Zonering för en gemensam havsplanering i västra Hanöbukten

AquaBiota Report 2015:09

Frida Fyhr, Hedvig Hogfors och Viktor Thunell

AquaBiota WATER RESEARCH

STOCKHOLM, DECEMBER 2015

Beställare:
Projektet är utfört av AquaBiota Water Research för Stadsbyggnadskontoret på Kristianstads kommun.

Författare:
Frida Fyhr[1] (frida.fyhr@aquabiota.se), Hedvig Hogfors[1] och Viktor Thunell[1]
[1]AquaBiota Water Research

Bilder:
Strand i Skåne - Nicklas Wijkmark, Gråsäl (*Halichoerus grypus*) - Nicklas Wijkmark, Tumlare (*Phocoena phocoena*) - Jonas Teilmann DMU, Vindkraftsverk - Nicklas Wijkmark, Muddring i Åhus hamn - Christer Magnusson, Kusterosion - Kristianstads kommun, Översvämning i Kristianstad - Kristianstads kommun.

Kontaktinformation:
AquaBiota Water Research AB
Adress: Löjtnantsgatan 25, 115 50 Stockholm
Tel: +46 8 522 302 40
www.aquabiota.se

Kvalitetsgranskad av:
Martin Isæus (martin.isaeus@aquabiota.se)

Distribution:
Fri

Internetversion:
Nedladdningsbar hos www.aquabiota.se

Citera som:
Fyhr, F., Hogfors, H. och Thunell, V. 2015. Zonering för en gemensam havsplanering i västra Hanöbukten. AquaBiota Report 2015:09. 104 sid.

Ämnesord:
Zonering, Havsplanering, Kustzonsplanering, Marxan with Zones, Påverkan

AquaBiota Report 2015:09
Projektnummer: 2014029
ISSN: 1654-7225
ISBN: 978-91-85975-46-4

© AquaBiota Water Research 2015

1 INNEHÅLL

1 Innehåll 3
2 Sammanfattning 4
3 Inledning 5
4 Områdesbeskrivning 6
4.1 Djupförhållanden 6
4.2 Bottensubstrat 8
4.3 Hydrografiska & kemiska variabler 9
4.4 Ekosystemtjänster 17
4.5 Naturvärden 21
4.6 Naturskydd 44
4.7 Kulturvärden 45
4.8 Friluftsliv & turism 47
4.9 Fiskeriverksamhet 48
4.10 Energiutvinning ur havet 57
4.11 Sjöfart 59
4.12 Bullerpåverkan från vindkraftverk & sjöfartstrafik 62
4.13 Militär 66
4.14 Gifter i sediment 66
4.15 Klimatförändringar 71
5 Zoneringsanalys 76
5.1 Metod 76
5.2 Resultat 84
5.3 Diskussion 92
6 Tack 94
7 Referenser 95
8 Bilagor 105

2 SAMMANFATTNING

Nyttjandet av havet för bland annat sjöfart, energiutvinning, fiske, friluftsliv och turism ökar, vilket medför ökad belastning på de marina ekosystemen. Nationella miljömål, lagstiftning samt införandet av EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) och havsmiljödirektivet (2008/56/EG) har succesivt höjt ambitionerna vad gäller bevarande och krav på god status i vattenmiljöer.

Kristianstads kommun syftar till att ta fram en kust- och havsplan för kommunens havsområde och har tagit initiativ för gemensamma havsplaneunderlag för Kristianstad, Simrishamn och Bromölla kommuner. Intentionen är att Kristianstads kust- och havsplan ska vara riktgivande vid beslut om olika anspråk på mark- och vattenområden samt vara vägledande vid tillståndsprövning och förvaltning. Planen ska ge politiskt förankrade strategier och riktlinjer för hur havet ska användas samt hur kommunen ska möta klimatförändringar och översvämningar från Helge å.

För att skapa omfattande och allsidiga underlag för detta har en mängd information om den marina naturmiljön och olika mänskliga intressen i västra Hanöbukten sammanställts och beskrivits. Majoriteten av dessa analyserades med beslutsstödsverktyget Marxan with Zones.

Det befintliga naturskyddet i västra Hanöbukten visade sig vara välplacerat och bidragande till att skyddsmålen för många naturvärden uppnås, men indikerar också att det kan finnas ett behov för ytterligare områdesskydd. De områden som föreslås som komplement till befintligt skydd är i huvudsak lokaliserade kring Tosteberga skärgård, i utpekade sjöfågelområden i utsjön och längs Simrishamnskusten. Kulturvärdena erhåller i dagsläget nära till inget områdesskydd vilket skiljer sig stort från de intressen som uttryckts av Kristianstads kommun. Här finns således utrymme för förändringar.

Resultaten kan användas direkt vid planering av havsområdet, som underlag för samråd och strategiska beslut om placering och utformning av inrättandet av nya verksamheter, skydd eller i kommunikation och visualisering av naturvärden. De ger också en indikation om var det är lämpligt att undersöka miljöpåverkan mer noggrant under tillståndsansökningar.

3 INLEDNING

Nyttjandet av havet för bland annat sjöfart, energiutvinning, fiske, friluftsliv och turism ökar, vilket medför ökad belastning på de marina ekosystemen. Nationella miljömål, lagstiftning samt införandet av EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) och havsmiljödirektivet (2008/56/EG) har succesivt höjt ambitionerna vad gäller bevarande och krav på god status i vattenmiljöer.

Havsmiljödirektivet, som införlivades i svensk lagstiftning med havsmiljöförordningen hösten 2010 (SFS 2010:1341), medför att alla medlemsländer ska bedöma miljöstatusen i sina marina vatten och utveckla program för övervakning och åtgärder för dessa. Målet med Sveriges förvaltning är att både Östersjön och Nordsjön ska ha en god miljöstatus år 2020. I enlighet med havsmiljödirektivet preciserar Havs- och vattenmyndigheten (HaV) vad som kännetecknar god miljöstatus med olika kriterier. Beträffande biologisk mångfald kännetecknas god miljöstatus bland annat av utbredningen av arter och livsmiljöer (HVMFS 2012:18). Det finns även ett nationellt mål att 10 % av Sveriges marina områden ska ingå i områdesskydd (Regeringsbeslut M2014/593/Nm) samt en rekommendation från WWF att det nationella skyddsmålet bör ökas till 20 % (WWF 2014).

Den 1 september 2014 infördes en bestämmelse i miljöbalken (Prop. 2013/14:186) om statlig havsplanering i Sverige och enligt havsplaneringförordningen (SFS 2015:400) ska Sverige ta fram förslag till nationella havsplaner. I Sverige ansvarar och samordnar HaV den nationella planeringen av havet. Arbetet sker parallellt med att kustkommunerna planerar för det havsområde som ingår i kommunernas översiktliga planering, dvs. havsområdet inom tolv nautiska mil från baslinjen (eller till mittvattenlinjen där annan nations vatten börjar).

I havsplanering och kustzonsplanering är kännedom om marina naturvärden och olika mänskliga aktiviteters påverkan på dessa av stor vikt. För kommunerna finns ett stort behov av ökad kunskap om den marina miljön för regional och lokal kustplanering och som underlag för tillsyn och beslut enligt miljöbalken. För att vara verkligt användbara i en rumslig planering måste dessa naturvärden och andra intressen finnas karterade.

Vidare kan marin zonering bidra med viktiga underlag i havsplaneringsarbetet genom att ge förslag på implementering av en skyddsstrategi som bygger på en ekologisk landskapsplanering av den marina miljön. En sådan analys kan hjälpa till att besvara frågor som om det befintliga skyddade områdena är tillräckliga eller om gränserna för befintliga skyddade områden bör ändras, var behovet att skydda nya områden är störst.

Kristianstads kommun syftar till att ta fram en kust och -havsplan som omfattar kommunens havsområde samt kusten några km inåt land och har i samband med det tagit initiativ för gemensamma havsplaneunderlag för Kristianstad, Simrishamn och Bromölla kommuner (fortsättningsvis refererat till som ”västra Hanöbukten”). Detta gemensamma planeringsunderlag har i första hand fokus på havsområdet. Intentionen är att Kristianstads kust- och havsplan ska vara riktgivande vid beslut om olika anspråk på mark- och vattenområden samt vara vägledande vid tillståndsprövning och förvaltning.

Planen ska ge politiskt förankrade strategier och riktlinjer för hur havet ska användas samt hur kommunen ska möta klimatförändringar och översvämningar från Helge å.

För att skapa omfattande och allsidiga underlag för detta har en mängd information om den marina naturmiljön och olika mänskliga intressen i västra Hanöbukten sammanställts och beskrivits. Majoriteten av denna information har strukturerats och inkluderats i en marin zoneringsprocess med syfte att ge förslag på nya hänsynsområden för naturvärden som ska komplettera det redan befintliga naturskyddet samt identifiera var friluftsliv, turism och kulturvård bör ges prioritet.

4 OMRÅDESBESKRIVNING

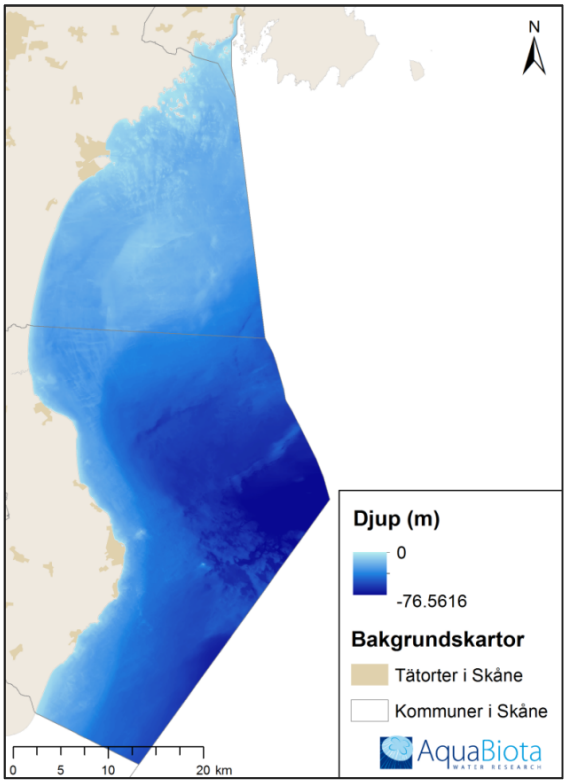
I detta avsnitt ges en bred beskrivning av havsmiljön i västra Hanöbukten.

4.1 Djupförhållanden

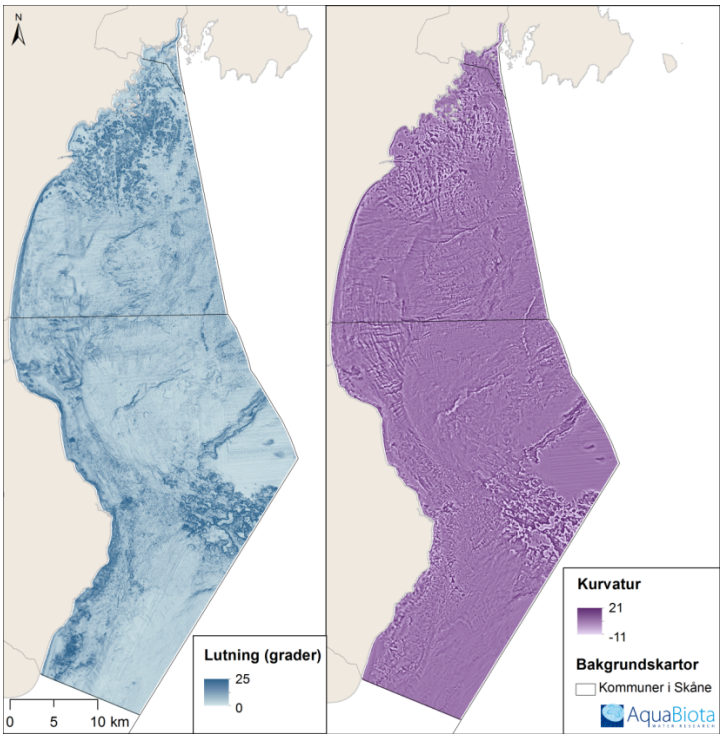
Djupförhållandena i västra Hanöbukten är beskrivna efter de kontinuerliga djup-, lutnings- och kurvaturraster som AquaBiota Water Research (AquaBiota) tagit fram baserat på Sjöfartsverkets djupdata och fastighetskartans strandlinje inom projekten MARMONI och Biogeografisk uppföljning. Se rapporten ”Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten” (Wijkmark m.fl. 2015) för mer information hur de kontinuerliga djuprasterna är framtagna.

De interpolerade rasterrutorna för djup är i 10 m upplösning eller, p.g.a. sekretesskäl, i 100 m upplösning (Figur 1). Även de grövre lagren (för t.ex. lutning och kurvatur) är dock baserade på det interpolerade djuprastret med 10 m upplösning. Lutning beräknas genom att använda skillnaden i djup från en ruta i rastret till nästa, och anges i grader där noll grader betecknar en helt vågrät yta och 90 grader en lodrät yta. Kurvatur är en beskrivning av hur djupet för varje punkt i kartan förhåller sig till medeldjupet inom en bestämd radie, och ger en bild av relativa höjder och sänkor. Positiva värden visar på höjder och negativa på sänkor. Figur 2 visar på kartor över bottnens lutning och kurvatur i västra Hanöbukten.

Djupet blir större ju längre från kusten man kommer i sydostlig riktning. Djupet ökar dock snabbare från den södra kusten i jämförelse med den norra kustremsan (Figur 1). De mest kuperade områdena ligger också i norra delen(norr om Åhus) samt ett något mindre område öster om Simrishamn (Figur 2).



Figur 1. *Interpolerad djupgrid beräknad av AquaBiota inom MARMONI-projektet utifrån djupdata från Sjöfartsverkets djupdatabas (Wijkmark m.fl. 2015). Mörkare färg indikerar högre djup.*



Figur 2. *Bottnens lutning och kurvatur beräknad av AquaBiota inom MARMONI-projektet utifrån djupdata från Sjöfartsverkets djupdatabas (Wijkmark m.fl. 2015). Vänster: Mörkare färg indikerar kraftigare lutning. Noll grader betecknar en helt vågrät yta och 90 grader en lodrät yta. Höger: Mörkare färg indikerar kraftigare skillnad i djup på platsen i jämförelse med medeldjupet inom en radie på 200 m. Negativa värden är sänkor och positiva är kullar.*

4.2 Bottensubstrat

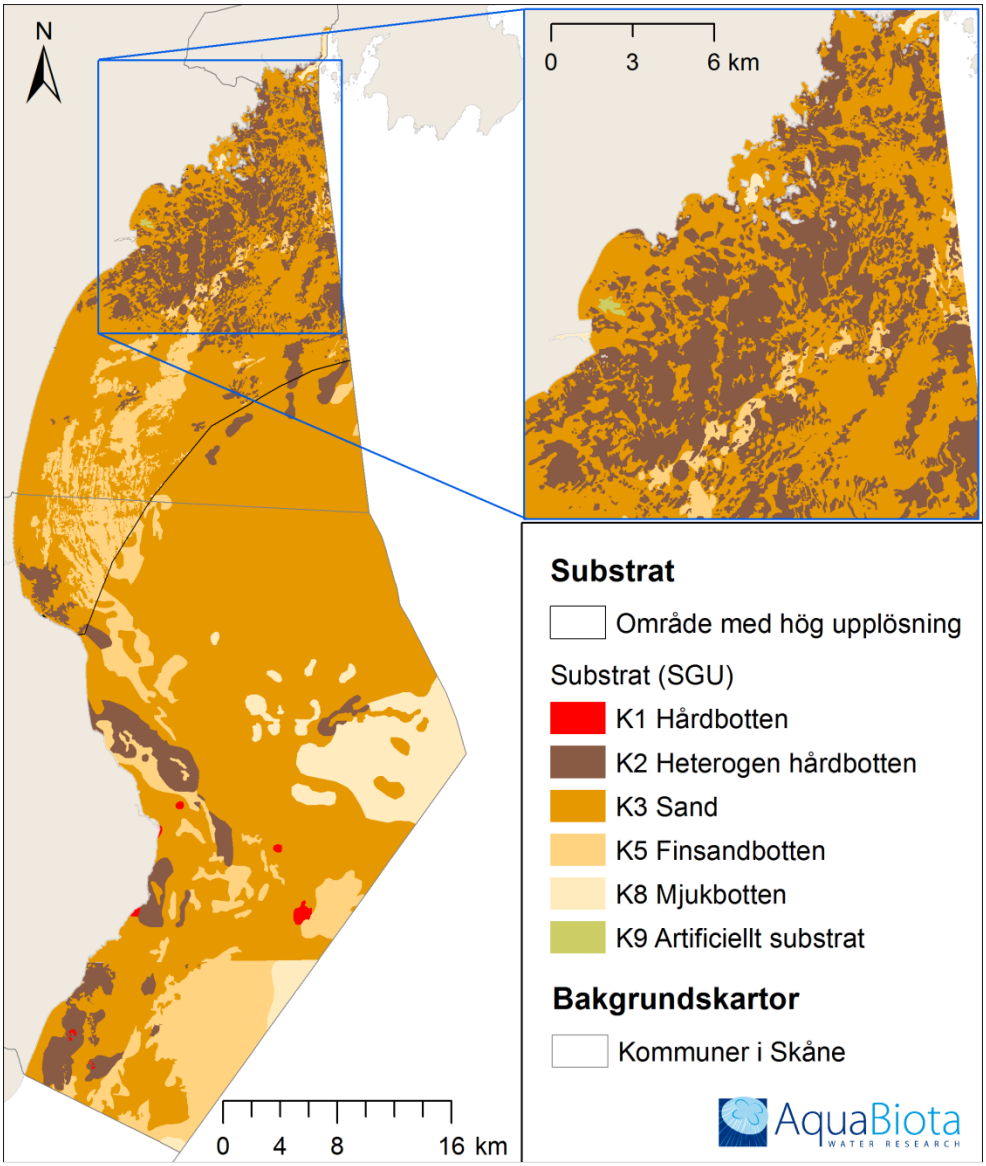
Sveriges geologiska undersökning (SGU) har på uppdrag av Naturvårdsverket genom modellering framställt kontinuerliga bottensubstratkartor över karterade delar av svenska havsområden. Dessa modelleringar har gjorts på basis av vid SGU befintlig maringeologisk information. Dessa kartor visar bottensubstratet indelat i sex klasser och är baserade på kartdatabaser samt på bottenyteobservationer klassade enligt det så kallade EUNIS- systemet (Hallberg m. fl. 2010). Se SGUs rapport 2010:1 (Hallberg m. fl. 2010) för metodbeskrivning om hur substratdata insamlats och hur substratkartor modellerats utifrån dessa, samt osäkerhetsanalyser.

För bottnarna i västra Hanöbukten har substratkartor tagits fram på två olika detaljnivåer. Inom projektet MARMONI slogs dessa detaljlager ihop så att det mest detaljerade lagret, som fanns för varje given plats, avgjorde klassificeringen (Figur 3). Norra kustdelen (t.o.m. Kivik) har högre detaljgrad (för visningskala 1:100 000) jämfört med södra kustdelen och utsjön (för visningsskala 1:500 000).

Det modellerade bottensubstratet i området klassificerades till sex av de nio klasser som SGU definierat:

- K1 Hårdbotten dominerad av homogen häll, inslag av block och stora stenar
- K2 Heterogen hårdbotten med block, stora och små stenar
- K3 Heterogen botten dominerad av sand, inslag av grovsand, grus och små stenar
- K5 Homogen finsandbotten
- K8 Homogen mjukbotten
- K9 Artificiellt substrat

Analys av denna sammanslagna karta (Figur 3) visar att det vanligaste bottensubstratet i området är ”*heterogen botten dominerad av sand, med inslag av grovsand, grus och små sten*” (K3), och utgör 70 % av områdets bottenyta. Norr om, och i höjd med, Åhus är dock substratklassen ”*heterogen hårdbotten med block, stora och små stenar*” ungefär lika vanlig som summan av övriga substratklasser. Söder om Åhus är större bankar med ”*homogen finsandbotten*” (K5) också vanligt längst kusterna. Längre ut i bukten dominerar substratet ”*homogen mjukbotten*” (K8). Några få och mindre områden har klassificerats till ”*hårdbotten dominerad av homogen häll med inslag av block och stora stenar*”. Utanför Åhus ligger ett område bestående av ”*artificiellt substrat*”, som troligtvis består av dumpade muddermassor (Figur 3).



Figur 3. *Modellerat bottensubstrat från SGU. Kartan är uppbyggd av två olika detaljindelningar (för visningsskala 1:100 000 respektive 1:500 000). Klassificeringen har bestämts efter det mest detaljerade lagret för varje given plats.*

4.3 Hydrografiska & kemiska variabler

För att undersöka rumsliga hydrografiska skillnader i västra Hanöbukten användes underlag framtagna inom MARMONI-projektet. Medeltemperatur vid ytan och botten och minimisalthalt (10:e percentilen) vid botten erhölls utifrån den hydrodynamiska modellen HIROMB (High Resolution Operational Model for the Baltic Sea). HIROMB är en tredimensionell havscirkulationsmodell som används operationellt vid Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) för Östersjön och Västerhavet (Funkquist och Kleine 2007).

