har nått samma slutsatser (Jaatinen m.fl. 2020). Dessutom innebär en högre medeltemperatur i bottenvattenskiktet att också extremtemperaturerna blir högre vilket orsakar marina värmeböljor. Marina värmeböljor kan vara skadliga för blåmusslan även i det nuvarande klimatet (Seuront m.fl. 2019). Blåmusslan kan försvinna, särskilt från grunt vatten, eftersom grunda områden förväntas värmas mer än djupa områden. Faktum är att modellerna förutspår att de områden som i framtiden fortfarande kommer att vara lämpliga för blåmusslan ligger i djupare områden, längre bort från kusten än de områden där blåmusslan befinner sig nu. Det finns dock en gräns för hur djupt blåmusslan kan gå för att söka lägre temperaturer (och högre salthalt) eftersom det inte

finns tillräckligt med föda (fytoplankton) i områden som är djupare än cirka 40 meter. Dessutom är bottensubstratet ofta mjukt sediment i djupare områden och blåmusslan behöver hårt substrat att fästa på. Tyvärr tar modellerna inte hänsyn till bottensubstratet, så de förutspådda händelseområdena är endast lämpliga om det finns hårt substrat som musslan kan fästa vid.

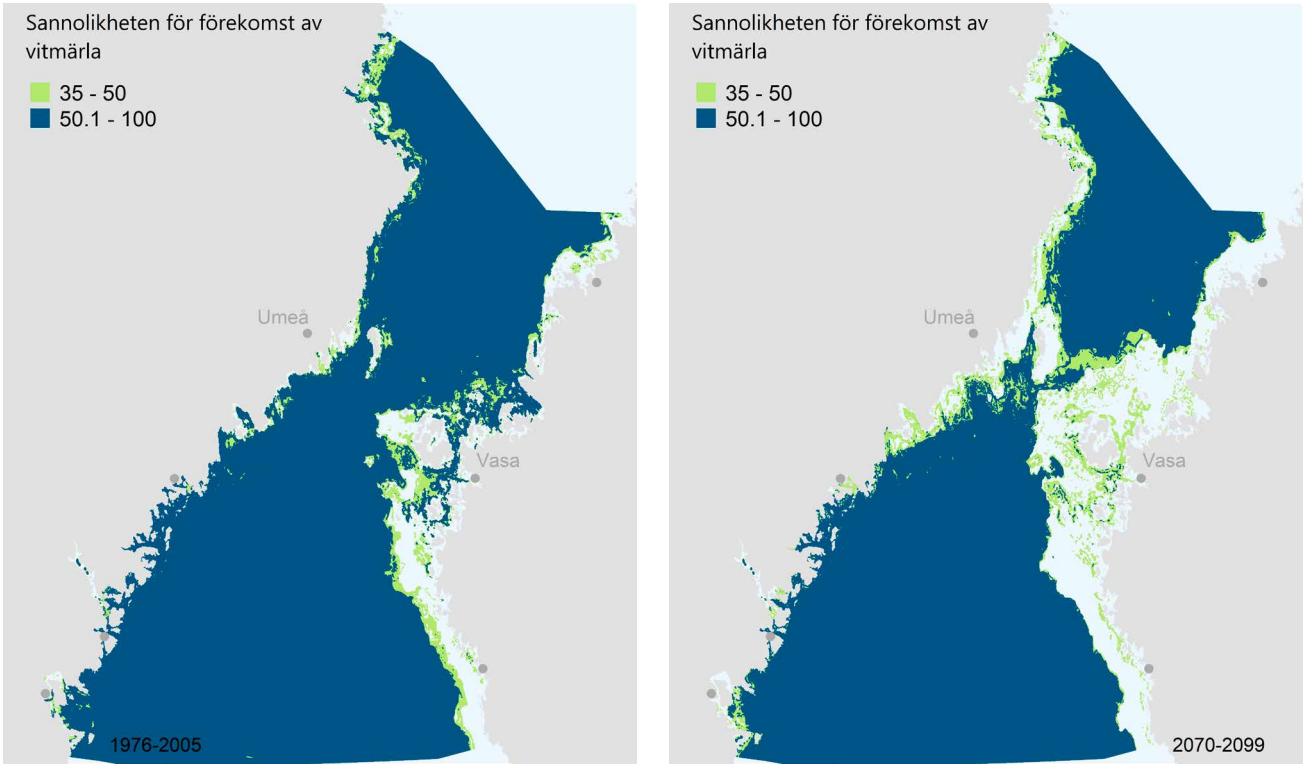
5.2.9. Östersjömussla

Den ursprungligen marina östersjömusslan (*Limecola balthica*) kan tolerera en lägre salthand än blåmusslan, ner till 3 ‰, men kan ändå påverkas något av att vattnet blir mindre salt. Modellerna tyder på att den norra kanten av dess utbredningsområde skulle kunna förflytta sig något söderut, eller åtminstone att populationerna i kantområden, till exempel norr om staden Vasa och ön Replot på den finska kusten, kommer att bli mer fragmenterade i framtiden. Dessutom kan vissa kustområden som ligger närmast fastlandet både längs den finska och den svenska kusten bli mindre lämpade för arten (figur 15).

Artutbredningsmodellerna tyder på att fosforkoncentrationen i havsvattnet korrelerar positivt med förekomsten av östersjömusslor. Populationerna av musslor i Östersjön har ökat under de senaste årtiondena, troligen på grund av övergödning och ökad tillgång på mat (Ehrnsten m.fl. 2019). I framtiden när fosfatkoncentrationen enligt BSAP kommer att falla betydligt, kommer musslorna åter ha mindre näring, vilket kan leda till att beståndet minskar (Ehrnsten m.fl. 2020). Den förväntade minskningen i framtiden kan därför vara en kombination av minst två stressfaktorer: lägre salthalt vid populationens kantområde och mindre tillgänglig föda i hela projektområdet. Östersjömusslan är dock en tålig och anpassningsbar art och när förhållandena förändras kommer den antagligen bättre anpassa sig till förändringarna än andra bentiska djur, såsom vitmärla (se nedan). Östersjömusslan kommer antagligen att klara sig bra i det framtida klimatet i hela projektområdet, men det faktiska utbredningsområdet och de lokala populationsdensiteterna kommer att bero på många faktorer, såsom miljöförhållanden, interaktioner mellan arter och, framför allt, tillgången till föda.



Figur 15. Lämpliga områden för östersjömussla under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Arten kommer även i framtiden att förekomma rikligt men kan minska på grund av lägre tillgång till föda och lägre salthalt. Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om mjukt sediment förekommer.



Figur 16. Lämpliga områden för vitmärla under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Stigande vattentemperaturer förväntas göra de grunda centrala delarna av Kvarken mindre lämplig för arterna. Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur, syre och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om mjukt sediment förekommer.

5.2.10. Vitmärla

Eftersom vitmärlan (*Monoporeia affinis*) frodas i djupa, kalla vatten kommer den att lida av stigande temperaturer, men eftersom arten härstammar från sötvatten kommer den inte att påverkas av den minskande salthalten. Till skillnad mot marina arter som blåmusslan, måste den därför inte stå emot den kombinerade påfrestningen hos en miljö med för låg salthalt och för hög temperatur. Vitmärlan är också känslig för övergödning och låga syrehalter i vattnet. De framtida modellerna visar inte någon väsentlig förändring av syrenivån eller någon ökning av övergödning på grund av genomförandet av BSAP. Därför förväntas dessa två faktorer inte påverka utbredningen av vitmärlan i framtiden.

Baserat på den framtida modellen är denna den mest drabbade mjukbottenarten av de arter som modellerats (figur 16). Modellerna tyder på att merparten av kustområdena i projektområdet, särskilt i mitten av Kvarken, kan bli ogynnsamma för arten på grund av den stigande vattentemperaturen. I ett extremt fall kan populationen riskera att delas upp i en nordlig population i Bottenviken och en sydlig i Bottenhavet. Modellerna för utbredning av arter användes dock för en viss minimitäthet och frånvaron av förutspådd förekomst innebär inte att arten inte skulle förekomma alls, bara att området sannolikt inte är lämpligt för så hög täthet som modellen gjordes för. Vitmärlepopulationen i Kvarken är med andra ord mer benägen att minska i de varma, grunda områdena än att helt försvinna.

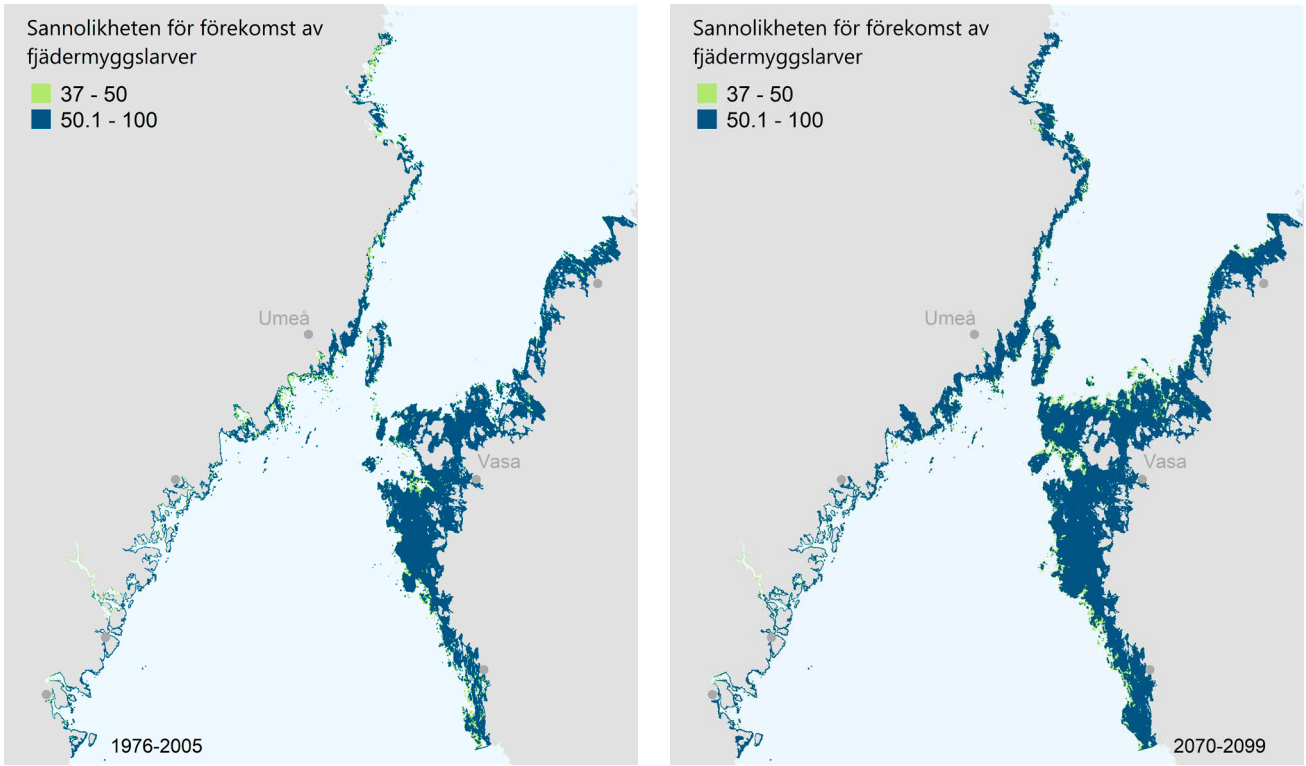
Modellerna tar inte hänsyn till de olika interaktionerna mellan arterna inom bottendjursamhällena. I Bottniska viken har en förändring i bottenfaunan påträffats där vitmärla har minskat och nordamerikansk havsborstmask (*Marenzelleria* spp.) har invaderat området. De två arterna livnär sig på samma föda, dvs. fytoplankton (Kotta och Ólaffson 2003; Eriksson Wiklund och Andersson 2014) och med en minskande primärproduktion i framtiden till följd av BSAP kommer tillgången till fytoplankton att vara lägre än i dag. Detta kan ha ytterligare negativ inverkan på beståndet av vitmärlor i området (Eriksson Wiklund och Andersson 2014). I slutet av 1990-talet och början av 2000-talet skedde en förändring i det bentiska samhället som kan ha berott på lägre primärproduk-