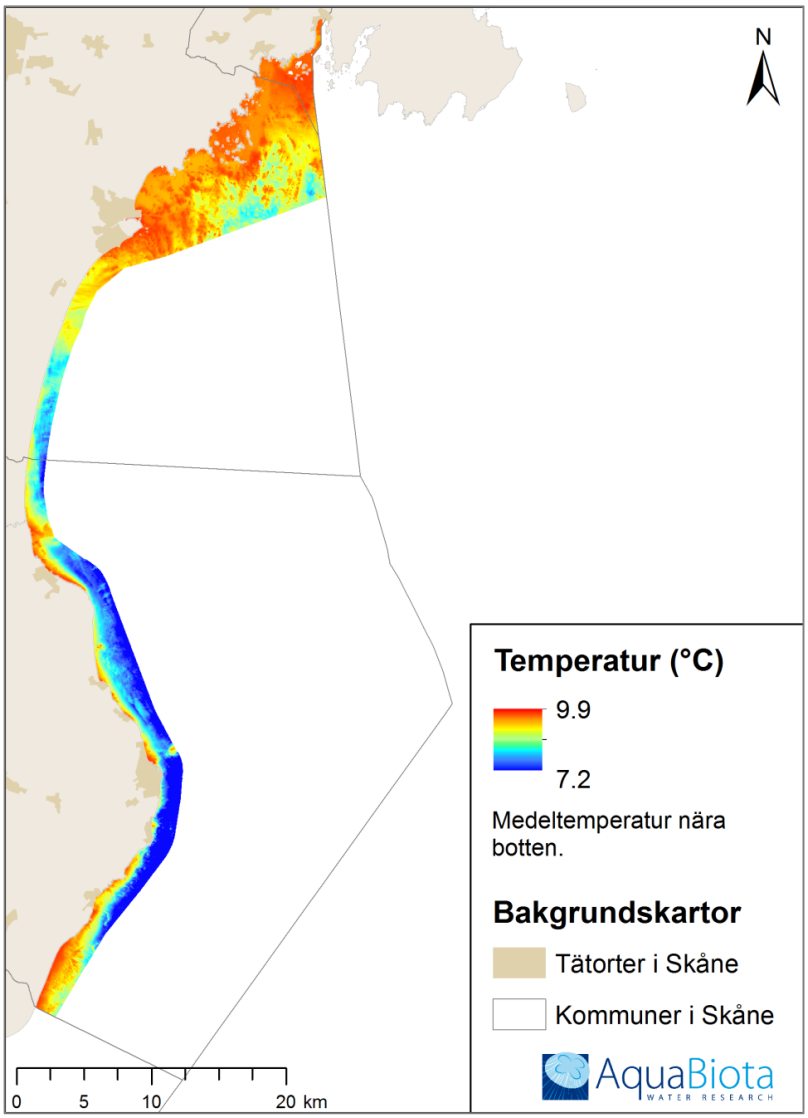
Eftersom HIROMB endast modellerar fysikaliska parametrar användes kustbassängmodellen HOME-Vatten för att undersöka minimihalter av syre (10 percentilen). HOME-Vatten är ett modellsystem som kopplar ihop flera modeller för mark,

sjöar, vattendrag respektive kustvatten (Marmefelt m.fl. 2007). HOME-Vatten modellerar delbassänger vars utsträckning varierar och följer indelningen för vattenförekomster enligt Svenskt vattenarkiv (SVAR) medan HIROMB modellerar data för temperatur och salthalt i modellnoder. Avståndet mellan dessa noder (d.v.s. modellens upplösning) var tre nautiska mil vilket motsvarar ungefär 5,5 km.

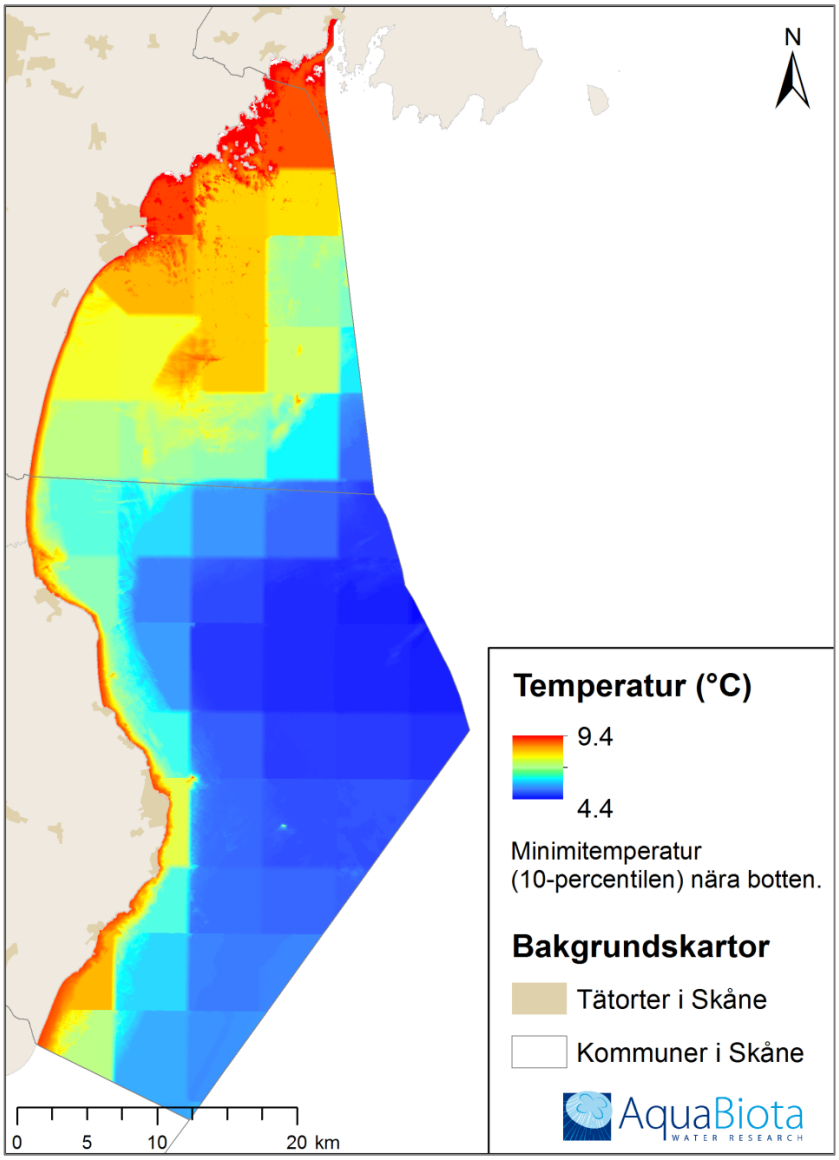
Inom MARMONI-projektet skapades heltäckande raster i 10 m upplösning för yt- och bottenvärden på data från både HIROMB-modellen och HOME-Vatten-modellen.

4.3.1 Temperatur

HOME-Vatten indikerar att bottentemperaturen längs områdets norra kust är varmare än längst den södra kusten (Figur 4 och Figur 5). Vidare är bottenvattnet varmare längre ut från kusten i de norra delarna jämfört med de södra delarna vilket är naturligt då det blir snabbare djupt i söder.



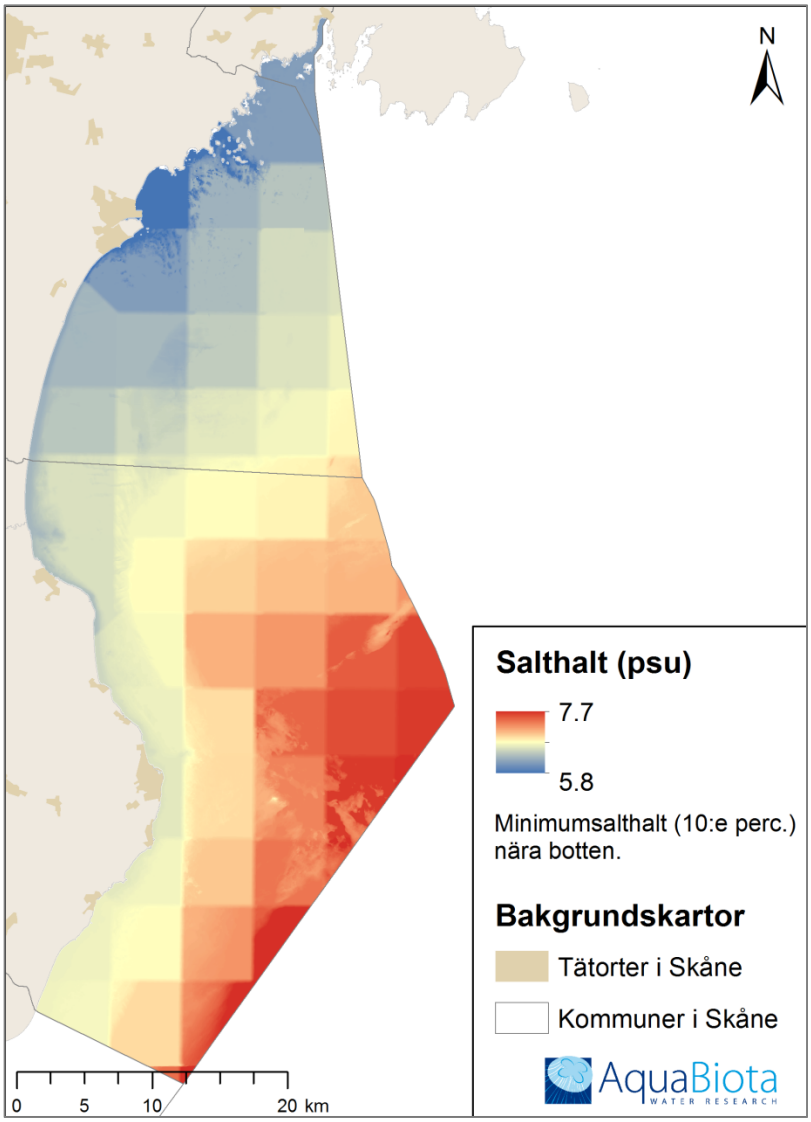
Figur 4. *Medeltemperatur vid botten framtagen av AquaBiota inom MARMONI-projektet utifrån HOME-Vatten (Wijkmark m.fl. 2015).*



Figur 5. *Minimitemperatur (10-percentilen) vid botten framtagen av AquaBiota inom MARMONI-projektet utifrån HOME-Vatten (Wijkmark m.fl. 2015). Närmast kusten har dock ytvärden använts eftersom det endast funnits ett djup att tillgå.*

4.3.2 Salthalt

Minimisalthalten (10-percentilen) vid botten undersöktes eftersom salthalten kan verka begränsande för bottenlevande organismer (Figur 6). Enligt modellen är vattnet mest utsötat utanför Åhus vilket delvis beror på att delar av Helge å mynnar här, men troligen också för att det är relativt grunt i området (högre salthalt ger ett tyngre vatten vilket gör att saltare vatten ligger djupare ner i vattenkolumnen). Längre ut i bukten och framförallt längre söder ut blir minimisalthalten högre. Även här p.g.a. att längst den norra kusten mynnar fler vattendrag samt att det är grundare där i jämförelse med den södra kusten.



Figur 6. Minimisalthalt (10-percentilen) vid botten *beräknad av AquaBiota inom MARMONI-projektet utifrån HIROMB (Wijkmark m.fl. 2015). Närmast kusten har dock ytvärden använts eftersom det endast funnits ett djup att tillgå.*

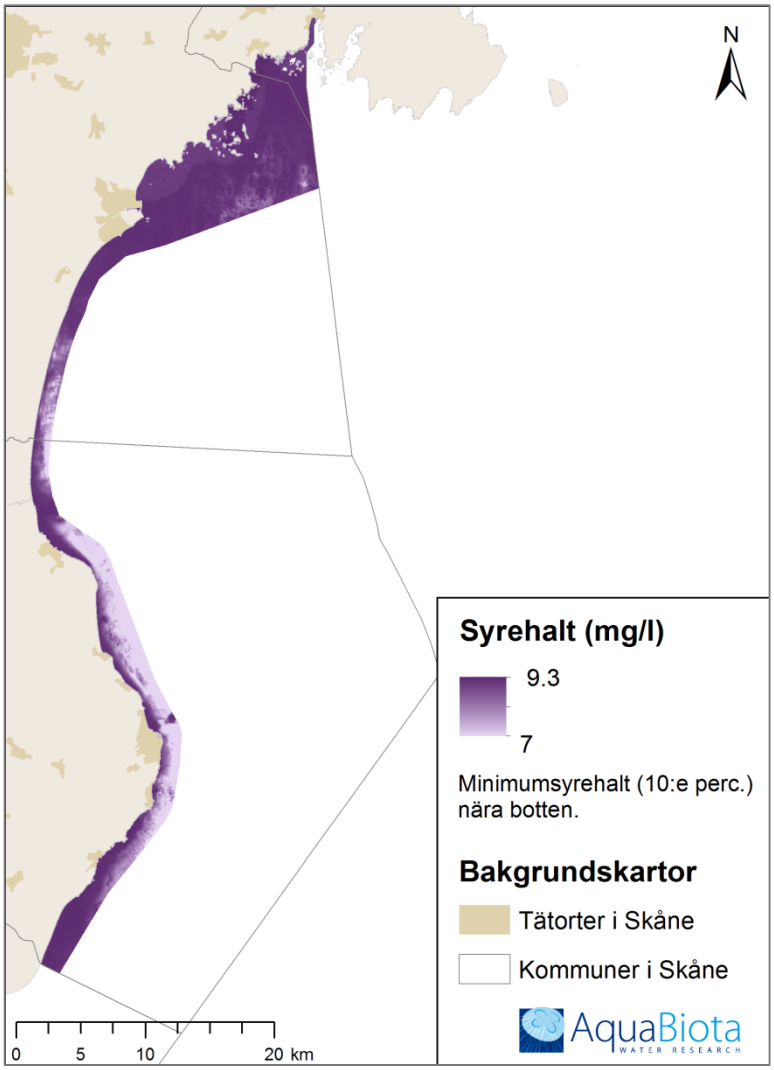
4.3.3 Syreförhållanden

Syrgasbrist kan förekomma naturligt på bottnar eftersom utbytet av bottenvattnet kan vara begränsat samt att en stor del av det biologiska materialet bryts ner där (vilket konsumerar syre). På grund av övergödningsproblematik har bottnar som är påverkade av syrebrist blivit fler. Syrgashalten i botten påverkar inte bara bottenlevande organismer utan också kemiska reaktioner. Vid syrgasbrist kan till exempel fosfor och silikat frigöras vilket ytterligare kan bidra till övergödning. I HaV:s föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2013:19)[1] inom ramen för vattendirektivet, är en kritisk gräns satt till 3,5 ml/l.

Som Figur 7 visar indikerar HOME-Vatten-modellen att det inte finns något utbrett problem med för låga syrehalter utmed kusten. Detta stöds av de faktiska prover som tagits 2011-2013 inom recipientkontrollprogrammet i Hanöbukten (Liungman m.fl. 2012; Palmkvist m.fl. 2013a och 2014), på stationerna Nymölla (VH1), Yngsjö (VH3A) och Stenshuvud (VH4) där alla stationer klassificerades att ha hög status beträffande syreförhållanden.

Utsjöstationen Hanöbukten (BPSH05) har dock *dålig status* beträffande syrehalterna vid botten. Mer eller mindre konstant sedan flera decennier tillbaka (Palmkvist m.fl. 2014 visar data tillbaka till 1990) råder hypoxi (syrebrist) och anoxi förekommer ofta – d.v.s. att allt syre är förbrukat. Vid anoxi bildas svavelväte (som avger stark lukt och är giftigt) genom mikrobiell aktivitet som använder sulfat istället för syre vid nedbrytning av organiskt material.

[1] Se HaV:s föreskrifter:
https://www.havochvatten.se/download/18.2cf45b7613f6ca957cc61ed/1372951605894/HVMFS+2013-19-ev.pdf



Figur 7. *Minimisyrehalt (10-percentilen) vid botten (HOME-Vatten) beräknad av AquaBiota inom MARMONI-projektet utifrån HIROMB (Wijkmark m.fl. 2015).*

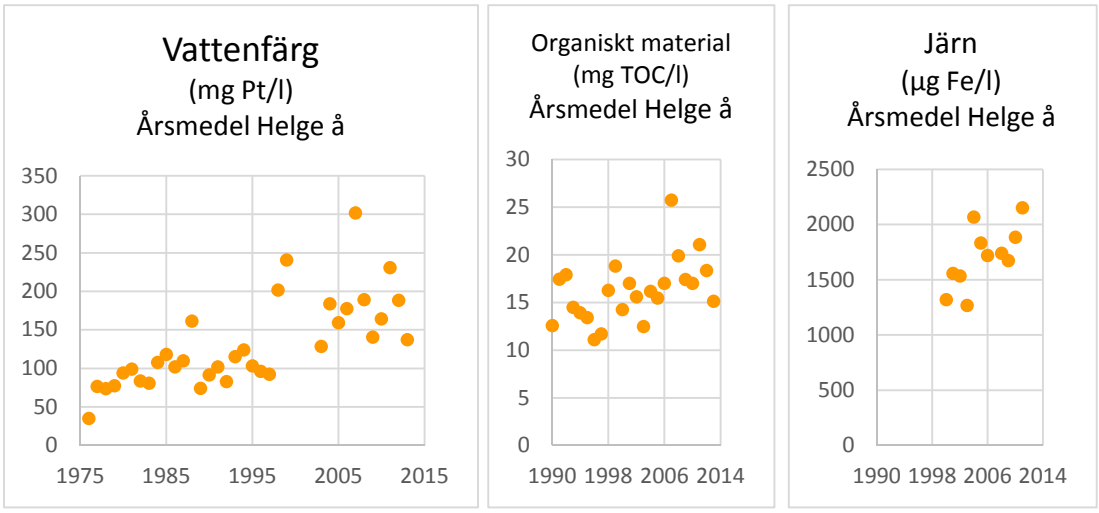
4.3.4 Brunifiering i Hanöbukten

I likhet med många andra vattendrag i norra hemisfären (Löfgren m.fl. 2003; Evans m.fl. 2005; Monteith m.fl. 2007; Weyhenmeyer m.fl. 2009) har vattnet i Helge å blivit brunare de senaste decennierna. Helge ås vatten[2] har klassificerats som *starkt färgat*[3] de senaste femton åren och sedan 1970 talet har färgen på vattnet blivit starkare med ungefär 200 % (Figur 8a). Denna så kallade brunifiering av vattnet orsakas framförallt av ökade halter

[2] Här åsyftas vatten som är provtaget på en station nedströms Hammarsjön (station 31) vilket är strax innan Helge å rinner ut i Hanöbukten. Provtagningen sker inom den samordnade recipientkontrollen Helge ås vattendrag.

[3] Data hämtat från datavärd – SLU – och bedömt efter Naturvårdsverkets gamla bedömningsgrunder för Sjöar och Vattendrag, Rapport 4913, 1999. Gränsen för klassen *starkt färgat vatten* går vid 100 mg Pt/l.

humusämnen. Humusämnen är i Helge å det dominerande lösta organiska materialet i vattnet. Detta har som följd att Helge å för med sig stora mängder organiskt material (som ofta estimeras efter totalt organiskt kol; TOC) till västra Hanöbukten – vilket också har ökat de senaste decennierna (dock inte lika kraftigt som vattenfärgen; Figur 8). Halterna av TOC i vattnet har sedan 1990-talet legat på höga eller mycket höga halter[4] (Figur 8b). Under de senaste tre åren har sammanlagt ungefär 14 000, 21 000 och 29 000 ton TOC transporterats ut i bukten för respektive år 2013, 2012 och 2011 (Hilding 2012, 2013 och 2014). De ökade färgtalen kan också bero på halten järn i vattnet (Kritzberg och Ekström 2012) och som Figur 8c visar har mängden järn ökat mycket kraftigt.



a) Vattenfärg från 1976 till 2013.

b) Totalt organiskt kol från 1990 till 2013.

c) Järnhalter från 2000 till 2011.

***Figur 8**. Data hämtat från samordnad recipientkontroll av Helge ås vattendrag (SLU står som datavärd) och närmsta stationen vid utloppet (station 31 – "Helge å nedströms Hammarsjön").*

Orsaken till den ökade brunifiering brukar tillskrivas ett minskat surt nedfall och klimatförändringar, med kortare tid av frusen mark och ökad nederbörd (Evans 2005; Monteith m.fl. 2007; Delpla m.fl. 2009). Vattenfärgen i Helge å har kopplats till vattenföringen men inte markavrinningen (Lst i Skåne län PM 2012-03-06) och ofta är relationerna mellan nederbörd och vattenfärg komplext och lokalberoende (Löfgren m.fl. 2003). Mark läcker humusämnen naturligt till ytvatten då biologiskt material bryts ned. Beroende på hur marken i avrinningsområdet är beskaffad och brukas läcker olika stora

[4] Enligt Naturvårdsverkets gamla bedömningsgrunder (Rapport 4913) ligger gränsen till mycket höga halter på över 16 mg C/l och höga halter över 12 mg C/l. Endast två år (1996 och 1997) har dessa värden varit lägre sedan 1990 på station 31 nedströms Hammarsjön (stationen närmast utloppet inom recipientkontrollprogrammet),

mängder humusämnen ut i vattendragen – t.ex. avger sank- och våtmarker mycket organiskt material. Norr om Osby är andelen sankmarker som störst och troligtvis kommer mycket av humusämnena härifrån (Havs- och vattenmyndigheten 2013a).

Genom ökad brunifiering ökar också tillförseln av andra ämnen till Hanöbukten som är kopplade till humusämnena (t.ex. metaller och fosfor). Detta skulle kunna ge upphov till ökad tillväxt av växtplankton (Hansson m.fl. 2009). Ändrade ljusförhållanden som resultat av brunifieringen kan påverka många organismer, från växtplankton till fisk. T.ex. skulle ändrade ljusförhållanden, i kombination med varmare vatten (p.g.a. klimatförändringar), kunna leda till en mismatch mellan primär- och sekundärproduktion eftersom temperaturstyrda processer kan förskjutas tidigare på våren medan ljusstyrda processer skulle kunna flyttas till senare (vattenfärgen i Helge å är starkast under vintern och våren [Lst i Skåne län PM 2012-03-06]). Denna mismatch skulle kunna ske mellan vårblomningen av växtplankton och betande djurplankton, vilka i sin tur är en helt avgörande föda för fiskyngel (Hansson m.fl. 2009). Det har också spekuleras i att höga halter järn i vattnet kan påverkar fiskars gälar (Kritzberg och Ekström 2012).

Enligt Hanöbuktsutredningen (som använt sig av HIROMB-modellering) har Helge ås brunifieringen förmodligen lokala effekter i Hanöbukten (Havs- och vattenmyndigheten 2013a). Påverkningens magnitud beror troligen på hur vindar och vattenströmmar sprider ut det brunifierade vattnet i bukten. Det humösa vattnet från ån är sötare än havsvattnet och därmed också lättare vilket gör att det lägger sig på ytan. Ytvattnets spridning påverkas om vindarna är starka. Enligt utredningen så ger starka ostliga vindar upphov till att ytvattnet trycks in mot kusten och söder ut. Då kan brunt sötvatten ansamlas nära kusten och söderut ca 20-25 km från Helge ås mynning. Frånsett vid starkt ostliga vindar (sydvästliga vindar är vanligast) medför övriga vindriktningar och styrkor tillsammans med Ekmantransporten att det söta och bruna vattnet sprider sig – och späds ut i bukten.

Fler utförliga studier behövs för att vidare utröna brunifieringens effekter på Hanöbuktens ekosystem.

4.4 Ekosystemtjänster

Fungerande marina ekosystem ger ”varor och tjänster” genom naturliga processer som människan ofta är helt beroende av – så kallade ekosystemtjänster – och som vi ofta tar för givet att naturen ska erbjuda oss. Fisken vi äter, vattnet vi badar i och sedimenten som bryter ner våra miljögifter är exempel på ekosystemtjänster. Ordet ekosystemtjänster visar att dessa tjänster är beroende av samspelet i hela ekosystemet och inte bara solitära delar. För att ge ett illustrativt exempel: För att torsken ska kunna utgöra en viktig födokälla för människor, är vi beroende av att näringsämnen tas upp av växtplankton som utgör föda för djurplankton, som i sin tur utgör föda för torskyngel och sillfiskar som i sin tur är föda för vuxen torsk. Dock får inte för mycket näring nå havet från land eftersom det kan leda till att bottnarna och bottenvattnet får syrebrist vilket gör att torskens ägg dör, eller att ålgräsängarna som ynglen kan gömma sig i blir utkonkurrerade av mer snabbväxande alger och växtplankton. För att inte för mycket näring ska nå havet från land kan t.ex. våtmarker fånga upp näringsämnen som har urlakats från jordar och förs med av rinnande vatten. Vidare hjälper miljön till med att bryta ner miljögifter så att inte torsken blir otjänlig som föda.

I FN:s millennierapport om att värdera ekosystem (The Millennium Ecosystem Assessment) har ekosystemtjänster delats in i olika typer av ekosystemtjänster (Alcamo m.fl. 2003). I tabellen nedan listas sådana tjänster som havet i västra Hanöbukten troligen kan erbjuda baserat på denna uppdelning (Tabell 1).

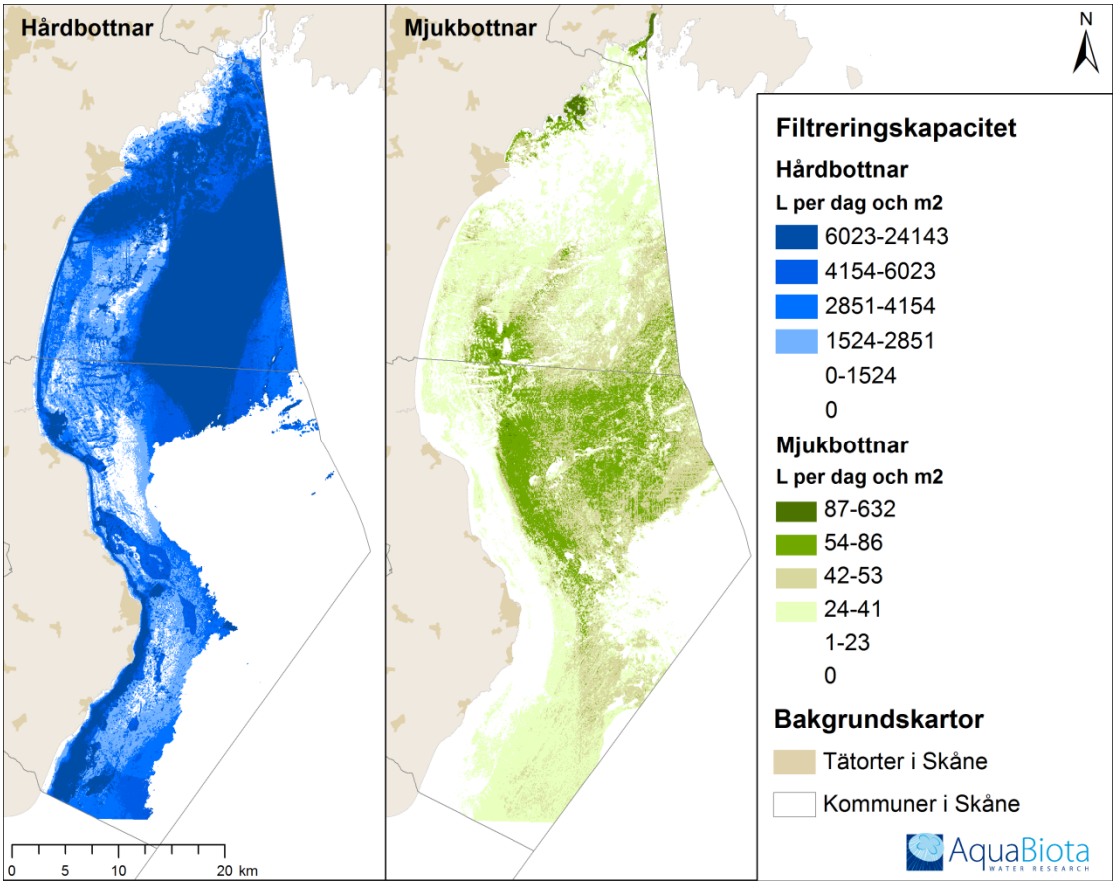
Tabell 1. *Indelning av ekosystemtjänster med exempel på ekosystemtjänster som havet i västra Hanöbukten tillhandahåller eller kanske tillhandahåller i kursivt.*

Kategori	Ekosystemtjänst	Exempel
Försörjande	Tillhandahållande av livsmedel	Fisk, alger, viltfågel, och rom.
	Tillhandahållande av råvaror	Alger, vass och snäckor. T.ex. kan alger användas för gödsling av åkrar.
	Tillgängliggörande av energi	Bioenergi. T.ex. alger som kan användas för att producera biogas.
	Tillhandahållande av resurser för läkemedels-, kemi- och bioteknologiindustrin.	För framställning av medicin, bioteknik, kosmetika.
	Utsmyckningar	Snäckor och drivved.
	Tillhandahållande av genetiska resurser	Arvsanlag.
Reglerande	Luft- och klimatreglering	Upptag av koldioxid och kväve och produktion av syre.
	Kvarhållande av sediment	Vegetation som binder sediment och motverkar risken för erosion.
	Reglering av övergödning	Överskott av kväve och fosfor som omsätts av organismer, inte minst musslor.
	Biologisk reglering	En organism reglerar överflödet av en annan och upprätthåller balansen mellan olika arter. En art kan också skapa förutsättningar för en annan, t.ex. genom att beta rent på hårda bottnar och därmed skapa förutsättningar för blåstång att fästa mot stenen.
	Reglering av giftiga ämnen	Miljöfarliga ämnen kan brytas ner eller lagras i sediment. Genom inlagring i sediment omsätts temporärt inte miljögifter längre i ekosystemet.
Kulturella	Tillgängliggörande av rekreationsvärden	Turism, bad, båtsport, sportfiske och fågelskådning.
	Upprätthållande av estetiska värden	Skönhetsupplevelser, tystnad och klart vatten.
	Vetenskaps- och utbildningsunderlag	Miljöstudier för alla åldrar, forskningsmaterial, underlag för museer och akvarier.
	Upprätthållande av kulturarv	Landskap av kulturella värden.
	Upprätthållande av miljöer som ger inspiration	Inspirationskälla för konst, litteratur, musik, film och reklam.
	Upprätthållande av naturarv	*Naturmiljöer som visas etisk omsorg från förfäder till kommande generationer.*
Stödjande	Upprätthållande av biogeokemiska kretslopp	Omsättningen av näringsämnen (kväve och fosfor), kol och syre, inklusive vattenomsättningen.
	Primärproduktion	Produktion av växtplankton och alger utifrån solljus och näringsämnen (fotosyntesen) som är grunden för allt liv.
	Upprätthållande av näringsvävens dynamik	Uppbyggnaden av näringskedjan från det att växtplankton bildas till att döda djur och växter bryts ner.
	Upprätthållande av biologisk mångfald	Variationen av växter, djur och andra organismer på alla nivåer.
	Upprätthållande av livsmiljöer	Alla arters olika livsmiljö som är förutsättningar för att en art ska utvecklas och fortleva, t.ex. sjögräsängar som fiskyngel kan gömma sig i.
	Upprätthållande av ekosystemets resiliens	Förmågan att klara förändringar, ekosystemens motståndskraft och möjligheter att återhämta sig.

I västra Hanöbukten har flertalet ekosystemtjänster som Hanöbukten tillhandahåller effekter på näringsliv, sysselsättning, försörjning, inkomster, turism och de boende i området. Ett exempel som behandlas i denna rapport är t.ex. försörjande ekosystemtjänster som bistår den intensiva fiskeindustrin i området (avsnitt 4.9). Västra Hanöbukten bistår även med många livsmiljöer (stödjande ekosystemtjänster) för olika arter i det marina ekosystemet, som t.ex. sjögräsängarna i norra delar av området (avsnitt 4.5.1) och de viktiga övervintringsområdena för alfågel utsjön (avsnitt 4.5.4). Området

bidrar även med kulturella ekosystemtjänster bl.a. i form av vida sandstränder som uppskattas av boende och turister (avsnitt 4.7).

Ett exempel på en reglerande ekosystemtjänst som beskrivits rumsligt i Hanöbukten är filtrering av havsvattnet utförd utav bottenlevande organismer. I Figur 9 visas filtreringskapaciteten på hårda respektive mjuka bottnar, framtagen via modellering inom MARMONI-projektet. Filtreringskapaciteten är intressant i relation till problemet med brunifieringen av Helge å. Utan dessa filtrerande djup skulle problemet sannolikt vara större.



Figur 9. *Modellerad filtreringskapacitet för bottenfauna på hårdbottnar respektive mjukbottnar uttryckt i L per dag och m², framtaget inom MARMONI-projektet (Wijkmark m.fl. 2015).*

I Hanöbuktsutredningen (Havs- och vattenmyndigheten 2013a) gjordes grova skattningar av hur stora de förlorade intäkterna skulle bli vid en årlig reduktion på 10-15 % av fiske (förädlingsvärde, arbetstillfällen och andra mervärdes effekter är inte medräknade) och turism (i inre Hanöbukten) och kom fram till 1,8 - 3,2 MSEK för torsk, 0,16 - 0,32 MSEK för Ål och 50 - 70 MSEK för turismen. Dessa skattningar har gjorts både efter rapporter från Hanöbukten samt från områden utanför Hanöbukten (för mer information se Havs- och vattenmyndigheten 2013a).

Det är dock av stor vikt att understryka att dessa skattningar är svåra att göra. Värdet av ”försörjande” ekosystemtjänster, såsom livsmedel, går att skatta utifrån deras produkters marknadsvärde. Det är dock inte hela det verkliga värdet då det endast inkluderar det

kommersiella värdet av varan. T.ex. är mervärdet av kustfiske en levande kust och skärgård och inte bara inkomsten till fiskarna.

Det är dock ännu svårare att skatta värdet av reglerande och stödjande ekosystemtjänster eller deras produkter/effekter då de inte säljs kommersiellt och ofta har en oklar och mycket komplex men likväl essentiell betydelse för övriga ekosystemtjänster. Kulturella ekosystemtjänster är lättare att värdera eftersom det ofta går att skatta människors betalningsvilja för tjänsterna. De har ofta indirekta prispåverkan på turism- och bostadsmarknaden som går att beräkna. Bostäder vid en vik med klart vatten har t.ex. relativt sett högre värde än bostäder vid en övergödd och brunifierad vik.

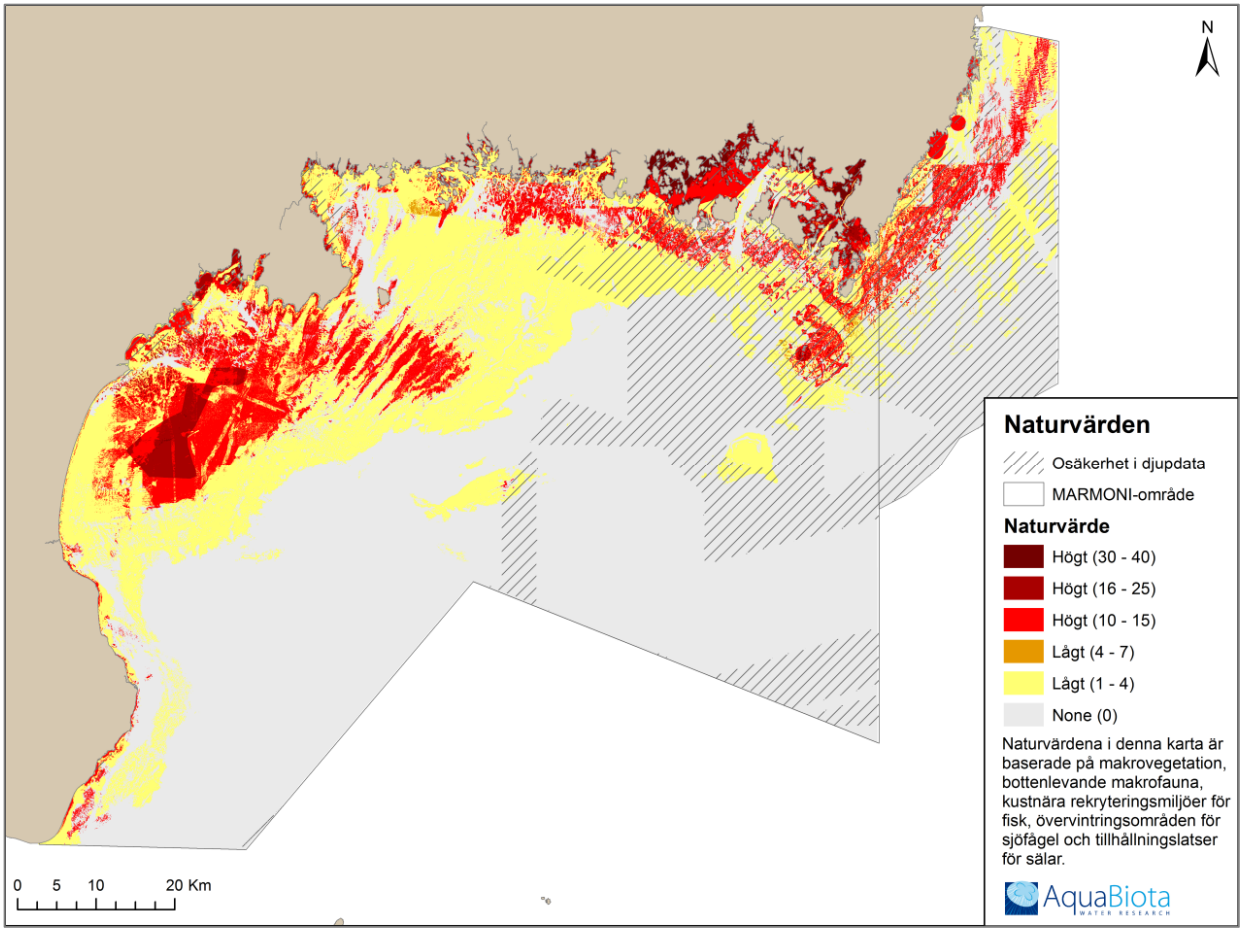
För det flesta ekosystemtjänster är det ett icke-linjärt förhållande mellan tillgång på tjänsten och värdet. Ett annat problem vid värdeskattning av en ekosystemtjänst är att ekosystemets jämvikt kan tippa över oåterkalleligt så att tjänsten försvinner vilket skulle innebära en stor samhällskostnad (Havs- och vattenmyndigheten 2013a).



Strand i Skåne. Fotograf: Nicklas Wijkmark

4.5 Naturvärden

I MARMONI-projektet utfördes en naturvärdesbedömning i Blekinge och Skåne län (Fyhr m.fl. 2015). I denna bedömning pekades den nordligaste delen av västra Hanöbukten ut som ett av de viktigare områdena i Hanöbukten med hänsyn till marina naturvärden (Figur 10). Där finns viktiga områden för både mjuk- och hårdbottensvegetation, bottenlevande djur, fiskyngel samt havsfåglar.



Figur 10. *Naturvärdeskarta framtagen inom MARMONI-projektet (Fyhr m.fl. 2015).*

För att beskriva vilka naturvärden som finns tillgängliga och som är intressanta för områdesskydd samt kust- och havsplaneringen är det nödvändigt att definiera begreppet naturvärde. Biodiversitetkonventionen[5] har antagit ett antal vetenskapliga kriterier för att identifiera ekologiskt eller biologiskt viktiga havsområden vilka bör tas hänsyn till vid utformandet av skyddade havsområden (CBD 2008). Kriterierna är i huvudsak framtagna med utsjöområden och djuphavsmiljöer i åtanke, men är till stor del desamma som rekommenderas inom andra konventioner och organisationer både internationellt

[5] UN Convention of Biological Diversity (CBD) www.cbd.int

(exempelvis OSPAR:s konvention om marint områdesskydd; OSPAR 2008) och nationellt (exempelvis Naturvårdsverkets riktlinjer; Naturvårdsverket 2007). Detta visar att det finns en allmän samsyn om vad som utgör värdefulla marina miljöer.

Biodiversitetkonventionens vetenskapliga kriterier för att identifiera ekologiskt eller biologiskt viktiga havsområden i behov av skydd (CBD 2008):

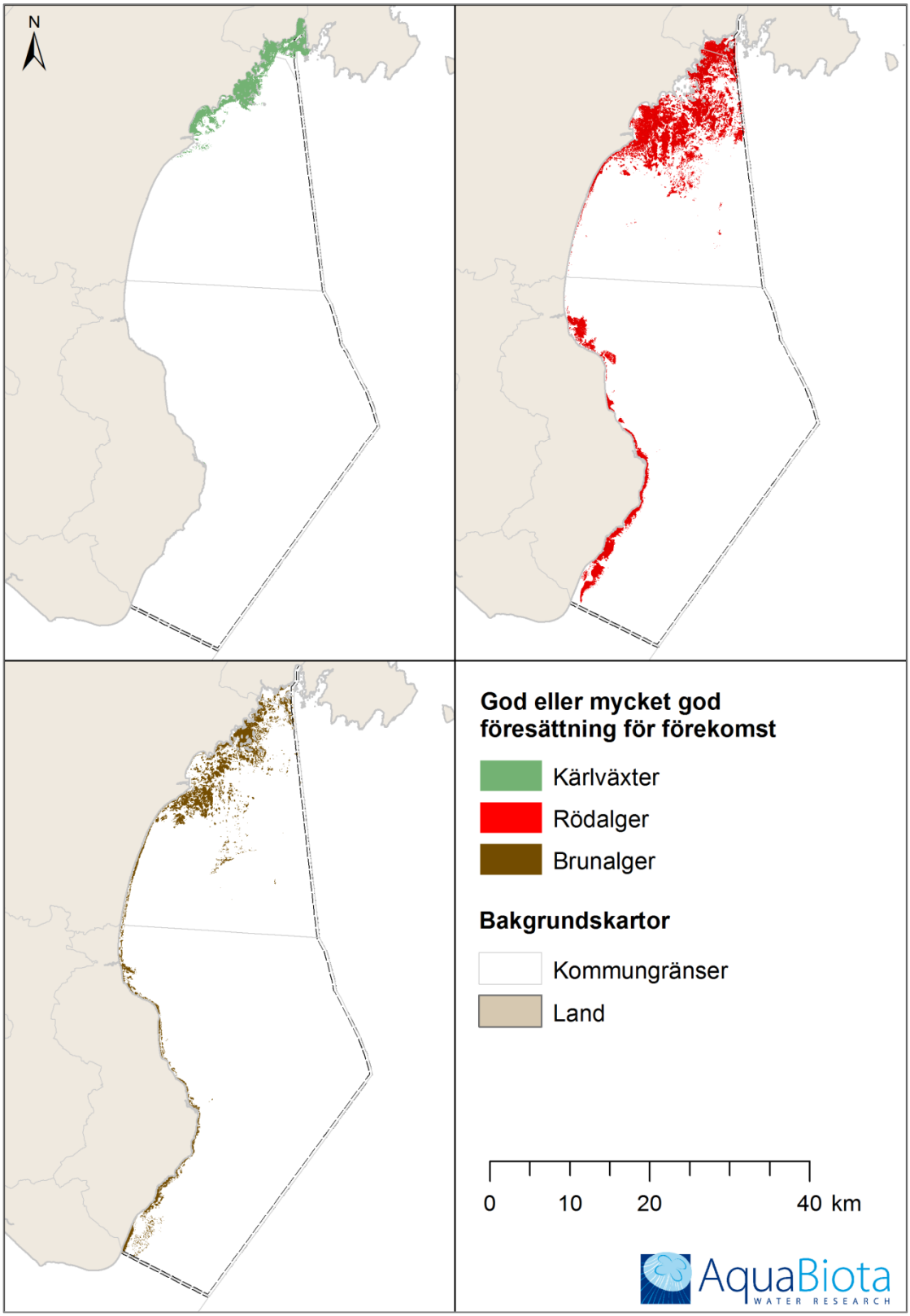
- Unikhet/raritet
- Speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier för arter
- Betydelse för hotade/minskande arter eller habitat (biotoper)
- Sårbarhet, känslighet, långsam återhämtning
- Biologisk produktivitet
- Biologisk diversitet
- Naturlighet

Nedan beskrivs identifierade naturvärden i västra Hanöbukten uppdelat på organismgrupper. Växt- och djurplankton tas inte upp i denna rapport men kan fortfarande vara av intresse för havsplaneringen. Eventuella skyddsåtgärder för dessa inkluderar normalt andra skyddsformer än rumsligt områdesskydd, som t.ex. begränsning av näringsläckage.

4.5.1 Bottenvegetation

Vegetationen är havets primärproducenter som med hjälp av solljus omvandlar koldioxid och vatten till energi i form av kolhydrater. I denna process bildas även syre. Detta är hela grunden till ekosystemet. Eftersom kolet binds i växterna är de också en viktig kolsänka, dvs. en växande kolreservoar. Undervattensväxter spelar också en viktig roll i den globala näringscykeln eftersom de binder näringsämnen och därmed förbättrar vattenkvaliteten. Den vegetation som växer med rötter i mjuka sediment binder dessa och förhindrar erosion. Vidare bildar stora undervattensväxter viktiga livsmiljöer för många andra arter och organismgrupper. Kräftdjur, insekter, blötdjur och fiskar etc. utnyttjar vegetationen för t.ex. boplats, mat och reproduktion. Det finns studier som visar att artrikedomen och tätheten av djur är betydligt högre vid hög och tät vegetation än i låg eller gles vegetation (Orth m.fl. 1984; Diehl och Kornijóv 1998; Hemminga och Duarte 2000).