tionen än normalt i Bottniska viken, varmed vitmärlan minskade drastiskt, vilket gjorde det möjligt för nordamerikansk havsborstmask att ockupera området (Eriksson Wiklund och Andersson 2014). Karlson m.fl. (2015) visade dock att *Marenzelleria arctica* inte konkurrerar med inhemska arter, utan verkar ockupera en annan, tidigare vakant nisch. Östersjömusslan har också visat sig dra fördel av minskningen av vitmärlan och ockuperat områden som tidigare ockuperats av den (Kauppi m.fl. 2015). Det verkar vara så att vitmärlan hämmar ockuperingen av unga Östersjömusslor (Ejdung m.fl. 2000).

5.2.11. Fjädermyggslarver

Fjädermyggor anses vara en grupp av arter som kan överleva i väldigt varierande miljöförhållanden och förekommer därför i överflöd i många habitat. Vissa fjädermyggsarter (till exempel *Chironomus plumosus*) kan tåla lägre syrenivåer än många andra bottendjur. Många fjädermyggsarter anses även vara ett tecken på ett vattendrags goda ekologiska tillstånd. Eftersom fjädermyggslarver är en stor grupp som består av många släkten och arter kan vissa av dem ha en annorlunda reaktion på förändrade miljöförhållanden än andra. Därför är det inte lika enkelt att skapa en modell för eller tolka deras reaktion som grupp som det vore för en enda art.

Fjädermyggslarver finns i stora mängder och har stor utbredning och det verkar inte förekomma några framtida hot mot dem. Det är möjligt att vattentemperaturen på havsbotten begränsar deras djuputbredning och om detta är fallet kan beståndet öka i framtiden. Dessutom visar BRT-modellerna att fjädermyggor tydligt reagerar positivt på ökande vattentemperatur. Om ökningen av vattentemperaturen gynnar fjädermyggslarver kan detta leda till en expansion av utbredningsområdet till djupare vatten. Andra förändringar förväntas inte ha en stor effekt på fjädermyggslarver som grupp, men det är möjligt att den relativa förekomsten av släkten och arter kan förändras. De arter som gynnas mest av framtida förhållanden kommer att få en konkurrensfördel gentemot de arter som gynnades mer av tidigare förhållanden. Förändringar som sker



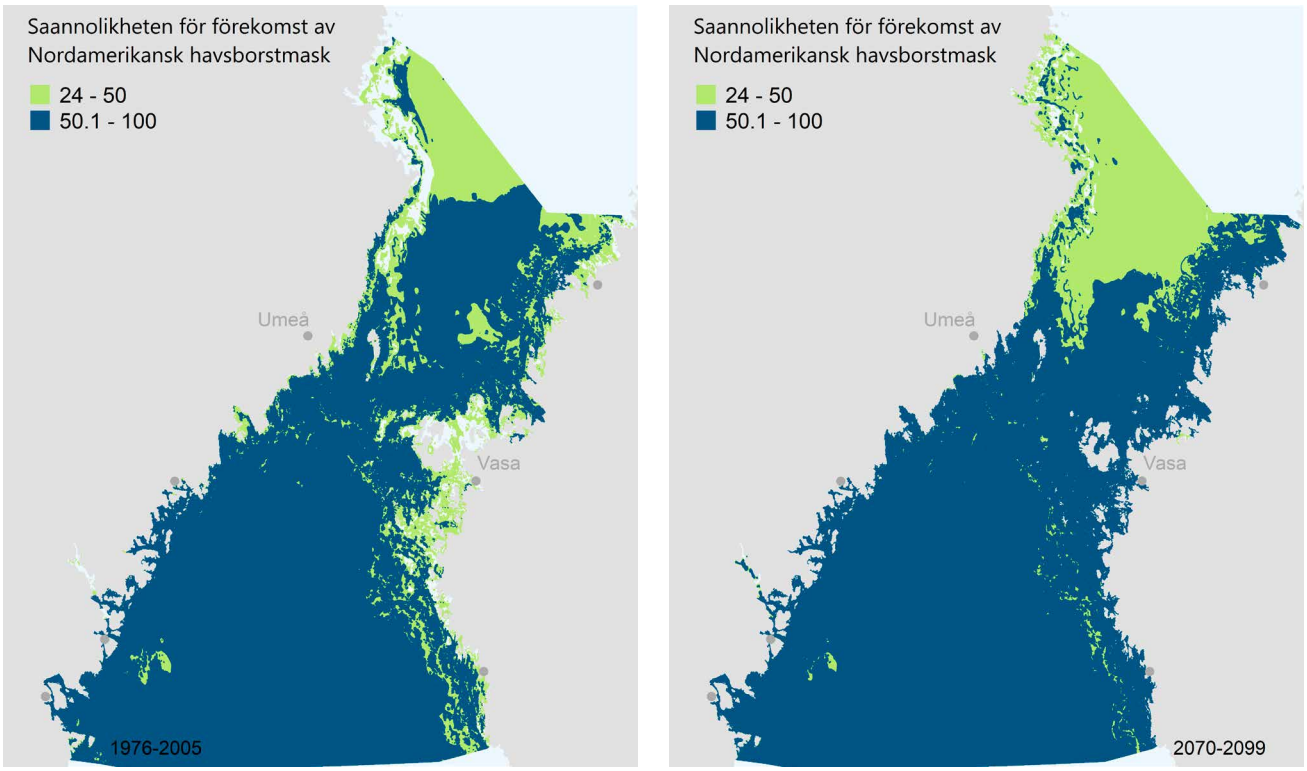
Figur 17. Fjädermyggslarver som förekommer i stort antal och är vitt utbredda (vänster) kommer att klara sig bra även i framtiden (höger). Ökade vattentemperaturer kan göra djupare områden mer gynnsamma för dem som habitat vilket ökar djupintervallet där de förekommer. Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om mjukt sediment förekommer.

på landekosystemen och i abiotiska förhållanden på land kan påverka fjädermyggorna, eftersom det endast är larverna som är vattenlevande. Sådana effekter ingår dock inte i vad projektet undersökt.

5.2.12. Nordamerikansk havsborstmask

Nordamerikansk havsborstmask (*Marenzelleria* spp.) är en introducerad art som har sitt ursprung i havsvatten eller brackvatten och tolererar olika salthalter. (t.ex. Zettler m.fl. 2002). De förekommer också på många olika djup och därmed också i många olika vattentemperaturer. På grund av deras breda nisch har de en stor utbredning i Östersjön och kommer inte att påverkas mycket av den förväntade klimatförändringen. De djupare bottnarna i de nordligaste delarna av ECOnnect-projektområdet kan bli något mindre gynnsamma för arterna på grund av den lägre salthalten. Det är dock viktigt att observera att nordamerikansk havsborstmask förekommer i lägre salthalter längre norrut i Bottenviken (VELMU 2020), så även om sannolikheten för artens förekomst skulle sjunka något i de norra områdenas största djup bör miljöförhållandena fortfarande vara tillräckligt goda för att arten ska kunna leva i området. Däremot kommer flera områden i projektområdet, särskilt grunda kustområden, bli mer gynnsamma för arterna till följd av den förväntade temperaturökningen. Det är känt att nordamerikansk havsborstmask gynnas av högre temperaturer (Zettler m.fl. 2002; Andersson m.fl. 2015) men de uppnår inte hög täthet i grunda bottenområden om kärlväxter eller kransalger förekommer rikligt (Janas och Kendzierska 2014). Därmed hittas i framtiden sannolikt det högsta antalet individer i djupare områden som är fria från vegetation.

I södra och östra Östersjön har nordamerikansk havsborstmask förekommit i bottenområden där vitmärla har försvunnit, i huvudsak på grund av lågt syre. I Bottniska viken har samma inträffat, eventuellt på grund av en minskning av den primära produktionen (Eriksson Wiklund och Andersson 2014). Om förekomsten av vitmärla fortsätter att sjunka i framtiden är det möjligt att nordamerikansk havsborstmask kommer att kolonisera de tomma bottenområdena. Men ökningen av nordamerikansk havsborstmask är inte nödvändigtvis en konsekvens av en minskning av vitmärla utan följden av fortsatt spridning, men att det sker samtidigt. Det är viktigt att observera att det interspecifika förhållandet mellan nordamerikansk havsborstmask och andra bentiska ryggradslösa djur som upptar en liknande nisch är fortfarande inte helt tydligt och vissa osäkerheter kvarstår om deras konkurrensposition i förhållande till varandra.