Majoriteten av den bottenfasta undervattensvegetationen i västra Hanöbukten finns på grunda, heterogena bottnar med en majoritet av hårda bottensubstrat, främst norr om Åhus. Där finns flera arter av kärlväxter och andra grönalger, brunalger samt rödalger (Figur 11; Wijkmark m.fl. 2015; Svensson 2014). I MARMONI-projektet hittades bottenfast vegetation ner till ca 30 m djup i västra Hanöbukten.



Figur 11. *Områden där förutsättning för förekomst är hög för kärlväxter, rödalger och brunalger i västra Hanöbukten. Kartorna bygger på prediktioner av som gjorts inom MARMONI-projektet (Wijkmark m.fl. 2015). "Kärlväxter" är baserat på prediktioner av 25 % täckningsgrad av borstnate (Stuckenia pectinata), 10 % täckningsgrad av ålgräs (Zostera marina) samt förekomst av natingar (Ruppia spp.), särvar (Zanichellia spp.), axslinga (Myriophyllum spicatum) och hornsärv (Ceratophyllum demersum). "Rödalger" är baserat på prediktioner av förekomst av*

argrupperna perenna rödalger och filamentösa rödalger. "Brunalger" är baserat på prediktioner av förekomst av blåstång (Fucus vesiculosus), sågtång (Fucus serratus), sudare (Chorda filum) samt molnslick (Ectocarpus siliculosus) och trådslick (Pylaiella littoralis).

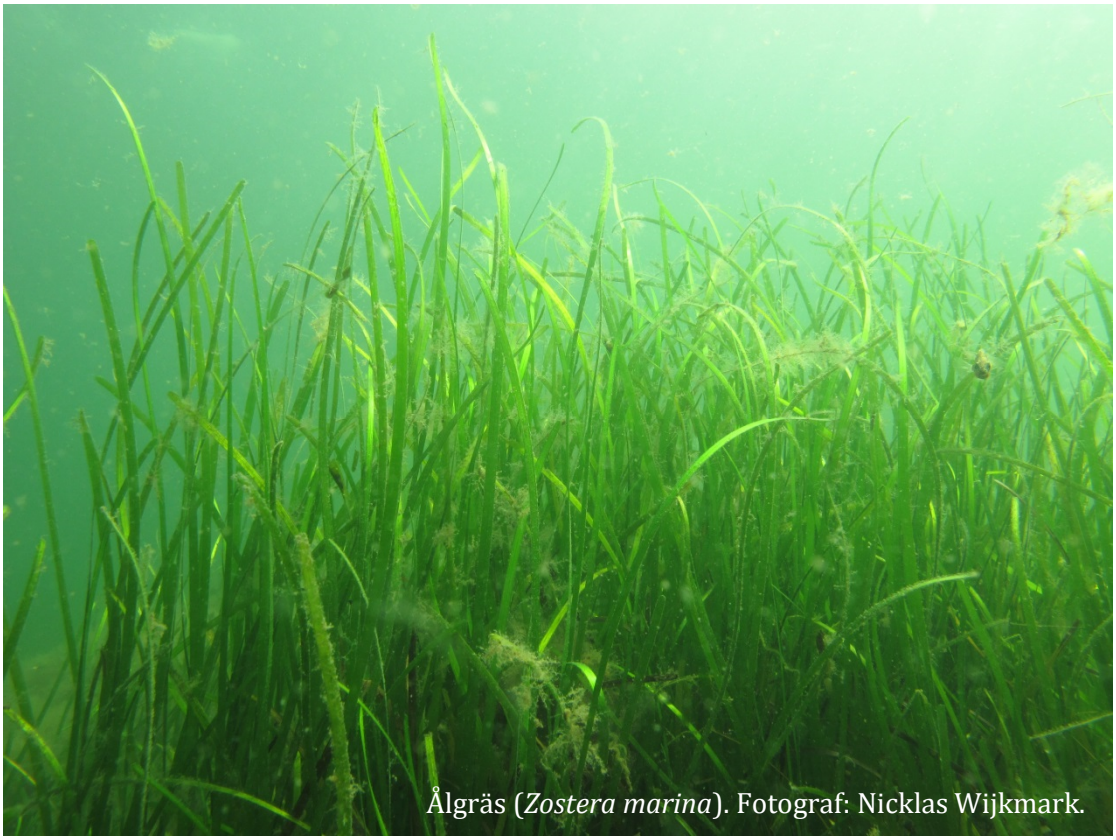
Inom MARMONI-projektet gjordes en naturvärdesidentifiering och bedömning enligt följande. Fältdata insamlad med dropvideo och bottenhugg användes för att identifiera biotoper enligt HELCOM:s klassificeringssystem för undervattensbiotoper och habitat (HUB), vilka sedan i projektet bedömdes baserat på CBD-kriterierna; raritet/unikhet, hotade/minskande arter eller biotoper, biologisk diversitet och ekologisk funktion. Begreppet biotop inom HUB-systemet avgörs av den dominerande arten/artgruppen med en lägre gräns på 10 % av biomassan. Det innebär att det inte enskilt är arterna som bedöms, utan platserna där de förekommer som dominerande. Naturvärdesbedömningen av biotoperna kan dock även indikera något om värdet av de enskilda arterna. Se Fyhr m.fl. (2015) och HELCOM (2013) för utförligare beskrivning.

De vegetationsbiotoper som gavs höga naturvärden i MARMONI-projektets bedömning och förekommer i västra Hanöbukten var de som dominerades av ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) och/eller borstnate (*Stuckenia pectinata*); ålgräs (*Zostera marina*); blåstång (*Fucus vesiculosus*) och/eller sågtång (*Fucus serratus*); samt filamentösa ettåriga alger (*Aglaothamnion* sp., *Ceramium tenuicorne, Chaetomorpha* spp., *Cladophora glomerata, Dictyosiphon foeniculaceus, Stictyosiphon tortilis, Ectocarpus, Pylaiella, Monostroma balticum, Polysiphonia fibrillosa, Ulva* spp.) Även biotoperna som domineras av axslinga (*Myriophyllum spicatum*); kransalger (Charophyceae, *Chara spp.*, *Tolypella nidifica*); samt sudare (*Chorda filum*) och/eller gullsudare (*Halosiphon tomentosus*) gavs ett högt naturvärde i studien. Dessa arter förekommer i fältdata och modellerade kartor i västra Hanöbukten men inte som biotop, dvs. de dominerar inte på någon av de inventerade platserna.

Biotoperna som dominerades av ålnate, borstnate, ålgräs, axslinga, kransalger och tång tilldelades högt naturvärde för kriteriet ekologisk funktion, på grund av att de med sin struktur skapar ett viktigt habitat för många andra organismer, t.ex. fisk. När dessa arter växer på mjuka substrat hjälper de även till att binda dessa och på så sätt minska risken för erosion. Biotoperna som dominerades av axslinga och kransalger tilldelades även höga naturvärden p.g.a. kriterierna raritet/unikhet, då de förekom på få platser i Hanöbukten. Dessa biotoper förekommer inte i västra Hanöbukten, men det gör däremot axslinga och kransalger i låga täckningsgrader. Vid en jämförelse (Svensson 2014) visades att ålgräs, andra kärlväxter samt blås- och sågtång har minskat i utbredning jämfört med undersökningar från 1980 och 1990-talet. Mellan åren 2004 och 2014 hade ålgräsets djuputbredning minskat med upp 10 % på fyra av de fem lokaler i Kristianstads kommun som jämfördes. Detta indikerar att arten lokalt kan vara hotad och därmed uppfylla ytterligare naturvärdeskriterier.

Blåstången i Hanöbukten hade en kraftig nedgång under 1990-talet och har återhämtat sig långsamt sedan dess (Havs- och vattenmyndigheten 2013a), vilket eventuellt gör att den även lokalt uppfyller kriteriet ”sårbarhet, känslighet, långsam återhämtning” (ett kriterium som inte ingick i MARMONI:s bedömning).

Biotopen som domineras av sudare och/eller gullsudare var även den sällsynt i Hanöbukten och tilldelades även högt naturvärde p.g.a. kriterierna raritet/unikhet i MARMONI-projektets naturvärdesbedömning. Biotopen förekommer inte alls i västra Hanöbukten, men arterna gör det. Gullsudare har dock enbart dokumenterats på en station utanför Stenshuvud nationalpark söder om Kivik.



Ålgräs (*Zostera marina*). Fotograf: Nicklas Wijkmark.

Fintrådiga alger kan i olika sammanhang ses både som en tillgång och ett problem. De bidrar precis som andra alger till högre diversitet, primärproduktion, kolreservoar, reglering av näringscykeln samt som livsmiljö och föda för många andra arter och organismgrupper. På högexponerade hårdbottnar i västra Hanöbukten tillhör, i huvudsak fintrådiga, rödalger den dominerande vegetationsgruppen. Det händer att stora sjok av dessa arter lossnar från bottnen och driver in mot land där de kan orsaka lokal syrebrist (Heikkilä och Mattila 2000). Detta uppfattas som ett stundtals stort problem i västra Hanöbukten, bl.a. i Tosteberga (muntlig källa Lena Svensson[6]; Länsstyrelsen i Skånes län[7]).

[6] Lena Svensson, Marinekolog, Biosfärenheten Vattenriket, Kristianstads kommun. Skype-möte 2015-07-07

[7] http://www.lansstyrelsen.se/skane/sv/miljo-och-klimat/tillstandet-i-miljon/kust-och-hav/hanobukten/Pages/default.aspx, besökt 2015-09-24.

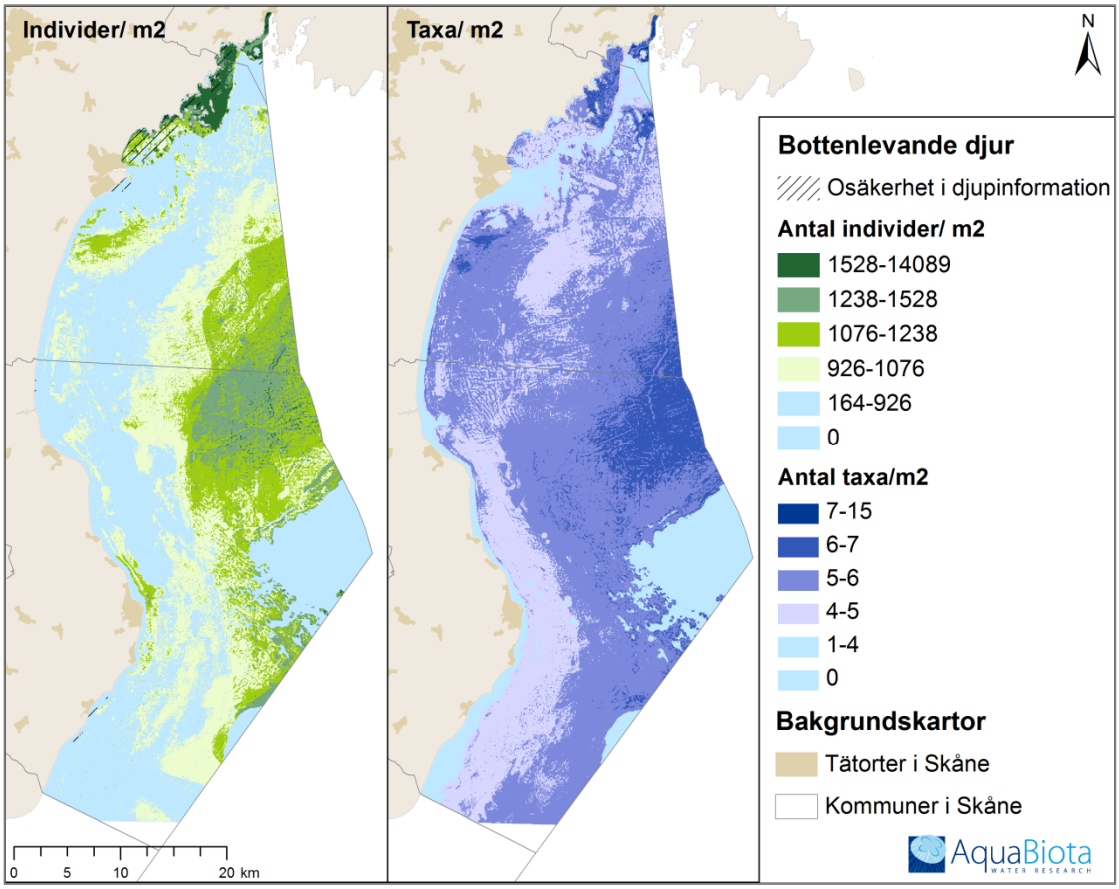
Vid övergödning i kustnära miljöer utgör fintrådiga alger ofta en belastning för andra stora alger när de växter som påväxt på dessa och skuggar ut dem. Där kan de bilda fintrådiga algmattor som kväver grunda kustområden (Moksnes 2010; Havsmiljöinstitutet 2011). Det finns studier som ger stöd för att en förlust av stora rovfiskar gynnat förekomsten av fintrådiga alger genom en trofisk kedjereaktion (Moksnes 2010; Havsmiljöinstitutet 2011). Svensson (2014) angav att utbredningen av fintrådiga röd- och brunalger som täckte bottnen från ca 4 meters djup i stora delar av inventerade områden kan vara en trolig orsak till den minskade utbredningen av ålgräs, andra kärlväxter samt blås- och sågtång som noterats.

I MARMONI-projektets naturvärdesbedömning gavs de ettåriga algerna höga naturvärden p.g.a. kriterierna raritet/unikhet samt biologisk diversitet (snittantal vegetationsarter). Fyhr m.fl. (2015) misstänkte dock att detta resultat till stor del beror på effekter av utformningen av HELCOM HUB klassificeringssystemet samt säsong (tidpunkt för inventeringen) och därför eventuellt bör nedprioriteras i kommunernas kust- och havsplanering.

4.5.2 Bottenlevande djur

Djur som lever på havets bottnar, som musslor, maskar, kräftdjur och ormstjärnor, är viktiga komponenter i ekosystemet. De sköter mycket av och snabbar på nedbrytningen av växter och andra djur när de äter samt rör om i och syresätter mjuka sediment. När organiskt material bryts ned frigörs näringsämnen till vattnet, vilket ökar tillväxten av alger och växtplankton. Filtrerande musslor utgör en viktig koppling mellan bottnarna och den fria vattenmassan när de bidrar med ökad transport av organiskt material från vattnet till bottnen. Maskar och kräftdjur som lever nedgrävda i botten syresätter bottensedimentet genom att pumpa vatten genom sina gångar. Bottendjuren är också viktig föda för t.ex. fiskar (Norling 2007) och dykande fåglar.

Modelleringsresultat från MARMONI-projektet visar att den största individtätheten i västra Hanöbukten finns på djupa mjukbottnar i utsjön samt grunda hårdbottnar i Kristianstads och Bromölla kommuner. Dessa är även de områden där biodiversiteten med avseende på olika taxa är som högst (Figur 12). De grunda sandbottnarna i inre Hanöbukten är däremot artfattiga med låg individtäthet och biomassa av bottendjur. Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2013a) beror detta både på brist av lämpligt substrat och på den ständiga omlagringen av sand vilket försvårar etableringen för många arter (Havs- och vattenmyndigheten 2013a).

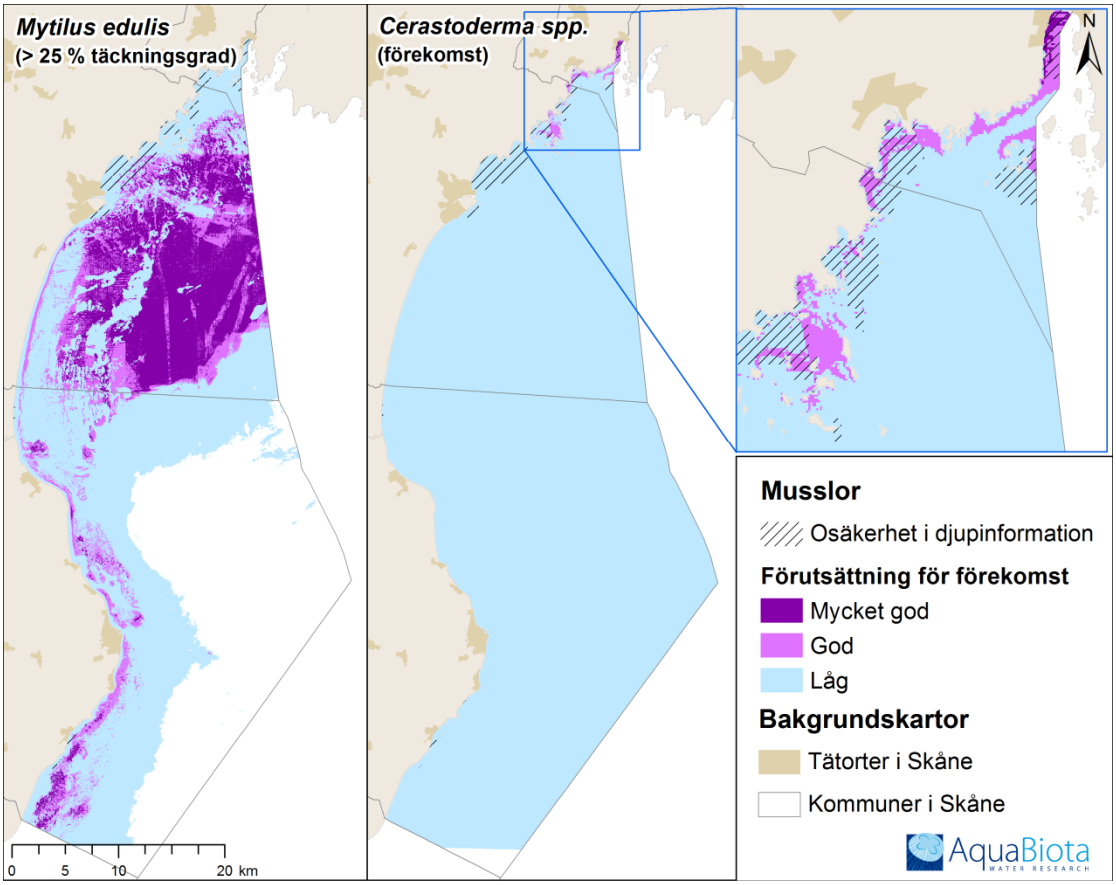


Figur 12. *Predikterad abundans av totalt antal individer/m² för alla arter respektive antal taxa/m², baserad på inventeringsdata från bottenhugg samt taxa/m² (vissa arter bestämdes till artnivå i fält medan andra bestämdes till en högre taxonomisk nivå). Kartorna bygger på prediktioner av som gjorts inom MARMONI-projektet (Wijkmark m.fl. 2015).*

Bottendjursbiotoper identifierades och naturvärdesbedömdes inom MARMONI-projektet på samma sätt som bottenvegetationen. Bland bottendjursbiotoperna som identifierats i västra Hanöbukten var det enbart blåmusslan som gavs höga naturvärden i projektets bedömning. Blåmusslan är det dominerande bottendjuret på hårdbottnar i Hanöbukten och gavs ett högt naturvärde för kriteriet ekologisk funktion eftersom de anses vara oersättliga. Detta är delvis på grund av att de har en betydligt högre filtreringskapacitet än djur i övriga biotoper i delområdet och delvis för att de utgör en viktig föda för andra organismgrupper (Fyhr m.fl. 2015). Predikterad/modellerad förutsättning för förekomst av blåmusslorna kan ses i Figur 13.

Studier av konditionen hos blåmusslor har visat att blåmusslor har en sämre viktökning under våren i Hanöbukten än i andra områden som t.ex. Gotland och Hoburgs bank (pers. kom. Kjell Larsson enligt Havs- och Vattenmyndigheten 2013a). Orsaken till detta fenomen är okänd, men kan bero på flera olika faktorer, som t.ex. växtplanktontillgång, närvaro av algmattor och vattentemperatur. Eftersom musslorna är en viktig källa för vissa dykänder (t.ex. alfågel) kan den nedsatta konditionen hos musslorna leda till en försämring i födokvalitet för musselätande dykänder. Dessutom kan musslornas fortplantning hämmas (Havs- och Vattenmyndigheten 2013a).

De sedimentlevande hjärtmusslorna *Cerastoderma* spp. gavs även de ett högt naturvärde i MARMONI-projektet, men förekom inte som biotop i västra Hanöbukten eftersom att de alltid samexisterar med andra bottenlevande djur som dominerar områdena. Dessa har dock påvisats i området både i inventeringsdata och i modelleringsresultat (Figur 13). De gavs högt naturvärde p.g.a. kriteriet diversitet.



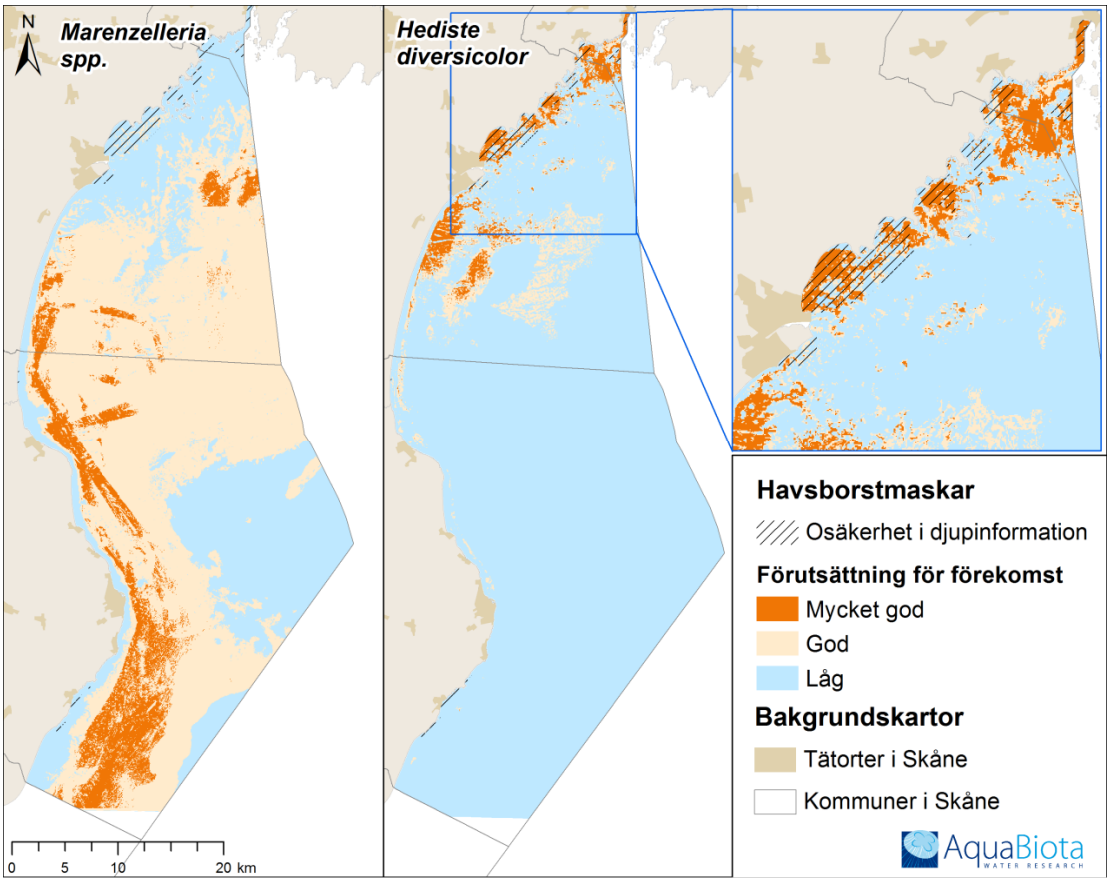
Figur 13. *Predikterad förutsättning för förekomst av musslorna ur släktet Cerastoderma samt blåmusslor (Mytilus edulis). Prediktionerna är framtagna inom MARMONI-projektet (Wijkmark m.fl. 2015).*

Enligt Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbuktens undersökning 2013 visar miljöövervakningsstationerna på högre abundanser av mjukbottenlevande djur i västra Hanöbuktens stationer än i de tjugo stationer som är med i den regionala miljöövervakningen. I en av de två stationerna i västra Hanöbukten har dock en nedåtgående trend 1990-2012 i både abundans och biomassa noterats. Sedan 2006 har dock abundans och biomassa legat på en relativt jämn nivå (Palmkvist m.fl. 2014). Ett exempel är havsborstmasken *Hediste diversicolor* som minskat signifikant i Hanöbukten sedan 1991 (Palmkvist m.fl. 2014), trots att den betraktas som föroreningstålig och trivs även i sediment som är belastade av organiskt material (Leppäkoski 1975). Det finns ännu inga förslag till förklaringar till dessa storskaliga förändringar (Andersson m.fl. 2010).

De introducerade havsborstmaskarna *Marenzelleria* spp. har, i motsats till de tidigare nämnda arterna, ökat både i Hanöbukten och i Östersjön som helhet. Ökningen av *Marenzelleria* spp. i Hanöbukten har framför allt skett under de senaste fem åren (Palmkvist m.fl. 2014). Dessa har identifierats som en av de invasiva arterna i Östersjön

som har haft störst påverkan på ekosystemet (Ojaveer och Kotta 2014). Dessa resultat är dock förknippade med stora osäkerheter. *Marenzelleria* spp. gräver mycket djupare gångar än de inhemska havsborstmaskarna, vilket syresätter en större del av sedimenten (Norkko m.fl. 2012). Det finns dock misstankar om att havsborstmaskarna även skulle kunna ta med sig gamla begravda miljögifter tillbaka upp till de översta sedimentlagren. Inom forskningsprojektet REACT[8] undersöker en forskargrupp i Umeå om *Marenzelleria* spp. kan vara orsak till ökade miljögifter som tagit sig upp genom näringsväven och drabbat havsörnar längs Västernorrlandskusten. Projektet pågår t.o.m. 2017.

Både *H. diversicolor* och *Marenzelleria* spp. har modellerats i Hanöbuktsområdet inom MARMONI-projektet (Figur 14).



Figur 14. *Predikterad förutsättning för förekomst av havsborstmaskar ur släktet Marenzelleria samt arten Hediste diversicolor. Marenzelleria spp. är främmande arter i svenska vatten. Prediktionerna är framtagna inom MARMONI-projektet (Wijkmark m.fl. 2015).*

[8] http://www.org.umu.se/react.

4.5.3 Fisk

Fisksamhällena i Östersjön är en blandning av marina arter såsom sill (*Clupea harengus*), skarpsill (*Sprattus sprattus*) och smörbultar (*Gobius* spp.), och sötvattensarter som abborre (*Perca fluviatilis*), brax (*Abramis brama*), storspigg (*Gasterosteus aculeutus*), m.fl. Ekosystemet i den fria vattenmassan i Egentliga Östersjöns utsjö består endast av ett fåtal viktiga arter där torsken är det dominerande rovdjuret på fisk, och skarpsill det viktigaste rovdjuret på djurplankton. I grunda kustområden dominerar gädda och abborre bland de större rovfiskarna (Havsmiljöinstitutet 2011).

2009 utförde Marine Monitoring på uppdrag av Länsstyrelsen i Blekinge län ett kustnära provfiske i Valjevik och Skräbeåns mynning. Flertalet arter[9] fångades och vanligast förekommande arter var mört (*Rutilus rutilus*), torsk (*Gadus morhua*), abborre, sill och skrubbskädda (*Platichtys flesus*). Fisksamhällenas diversitet uttryckt som antal arter, bedömdes som högt för havsområdet. De dominerande fiskätande arterna var abborre och torsk, medan abborre var mest förekommande inom det grundaste djupintervallet 0 – 3 m och torsk inom de två djupaste 6 – 20 m (Wikström m.fl. 2009).

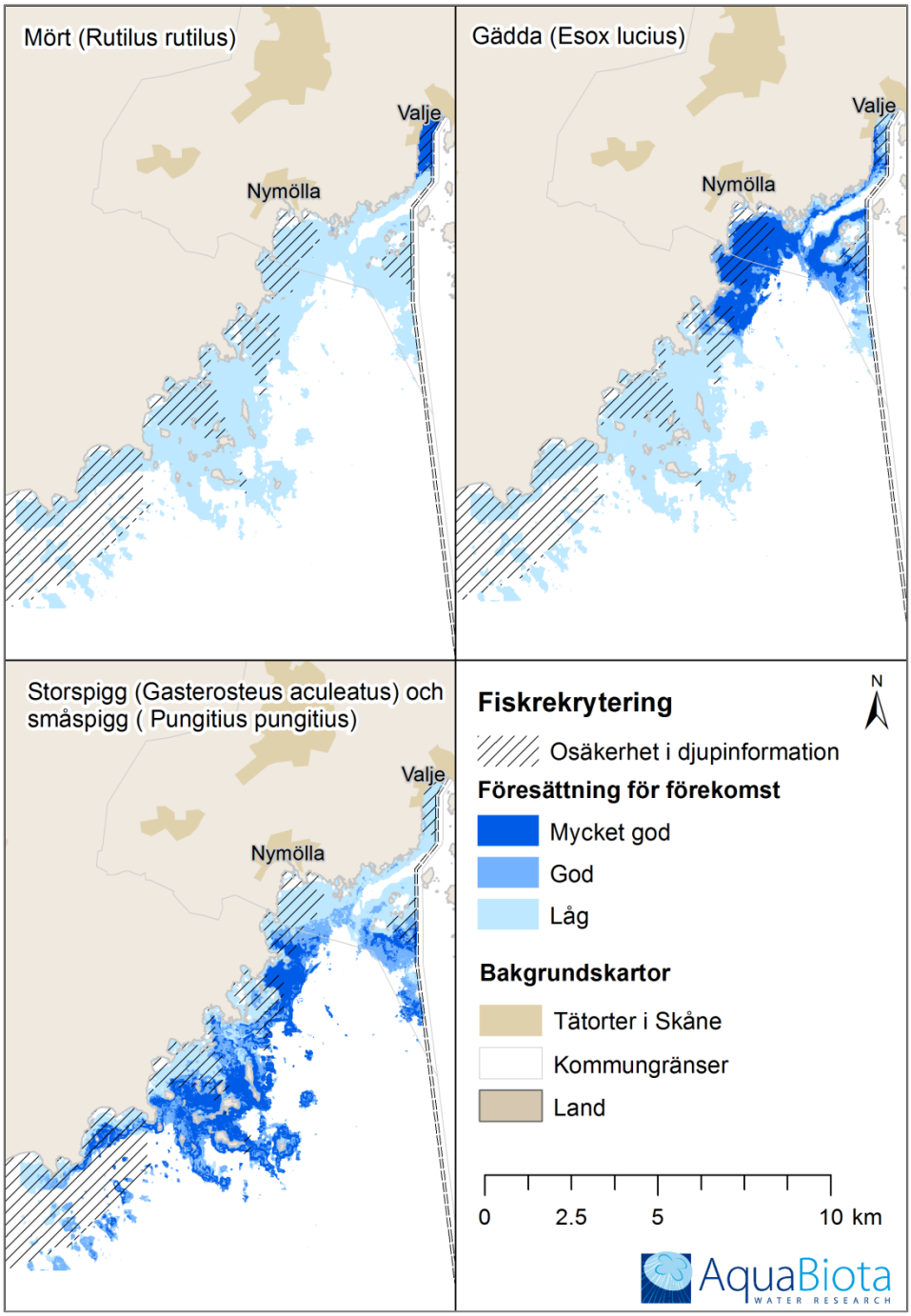
Under ett annat provfiske en bit ut från kusten i nordvästra Hanöbukten 2012 fångades totalt 15 fiskarter[10], mestadels kallvattenarter. Torsk dominerade antalet individer i fångsten, följt av rötsimpa, sill och skrubbskädda. Överlag var artsammansättningen lik kringliggande områden[11] som fiskats med Nordiska kustöversiktsnät (SLU och Länsstyrelsen i Skåne län 2012).

Alla fiskrekryteringsmiljöer har ett högt naturvärde då de är av speciell betydelse för livshistoriskt viktiga stadier för arter. De flesta fiskar har mycket specifika krav på sina lek- och uppväxtområden och är i dessa livsstadier extra känsliga för miljöförändringar. Detta gör att fiskreproduktion utgör en god indikator för livsmiljöernas status. Kustnära områden som används för fiskreproduktion kännetecknas av hög biologisk produktion och biodiversitet. Dessa områden återfinns vanligen i grunda, vår-varma, skyddade vikar med bottenvegetation.

Inom MARMONI-projektet inventerades och modellerades fiskyngel i kustnära rekryteringsmiljöer i Hanöbukten (Wijkmark m.fl. 2015). Inventeringsdata samlades in på 402 stationer, varav 30 av dessa var inom området för denna studie. Inga provtagningar gjordes dock söder om Åhus. Prediktionerna är begränsade till områden som är grundare än sex meter eftersom inventeringarna utförts på maximalt sex meters

[9] Abborre, mört, torsk, björkna, gädda, horngädda, id, oxsimpa, rötsimpa, sik, sill, skrubbskädda, svart smörbult, tobiskung och tånglake.
[10] Abborre, oxsimpa, piggvar, rötsimpa, sik, sill, skarpsill, skrubbskädda, svart smörbult, tobis, tobiskung, torsk, tånglake och öring.
[11] Möllefjorden, Karlshamn och Pukaviksbukten

djup. De arter som klarat kvalitetskraven för modelleringen och därmed blivit karterade i Hanöbukten var abborre (*Perca fluviatilis*), mört (*Rutilus rutilus*), gädda (*Esox lucius*) samt storspigg (*Gasterosteus aculeatus)* och småspigg (*Pungitius pungitius*). Dock återfanns predikterade rekryteringsmiljöer för abborre enbart inom Skåne län. Predikterad förekomst av årsyngel av mört, gädda och spigg återges i Figur 15. Vid inventeringarna inom MARMONI hittades dock även stubb, sill och skarpsill i västra Hanöbukten.



Figur 15. *Predikterad förekomst av årsyngel av mört (Rutilus rutilus), gädda (Esox lucius) och spigg. I spiggmodellen ingår arterna storspigg (Gasterosteus aculeatus) och småspigg (Pungitius pungitius).*

De senaste 30 åren har ekosystem i Östersjön genomgått stora förändringar. Under 1980-talet minskade bestånden av torsk i Östersjön med 80 procent och överfiske tros vara den huvudsakliga orsaken till detta. Emellertid har även dåliga rekryteringsförhållanden orsakade av minskad tillförsel av syre och saltrikt bottenvatten till torskens lekområden bidragit till minskningen. Många forskare anser också att kollapsen av torsk bidrog till ett så kallat regimskifte när förlusten av torsk resulterade i en trofisk kedjereaktion där beståndet av skarpsill ökade, djurplankton minskade, och växtplankton ökade. Det pelagiska ekosystemet ändrades från att ha varit ett torskdominerat system till ett system där skarpsillen kontrollerar biomassan av djurplankton. Skarpsillen anses även hämma torskens återhämtning genom att äta torskägg och konkurrera med torskens larver om mat (Havsmiljöinstitutet 2011).

Östersjöns östra torskbestånd ökade från och med 2005, p.g.a. en kraftig minskning av fisketrycket på torsk (ICES 2014a), vilket styrker att fisket varit en huvudorsak till torskens nedgång och tyder på att de bestånden som fortfarande existerar går att rädda med en restriktiv fiskeförvaltning (Havsmiljöinstitutet 2011). Trenden vände dock och beståndet har sedan 2011 återigen minskat (ICES 2014a).

Samtidigt visar Östersjötorsken på dålig kondition i form av tomma magar och betydligt lägre vikt än fisk med samma längd för några år sedan. I Hanöbukten är fisk, främst torsk, med sårskador också vanligt och detta tycks öka norrut mot Åhus och in mot land. Anledningen till dessa skador är enligt Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) svampangrepp vilket kan bero på ett försvagat immunförsvar. Fiskare misstänker att skador på fiskarnas slemskikt har orsakat detta vilket skulle kunna orsakas av fiskeredskap såsom garn eller trål. Fiskens sämre kondition kan påverka lönsamheten i torskfisket och kilopriset på torsk inte bara från Hanöbukten utan också resterande ostkusten har minskat i jämförelse med kilopriset på nationell nivå. Detta skulle möjligtvis kunna bero på minskad kvalité och/eller storlek på fångsten (Havs-och vattenmyndigheten 2013a).

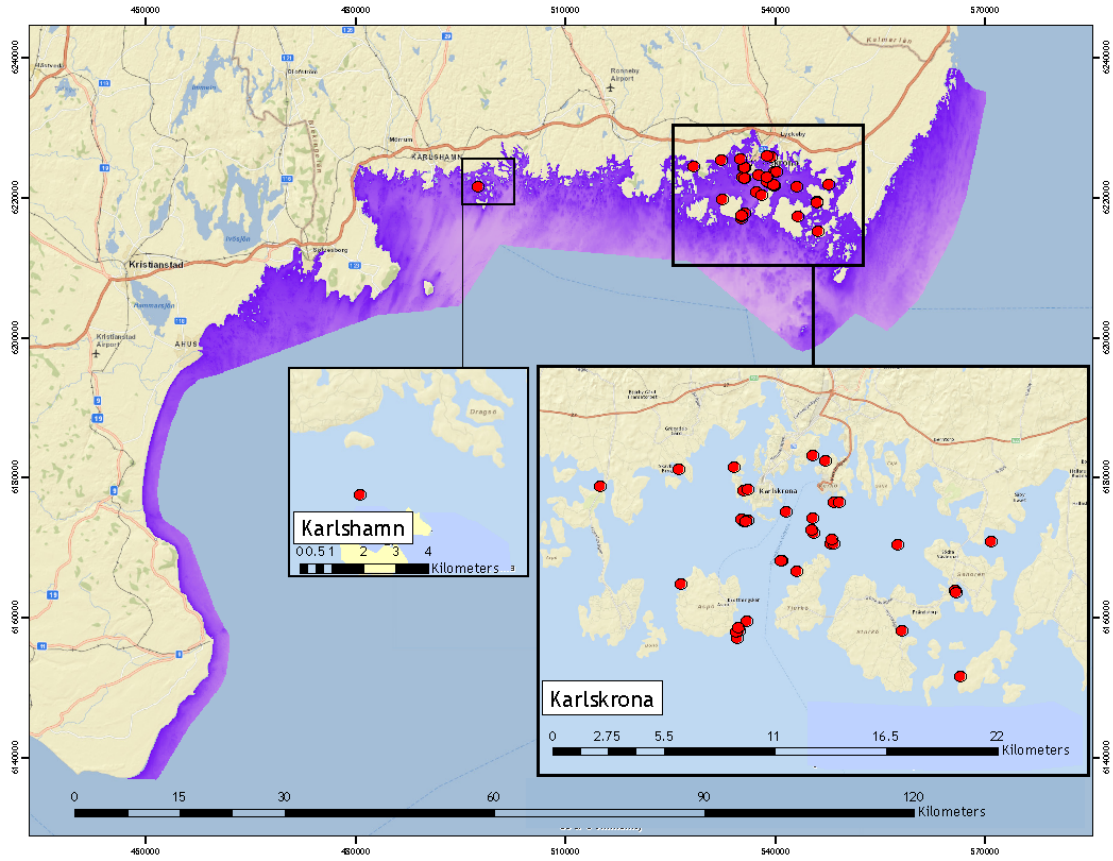
Även gädda och abborre har minskat kraftigt i flera kustområden, men för dessa arter tros inte överfiske vara en huvudförklaring. Det finns teorier om kopplingar till överfisket av torsk i utsjön och ökade bestånd av skarpsill som konkurrerar om mat med abborrens och gäddans larver längs kusten. Underlagen som stödjer detta är dock dåliga. Säkrare underlag finns som visar att storspigg har detta beteende. Arten gynnar dessutom tillväxten av fintrådiga alger genom att äta algbetande kräftdjur och kan därför hindra att abborre och gädda återhämtar sig i områden där de har minskat. Storspigg, som också äts av såväl torsk som gädda och abborre, har ökat kraftigt på flera platser sedan slutet av 1990-talet (Havsmiljöinstitutet 2011).

I Blekinge, inte långt från västra Hanöbukten, finns den främmande arten svartmunnad smörbult *(Neogobius melanostomus)*. Den kom till Östersjön från Kaspiska havet och Svarta havet och introducerades via utsläpp av ballastvatten. Sedan den 1990 upptäcktes som enstaka individer i Gdanskbukten dominerar de nu helt kustfiskfaunan i området. Arten upptäcktes för första gången i Sverige, i Karlskrona skärgård, 2008 (Florin m.fl. 2012). Som underlag för en modellering av den potentiella utbredningen av svartmunnad

smörbult i Hanöbukten samlades observationsdata in från miljöövervakningen, GBIF[12]:s biologiska databas och Artportalen. Dessa bekräftar att arten har noterats i både Karlshamn och Karlskrona skärgård (Figur 16; Reid 2015). Modellen visade att Valjeviken innehåller ett gynnsamt habitat för svartmunnad smörbult och att arten därmed eventuellt skulle kunna sprida sig dit förutsatt att den tar sig förbi de kända geografiska begränsningarna som finns (Reid 2015).

Arten anses vara bland de invasiva arter som har störst påverkan (Ojaveer och Kotta 2014; Kornis m.fl. 2012). Svartmunnad smörbult har hög reproduktionshastighet och är mycket tolerant mot olika miljöfaktorer. Det finns därmed en risk att den kommer att konkurrera med andra bottenlevande arter som svart smörbult, tånglake och skrubbskädda. Men den kan också vara en resurs. I Gdanskbukten är arten numera den dominerande födan för skarv, torsk och abborre. I sitt ursprungsområde är arten ett viktigt bytesdjur för många kommersiellt fiskade arter och den är också själv sedan länge vanlig som matfisk (Florin m.fl. 2012).

[12] The Global Biodiversity Information Facility (GBIF). www.gbif.org



Figur 16. *Förekomster av svartmunnad smörbult (Neogobius melanostomus) i Hanöbukten från Reid 2015. Arten har hittats from 2008 till 2014. Det lila området visar inom vilket område som arten modellerats (Reid 2015).*

4.5.4 Sjöfåglar

Som topkonsumenter i ekosystemet har sjöfåglar har en viktig funktion. På grund av deras stora antal har de sannolikt en stor inverkan på struktur och funktioner hos samhällen inom de ekosystem de verkar. Eftersom de återfinns högt upp i näringsväven kan förändringar i fåglarnas beteende återspegla olika grad av mänsklig påverkan (Mallory m.fl. 2010; Iverson m.fl. 2007).