Figur 18. Lämpliga områden för nordamerikansk havsborstmask under referensperioden (vänster) och i framtiden (höger). Modellerna bygger på miljövariabler, såsom salthalt, temperatur och näringsämnen. Bottensubstrat har inte tagits i beaktande i modelleringarna vilket betyder att de områden som förväntas vara lämpliga enligt modellerna är endast lämpliga om mjukt sediment förekommer.

6. Diskussion

I framtiden kommer undervattensmiljön i projektområdet troligen att likna den vi ser i dag. Samma arter kommer att finnas i området, även om de kan komma att försvinna lokalt eller dyka upp på nya platser. Alternativt kan deras relativa förekomst komma att förändras och därmed nya hierarkier uppstå. De arter som i den här studien har modellerats som artgrupper kan också komma att genomgå förändringar vad gäller sammansättning och relativ förekomst. De viktigaste faktorerna bakom dessa förändringar är ökningen av vattentemperaturen, förtunningen av istäcket och den minskande salthalten. Det förbättrade ekologiska tillståndet i havet och den ökade ljusgenomträngningen kommer att gynna de flesta arterna. Flera växter och alger kommer i framtiden trivas i olika djup eller ha en större spridning som sträcker sig från öppet hav till innerskärgård. Denna förändring i utbredning beror på tunnare is, varmare vatten, större ljustillgång eller en kombination av dessa, beroende på vilken art det gäller. I många fall kommer ökningen av lämpliga områden i de mellersta och södra delarna av projektområdet mer än väl att kompensera den möjliga förlusten av de nordligaste befolkningsgrupperna om man ser till hela området.

Framtidsmodellerna för salthalt är mycket osäkra med tyder på en liten minskning. Denna är dock liten, särskilt jämfört med flera tidigare prognoser (t.ex. Meier m.fl. 2006) och de förändringar som artutbredningsmodellerna förutspår som en följd av detta rör sig om några tiotals kilometer. Men även denna lilla nedgång kan leda till förändringar av bestånden av blåmusslor och Östersjömusslor. Nyckelarterna blåstång och smaltång verkar däremot inte minska, eftersom smaltång tolererar låg salthalt och kan dra nytta av andra miljöförändringar, främst ökad ljustillgång och lägre genomsnittlig istjocklek. I det större sammanhanget kommer arten därför inte att försvinna, utan bara ändra utbredning, eller överhuvudtaget inte svara på den lilla förändringen i salthalten.

I flera tidigare studier förutspås blåstång och smaltång minska snarare än öka i framtiden (Vuorinen m.fl. 2015; Jonsson 2018; Kotta m.fl. 2019, Saari 2021, Viitasalo och Bonsdorff 2021). De viktigaste skillnaderna mellan denna studie och de flesta av de tidigare studierna ligger i skillnader i prognoserna för salthalt och is. Is har kraftig påverkan på flerårig vegetation eftersom den renskrapar grunda stränder varje vinter. Det är möjligt att effekten av isskrapningen är överdriven i de modeller som används i detta projekt på grund av den underliggande datastrukturen. Både isens tjocklek och förekomsten av blåstång och smaltång är korrelerade och förändras i en riktning från söder till norr, vilket kan påverka resultaten. Datans upplösning är inte heller optimal för att påvisa effekterna av is på ett tillförlitligt sätt. För att testa effekten av is på tångmodellen kördes även en modell utan is. Utan is förutspådde BRT-modellen att områden som lämpar sig för tången skulle minska på grund av minskad salthalt och stigande temperatur, på samma sätt som t.ex. Saari (2021) visade. Minskningen av istjockleken är dock en av de framtida förändringarna med minsta osäkerhet. Med andra ord verkar det mer sannolikt att isen kommer att bli tunnare än salthalten kommer att minska. Därför användes den fullständiga modellen med is, men det är värt att notera att resultaten ser annorlunda ut utan is. Förtunningen av isen är inte den enda positiva förändringen i framtiden för tången, utan den ökade tillgången till ljus kommer också att vara gynnsam för arten. Inte ens den (lilla) nedgången i salthalten kommer att vara så skadlig för tången som tänkt, eftersom vissa smaltång individer har under experimentförhållanden vuxit ännu bättre under framtida förhållanden, ner till 2,5 ‰ salthalt (Rugiu m.fl. 2018). Avslutningsvis verkar det möjligt att områden som lämpar sig för blåstång och smaltång kommer att öka, även om man måste komma ihåg att även en annan slags framtid är möjlig.

Uppvärmningen av vatten och förtunningen av is, det vill säga de starkaste förutspådda miljöför-

ändringarna och även de som har minst osäkerhet, kommer också att orsaka de mest anmärkningsvärda och omfattande förändringarna av arternas utbredning. Särskilt blåmusslor och vitmärla kommer att minska i stora områden, medan kransalger, trådalger, akvatiska mossor och kräkel kommer att expandera i de flesta områden, särskilt i Bottenhavet. Dessutom förväntas fjädermyggslarver gynnas av den ökade temperaturen.

Marina värmeböljor är ett framväxande fenomen som diskuterats mycket på senare tid (Smale m.fl. 2019; Paalme m.fl. 2020). Dessa händelser kan orsaka massdöd av både fisk och ryggradslösa djur, såsom blåmusslor, och till och med makroalger (Graiff m.fl. 2020; Takolander 2017a). De genomsnittliga förhållandena under växtsäsongen under en period på 30 år användes dock i modellerna för utbredning av arter i detta projekt, så förekomsten eller effekterna av extrema förhållanden såsom marina värmeböljor studerades inte. I verkligheten kan extrema förhållanden ha en djupgående inverkan särskilt på blåstång och smaltång och de blåmusslor som redan har setts dö under extrema eller upprepade värmeböljor (Takolander m.fl. 2017b; Seuront m.fl. 2019). De genomsnittliga miljöförhållandena användes i detta arbete eftersom de kan modelleras med mindre osäkerhet och per definition kommer att dominera större delen av tiden, till skillnad från minimi- eller maximivärden, men det är bra att komma ihåg att klimatförändringen förutspås öka sannolikheten för extrema väderhändelser även i havet (Meier m.fl. 2019).

Det finns också flera arter för vilka modellerna inte förutser några större förändringar. Arter som förväntas trivas även under framtida förhållanden som under referensperioden omfattar bladvass, kransalger, fjädermyggor och nordamerikans havsborstmask. I stor skala kommer deras distributionsområden att förbli desamma som under referensperioden.

Vissa av de förväntade förändringarna är åtminstone delvis en återgång till tidigare tillstånd snarare än en ny situation för arten. Detta gäller för blåstång och smaltång och kräkel, som kan återvända till djupare områden om ljusförhållandena kommer att förbättras till nära tidigare nivåer och även för östersjömusslan som kan minska något på grund av lägre tillgång på mat. Beståndet av östersjömusslor har ökat till följd av övergödningen så en liten minskning förväntas när näringshalterna i havsvattnet närmar sig den naturliga nivån.

Flera av de förväntade artutbredningarna i framtiden förutsätter att BSAP tillämpas. Många arter kommer att gynnas av den lägre fosfatkoncentrationen i vattnet, vilket leder till minskad produktion av fytoplankton och därmed klarare vatten med ökad ljustillgång. Om de länder som omger Östersjön misslyckas med att genomföra de näringsämnesminskningar som krävs enligt BSAP, kan framtiden se mycket annorlunda ut. Flera studier har visat att näringstillförseln åtminstone på kort sikt har en större inverkan på havet än klimatförändringen (Saraiva m.fl. 2019a; Pihlainen m.fl. 2020; granskad i Viitasalo och Bonsdorff 2021). Studier tyder på att klimatförändringen kommer att förstärka effekterna av övergödning (Saraiva m.fl. 2019a), vilket kan överskrida stresstoleransen för flera marina nyckelarter, inklusive blåstång, smaltång och blåmusslan. Marina arter kan knappast tåla båda förändringar samtidigt, så det är viktigt att minska näringsämnestillförseln så att de vattenlevande organismerna kan använda sin motståndskraft till att anpassa sig till klimatförändringen.

Slutligen måste man komma ihåg att det klimatscenario som användes här var RCP8.5, vilket betraktas som det värsta scenariot. Om utsläppen av växthusgaser minskas tillräckligt och den globala uppvärmningen minskas i motsvarande grad skulle förändringarna i havet likna de trender som presenteras här, men vara mycket mindre, vilket skulle vara en säkrare väg för både ekosystemet och de människor som i slutändan är beroende av det.

6.1. Felkällor och osäkerhet

Alla förutsägelser om och modelleringar av framtiden innebär en viss osäkerhet. De scenarier och resultat som presenterats här har flera underliggande källor till osäkerhet och möjliga fel. Dessa måste tas i beaktande när resultaten utvärderas. Osäkerhet innebär här omöjligheten att veta exakt hur klimat, samhälle och slutligen växthusgaskoncentrationer och andra abiotiska variabler som påverkas av dessa kommer att fungera och utvecklas framöver. Fel, å andra sidan, handlar om defekter i modeller, metoder och data. Påverkan på salinitet av ökande växthusgaskoncentrationer är till exempel *osäkerhet*, eftersom det inte är helt känt hur exempelvis nederbörd och avrinning kommer att öka. Om

nederbörden beräknas på fel sätt i klimatmodellen skapas dock även ett fel i salinitetsberäkningen. Här diskuteras möjliga källor till osäkerhet och fel enligt arbetsflödets ordning, från klimatmodeller till förändringar i artutbredning efter 100 år.

Alla värden och uppskattningar som gäller framtida artutbredning, ekosystemtjänster och konnektivitet i projektet ECOnnect baseras på de framtida scenarier som valts: RCP8.5 och BSAP. Det är möjligt och verkar ganska sannolikt att BSAP kan uppnås, något som diskuteras i avsnitt 3.1. RCP8.5 används ofta som och kallas för ett värsta-fall-scenario för klimatet. Det är möjligt att framtiden inte kommer att bli så extrem som föreslagits i RCP8.5 vad gäller klimatförändringen. Oavsett vilket scenario som används innebär valet av scenario alltid en osäkerhet, eftersom det inte går att veta hur framtiden kommer att se ut.

En annan källa till osäkerhet gäller cirkulationsmodellen (RCO-SCOBI) och Earth System-modellerna (A, B och D) på vilka miljövariablerna bygger. Osäkerhet hanteras i detta fall genom att använda ett genomsnitt av de tre modellernas (A, B och D) prognoser. Mycket osäkerhet kvarstår dock, då exempelvis salinitet påverkas av flera olika processer som inte kan modelleras exakt. Här finns också fler felkällor eftersom omvandlingen av utdata från cirkulationsmodellen till de rasterlager som används i BRT-modellering omfattar flera steg där information kan förvrängas, även om det inte är troligt.

BRT-modellering är ett robust modelleringsförfarande som kan hantera saknade värden, korrelerade variabler och andra vanliga problem. Som är fallet med alla modelleringstekniker är utdata dock aldrig bättre än indata. Rent praktiskt innebär det att modellerna för artutbredning under såväl referensperioden som i framtiden påverkas av kvaliteten på data från de observationer av arter och miljörelaterade lager som de är baserade på. I synnerhet när det gäller växter och alger omfattar observationsdata ett ovanligt stort urval, tiotusentals observationspunkter, för att vara en biologisk datauppsättning. Förhållandet mellan förekomst och avsaknad, så kallad prevalens, påverkar dock resultaten. Prevalensen är i sin tur delvis baserad på värden som inte uppnår trösklarna för att betraktas som avsaknad. Tröskelvärdena är ganska godtyckliga men användes för att fokusera modelleringen på blomstrande populationer som kunde utgöra naturtyper och tillhandahålla ekosystemtjänster. Därmed gick det att undvika att blanda täta populationer med observationer av bara en eller några individer.

Kvaliteten på artrelaterade data är hög och det enda potentiella problemet gäller upptäcktssannolikhet. Vissa mycket små individer kan till exempel ha undgått upptäckt på videoinspelningar om de täckts av trådalger. Detta påverkar dock inte resultaten eftersom observationer med mycket låg populationstäthet betraktas som avsaknad.

Den tydligaste och allvarligaste källan till osäkerhet och fel i modelleringsprocessen är avsaknaden i både Finland och Sverige av tillräckligt exakta kartor av havsbottnens substrat. Rätt slags substrat krävs för att en visst slags sessil art ska förekomma i ett område. Eftersom modellerna för artutbredning saknar ett lager för substrat är antalet områden som antas vara gynnsamma ofrånkomligen överskattat.

Rasterlagren för miljövariabler har en ganska grov upplösning. Modellerna för artutbredning har samma upplösning eftersom de till stor del är baserade på de miljövariablerna. Därför visas mindre delar av arkipelagområdena eller utmed kusten kanske inte tydligt nog på kartorna. Kartorna över artutbredning kan därför underskatta eller överskatta förekomsten av arter. De flesta miljövariablerna hade ursprungligen en ännu lägre upplösning men samplades om för att matcha djup och exponering med den minsta cellstorleken.

BRT-modellerna kördes separat för varje art och eventuell information om förekomsten av andra arter användes inte. Rent praktiskt innebär det att modellen inte tar hänsyn till interaktion mellan arterna. I verkligheten spelar konkurrens en viktig roll när samhällen tar form och breder ut sig. Den här bristen innebär att de områden som antogs vara gynnsamma i modellerna för artutbredning i många fall är alltför stora, eftersom en del av området kontrolleras av konkurrerande arter. Med hänsyn taget till avsaknaden av bottensubstrat och interaktion mellan arter i modellerna bör de beräknade områdena betraktas som kartor över potentiellt gynnsamma områden, förutsatt att bottensubstratet är gynnsamt för arten och att inga andra arter hindrar den modellerade arten från att kolonisera platsen.

En viktig funktion i BRT-modellering är att arternas reaktion på miljövariabler beräknas utifrån data om

artobservationer och värden för miljövariabler på observationsplatserna. Dessa reaktioner används sedan för att förutsäga hur gynnsamma vissa områden är även om inga data har inhämtats därifrån. I framtida modellering av artutbredning kan de reaktioner som beräknats utifrån referensperiodsdata kombineras med framtida miljöförhållanden i syfte att hitta framtida gynnsamma områden. I den här metoden antas det att artens reaktioner på och tolerans för miljövariabler förblir desamma. Rent biologiskt antas det att arter inte anpassar sig till nya förhållanden utan bara förändrar sin utbredning och söker sig till den typ av förhållanden som tidigare varit gynnsamma för dem. Det är inte sannolikt att arternas reaktioner och tolerans förändras på kort sikt och däri ligger problemet med snabba miljöförändringar.

Modelleringsprocessen omfattar flera val av parametrar, som andelen data som används för att skapa modellen (snarare än för att testa den). Även detta kan i någon mån påverka resultaten. I vissa fall leder olika val till något olika resultat och därför kan de betraktas som en källa till osäkerhet, men i det stora hela spelar dessa val bara en liten roll.

Modelleringsprocessen rent allmänt är komplex och det finns alltid en risk för mänskliga fel. Den risken har minimerats genom att utvärdera modellerna för artutbredning under referensperioden tillsammans med lokala experter, som bekräftade att de var tillräckligt exakta.

En viktig funktion och ett viktigt steg i BRT-modeller är så kallade reaktionskurvor (response curves), som under modelleringsprocessen beräknas utifrån data. När det gäller vissa arter och abiotiska variabler finns en förhandskunskap om vad artens reaktion på variabeln kommer att vara. Det kan till exempel handla om att blåstång och smaltång föredrar vatten med högre salinitet. Det är dock inte möjligt att direkt gå in och ändra reaktionskurvorna. Kurvornas form kan bara påverkas genom att ändra indata. I vissa fall, när den ”rätta” reaktionen redan var känd och den beräknade reaktionskurvan tycktes vara felaktig av någon anledning, filtrerades indata i syfte att förbättra reaktionen. I de flesta fall var detta dock inte nödvändigt (reaktionerna såg korrekta ut) eller inte möjligt, eftersom arternas tolerans var okänd.

7. Slutsatser

Projektets mål var att producera nytt material om hur klimatförändringen kan komma att påverka projektområdet under de kommande 100 åren. Det finns inga tidigare prognoser om klimatförändringens påverkan på artutbredning, ekosystemtjänster eller konnektivitet för området som helhet. Materialet som har producerats är tänkt att användas inom klimatanpassning och samhällsplanering samt av allmänheten. Prognoser som gäller klimatförändringens påverkan på havet kan vara användbara vid planering av hur vi bör anpassa oss till möjliga förändringar och för att förstå vilka områden som kan bli särskilt viktiga för arter och ekosystem i framtiden, även när det gäller att bevara dessa arter.

Klimatmodellerna som användes i det här projektet indikerar att de största miljöförändringarna kommer att gälla vattentemperatur och istäcket på vintern. Dessa faktorer kommer därför att ha störst påverkan på arter och ekosystem. Salinitet, som i hög grad påverkar arternas utbredning, förväntas inte genomgå dramatiska förändringar under de kommande 100 åren. Prognoser om salinitetsnivåer i framtiden är dock mycket osäkra. Om saliniteten minskar mer än vad som beräknats i modellerna kan förändringarna i förekomsten av arter bli större och ekosystemtjänsterna som de producerar i sin tur påverkas. I allmänhet visar modellerna ett framtida växt- och djurliv som liknar referensperiodens i projektområdet. De tydligaste förändringarna i artutbredning förväntas bero på varmare och klarare vatten, minskat istäcke och något lägre salinitet. Förekomsten av marina arter som redan lever på gränsen till sin toleransnivå för låg salthalt (t.ex. blåmusslan) kan komma att minska i framtiden. Detsamma gäller arter som föredrar kallare vatten (t.ex. vitmärla). Det krympande istäcket kommer i synnerhet att gynna fleråriga alger och växter som inte längre skrapas bort av isen varje år. Minskningen av näringsämnen enligt BSAP kommer bland annat att leda till klarare vatten, vilket gynnar de flesta arter som ursprungligen är anpassade för lägre näringshalter.

Framtida förändringar i konnektivitet och tillhandahållande av ekosystemtjänster förväntas och följer i många fall förändringarna i arternas utbredning och förekomst. Mängden ekosystemtjänster som utförs av de modellerade arterna förväntas inte genomgå några större förändringar, men i och med att arternas utbredningsområden troligen förändras kommer även de områden där vissa tjänster utförs att förändras. Mer information om förväntade framtida förändringar av ekosystemtjänster finns att läsa i ECOnnect-rapporten *Ekosystemtjänster i centrala Bottniska viken*. Resultaten av konnektivitetanalyser indikerar att Kvarken är en viktig väg för arter som rör sig mellan Sverige och Finland. Den finska sidan av Bottniska viken gynnar arternas rörlighet på grund av den grunda kustlinjen, som främjar frodiga ekosystem för många arter. På den svenska kusten är förflyttningen av arter begränsad på många platser på grund av den mycket djupa kustlinjen, som begränsar förekomsten av många arter till en ganska snäv zon och försvagar möjligheterna till spridning mellan habitat. Den svenska kusten i centrala Bottniska viken kan därför betraktas som naturligt fragmenterad och känslig. Ytterligare resultat från konnektivitetanalyserna kan läsas på engelska i ECOnnect-rapporten *Ecological connectivity and resilience of marine protected areas in the central Gulf of Bothnia*. Arter och ekosystem anpassas till förändringar i sin omgivning om förändringarna sker gradvis och sker under en lång tidsperiod (Jansen m.fl. 2007; Viitasalo m.fl. 2015). Den mänskliga klimatförändringen sker inte gradvist utan är i sig själv snabb (Jansen m.fl. 2007; Viitasalo m.fl. 2015) och medför stora utmaningar för arternas anpassningsförmåga (Viitasalo m.fl. 2015; Urban 2015).

Förändringarna i miljövariablerna enligt projektets modeller ligger i linje med andra källors nuvarande prognoser för framtiden i Östersjön och Bottniska viken, särskilt HELCOM & Baltic Earth 2021 och Meier m.fl. 2021. Man bör komma ihåg att projektets resultat är specifika för vissa scenarier, arter, ekosystemtjänster och konnektivitetanalyser inom

projektområdet. Resultaten ger en inblick i hur de undersökta arterna kan reagera på klimatförändringen och hur olika ekosystemtjänster och konnektivitet som är kopplade till dessa arter kan påverkas, men om framtiden följer ett annat klimatscenario eller om BSAP inte genomförs framgångsrikt kan framtiden se annorlunda ut än vad som presenteras här. Som tidigare diskuterats råder det dessutom stor osäkerhet om framtida prognoser för klimatförändringarnas effekter på havet.