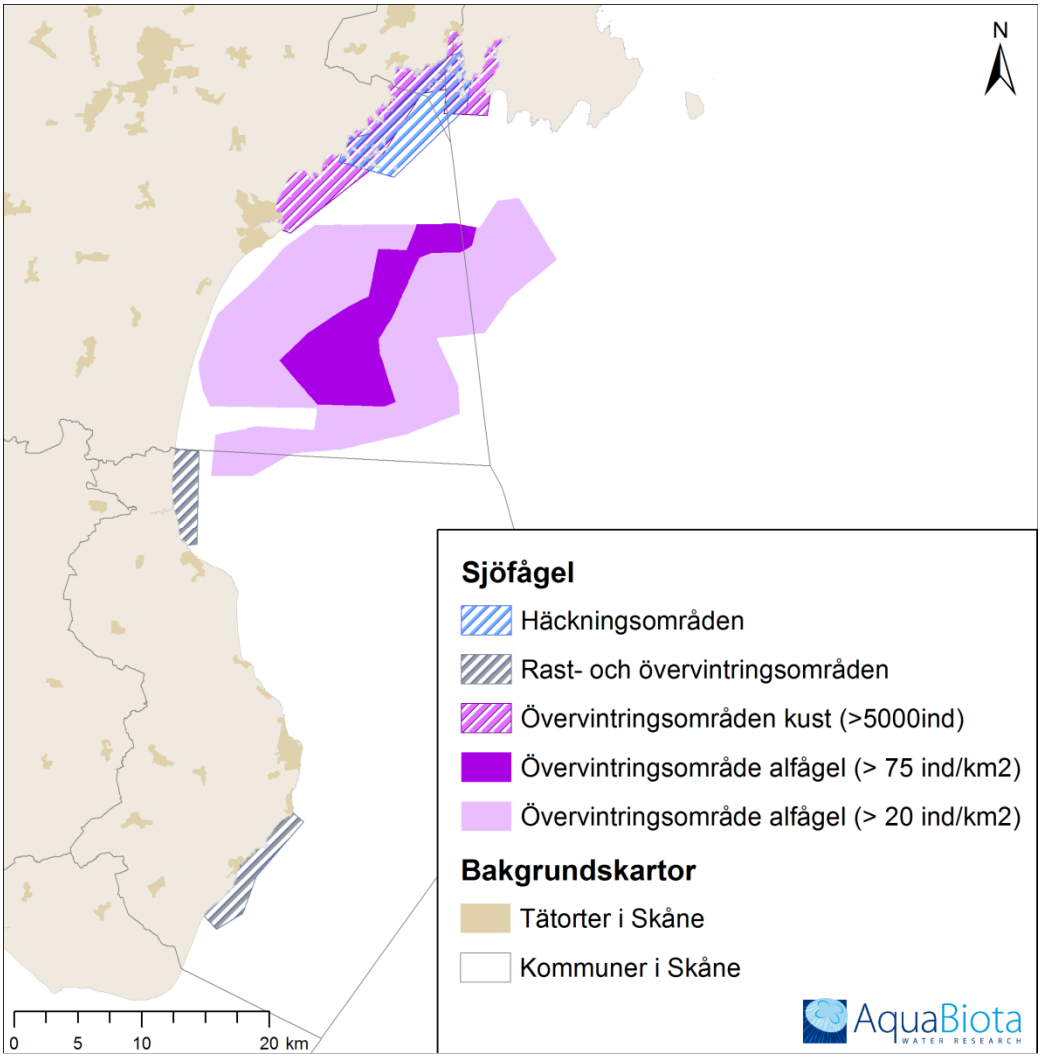
Hanöbukten hyser flera viktiga övervintringslokaler för sjöfåglar. Den övervintrande fågelfaunan i de yttre delarna av bukten domineras av alfågel. I utsjöområdena har inga andra havsdykänder eller sjöfåglar konstaterats övervintra regelbundet i större antal. Ett undantag är sjöorren (och i viss mån svärtan) som vintern 2007 förekom i stort antal i Hanöbukten, medan antalet övriga år var på en låg nivå (Wijkmark m.fl. 2015). Alfåglarna förekommer över hela Hanöbuktens ytterområden ut till ett djup av ca 20 m och visar en betydande variation i sin utbredning mellan olika inventeringar. Merparten av alfåglarna i Hanöbukten ligger dock normalt i västra Hanöbukten (Figur 17). Svärtan och sjöorren förekommer i princip inom samma områden som alfågeln, men generellt är deras förekomst mer koncentrerad till områden längre ut till havs (Wijkmark m.fl. 2015).

I de strandnära områdena av västra Hanöbukten är flera övervintrande arter vanliga. Dessa har inventerats regelbundet inom de internationella sjöfågelinventeringarna som

har genomförts i mitten av januari varje år sedan 1967. Antalet sjöfåglar som inräknats av de olika arterna vid midvinterinventeringarna av strandnära områden i västra Hanöbukten 2003-2012 framgår av Tabell 2. Inom MARMONI-projektet identifieras livshistoriskt viktiga områden för kustnära sjöfågel i Hanöbukten baserat på ett medel av antal kustnära sjöfåglar som registrerats i midvinterinventeringarna under en tioårsperiod (2004-2013) (Fyhr m.fl. 2015). De områden som i snitt besökts av fler än 5000 fåglar i västra Hanöbukten syns i Figur 17. Inom detta område finns Skånes enda skärgård: Tosteberga. Området är ett naturreservat, delvis på grund av den stora närvaron av sjöfåglar. Ett stort antal måsar, tärnor, vadare, änder, sångare m.fl. häckar i området och på vintern använder väldigt många havsörnar Tosteberga som övervintringsställe.

Tabell 2. *Antalet sjöfåglar per art som inräknats vid midvinterinventeringarna av strandnära områden i västra Hanöbukten under åren 2003–2012.*

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Totalt
Gräsand (*Anas platyrhynchos*)	4 453	4 285	2 221	3 677	1 830	2 810	3 152	1 154	3 431	3 235	**30 248**
Vigg (*Aythya fuligula*)	1 858	4 064	580	3 655	465	2 378	5 554	252	5 695	2 910	**27 411**
Knipa (*Bucephala clangula*)	725	1 108	828	1 170	1 018	871	1 124	829	879	1 045	**9 597**
Sothöna (*Fulica atra*)	48	2 303	1 424	416	928	1 464	1 765	54	6	650	**9 058**
Småskrake (*Mergus serrator*)	219	453	528	477	508	449	623	78	405	386	**4 126**
Knölsvan (*Cygnus olor*)	388	483	354	320	133	528	558	354	308	381	**3 807**
Salskrake (*Mergellus albellus*)	299	180	242	578	295	164	355	38	179	271	**2 601**
Storskrake (*Mergus merganser*)	245	219	182	339	185	255	151	191	110	231	**2 108**
Storskarv (*Phalacrocorax carbo*)	67	291	234	153	287	286	354	25	136	179	**2 012**
Alfågel (*Clangula hyemalis*)	86	466	405	120	145	90	198	111	119	180	**1 920**
Sjöorre (*Melanitta nigra*)	1	205	115		250	130	314	60	65	160	**1 300**
Svarthakedopping (*Podiceps auritus*)	36	285	183	82	192	130	118	2	53	106	**1 187**
Brunand (*Aythya ferina*)	25	103	4	89	6	67	355	7	29	93	**756**
Bergand (*Aythya marila*)	17	99	39	8	119	66	214	1	145	34	**742**
Kricka (*Anas crecca*)	4	18	25	4	65	156	4		1	236	**513**
Häger (*Ardea cinerea*)	8	33	56	58	75	107	23	3		11	**374**
Sångsvan (*Cygnus cygnus*)	35	45	22	15	4	53	47	45	13	83	**362**
Storlom (*Gavia arctica*)	6	10	24		52	48	28	2	11	15	**196**
Snatterand (*Anas strepera*)			2	2	24	47	17		1	56	**149**
Bläsand (*Anas penelope*)		5	10	3	2	9	35	5		65	**134**
Svarthakedopping (*Podiceps auritus*)		15	11	2	24	15	23	17	3	16	**126**
Grågås (*Anser anser*)					80						**80**
Svärta (*Melanitta fusca*)	2	13	21		13	7	9	3	1	3	**72**
Smådopping (*Tachybaptus ruficollis*)	3	20	9	11	2	7	5	8	1	1	**67**
Ejder (*Somateria mollissima*)		27	2		5	1	3	2		2	**42**
Gravand (*Tadorna tadorna*)		1	9		12	1					**23**
Gråhakedopping (*Podicps griseigena*)			3	10	2	1	5				**21**
Smålom (*Gavia stellata*)	3		2	1		2					**8**
Stjärtand (*Anas acuta*)	1		2		1	1	1			1	**7**
Islom (*Gavia immer*)			1			1					**2**
Tordmule(*Alca torda*)			1								**1**
Totalt	**8 529**	**14 731**	**7 539**	**11 190**	**6 722**	**10 144**	**15 035**	**3 241**	**11 591**	**10 350**	**99 072**



Figur 17. *Viktiga områden för sjöfågel i västra Hanöbukten. Häckningsområdena har erhållits från Kristianstads kommun, rast- och övervintringsområdena från Simrishamns kommun och övriga övervintringsområden från MARMONI-projektet (Wijkmark m.fl.; 2015, Fyhr m.fl. 2015). De sistnämnda visar kustnära områden där > 5000 sjöfåglar övervintrar (medelvärde januari-inventeringar 2004-2013) samt utsjöområden med medelhög (20 individer/km²) respektive hög (75 individer/km2) koncentration av övervintrande alfågel (Clangula hyemalis) (Fyhr m.fl. 2015). Övervintrande population av alfågel (Clangula hyemalis) är klassad som Starkt hotad (EN) i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2015).*

I Östersjön visar de sjöfåglar som lever på växter samt fisk och andra djur i vattenmassan i huvudsak stabila eller ökande bestånd, medan fågelarter som dyker efter musslor och andra bottendjur minskar (Larsson 2012). En omfattande studie av övervintrande sjöfåglar i Östersjön (Skov m.fl. 2011) visar att t.ex. ejder (*Somateria mollissima*), alfågel (*Clangula hyemalis*) och sjöorre (*Melanitta nigra*), som i stor utsträckning livnär sig på musslor och andra bottendjur, har minskat mycket kraftigt under de senaste 20 åren. Övervintrande population av alfågel (*Clangula hyemalis*) är klassad som Starkt hotad (EN) i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2015). Det finns dock ännu inget entydigt svar på orsakerna till nedgången, men det finns misstankar om att det kan bero på att musslornas näringsinnehåll minskat (Larsson 2012). Andra starka hot mot sjöfåglar är bifångst vid fiske, oljeutsläpp, miljögifter, invasiva arter och exploatering av viktiga övervintringsområden (Ottvall 2012).

Ur nationell synpunkt är västra Hanöbukten att betrakta som ett viktigt övervintringsområde för alfågeln. Alfågelbeståndet i Östersjön har minskat markant sedan det tidiga 1990-talet, men denna nedgång som noterats på många andra alfågellokaler i landet har inte setts i Hanöbukten (Wijkmark m.fl. 2015). Fram till och med 2007 var beståndet på ungefär samma nivå som vid de första inventeringarna på 1970-talet (Nilsson 1980, 2012).

Av de arter som inräknats i vid midvinterinventeringarna av strandnära områden i västra Hanöbukten 2003-2012 (Tabell 2) har sex arter (stjärtand (*Anas acuta*), smålom (*Gavia stellata*), svärta (*Melanitta fusca*), salskrake (*Mergellus albellus*), svarthakedopping (*Podiceps auritus*) och ejder (*Somateria mollissima*)) klassats som Nära hotad (NT) i Sveriges rödlista och en (bergand (*Aythya marila*)) som Sårbar (VU) (ArtDatabanken 2015).



Ejder (*Somateria mollissima*). Fotograf: Nicklas Wijkmark.

4.5.5 Marina däggdjur

Marina däggdjur är toppkonsumenter i ekosystemet och har på grund av deras stora kroppsstorlek och rika antal rimligen en stor inverkan på struktur och funktioner hos samhällen inom det ekosystem de verkar. De kan också spela en stor roll i att forma livshistoriska egenskaper hos de arter de jagar och konkurrenter med (Bowen 1997). I Hanöbukten är de vanligaste marina däggdjuren gråsäl (*Halichoerus grypus*), knubbsäl (*Phoca vitulina*) och tumlare (*Phocoena phocoena*). Sälarna kan fungera som indikator för ekosystemets hälsostatus (Mossner och Ballschmiter, 1997), medan tumlarna är bättre lämpade som paraplyart[13]. De arter av marina däggdjur som förekommer i Östersjön är få och har därför ett stort symboliskt värde. Tumlaren är den enda valart som förekommer året runt i Östersjön (Carlström m.fl. 2008). En verksamhet som har vuxit under senare år är att försöka kommersialisera sälarna som sevärdhet, huvudsakligen av företag som redan marknadsför flera tjänster av skärgårdsnära upplevelser som t.ex. fisketurer, dykning, taxitransporter, kajakpaddling etc. (Havs- och vattenmyndigheten 2012).

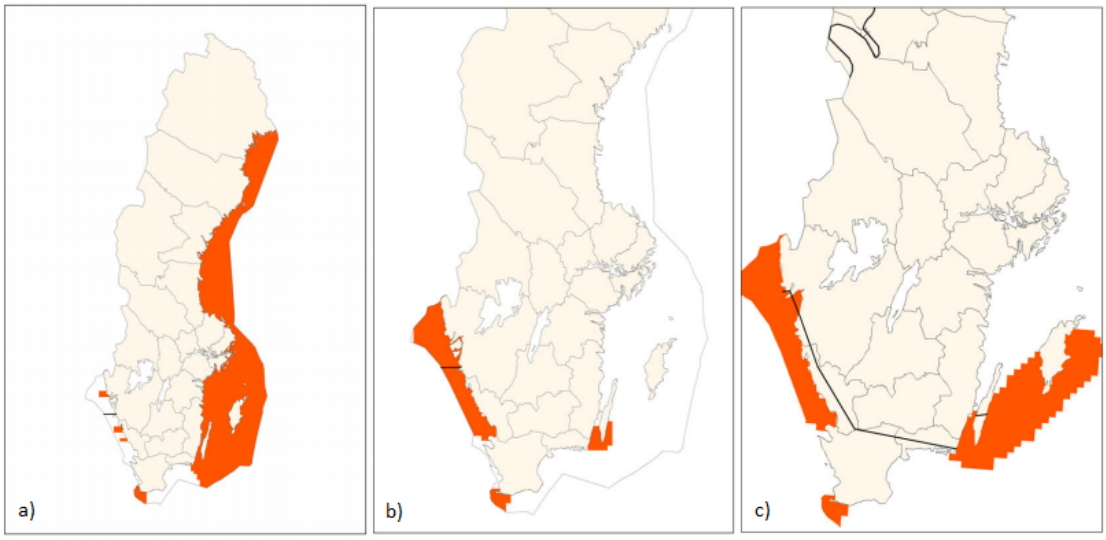


Gråsäl (*Halichoerus grypus*). Fotograf: Nicklas Wijkmark.

Gråsäl är den dominerande sälarten i Östersjön och kan antas vara den vanligaste sälarten även i Hanöbukten även om majoriteten av gråsälarna uppehåller sig på isar i norra delarna av Östersjön. Under normala förhållanden föds de flesta kutar på isar i norra Östersjön i februari-mars, medan ett fåtal honor föder sina kutar på land i södra Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Under pälsbytesperioden ligger huvudparten av

[13] Paraplyarter är att vissa arter har ett brett krav på sin miljö och ett så stort arealkrav att om man gynnar/bevarar dessa arter så bevarar man samtidigt väldigt många andra arter.

sälarna uppe på land, där de också räknas i årliga inventeringar. De viktigaste lokalerna för gråsäl i anslutning till Hanöbukten är Måkläppen utanför Falsterbo i sydvästra Skåne, Christiansø (norr om Bornholm) och Utklippan (Karlskrona skärgård). Knubbsälen rör sig över betydligt mindre områden jämfört med gråsälen och knubbsälen i Östersjön (en genetiskt isolerad population) är begränsad till kolonierna på Måkläppen och i Kalmarsund (Havs- och vattenmyndigheten 2013a). Ingen av arterna har alltså en koloni i västra Hanöbukten och området ingår heller inte i någon av arternas utbredningsområde enligt Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket 2011a, 2011b) (Figur 15). Under perioder av intensivt födosök (juli-början av vintern) rör sig dock gråsälarna över stora områden (Havs- och vattenmyndigheten 2012). Knubbsälarna rör sig enbart uppemot 6 mil (Naturvårdsverket 2011b).



Figur 18. *Figur utbredningsområden för gråsäl och knubbsäl i Sverige. Figurerna är tagna från Naturvårdsverkets vägledning gällande arterna och visar: a) utbredningsområde gråsäl; b) utbredningsområde knubbsäl; c) gynnsamt utbredningsområde för knubbsäl (Naturvårdsverket 2011a, 2011b).*

Viktiga byten för gråsälarna i södra Östersjön är strömming, skarpsill, sik, skrubbskädda, torsk samt mört och andra karpfiskar. Sik och skrubbskädda var vanligare bland vuxna sälar medan strömming och skarpsill var vanligare bland yngre sälar (Lundström m.fl. 2007). Knubbsälen jagar de fiskarter som förekommer i störst mängd på grunda, vegetationsfattiga mjukbottnar (Naturvårdsverket 2011b).

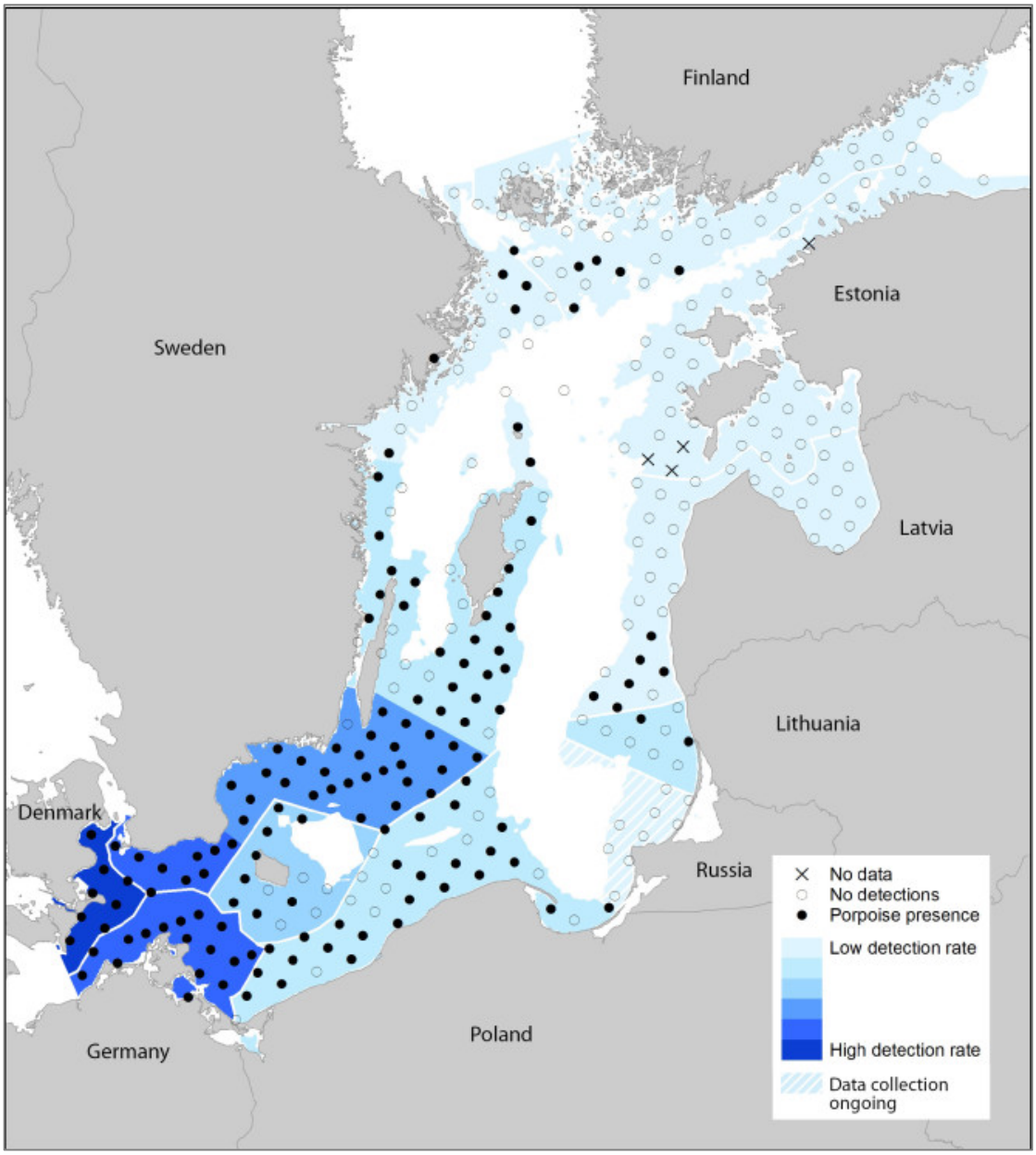
Gråsälspopulationen i södra Östersjön och knubbsälen på västkusten är klassade som Livskraftig (LC) i Sveriges rödlista och är därmed inte rödlistade. Knubbsälen i Östersjön är däremot klassad som Sårbar (VU) (ArtDatabanken 2015). Hot mot sälarna i Östersjön är miljögifter, överfiske, att de fastnar i fiskeredskap, störning vid de traditionella samlingsplatserna, brist på is och syrefria bottnar. Knubbsälen i Östersjön är dessutom mycket sårbara för katastrofhändelser eftersom beståndet är så litet och isolerat; mycket tyder på att östersjöpopulationen har varit isolerad från övriga knubbsälbestånd under minst 6000 år (Naturvårdsverket 2011b).

Tumlaren är en liten val; faktiskt en av de minsta tandvalarna i världen; med en stor utbredning i tempererade farvatten på norra halvklotet. Det finns osäkerheter i

populationsstrukturen hos tumlare i haven kring Sverige, men de tros vara uppdelade i tre olika populationer: (1) i egentliga Östersjön, Ålands skärgård, Skärgårdshavet och Finska viken, (2) i Bälthavet och södra Kattegatt och (3) i norra Kattegatt, Skagerrak och Nordsjön (Carlström m.fl. 2008; Carlén 2013). Gränserna mellan populationerna är dock osäker (Carlén 2013). Tumlaren rör sig över stora områden med varierande rörelsemönster både mellan årstider och mellan år (Naturvårdsverket 2012c). Både populationen i egentliga Östersjön och den i de inre danska farvattnen rör sig troligen in i västra Hanöbukten (SAMBAH opublicerat; CCB 2015). Tumlare i Östersjön äter i huvudsak sill, skarpsill, småtorsk och smörbult (Naturvårdsverket 2011c).

Man vet inte exakt hur många tumlare det finns eftersom traditionella inventeringsmetoder från flyg eller båt inte fungerar i bestånd med så låg täthet (Carlén 2013). Det är känt att tumlaren ekolokaliserar med högfrekventa klickljud (110-150 kHz) för att jaga, orientera sig och troligtvis även för att kommunicera (Amundin 1991; Verboom och Kastelein 1997; Au m.fl. 1999; Villadsgaard m.fl. 2007). EU LIFE+-projektet SAMBAH (Static Acoustic Monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise) har med hjälp av klickdetektorer registrerat dessa klickljud i Östersjön under två års tid (SAMBAH[14]). Preliminära resultat av inventeringen visas i Figur 19 och täthetsresultaten kommer därefter att användas till rumslig modellering för att ta fram betydligt mer detaljerade utbredningskartor för olika årstider, samt klargöra vilka miljöfaktorer som påverkar tumlarnas utbredning. Dessa kartor kan sedan användas för att identifiera områden som är särskilt viktiga för tumlarna, samt områden där det är större risk för konflikt med mänskliga aktiviteter (Carlén 2013; SAMBAH[15]).