ECOnnect-projektet har fokuserat på klimatförändringens effekter på centrala Bottniska viken. Men som nämnts genom rapporten, finns det ytterligare belastningar som har en stor påverkan på havsområdet. En av dessa påfrestningar är förlusten av biologisk mångfald, vilket är nära förenat med klimatförändringen. Ett balanserat och fungerande ekosystem är en förutsättning för människans välbefinnande och om vi misslyckas med att bemöta de gemensamma utmaningarna kan människors livskvalitet äventyras (IPBES-IPCC 2021). Det är avgörande att inte göra åtskillnad mellan åtgärder för att motverka den minskande biologiska mångfalden och klimatförändringen utan istället vidta åtgärder som samtidigt tar sig an båda problem (Pörtner m.fl. 2021). Samma kan sägas om andra miljöproblem, såsom övergödning, utsläpp, nedskräpningen av havet och andra ökade mänskliga aktiviteter som påverkar Östersjön och Bottniska viken. Funktionerna i våra hav är sammanlänkade och åtgärder som motverkar övergödning bidrar samtidigt till att minska effekten av klimatförändringen. Denna insikt kommer att leda oss närmare till att få ett friskt hav än om vi fokuserade på varje problem för sig.

Bilaga

Tabell A1. Vetenskapliga namn på arterna i studien och de taxa som ingår i större artgrupper.

Art/artgrupp	Arter eller släkte som ingår
Blåstång och smaltång	*Fucus vesiculosus, F. radicans*
Nateväxter	*Potamogeton perfoliatus, Stuckenia pectinata* (syn. *Potamogeton pectinatus*)
Akvatiska mossor	*Drepanocladus* spp., *Fissidens* spp., *Fontinalis* spp., *Marchanthiophyta*, *Warnstorfia* spp., *Calliergon* spp., *Platyhypnidium* spp.
Kräkel	*Furcellaria lumbricalis*
Bladass	*Phragmites australis*
Kransalger	*Chara* spp., *Nitella* spp., *Nitellopsis* sp., *Tolypella* sp.
Trådalger	*Acrosiphonia* sp., *Aglaothamnion* sp., *Bangia* sp., *Batrachospermum* spp., *Ceramium* spp., *Chaetomorpha* sp., *Cladophora fracta*, *Cladophora glomerata*, *Dictyosiphon* spp., *Ectocarpus* sp.,*Elachista* sp., *Enteromorpha* spp., *Mougeotia* sp., *Pylaiella* sp., *Rhizoclonium* sp., *Spirogyra* sp., *Spongomorpha aeruginosa*, *Stictyosiphon* sp., *Ulothrix* spp., *Ulva* spp., *Urospora* sp., *Zygnema* sp.
Blåmussla	*Mytilus trossulus x edulis*
Östersjömussla	*Limecola balthica* (syn. *Macoma balthica*)
Fjädermyggslarv	*Ablabesmyia* sp., *Ablabesmyia monilis*, *Ablabesmyia phatta, Chironominae, Chironomini, Chironomus* sp., *Chironomus anthracinus, Chironomus plumosus -t., Chironomus semireductus -t., Chironomus thummi -t., Cladopelma viridulum, Cladotanytarsus sp., Cryptochironomus* sp., *Demicryptochironomus vulneratus, Dicrotendipes* sp., *Dicrotendipes nervosus, Dicrotendipes pulsus, Endochironomus albipennis, Endochironomus tendens, Harnischia curtilamellata, Microchironomus tener, Micropsectra* sp., *Orthocladiinae, Pagastiella orophila, Parakiefferiella* sp., *Parakiefferiella smolandica, Paralauterborniella nigrohalteralis, Polypedilum* sp., *Polypedilum nubeculosum, Polypedilum pullum, Procladius* sp., *Psectrocladius* sp., *Psectrocladius psilopterus -agg., Psectrocladius sordidellus -agg., Pseudochironomus* sp., *Pseudochironomus prasinatus, Sergentia* sp., *Stempellinella edwardsi, Stictochironomus* sp., *Tanypodinae, Tanypus punctipennis, Tanypus vilipennis, Tanytarsini, Tanytarsus* sp.
Vitmärla	*Monoporeia affinis*
Nordamerikansk havsborstmask	*Marenzelleria* sp., *Marenzelleria viridis, Marenzelleria neglecta*

Tabell A2. Modellstatistik och miljövariablernas relativa påverkan i artutbredningsmodellerna.

	Blåstång och smaltång	Blåmussla	Östersjö-mussla	Fjädermyggs-larv	Vitmärla	Nateväxter	Akvatiska mossor	Kräkel	Bladvass	Kransalger	Trådalger	Nordameri-kans havs-borstmask
Djup	32,4	10,9	18,6	46,7	37,6	21	14,80	14,5	78,2	25,4	15,1	33,4
Nitrat NO_3, yta/botten	14,7	16,4	26,4	5,1	9,6	8,7	11,80	8,8	2,2	9,1	7,3	6,3
Istjocklek	12,9	8,3	7,1	3,6	8,2	6,9	6,60	8,3	1	7,8	6,3	7,5
Exponering	9,6	4,2	8,5	3,7	4,5	13,1	11,40	7,2	1,4	10,7	18,7	5,8
Salthalt, botten	7,5	10,6	4,5	8,2	6,3	10,4	7,00	17,7	1,2	8,9	7,2	19,2
Temperatur, botten	5,8	13,8	4	13,7	18,3	6,7	11,60	10	12,1	6,6	12,2	7,8
Vertikal ljusutsläckning	6,6					14,4	9,10	14,2	1	8,4	10,9	
Fosfat PO_4, yta/botten	5,6	7,7	19,5	12,1	3,3	9,1	15,40	6,2	2,3	8,8	6,2	8,8
Syrekoncentration		13,3	7,8	3	7,3		6,50	7		7,9	7	4,5
Avstånd till kusten	4,7	14,8	3,6	4	4,9	9,7	5,80	6,1	0,6	6,4	9,1	6,7
Modellstatistik												
AUC	0,97	0,96	0,88	0,92	0,79	0,92	0,94	0,94	0,98	0,92	0,83	0,84
D^2	0,62	0,52	0,35	0,47	0,22	0,36	0,45	0,46	0,69	0,39	-0,27	0,27

Litteraturförteckning

Andersen, F. Ø. & Skovgaard J., H. 1991. The influence of chironomids on decomposition of organic matter and nutrient exchange in a lake sediment. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 24(5), 3051-3055.

Andersson, A., Meier, H. M., Ripszam, M., Rowe, O., Wikner, J., Haglund, P. & Elmgren, R. 2015. Projected future climate change and Baltic Sea ecosystem management. Ambio, 44(3), 345-356.

Aneer, G. 1989. Herring (*Clupea harengus L.*) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. Fisheries Research 8, 169–195.

Appelgren, K. & Mattila, J. 2005. Variation in vegetation communities in shallow bays of the northern Baltic Sea. Aquatic Botany 83, 1–13.

Austin, Å. N., Hansen, J. P., Donadi, S. & Eklöf, J. S. 2017. Relationships between aquatic vegetation and water turbidity: A field survey across seasons and spatial scales. PloS one, 12(8).

Bergdahl, L., Gipson, A., Haapamäki, J., Heikkinen, M., Holmes, A., Kaskela, A., Keskinen, E., Kotilainen, A., Koponen, S., Kovanen, T., Kågesten, G., Kratzer, S., Nurmi, M., Philipson, P., Puro-Tahvanainen, A., Saarnio, S., Slagbrand, P. & Virtanen, E. 2020. Seamless Maps and Management of the Bothnian Bay SEAmBOTH - Final report, Interreg Nord.

Berger, J. & Schagerl, M. 2003. Allelopathic activity of *Chara aspera*. Hydrobiologia 501, 109–115.

Bermudez, R., Winder, M., Stuhr, A., Almén, A-K., Engström-Öst, J. & Riebesell, U. 2016. Effect of ocean acidification on the structure and fatty acid composition of a natural plankton community in the Baltic Sea. Biogeosciences. 13. 6625-6635.

Blindow, I., Hargeby, A. & Andersson, G. 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant Chara vegetation. Aquatic Botany 72, 315–334.

Bonsdorff, E., Laine, A. O., Hanninen, J., Vuorinen, I. & Norkko, A. 2003. Zoobenthos of the outer archipelago waters (N. Baltic Sea) – the importance of local conditions for spatial distribution patterns. Boreal Environment Research, 8(2), 135-146.

Caffrey, J. M. & Kemp, W. M. 1990. Nitrogen cycling in sediments with estuarine populations of *Potamogeton perfoliatus* and *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series, 147-160.

Climate Change in the Baltic Sea. 2021 Fact Sheet. Baltic Sea Environment Proceedings n°180. HELCOM/ Baltic Earth 2021.

Cubasch, U., D. Wuebbles, D. Chen, M.C. Facchini, D. Frame, N. Mahowald, & J.-G. Winther, 2013: Introduction. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Collins, M., R. Knutti, J. Arblaster, J.-L. Dufresne, T. Fichefet, P. Friedlingstein, X. Gao, W.J. Gutowski, T. Johns, G. Krinner, M. Shongwe, C. Tebaldi, A.J. Weaver & M. Wehner, 2013: Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Donaldi, S., Bergström L., Berglund J.M.B., Bäck, A., Mikkola, R., Saarinen, A. & Bergström U. 2020. Perch and pike recruitment in coastal bays limited by stickleback predation and environmental forcing. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 246.1-11

Donner, K. O., Lindström, A. & Lindström, M. 1987. Seasonal variation in the vertical migration of *Pontoporeia affinis* (Crustacea, Amphipoda). Annales Zoology Fennica 24, 305–313.

Ehrnsten, E., Bauer, B. & Gustafsson, B. G. 2019 Combined Effects of Environmental Drivers on Marine Trophic Groups – A Systematic Model Comparison. Front. Mar. Sci. 6:492. doi: 10.3389/fmars.2019.00492

Ehrnsten, E., Norkko, A., Müller-Karulis, B., Gustafsson, E. & Gustafsson, B. G. 2020. The meagre future of benthic fauna in a coastal sea—Benthic responses to recovery from eutrophication in a changing climate. Glob Change Biol. 26: 2235–2250. https ://doi.org/10.1111/gcb.15014

Eilola, K., Meier, HEM., & Almroth, E. 2009. On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea; A model study. J. Mar. Syst. 75, 163–184. doi: 10.1016/j.jmarsys.2008.08.009.

Ejdung, G., Byrén, L. & Elmgren, R. 2000. Benthic predator–prey interactions: evidence that adult Monoporeia affinis (Amphipoda) eat postlarval Macoma balthica (Bivalvia). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 253 (2): 243-251.

Ejdung, G. & Bonsdorff, E. 1992. Predation on the bivalve *Macoma balthica* by the isopod *Saduria entomon*: laboratory and field experiments. Marine Ecology Progress Series, 207-214.

Elith, J., Leathwick, JR. & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology 77, 802–813.

Englund, G., Rydberg, C. & Leonardsson, K. 2008. Long-term variation of link strength in a simple benthic food web. Journal of animal ecology, 883-890.

Eriksson Wiklund, A. K. & Andersson A. 2014. Benthic competition and population dynamics of *Monoporeia affinis* and *Marenzelleria* sp. in the northern Baltic Sea. Estuarine Coastal and Shelf Science 144: 46-53.

Friedman, A. R., Hwang, Y.-T., Chiang, J. C. H. & Frierson, D. M. W. 2013. Interhemispheric Temperature Asymmetry over the Twentieth Century and in Future Projections. Journal of Climate 24: 5419-5433.

GBIF Secretariat. 2021a. *Potamogeton* L. Global Biodiversity Information Facility. Retrieved 15.4.2021 from https://www.gbif.org/species/2756560

GBIF Secretariat. 2021b. *Chironomidae*. Global Biodiversity Information Facility. Retrieved 28.4.2021 from https://www.gbif.org/species/3343.

Graiff, A., Liesner, D., Karsten, U. & Bartsch, I. 2020. Temperature tolerance of western Baltic Sea Fucus vesiculosus - growth, photosynthesis and survival, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 471, 8-16.

Greenwell, B., Boehmke, B., Cunningham, J, & GBM Developers. 2019. gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 2.1.5. https://CRAN.R-project.org/package=gbm

Gusian, A. & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecology Letters. 8. 993-1009

Hansen, J. P., Wikström, S. A., Axemar, H. & Kautsky, L. 2011. Distribution differences and active habitat choices of invertebrates between macrophytes of different morphological complexity. Aquatic Ecology, 45(1), 11-22.

Hansen, J. 2010. Effects of morphometric isolation and vegetation on the macroinvertebrate community in shallow Baltic Sea land-uplift bays. Doctoral dissertation, Department of Botany, Stockholm university.

Heckwolf, M. J., Peterson, A., Jänes, H., Horne, P., Künne, J., Liversage, K., Sajeva, M., Reusch, T. & Kotta, J. 2020. From ecosystems to socio-economic benefits: A systematic review of coastal ecosystem services in the Baltic Sea. Science of the Total Environment, 142565.

Heilskov, A. C., Alperin, M. & Holmer, M. 2006. Benthic fauna bio-irrigation effects on nutrient regeneration in fish farm sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 339(2), 204-225.

HELCOM & Baltic Earth. 2021. Climate Change in the Baltic Sea. 2021 Fact Sheet. Baltic Sea Environment Proceedings n°180. HELCOM/Baltic Earth 2021.

HELCOM. 2021a. Baltic Sea Action Plan, 2021 update. HELCOM. Baltic Marine Environment Protection Commission.

HELCOM. 2021b. Revised Nutrient Input Ceilings to the BSAP update. HELCOM. Baltic Marine Environment Protection Commission.

HELCOM. 2020. First draft of the updated BSAP. Retrieved 5.3.2021 from: https://helcom.fi/first-draft-of-the-updated-baltic-sea-action-plan-is-unveiled-to-helcom-decision-makers-at-hod-59-2020/

HELCOM. 2018a. HELCOM Thematic assessment of biodiversity 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings No. 158. Retrieved 21.4.2021 from: http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-balticsea-2018/reports-and-materials/

HELCOM. 2018b. Implementation of the Baltic Sea Action Plan 2018: Three years left to reach good environmental status. Retrieved 5.3.2021 from: https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/06/Implementation-of-the-BSAP-2018.pdf

HELCOM. 2017. First version of the 'State of the Baltic Sea' report - June 2017 - to be updated in 2018. Retrieved 5.3.2021 from: http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2017/07/HELCOM_State-of-the-Baltic-Sea_First-version-2017.pdf

HELCOM. 2013a. Species information sheet: *Fucus vesiculosus*. HELCOM Red List Macrophyte Expert Group.

HELCOM. 2013b. Species information sheet: *Monoporeia affinis*. HELCOM Red List Macrophyte Expert Group.

HELCOM. 2013c. Species information sheet: *Furcellaria lumbricalis*. HELCOM Red List Macrophyte Expert Group.

HELCOM. 2013d. Biotope information sheet: Baltic photic muddy or coarse sediment, sand or mixed substrate dominated by Charales. HELCOM Red List Biotope Expert Group.

HELCOM. 2013e. Climate change in the Baltic Sea area: HELCOM thematic assessment in 2013. Balt. Sea Environ. Proc. No. 137

HELCOM. 2012. Abundance and distribution of *Marenzelleria* species in the Baltic Sea. Baltic Sea environment fact sheet 2012.

HELCOM. 2009. Biodiversity in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 116B. Retrieved 2.3.2021 from: https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP116B.pdf

Herkül, K., Torn, K. & Möller, T. 2017. The environmental niche separation between charophytes and angiosperms in the northern Baltic Sea. Botany Letters 165, 115-127.

Herkül, K., Kotta, J. & Pärnoja, M. 2011. Effect of physical disturbance on the soft sediment benthic macrophyte and invertebrate community in the northern Baltic Sea. Boreal Environmental Research 16: 209 - 219.

Hijmans, RJ, Phillips, S., Leathwick, J., & Elith, J. 2017. dismo: Species Distribution Modelling. R package version 1.1-4. https://CRAN.R-project.org/package=dismo

Hägerstrand, H., Himberg, M., Saks, L. & Verliin, A. 2018. Stomach content of whitefish, *Coregonus lavaretus* (Actinopterygii: Salmoniformes: Salmonidae), off the Åland islands, Baltic Sea. Acta Ichthyologica et Piscatoria, 48(1), 71-74.

Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. 1998. Retkeilykasvio, 4. New edition, Luonnontieteellisen keskusmuseon kasvimuseo, Helsinki, 656.

Ikonen, I. & Hagelberg, E. 2007. Ruovikot ja merenrantaniityt. Luontoarvot ja hoitokokemuksia Etelä-Suomesta ja Virosta. Lounais-Suomen ympäristökeskus, Turku. Suomen ympäristö 37/2007, 99.

IPBES-IPCC. 2021. Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change.

IPCC, 2021: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

IPCC. 2019. Summary for Policymakers. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, V. Masson-Delmotte, P. Zhai, M. Tignor, E. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Nicolai, A. Okem, J. Petzold, B. Rama, N.M. Weyer (eds.)]. In press.

Jaatinen, K., Westerbom, M., Norkko, A., Mustonen, O., Koons, D. N. 2020. Detrimental impacts of climate change may be exacerbated by density-dependent population regulation in blue mussels. Journal of Animal Ecology, 00:1-12. DOI: 10.1111/1365-2656.13377

Jakobsson, M., Stranne, C., O'Regan, M., Greenwood S.L., Gustafsson, B., Humborg, C. & Weidner, E. 2019. Bathymetric properties of the Baltic Sea. Ocean Science. 15. 905-924

Janas, U. & Kendzierska, H. 2014. Benthic non-indigenous species among indigenous species and their habitat preferences in Puck Bay (southern Baltic Sea). Oceanologia, 56(3), 603-628.

Jansen, E., J. Overpeck, K.R. Briffa, J.-C. Duplessy, F. Joos, V. Masson-Delmotte, D. Olago, B. Otto-Bliesner, W.R. Peltier, S. Rahmstorf, R. Ramesh, D. Raynaud, D. Rind, O. Solomina, R. Villalba and D. Zhang, 2007: Palaeoclimate. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Jonsson, P. R., Kotta, J., Andersson, H. C., Herkül, K., Virtanen, E. Sandman, A. N. & Johannesson, K. 2018. High climate velocity and population fragmentation may constrain climate-driven range shift of the key habitat former Fucus vesiculosus. Diversity and Distributions 24: 892 - 905.

Kahanpää, J. & Salmela, J. 2021. Chironomidae. Finnish Biodiversity Info Facility/Suomen Lajitietokeskus. Retrieved 10.4.2021 from https://laji.fi/taxon/MX.253681.

Kallasvuo, M., Lappalainen, A. & Urho, L. 2011. Coastal reed belts as fish reproduction habitats. Boreal Environment Research 16, 1-14.

Kallio, T., Malinen, R., Rönkä, O., Bonn, C., Salminen, P. Jutila, H & Lindberg, W. 2019. Merialuesuunnittelu. Pohjoisen Selkämeren, Merenkurkun ja Perämeren suunnittelualueen ominasipiirteet.

Karlson, A., Gorokhova, E. & Elmgren, R. 2015. Do deposit-feeders compete? Isotopic niche analysis of an invasion in a species-poor system. Scientific Reports 5: 9715.

Karstens, D. G. S. 2016. Ecosystem services in coastal Phragmites wetlands at the southern Baltic Sea: Nutrient regulation, water purification and erosion control. Doctoral dissertation, Universität Rostock.

Katajisto, T., Lehtiniemi, M. & Setälä, O. 2021. Liejuputkimadot – Marenzelleria spp. Vieraslajiportaali, Invasive Alien Species in Finland, SYKE. Retrieved 27.4.2021 from https://vieraslajit.fi/lajit/MX.53460/show.

Kauppi, L., Norkko, A. & Norkko, J. 2015. Large-scale species invasion into a low-diversity system: spatial and temporal distribution of the invasive polychaetes *Marenzelleria* spp. in the Baltic Sea. Biological Invasions, 17(7), 2055-2074.

Kautsky, L. & Kautsky, N. 2000. The Baltic Sea, including Bothnian Sea and Bothnian Bay. Chapter 8. In: Sheppar, C. Seas at the millennium: an environmental evaluation. Elsevier Science Amsterdam,1-3, 121-133.

Kautsky, N. 1981. On the trophic role of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.) in a Baltic coastal ecosystem and the fate of the organic matter produced by the mussels. Kieler Meeresforschungen Sonderheft, 5, 454-461.

Kontula, T. & Raunio, A. 2018. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018. Luontotyyppien punainen kirja – Osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet & Osa 2: luontotyyppien kuvaukset. Suomen ympäristökeskus ja ympäristöministeriö, Helsinki. Suomen ympäristö 5/2018. 388 s. & 925 s.