[14] http://sambah.org/Methods.htm, besökt 2015-10-15
[15] http://sambah.org/Background-Objectives.htm, besökt 2015-10-15



Figur 19. *Figur tumlarnas utbredning i Östersjön. Kartan är framtagen i SAMBAH-projektet och baseras på registrering av tumlarnas sonarklickljud. Medelvärdet för antalet detektioner i alla positionerna i de olika ländernas farvatten, eller delar därav, visas i blåskala i kartan (SAMBAH 2014).*

Tumlarpopulationen i svenska vatten klassas idag som Sårbar (VU) i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2015) och de största hoten mot tumlare i svenska vatten idag är sannolikt att de drunknar efter att de fastnat i fiskeredskap och spökgarn. Dessutom kan de påverkas negativt av vissa miljögifter, men kunskaperna om detta är fortfarande otillräckliga. De gifthalterna som uppmäts i Östersjöns tumlare är dock 10 ggr högre än hos tumlare från Antarktis och ligger på en nivå där negativa effekter kan förväntas på djurens hälsa. Eftersom tumlaren ekolokaliserar är den känslig för ljud inom ett brett frekvensintervall (Carlén 2013; Naturvårdsverket 2011c). Undervattensbuller skapat av människan kan påverka tumlare negativt genom att dölja naturliga ljud i omgivningen och eventuellt tumlarens egna ekosignaler (Carlström m.fl. 2008). Analyser av tumlarnas

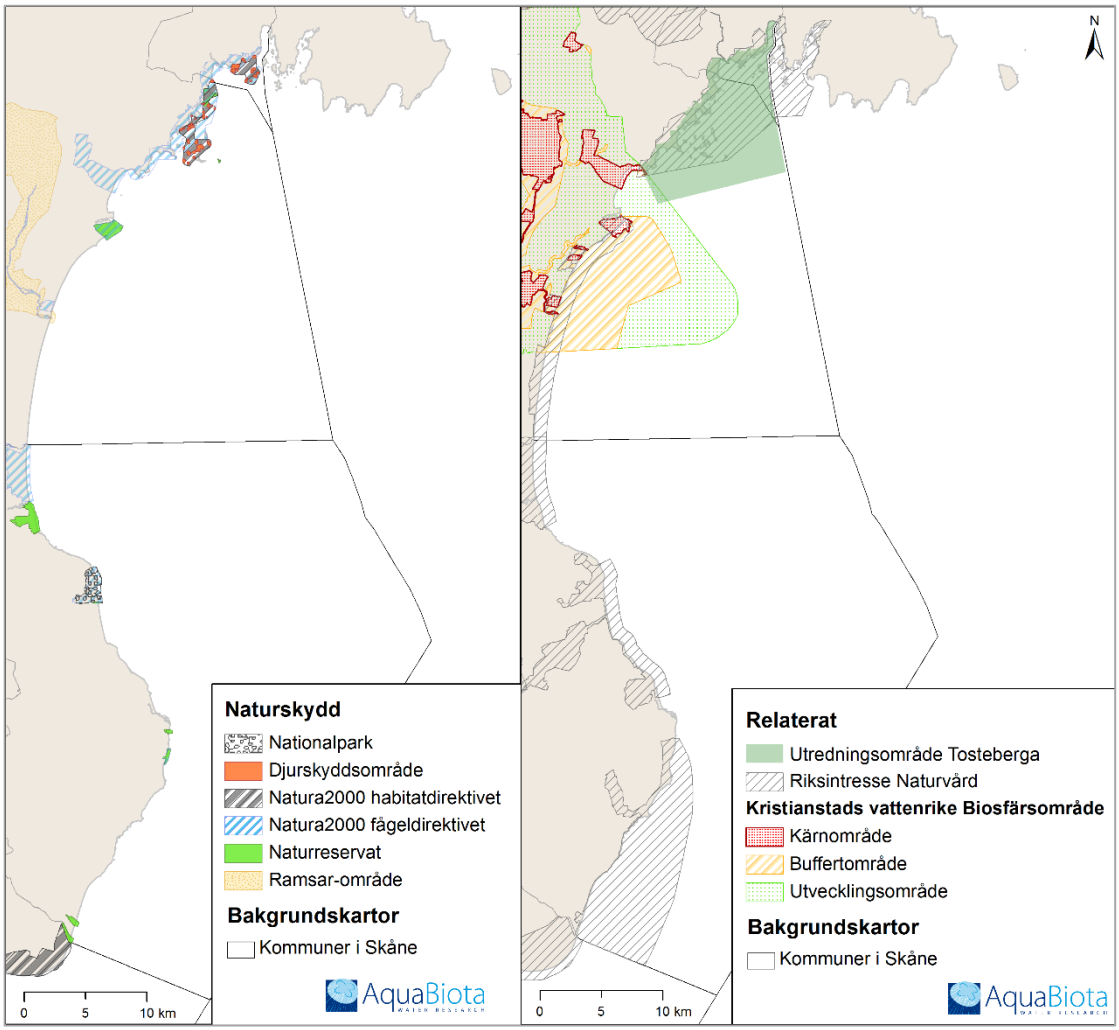
beteenden har visat att de ofta undviker fartyg (Carlström m.fl. 2008); de kan ändra sin simriktning cirka 1 km från fartyget (Palka och Hammond 2001) och förekommer mer sällan i områden med intensiv sjötrafik (Herr m.fl. 2005). Idag utsätts dessutom tumlarna i Östersjön för buller och ekolodsignaler i stort sett i hela sitt utbredningsområde (Carlström m.fl. 2008). Tumlarna kan skadas allvarligt av sprängningar och pålning i samband med exempelvis anläggningar av vindkraftsparker (Naturvårdsverket 2011c).



Tumlare (*Phocoena phocoena*). Copyright: Jonas Teilmann DMU.

4.6 Naturskydd

I västra Hanöbukten finns redan flera olika former av naturskydd som inkluderar havsområden (Figur 20). Majoriteten av dessa syftar dock till att skydda värden som finns på land och i strandkanten, dvs. inte under havsytan. Totalt omfattas 11,6 km^2 och 0.85 % av västra Hanöbuktens havsområde av naturskydd. Detta kan dock förändras markant i och med att två nya skyddsområden är föreslagna kring Kiviksbredan och Tosteberga (Figur 20). På Kiviksbredan har individtätheten hos bottenfaunan klassades som hög och biomassan som låg (Palmkvist m.fl. 2013b). Palmkvist m.fl. (2013b) bedömde områdets status gällande näringsbelastning som generellt god utan indikation på någon förhöjd organisk belastning. Även syreförhållanden bedömdes även de som goda. Försvarsmakten avstyrker dock utpekande av Kiviksbredan eftersom detta sammanfaller med influensområde för Ravlunda och Rinkaby skjutfält. Försvarsmakten bedömer att deras verksamhet påtagligt kan påverkas av Natura 2000-bestämelser (Naturvårdsverket 2015). Tostebergas naturvärden har beskrivits ovan i avsnitt 4.5.1 - 4.5.4. Om områdena godkänns kommer ca 17 % av västra Hanöbuktens marina område omfattas av naturskydd.



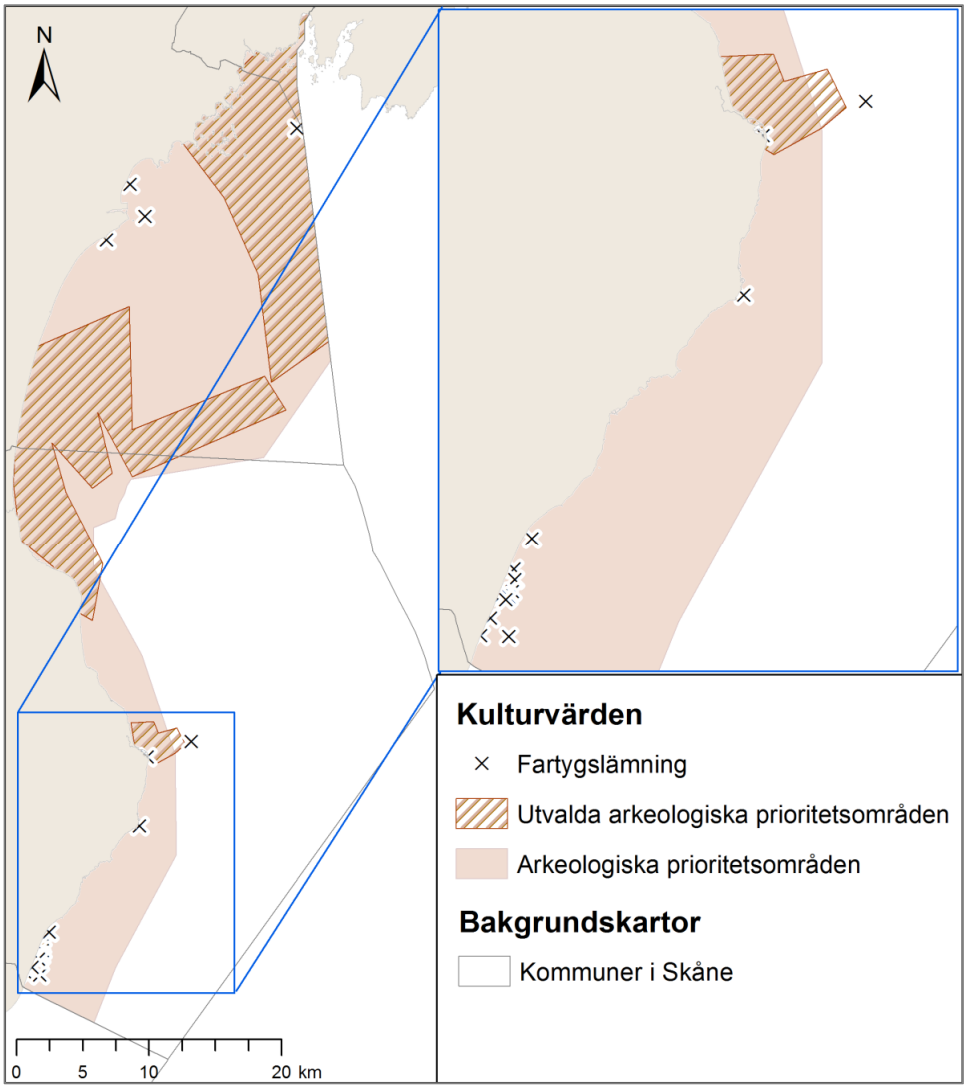
Figur 20. *Naturskydd i västra Hanöbuken.*

4.7 Kulturvärden

Östersjöns stränder har varit bebodda av människor sedan istidens slutfas för mer än 10 000 år sedan. Spåren av deras levnad, sjöfart, fiske, jakt och krig finns på flera platser kvar på havsbottnen som vrak eller andra lämningar. Många vrak i Östersjön ligger så grunt att sportdykare kan ta sig ner till dem.

Fasta fornlämningar och andra särskilt värdefulla vrak skyddas av kulturmiljölagen. Dessa är det förbjudet att utan tillstånd röra vid, ändra eller skada. Det är även förbjudet att ta med saker därifrån. Fartyg som sjunkit innan år 1850 räknas som en fast fornlämning. Enligt preciseringen av Sveriges miljökvalitetsmål ”Hav i balans samt levande kust och skärgård” ska tillståndet för kulturhistoriska lämningar under vattnet vara oförändrat (Miljödepartementet 2012).

Västra Hanöbukten är rikt på marina kulturvärden. Forskare Björn Nilsson på Institutionen för Arkeologi och Antikens Historia vid Lunds Universitet har pekat ut arkeologiska prioritetsområden i västra Hanöbukten där unika fornlämningar hittats och/eller där förutsättningar för fler värdefulla fornlämningar är stora. Dessa motsvarar i stort -20 kurvan och sjunkande mot söder, samt några utvalda områden där Björn med kollegor anar att potentialen för kulturlämningar är som bäst baserat på olika sammanvägda faktorer. Utöver det finns flera marina fornlämningar registrerade hos Riksantikvarieämbetet (Figur 21). I Länsstyrelsen i Skånes kulturmiljöprogram har två särskilt värdefulla kulturmiljöer som inkluderar havsmiljö pekats ut: Tosteberga-Landön i Kristianstads kommun samt Stenshuvud i Simrishamns kommun (Figur 21). Motiven för bevarande av områdena är dock i huvudsak på grund av terrestra värden. Samma sak gäller för de områden av riksintresse för kulturmiljö som inkluderar havsområden i västra Hanöbukten.



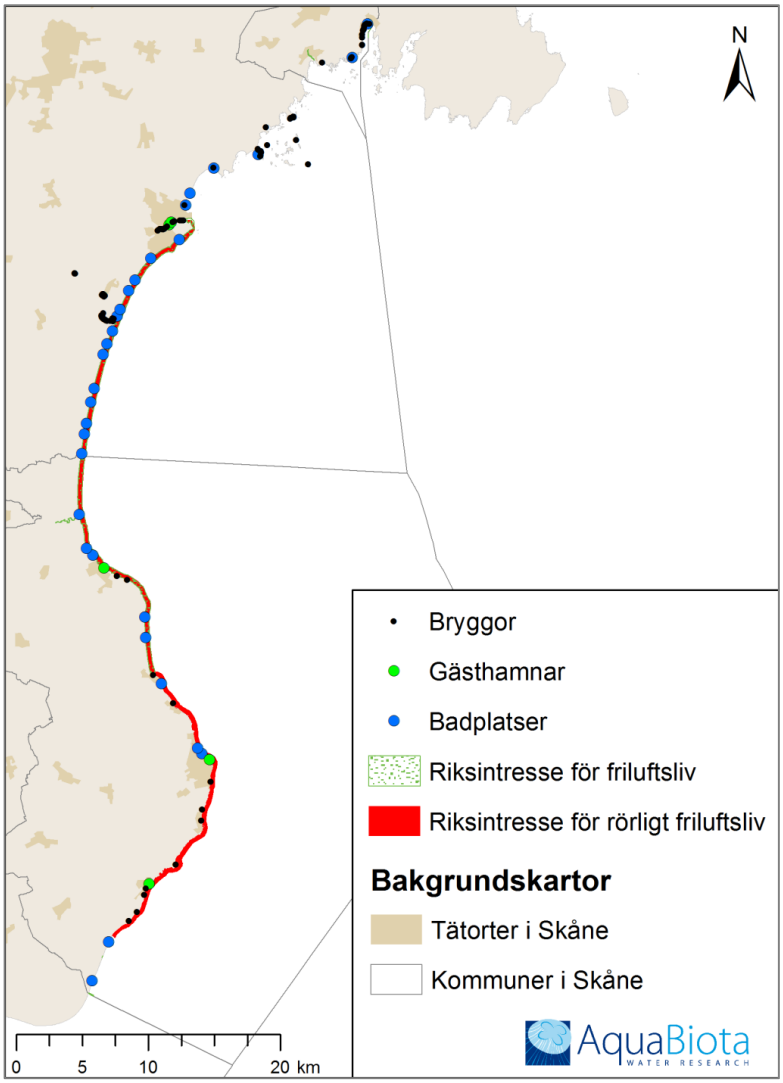
Figur 21. *Kulturvärden i västra Hanöbukten. Fartygslämningarna är hämtade från Riksantikvarieämbetet. Områden som pekats ut som särskilt viktiga i länsstyrelsen i Skånes kulturmiljöprogram laddades ner från Länsstyrelsernas GIS-tjänster; karttjänster (webbGIS). Arkeologiska prioritetsområden är erhållna av Björn Nilsson på Institutionen för Arkeologi och Antikens Historia, Lunds Universitet.*

Ett hot mot de marina kulturarven är mänsklig exploatering som lämnar fysiska skador på lämningar vilket kan ge upphov till ett behov av områdesskydd (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Havs- och vattenmyndigheten (2015) betonar även att ett helhetsperspektiv bör tas vid planering av bevarandet eftersom kulturvärden till havs finner ofta sin förklaring eller sitt sammanhang genom kopplingen till lämningar och miljöer på land (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Vidare är ett stort hot mot kulturarven i Östersjön är risken för introduktion av invasiva arter. På den svenska västkusten är skeppsmasken ett känt problem då den går hårt åt hamnkonstruktioner av trä. Det finns p.g.a. av arten inte heller några välbevarade trävrak. I Östersjön är kulturarven mycket välbevarade, delvis p.g.a. att den låga salthalten förhindrar skeppsmasken från att etablera sig. Hittills har arten återfunnits runt Skånes kust fram till Ystad och verkar ta sig allt längre in i Östersjön. Stigande vattentemperaturer tros vara en av huvudanledningarna till spridningen då varmare temperaturer gör att skeppsmasken klarar av att hantera Östersjöns brackvatten (Al-Hamdani m.fl. 2011).

4.8 Friluftsliv & turism

Närheten till havet, höga marina natur- och kulturhistoriska värden är betydelsefull för friluftsliv och turism i regionen. Söder om Åhus följer flera mil obruten sandstrand som är populär bland badgäster från hela norra Europa (Kristianstads kommun[16]). Strandsträckan kantas av många badplatser där badgäster samlas under sommarmånaderna. Det finns även flera gäst-, småbåts- och naturhamnar längs kusten där fritidsbåtar kan lägga till och utgå (Figur 22). Även andra naturupplevelser, så som fågelskådning och fritidsfiske är populära i området.

[16] http://www.kristianstad.se/sv/Om-kommunen/Natur-och-rekreation, besökt 2015-04-10.



Figur 22. *Bryggor, gästhamnar, badplatser samt områden av riksintresse för friluftsliv i västra Hanöbukten. GIS-underlaget härstammar från en sammanställning från 2010 (Naturvårdsverket 2010a) samt Länsstyrelsernas GIS-tjänster; karttjänster (webbGIS).*

4.9 Fiskeriverksamhet

4.9.1 Yrkesfiske

Yrkesfisket har historiskt haft en stor betydelse ekonomiskt och kulturellt för samhällena längs Skånes ostkust genom en lång tradition av fiske. Skåne och Blekinge har haft ett historiskt omfattande sillfiske sedan medeltiden men även en modernare historia av ett för regionen betydelsefullt torsk-, ål- och laxfiske (Länsstyrelsen i Blekinge län och i Skåne län 2002). Dock har minskande fiskbestånd och föroreningar drabbat och begränsat fisket i Östersjön vilket lett till en minskande omfattning av en för kusten viktig näring. Detta har i sin tur lett till minskande lönsamhet, förlorade arbetstillfällen och svårigheter till nyrekrytering till fiskenäringen (Fiskeriverket 2010). Därför är en fungerande förvaltning av ett hållbart fiske inte bara viktigt för kustens miljö utan även för de kulturella och ekonomiska ekosystemtjänster fisket ger.

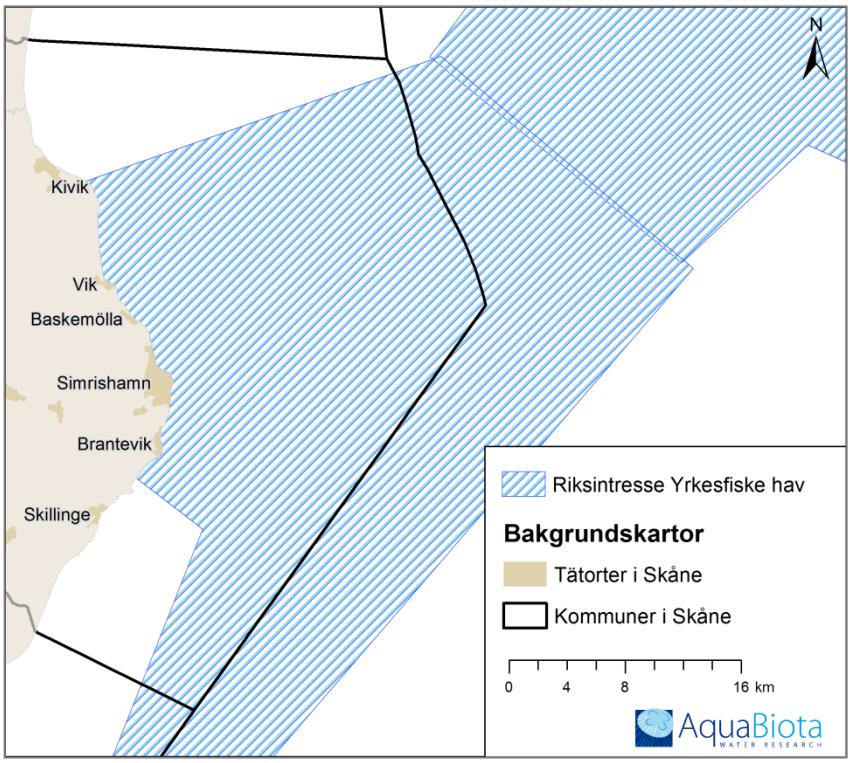
De minskande fiskbestånden och den ökande kunskapen av fiskets effekter på den marina miljön har lett till flera rumsligt, tidsbegränsande och redskapsmässiga regleringar av fiskets omfattning. Exempel på dessa som omfattar Sydostkusten är t.ex. trålgränsen som sträcker sig ut till fyra nautiska mil (7 408 meter) från baslinjen i Östersjön där det råder ett generellt trålförbud. Laxfisket med garn och drivlina är nu reglerat genom utfasning av drivgarn (FIFS 2007:38), små kvoter och genom detta följer också tidsbegränsade förbud mot laxfiske med annat än handredskap och mot kommersiellt laxfiske (Havs- och Vattenmyndigheten[17]; HVMFS 2015:17; Svenska Fiskeregler[18]). Under 2015 förbjöds sådant fiske från och med juli och resterande del av året i stora delar av Östersjön inklusive sydostkusten (HVMFS 2015:17). Detta har för Hanöbukten begränsat det tidigare betydande laxfisket. Yrkesfiske inom det för området typiska ålfisket är idag begränsat och det finns endast ett fåtal yrkesfiskare kvar som endast bedriver ett riktat fiske efter ål. Detta är till följd av att det sedan 1 maj 2007 råder ett generellt förbud att fiska ål. För den som är ekonomiskt beroende av detta fiske genom att innan förbudet bedrivit yrkesfiske på ål har det funnits möjlighet att få särskilt tillstånd från Havs- och vattenmyndigheten (Hav- och Vattenmyndigheten[19]). I hela Skåne finns ett 60-tal ålfiskare som innehar sådana tillstånd (Länsstyrelsen i Skåne län[20]). Bakgrunden till fiskeförbudet är att bestånden av den europeiska ålen har minskat dramatiskt sedan 1980-talet över hela Europa och ålen klassas som starkt hotad (Artdatabanken 2015).