Kostamo, K. 2008. The life cycle and genetic structure of the red alga *Furcellaria lumbricalis* on a salinity gradient. Walter and Andrée de Nottbeck Foundation Scientific Reports 33, 34.

Kotta, J. & Ólafsson, E. 2003. Competition for food between the introduced polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill) and the native amphipod *Monoporeia affinis* Lindström in the Baltic Sea. Journal of Sea Research, 50(1), 27-35.

Kotta, J., Paalme, T., Martin, G. & Mäkinen, A. 2000. Major Changes in Macroalgae Community Composition Affect the Food and Habitat Preference of *Idotea baltica*. International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology, 85(5-6), 697-705.

Kotta, J., Vanhatalo, J., Jänes, H., Orav-Kotta, H., Rugiu, L., Jormalainen, V., Bobsien, I., Viitasalo, M., Virtanen, E., and Sandman, A. N. 2019. Integrating experimental and distribution data to predict future species patterns. Scientific reports 9, 1821.

Kraufvelin, P. & Salovius, S. 2004. Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 61(2), 369-378.

Kiirikki, M. 1996. Experimental evidence that *Fucus vesiculosus* (Phaeophyta) controls filamentous algae by means of the whiplash effect. European Journal of Phycology 31:61-66.

Kiirikki, M. & Ruuskanen, A. 1996. How does *Fucus vesiculosus* survive ice scraping? Botanica Marina, 39, 133-139.

Kiirikki, M. & Lehvo, A. 1997. Life strategies of filamentous algae in the northern Baltic Proper. Sarsia, 82(3), 259-267.

Kääriä, J., Rajasilta, M., Kurkilahti, M. & Soikkeli, M. 1997. Spawning bed selection by the Baltic herring (*Clupea harengus membras*) in the Archipelago of SW Finland. ICES Journal of Marine Science, 54(5), 917-923.

Laine, A. O. 2003. Distribution of soft-bottom macrofauna in the deep open Baltic Sea in relation to environmental variability. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 57(1-2), 87-97.

Lappalainen, J., Kurvinen, L., Kuismanen, L. 2020. Suomen ekologisesti merkittävät vedenlaiset mariluontoalueet (EMMA) – Finlands ekologiskt betydelsefulla marina undervattensmiljöer (EMMA). Suomen Ympäristökeskuksen rapporteja. 8. Suomen ympäristökeskus, Merikeskus.

Lappalainen, A., Westerbom, M. & Vesala, S. 2004. Blue mussels (*Mytilus edulis*) in the diet of roach (*Rutilus rutilus*) in outer archipelago areas of the western Gulf of Finland, Baltic Sea. Biology of the Baltic Sea, s. 87-92. Springer, Dordrecht.

Lappalainen, A., Rask, M., Koponen, H. & Vesala, S. 2001. Relative abundance, diet and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) at Tvärminne, northern Baltic Sea, in 1975 and 1997: responses to eutrophication? Boreal Environment Research, 6(2), 107-118.

Leppäranta, M. & Myrberg, K. 2009. Physical Ocenaography of the Baltic Sea. Chapter 1. Springer-Praxis books in geophysical sciences, Springer, Berlin.

Littell, J.S., McKenzie, D., Kerns, B.K., Cushman, S. & Shaw, C.G. 2011. Managing uncertainty in climate-driven ecological models to inform adaptation to climate change. Ecosphere 2(9): 102.

McGuffie, K. & Henderson-Sellers, A. 2014. The climate modelling primer. John Wiley & Sons

Meier, H. E. M., Kniebusch, M., Dieterich, C., Gröger, M., Zorita, E., Elmgren, R., Myrberg, K., Ahola, M., Bartosova, A., Bonsdorff, E., Börgel, F., Capell, R., Carlén, I., Carlund, T., Carstensen, J., Christensen, O. B., Dierschke, V., Frauen, C., Frederiksen, M., Gaget, E., Galatius, A., Haapala, J. J., Halkka, A., Hugelius, G., Hünicke, B., Jaagus, J., Jüssi, M., Käyhkö, J., Kirchner, N., Kjellström, E., Kulinski, K., Lehmann, A., Lindström, G., May, W., Miller, P., Mohrholz, V., Müller-Karulis, B., Pavón-Jordán, D., Quante, M., Reckermann, M., Rutgersson, A., Savchuk, O. P., Stendel, M., Tuomi, L., Viitasalo, M., Weisse, R., and Zhang, W. 2021. Climate Change in the Baltic Sea Region: A Summary, Earth Syst. Dynam. Discuss. [preprint], https://doi.org/10.5194/esd-2021-67, in review.

Meier, H. E. M., Dieterich, C., Eilola, K., Gröger, M., Höglund, A., Radtke, H., Saraiva, S. & Wåhlström, I. 2019. Future projections of record-breaking sea surface temperature and cyanobacteria bloom events in the Baltic Sea. Ambio 48, 1362–1376.

Meier, H. E. M., Edman, M., Eilola, K., Placke, M., Neumann, T., Andersson, H., Brunnabend, S.-E., Dieterich, C., Frauen, C., Friedland, R., Gröger, M., Gustafsson, B. G., Gustafsson, E., Isaev, A., Kniebusch, M., Kuznetsov, I., Müller-Karulis, B., Naumann, M., Omstedt, A., Ryabchenko, V., Saraiva, S. & Savchuk, O. P. 2019. Assessment of uncertainties in scenario simulations of biogeochemical cycles in the Baltic Sea. Frontiers in Marine Science, 6: 46.

Meier, H. E. M. 2015. Projected Change — Marine Physics. Chapter 10. In: Second assessment of climate change for the Baltic Sea basin. The BACC II Author Team. Springer International Publishing, 243-252.

Meier, H. E. M., Hordoir, R., Andersson, H.C., Dieterich, C., Eilola, K., Gustafsson, B.G., Höglund, A & Schimanke, S. 2012. Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea environment in an ensemble of transient simulations for 1961–2099. Climate Dynamics 39, 2421–2441.

Meier, H. E. M., Döscher, R., Coward, A. C., Nycander, J., & Döös, K. 1999. RCO - Rossby Centre Regional Ocean ClimateModel: Model Description (version1.0) and First Results From the Hindcast Period 1992/93. Reports Oceanography No. 26, SMHI, Norrköping.

Michaud, E., Desrosiers, G., Mermillod-Blondin, F., Sundby, B. & Stora, G. 2006. The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment–water interface. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 337(2), 178-189.

Mossberg, B. & Stenberg, L. 2012. Suuri Pohjolan Kasvio. 3. Revised version. Translated by Vuokko, S., & Väre, H. Kustannusosakeyhtiö Tammi. Helsinki.

Mustamäki, N., Cederberg, T. & Mattila, J. 2014. Diet, stable isotopes and morphology of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in littoral and pelagic habitats in the northern Baltic Proper. Environmental biology of fishes, 97(6), 675-689.

Navenhand, J.N. 2012. How will ocean acidification affect Baltic Sea evosystems? An assessment of plausible impacts on key functional groups. AMBIO. 41. 637-644.

Niemelä, M. 2012. Eläimet rantaan-kyllä vai ei? Opas kestävään rantalaiduntamiseen. Natureship -publication.

NOAA. 2021. The NOAA annual greenhouse gas index (AGGI). Retrieved 10.6.2021 from: https://gml.noaa.gov/aggi/aggi.html

Olsson, S. & Korpelainen, H. 2013. Single nucleotide polymorphisms found in the red alga *Furcellaria lumbricalis* (Gigartinales): new markers for population and conservation genetic analyses. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 23(3), 460-467.

Paalme, T. Torn, K., Martin, G., Kotta, I. & Suursaar, Ü., 2020. Littoral benthic communities under effect of heat wave and upwelling events in NE Baltic Sea. Journal of Coastal Research, 95, 133–137.

Paavilainen, P. 2005. Järviruo'on hyötykäyttö kosteikoissa haja-asutuksen jätevesien ja maatalouden valumavesien puhdistuksessa. Thesis, Sustainable development, Turun ammattikorkeakoulu.

Pajusalu, L., Martin, G., Paalme, T. & Põllumäe, A. 2016. The effect of CO2 enrichment on net photosynthesis of the red alga *Furcellaria lumbricalis* in a brackish water environment. PeerJ, 4, e2505.

Pellikka, H., Leijala, U., Johansson M.M., Leinonen, K. & Kahma K.K. 2018. Future probabilities of coastal floods in Finland, Continental Shelf Research 157, 32-42. https://doi.org/10.1016/j.csr.2018.02.006

Peterson G., Allen, C.R. & Holling, C.S. 1998. Ecological resilience, biodiversity, and scale. Ecosystems. 1(1). 6-18.

Pihlainen, S., Zandersen, M., Hyytiäinen, K., Andersen, H. E., Bartosova, A., Gustafsson, B., Jabloun, M., McCrackin, M., Meier, H. M., & Olesen, J. E. 2020. Impacts of changing society and climate on nutrient loading to the Baltic Sea. Science of The Total Environment 138935.

Porfirio, L.L., Harris, R.M.B., Lefroy, E.C., Hugh, S., Gould, S.F., Lee, G., m.fl. 2014. Improving the Use of Species Distribution Models in Conservation Planning and Management under Climate Change. PLoS ONE 9(11): e113749.

Poutanen, M. & Steffen, H. 2014. Land uplift at Kvarken Archipelago /High Coast UNESCO world heritage area. Geophysica. 50(2). 49-64

Pörtner, H.O., Scholes, R.J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., Barnes, D., Burrows, M., Chan, L., Cheung, W.L., Diamond, S., Donatti, C., Duarte, C., Eisenhauer, N., Foden, W., Gasalla, M. A., Handa, C., Hickler, T., Hoegh-Guldberg, O., Ichii, K., Jacob, U., Insarov, G., Kiessling, W., Leadley, P., Leemans, R., Levin, L., Lim, M., Maharaj, S., Managi, S., Marquet, P. A., McElwee, P., Midgley, G., Oberdorff, T., Obura, D., Osman, E., Pandit, R., Pascual, U., Pires, A. P. F., Popp, A., ReyesGarcía, V., Sankaran, M., Settele, J., Shin, Y. J., Sintayehu, D. W., Smith, P., Steiner, N., Strassburg, B., Sukumar, R., Trisos, C., Val, A.L., Wu, J., Aldrian, E., Parmesan, C., Pichs-Madruga, R., Roberts, D.C., Rogers, A.D., Díaz, S., Fischer, M., Hashimoto, S., Lavorel, S., Wu, N., Ngo, H.T. 2021. IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change; IPBES and IPCC. DOI:10.5281/zenodo.4782538.

Rajasilta, M., Eklund, J., Hänninen, J., Kurkilahti, M., Kääriä, J., Rannikko, P. & Soikkeli, M. 1993. Spawning of herring (*Clupea harengus membras* L.) in the Archipelago Sea. ICES Journal of Marine Science, 50(3), 233-246.

R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Reiss, H., Cunze, S., König, K., Neumann, H. & Kröncke, I. 2011. Species distribution modelling of marine benthos: a North Sea case study. Marine Ecology Progress Series. 442. 71-86

Rinkineva, L. & Bader, P. 1998. Chapter 2.3 Den marina miljön in Kvarkens natur. Kvarkenrådets publikationer 10.

Rolff, C., Elfwing, T. 2015. Increasing nitrogen limitation in the Bothnian Sea, potentially caused by inflow of phosphate-rich water from the Baltic Proper. Ambio, 44: 601–611.

Rugiu, L. 2018. Tolerance of Baltic Sea rocky littoral communities to climate change. PhD dissertation. University of Turku.

Rugiu, L., Manninen, I., Rothäusler, E. & Jormalainen V. 2018. Tolerance to climate change of the clonally reproducing endemic Baltic seaweed Fucus radicans: is phenotypic plasticity enough? Journal of Phycology. 54(6).888-898

Ruosteenoja, K., Jylhä, K. & Kämäräinen M. 2016. Climate projections for Finland under the RCP forcing scenarios. Geophysica. 51(1). 17-50

Saari, P. 2021. Modelling changes in the distribution of Fucus spp. in different eutrophication and climate change scenarios. Master's thesis, University of Helsinki.

Saarinen, A., Salovius-Laurén, S. & Mattila, J. 2018. Epifaunal community composition in five macroalgal species – What are the consequences if some algal species are lost? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 207, 402-413.

Sahla, M., Tolvanen, H., Ruuskanen, A. & Kurvinen, L. 2020. Assessing long term change of Fucus spp. communities in the northern Baltic Sea using monitoring data and spatial modeling. Estuarine, Coastal and Shelf Science 245: 107023.

Saraiva, S., Meier, H. E. M., Andersson, H., Höglund, A., Dieterich, C., Gröger, M., Hordoir, R., Eilola, K. 2019a. Uncertainties in Projections of the Baltic Sea Ecosystem Driven by an Ensemble of Global Climate Models. Frontiers in Earth Sciense 6: 244. doi: 10.3389/feart.2018.00244

Saraiva, S., Meier, H. E. M., Andersson, H., Höglund, A., Dieterich, C., Gröger, M., Hordoir, R., Eilola, K. 2019b. Baltic Sea ecosystem response to various nutrient load scenarios in present and future climates. Climate Dynamics 52:3369–3387. https://doi.org/10.1007/s00382-018-4330-0

Schagerström, E. 2015. On the endemic *Fucus radicans* in the Baltic Sea. Doctoral dissertation, Department of Ecology, Environment and Plant Sciences, Stockholm University.

Schubert, H. & Blindow, I. 2003. Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists publication No. 19, 325.

SeaGIS2.0. Map portal. SeaGIS 2.0 -project, Interreg Botnia-Atlantica. Retrieved year 2021 from https://seagis.org/internt/.

Seuront, L., Nicastro, K. R., Zardi, G. I. & Goberville, E. 2019. Decreased thermal tolerance under recurrent heat stress conditions explains summer mass mortality of the blue mussel Mytilus edulis. Scientific Reports 9, 17498.

Simon-Nutbrown, C., Hollingsworth, P. M., Fernandes, T. F., Kamphausen, L., Baxter, J. M. & Burdett, H. L. 2020. Species Distribution Modeling Predicts Significant Declines in Coralline Algae Populations Under Projected Climate Change With Implications for Conservation Policy. Frontiers in Marine Science 7:575825.

Smartsea project. Strategic Research Council at the Academy of Finland, project SmartSea, grant number 292 985. https://smartsea.fmi.fi/.

SMHI. 2021. Klimatscenarier. Retrieved 24.1.2021 from: https://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/fordjupade-klimatscenarier/met/sverige/medeltemperatur/rcp85/2071-2100/year/anom

Snickars, M., Sundblad, G., Sandström, A., Ljunggren, L., Bergström, U., Johansson, G. & Mattila, J. 2010. Habitat selectivity of substrate-spawning fish: modelling requirements for the Eurasian perch *Perca fluviatilis*. Marine Ecology Progress Series, 398, 235-243.

Slavich, E., Warton, D.I., Ashcroft, M.B., Gollan, J.R. & Ramp, D. 2014. Topoclimate versus macroclimate: how does climate mapping methodology affect species distribution models and climate change projections?. Diversity and Distributions. 20. 952-963

Smale, D. A. m.fl. Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. Nature Climate Change 9, 306-312.

Struyf, E., Van Damme, S., Gribsholt, B., Bal, K., Beauchard, O., Middelburg, J. J. & Meire, P. 2007. *Phragmites australis* and silica cycling in tidal wetlands. Aquatic botany, 87(2), 134-140.

Takolander, A., Cabeza, M., Leskinen, E. 2017a. Climate change can cause complex responses in Baltic Sea macroalgae: a systematic review. Journal of Sea Research 123: 16-29.

Takolander, A., Leskinen, E & Cabeza, M. 2017b. Synergistic effects of extreme temperature and low salinity on foundational macroalga Fucus vesiculosus in the northern Baltic Sea. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 495, 110-118.

The Convention on Biological Diversity. 2021. Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (EBSA). Retrieved 15.10.2021 from https://www.cbd.int/ebsa/.

Torn, K., Peterson, A, & Herkül, K. 2020. Predicting the impact of climate change on the distribution of the key habitat-forming species in the NE Baltic Sea. Journal of Coastal Research 95, 177–181.

Torn, K., Peterson, A., Herkül K. & Suursaar Ü. 2019. Effect of climate change on the occurrence of charophytes and angiosperms in brackish environment. Webbia, 74:1, 167-177

UNESCO. 2021. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. World Heritage Convention. High Coast / Kvarken Archipelago. Retrieved 31.5.2021 from: https://whc.unesco.org/en/list/898/

Urban, M. C. 2015. Accelerating extinction risk from climate change. Science 348, 571–573.

Uzars, D., Ustups, D., Müller–Karulis, B. & Urtans, E. 2003. Size structure and feeding ecology of fish communities in the surf zone of the Eastern Baltic. ICES Annual Science Conference: 06, 11.

Vanni, M. J. 2002. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics, 33(1), 341-370.

VELMU. 2020. The Finnish Inventory Programme for the Underwater Marine Environment (VELMU). VELMU-data, Finnish Environment Institute SYKE, Marine center.

Viitasalo, M. & Bonsdorff, E. 2021. Global climate change and the Baltic Sea ecosystem: direct and indirect effects on species, communities and ecosystem functioning. Earth System Dynamics Discussions, 1-38.

Viitasalo, M., Kostamo, K., Hallanaro, E. L., Viljanmaa, W., Kiviluoto, S., Ekebom, J. & Blankett, P. 2017. Meren aarteet: löytöretki Suomen vedenalaiseen meriluontoon. Gaudeamus, 518.

Viitasalo, M., Blenckner, T., Gårdmark, A., Kaartokallio, H., Kautsky, L., Kuosa, H., Lindegren, M., Norkko, A., Olli, K. & Wikner, J. 2015. Environmental Impacts - Marine Ecosystems. In: The BACC II Author Team (eds) Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Regional Climate Studies. Springer, Cham.

von Storch, H., Omstedt, A., Pawlak, J. & Reckermann, M. 2015. Introduction and Summary. Chapter 1. In: Second assessment of climate change for the Baltic Sea basin. The BACC II Author Team. Springer International Publishing, 1-22.

Vuorinen, I., Hänninen, J., Rajasilta, M., Laine, P., Eklund, J., Montesino-Pouzols, F., m.fl. (2015). Scenario simulations of future salinity and ecological consequences in the Baltic Sea and adjacent North Sea areas - implications for environmental monitoring. Ecol. Indic. 50, 196–205. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.10.019

Waldeck, P. & Larsson, K. 2013. Effects of winter water temperature on mass loss in Baltic blue mussels: Implications for foraging sea ducks. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 444: 24-30.

Wallentinus, I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Asko area, northern Baltic Proper. II. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. Asko Laboratory 25:1-210.

Westerbom, M. & Jattu, S. 2006. Effects of wave exposure on the sublittoral distribution of blue mussels *Mytilus edulis* in a heterogeneous archipelago. Marine Ecology Progress Series, 306, 191-200.

Westerbom, M., Kilpi, M., & Mustonen, O. 2002. Blue mussels, Mytilus edulis, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. Marine Biology 140: 991–999.

Wibig J., Maraun D., Benestad R., Kjellström E., Lorenz P., Christensen O.B. 2015. Projected Change—Models and Methodology. In: The BACC II Author Team (eds) Second Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Regional Climate Studies. Springer, Cham.

Wikström, S. A. & Kautsky, L. 2007. Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 72(1-2), 168-176.

Wilcke, R.A.I., Bärring, L. 2016. Selecting regional climate scenarios for impact modelling studies. Environmental modelling & software 76, 191-201.

Zander, C. D., Rupp, K., Böhme, K., Brix, S., Detloff, K. C., Melander, J, Nordhaus, I. & Schiro, C. 2015. The phytal fauna of the SW Baltic Sea and its importance as reservoir for fish prey - Die Phytalfauna der SW-Ostsee und ihre Bedeutung als Reservoir von Fischnahrung. Bulletin of Fish Biology, 15(1/2), 33-51.

Zettler, M. L., Daunys, D., Kotta, J. & Bick, A. 2002. History and success of an invasion into the Baltic Sea: the polychaete *Marenzelleria* cf. *viridis*, development and strategies. Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management, 66-75.

Zhang, Y., Lai, X., Zhang, L., Song, K., Yao, X., Gu, L. & Pang, C. 2020. The influence of aquatic vegetation on flow structure and sediment deposition: A field study in Dongting Lake, China. Journal of Hydrology, 584, 124644.

EUROPEISKA UNIONEN

Interreg
Botnia-Atlantica
Europeiska regionala utvecklingsfonden