Fiskeredskapens påverkan på den marina miljön genom mekanisk skada på botten och bottenlevande organismer och genom bifångst är en ofta ofrånkomlig del av fisket. Beroende på fiskeredskapets utformning och i vilken typ av habitat fisket bedrivs kan effekterna av olika redskap variera avsevärt. En tråll kan ha väldigt kraftig påverkan om den används längs med botten medan en flytande tråll som används i övre vattenkolumnen inte behöver vara ett stort problem. Med rätt metoder och ett ansvarsfullt förvaltande kan dessa effekter minimeras genom att undvika ett intensivt fiske som inte tillåter att vegetation, bottenlevande organismer och bifångst hinner återhämta sig. Just bottentrålning är en metod som visat sig göra mest skada på botten genom att den trålbom eller de trålbord som håller trålen öppen och intill botten är mycket destruktiv. Effekter av ett sådant fiske som skadar botten är förlust av struktur, växtlighet och andra organismer som utgör föda, boplats och reproduktionsmöjligheter vilket ger minskade förutsättning för ett ekosystem med hög diversitet (Grieve m.fl. 2015; Havs- och vattenmyndigheten 2013b, bilaga 2). En annan viktig aspekt i fiskets miljöeffekter är önskan att bedriva ett selektivt fiske, både storleksmässigt för att inte

[17] https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/yrkesfiske/kvoter-och-fiskestopp/kvoter-i-ostersjon-2015.html, besökt 2015-10-15.
[18] http://www.svenskafiskeregler.se/Sv/Pages/default.aspx, besökt 2015-10-15.
[19] https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/yrkesfiske/regler-/regler-for-alfiske.html, besökt 2015-10-15.
[20] http://www.lansstyrelsen.se/skane/sv/djur-och-natur/fiske/fiskebestammelser/Pages/Alfiske.aspx, besökt 2015-10-13.

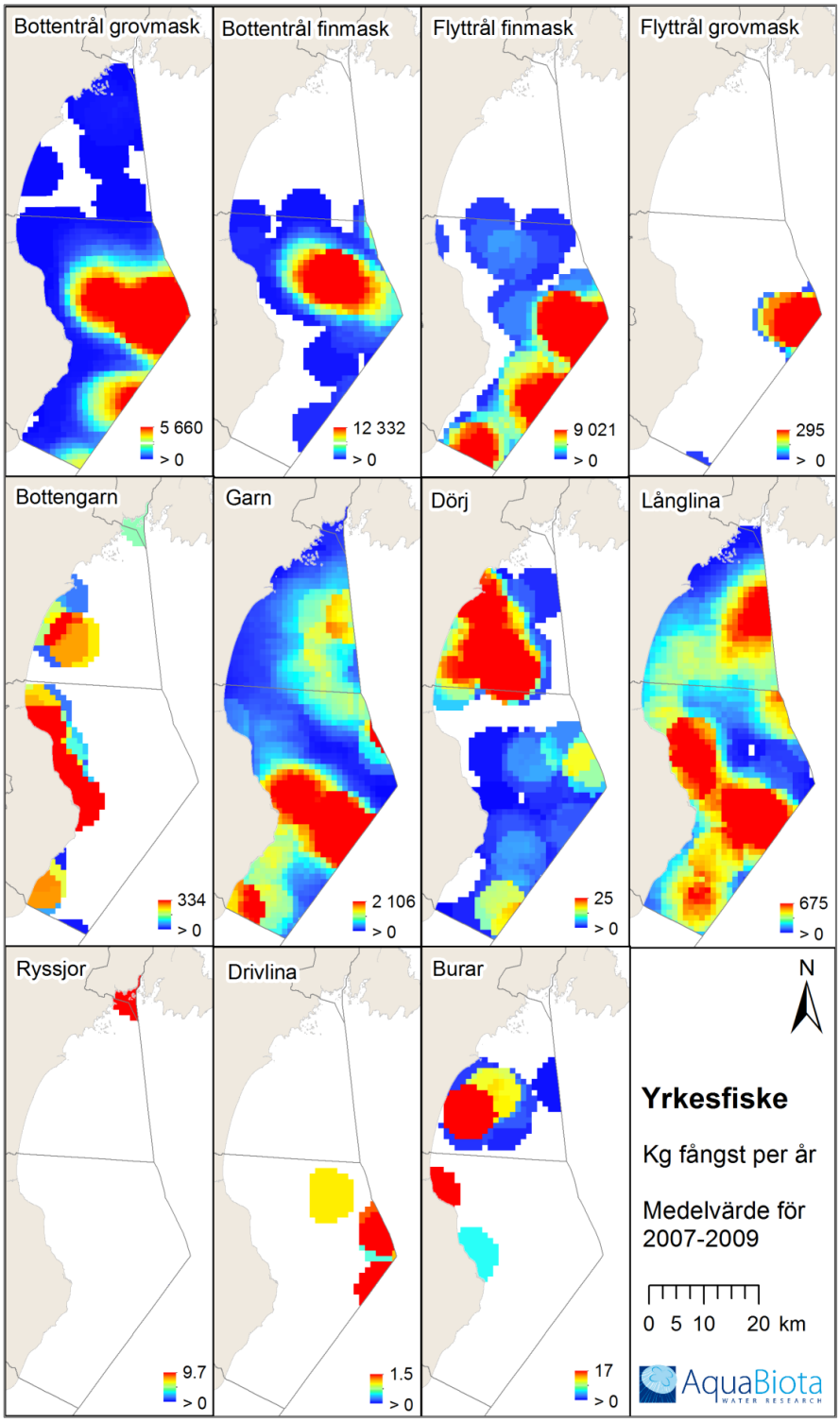
fånga för stor eller för liten fisk men även slippa bifångster av känsliga, otillåtna eller oönskade arter av fisk. Även fåglar och däggdjur kan fastna i fiskeredskap vilket är ett problem för både djur och för fisket då de förstör de fiskeredskap de fastnar i.

I Simrishamns kommun är en stor del av havsområdet utpekat som riksintresse för yrkesfiske till havs (Figur 23).

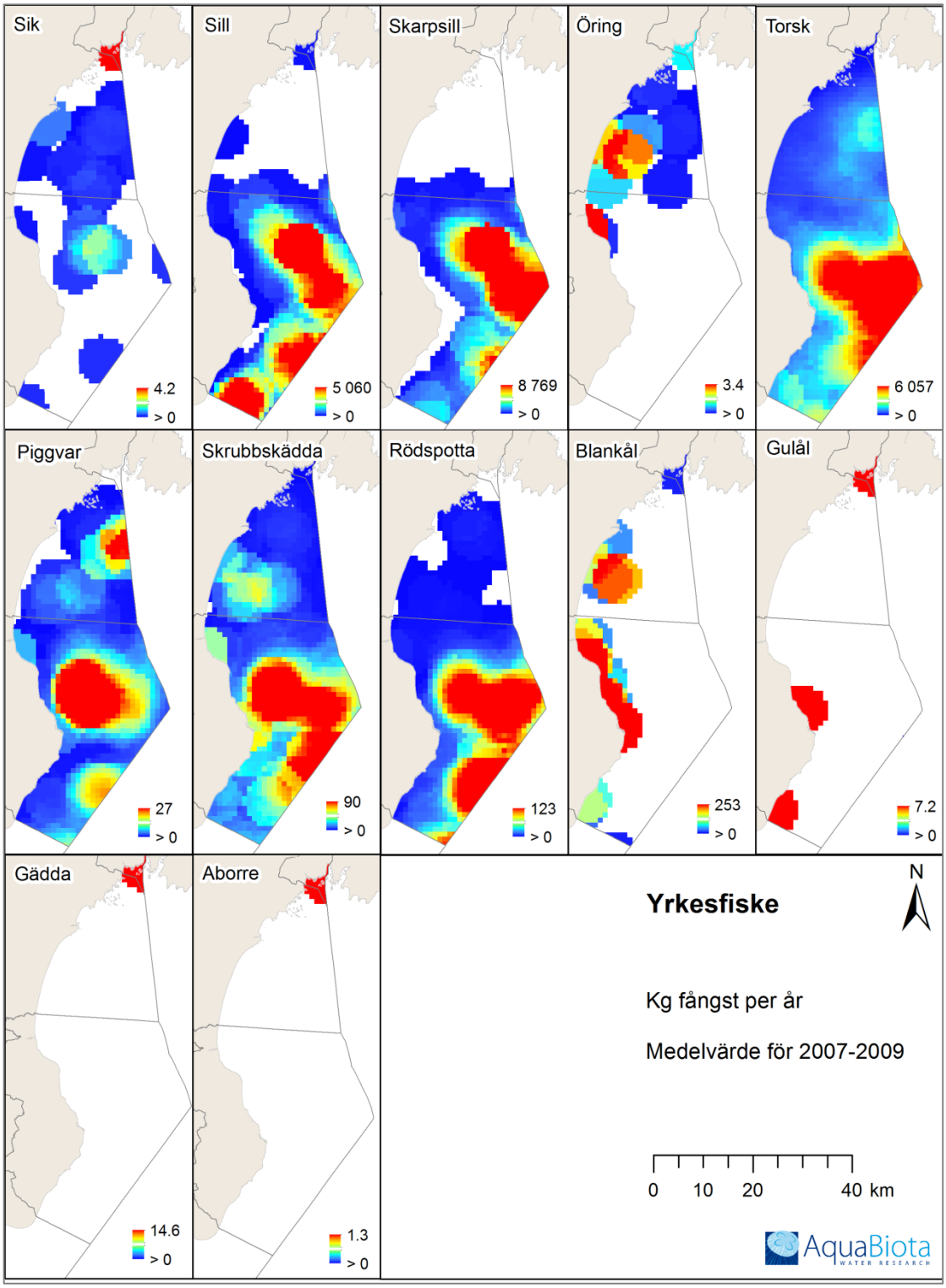


Figur 23. *Riksintresse för yrkesfiske till havs.*

Yrkesfisket karterades nationellt i samband med framtagandet av förslag till hur Sverige bör arbeta med reglering av fiske i marina skyddade områden (Naturvårdsverket 2010b). Data från yrkesfiskets loggböcker och kustfiskejournaler samt fiskerikontrollens satellitövervakning (VMS data) för åren 2007 till 2009 användes för att ta fram kartor som visar genomsnittlig totalfångst per år och per fiskeredskap eller art (Naturvårdsverket 2010b). Dessa visas för västra Hanöbukten per redskap i Figur 24 och per art i Figur 25.



Figur 24. *Snitt totalfångst per år och per fiskeredskap för åren 2007 till 2009 som karterades nationellt i samband med framtagandet av förslag till hur Sverige bör arbeta med reglering av fiske i marina skyddade områden (Naturvårdsverket 2010b). Röd färg betyder högst fångst. Observera att spannet skiljer sig mellan de olika kartorna, dvs en viss färg betyder olika mycket fångst i de olika kartorna.*



Figur 25. *Snitt totalfångst per år och per art för åren 2007 till 2009 som karterades nationellt i samband med framtagandet av förslag till hur Sverige bör arbeta med reglering av fiske i marina skyddade områden (Naturvårdsverket 2010b). Röd färg betyder högst fångst. Observera att spannet skiljer sig mellan de olika kartorna, dvs en viss färg betyder olika mycket fångst i de olika kartorna.*

Yrkesfisket i västra Hanöbukten bedrivs idag främst på torsk med torskgarn i norra delarna medan det i södra delarna sker främst med trål i riksintresseområdet för yrkesfiske väster om Simrishamn. Garn är ett exempel på ett storleksselektivt redskap för

den art fisket riktas på då maskorna avgör storleken på fisken som fångas, dock är det inte artselektivt vilket kan ge bifångster. Rödspätta är ett exempel på en vanlig och även viktig bifångst främst i trålfiske men även i garn som har ett kommersiellt värde men inte är målart för fisket. Även trål kan till viss del vara storleksselektiv genom val av maskstorlek. Garnfiske i miljöer med sand och mjukbotten, vilket dominerar stora områden i västra Hanöbukten (Figur 24), anses ha en förhållandevis liten negativ effekt på dessa habitat (Grieve m.fl. 2015; Havs- och vattenmyndigheten 2013b, bilaga 2). Rev och hårda bottnar med fastsittande organismer och vegetation är särskilt känsliga för skador av fiskeredskap där dessa kan fastna och skada botten. Detta kan också leda till förlust av nät, vilket resulterar i s.k. spökgarn, vilka skapar problem då näten fortsätter att fiska både fisk och andra djur tills de bryts ner. Detta drabbar i förlängningen även fisket (Havs- och Vattenmyndigheten[21]).

Långrev och burar används också i fisket på torsk i området, bifångster i dessa metoder är plattfisk (främst skrubbskädda, piggvar och rödspotta)och ål. Långrev kan ge skador på habitatet i områden där krokar fastnar men detta problem är litet i jämförelse med trål och garn. Till skillnad från garn är långrev dock inte alls selektivt. Burar och ryssjor är inte selektiva men kan tillåta att man släpper tillbaka icke önskvärd fisk oskadad. Dessa metoder orsakar inga skador på mjuk- och sandbottnar men på hårda substrat med växtlighet och djur på kan även dessa metoder skada systemet om det bedrivs ett så intensivt fiske att vegetation och bottenlevande arter inte hinner återhämta sig (Grieve m.fl. 2015; Havs- och Vattenmyndigheten 2013b, bilaga 2). Mindre vanliga metoder eller metoder med mindre årliga fångster som förekommer i området är drivlina, dörj (trolling), fällor och tinor.

För att uppnå de miljömässiga mål som eftersträvas av områdesskydd visar befintlig kunskap att fiskeregleringar kan vara nödvändigt och det identifieras som kraftfulla verktyg för att kunna uppnå dessa mål. Detta gäller bl.a. de krav som ställs för Natura 2000 områden från EU. I Naturvårdsverkets rapport Reglering av fiske i skyddade havsområden (Naturvårdsverket 2010b) utreds de osäkerheter kring ansvarsområden, juridiska verktyg och uppföljningar av fiskbestånd som rekommenderas för sådant skydd. Ett exempel från Västra Hanöbukten är ett område intill Helge ås södra mynning där allt fiske är förbjudet under hela året. Detta med undantag för ålfiske som är tillåtet under hela året med stöd av enskild rätt samt mellan 1 maj - 14 september med handredskap (gäller endast om fiskemetoden som sådan inte förutsätter användning av båt, vilket innebär att trollingfiske inte är tillåtet) (Länsstyrelsen i Skåne län[22]).

[21] https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljohot/marint-skrap/spokgarn.html, besökt 2015-10-13

[22] http://www.lansstyrelsen.se/skane/sv/djur-och-natur/fiske/fiskebestammelser/Pages/Alfiske.aspx, besökt 2015-10-13.

4.9.2 Kustnära småskaligt fritidsfiske

Småskaligt fiske väntas skapa en mer hållbar och långsiktig sysselsättning för lokalsamhällen och även vara mer skonsamt för de ekosystem de verkar i jämförelse med mer storskaligt fiske (Europeiska kommissionen 2014). Det småskaliga kustnära fiskets avgränsning mot yrkesfisket är inte helt tydligt och definitionen varierar beroende på område och målart. Fiskeriverket utredde på uppdrag av Jordbruksverket det småskaliga kustnära fisket i syfte att finna åtgärder för hur detta fiske ska förstärkas. Fiskeriverket definierade då småskaligt kustnära fiske i Sverige enligt följande punkter (Fiskeriverket 2010):

1. Fartygsstorlek. Att fartyget är under 12 meter.
2. Redskapsanvändning. Att fisket bedrivs med passiva redskap.
3. Fiskeresans längd. Att fisket i allt väsentligt utgörs av endygnsresor.
4. Var fisket bedrivs. Att fisket bedrivs inom 12 nautiska mil från kusten.
5. Hemmahamn. Att fisket utgår från en och samma hamn och därmed är geografiskt bundet.
6. Landsbygd. Att fisket bedrivs från hamnar på landsbygden.
7. Kombinerad verksamhet. Att fisket kombineras med andra fisken eller annan verksamhet.

Detta segment av fisket har tillsammans med fisket med båtar större än 12 meter minskat kraftigt sedan 2000-talets början i hela Sverige. Detta gäller speciellt där överkapacitet hos fisket, minskande bestånd och störningar i ekosystemen inte skapar ekonomiska förutsättningar för fiske i större skala (Fiskeriverket 2010). Detta har även skett i områdena kring Hanöbukten där antalet yrkesverksamma fiskare har minskat kraftigt samtidigt som medelåldern på fiskare har ökat, vilket tyder på en minskande föryngring inom yrket. Fiskfångster i det kustnära fisket anses ha blivit sämre de sista åren, med 2009 som det sista goda året. Detta har lett till att det idag från yrkesfisket inte finns något ekonomiskt intresse att fiska på grundare vatten (Havs- och Vattenmyndigheten 2013a). Johan Wagnström[23] på Länsstyrelsen i Skåne förklarar att kustfisket i Hanöbukten sedan 5-6 år tillbaka är inne i en kris. I Kristianstads kommun finns t.ex. enbart några enstaka fiskare kvar. Enligt honom är den främsta orsaken till detta den fiskflykt som uppträdde i Hanöbukten 2010, men även problem med utebliven tillväxt hos torsken i Östersjön, kraftigt ökade sälbestånd som åsamkar skadar både på redskap och fångst samt infekterar torsken med sälmask, samt låga priser på torsk har slagit hårt mot kustfisket. Enligt uppgifter från Fiskeriverket (2010) har även möjligheter till småskaligt fiske på traditionella arter som lax och ål minskat p.g.a. minskande bestånd varpå många valde att lämna yrket. Dock kommer nu uppgifter om att områdets enda laxbestånd, som finns i

[23] Johan Wagnström, Fiskeridirektör och ställföreträdande enhetschef, Fiske- och vattenvårdsenheten, Länsstyrelsen Skåne. Email 2015-11-03.

Mörrumsån, har återhämtat sig de senaste åren. Även havsöringen har varit nere i en svacka men visar tecken på att återhämta sig. (ICES 2014b). Trots att definitionerna av de två typerna av fiske är något flytande är det småskaliga kustnära fisket likt yrkesfisket nu beroende av torsken. Av de passiva metoder som tillåts för detta fiske är för torskgarn vanligast men även långrev, burar, fällor och ryssjor förkommer. Kustnära fiske på arter som sill och skarpsill, öring, lax, gädda och abborre och olika arter av plattfisk utgör också en viktig del av detta fiske (Havs- och vattenmyndigheten[24]).

En särskilt ekonomisk och kulturellt viktig del av det småskaliga kustfisket i västra Hanöbukten är det traditionella ålfisket och det är här som de traditionellt största fångsterna av ål tagits längs med ostkusten. Fisket bedrivs främst med homma (en variant av en variant av ryssja) samt bottengarn. Detta fiske bedrivs till största del med stöd av enskild rätt och enbart de största fiskarna är licensierade. Ålfiske sker ofta som säsongsfiske, i kombination med torskfiske eller fiske i skärgårdsområden på arter som sik, abborre och gädda eftersom ekonomiska möjligheter till ett yrkesfiske riktat på enbart ål minskat sedan förbudet. Även om detta fiske inte har ett lika omfattande tonnage som fisket på torsk och sill, ger detta fiske viktiga ekosystemtjänster för regionen genom turism och kultur. Det ekonomiska värdet på dessa tjänster anses långt överskrida själva värdet på det tonnage med ål som fångas (Havs-och vattenmyndigheten 2013a).

Representanter från fisket i Blekinge och Skåne anser att möjligheterna till utvecklingen av det småskaliga kustfisket är begränsat på grund av att fiskereglerna skapar problem att få lönsamhet i fisket, hindrar nödvändig flexibilitet i redskapsanvändning och typ av fiske samt hindrar nyrekrytering till yrket. Dessutom anses överförandet av kvoter till mer storskaligt trålfiske skapa begränsningar för det mer småskaliga fisket (Fiskeriverket 2010).

4.9.3 Fritidsfiske

Enligt Havs- och vattenmyndigheten ägnar sig runt 1,6 miljoner människor någon gång per år åt fritidsfiske i Sverige vilket genererar fångster på totalt 16000 ton varav 7000 ton beräknas fångas längs kuster och i havet. Möjligheter till fritidsfiske med handredskap ges längs med hela Sveriges kust och i de fem stora sjöarna genom det fria handredskapsfisket (SFS 1993:787). För fiske i enskilda vatten möjliggörs fritidsfiske genom t.ex. fiskekort. I Sverige finns runt 2 000 fiskevårdsområdesföreningar som säljer fiskekort (Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket 2013). Detta fiske bidrar med viktiga samhällsekonomiska, rekreativa och hälsofrämjande ekosystemtjänster och dess omfattning belyser vikten av en fungerande förvaltning av den marina miljön för att skapa förutsättningar för livskraftiga fiskbestånd och därigenom ett fungerande sportfiske. För en fungerande förvaltning krävs information om dess omfattning (Karlsson m.fl. 2014).

[24] https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/yrkesfiske/statistik-och-kartor/fangststatistik-yrkesfisket.html, besökt 2015-10-13.

Fritidsfiske definieras som allt fiske som bedrivs i rekreationssyfte och/eller för konsumtion i det egna hushållet och alltså inte för att sälja den. Beroende på vilken redskapstyp som används och syftet med fisket kan fritidsfiske delas upp i sportfiske och husbehovsfiske där det senare sker i syfte att äta fisken. Inom sportfiske bedrivs ofta så kallad ”Catch and release” där fångad fisk släpps tillbaka (Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket 2013). Fisketurism är fiske som bedrivs av människor som vistas på platser utanför sin vanliga omgivning eller nyttjar tjänster som tillhandahålls av fisketurismföretag (Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket 2013). Totalt var svenskarnas utgifter för fisketurism 2006 cirka 800 miljoner kronor (Hav- och vattenmyndigheten[25]). På grund av de värden fritidsfisket utgör och möjligheterna till ytterligare utveckling av dessa fick Jordbruksverket 2011 i uppdrag att främja svenskt fritidsfiske och fisketurism.

På grund av nämnda begränsningar saknas specifika siffror för fritidsfisket för mindre delområden av Sveriges vatten och för specifika arter för dessa områden. Havs- och vattenmyndigheten sammanställer dock vissa siffror över fritidsfisket varje år. På sydkusten beräknades 2013 att 102 000 människor utfört 2,2 miljoner redskapsdagar (dagar med ett enskilt redskap och person) (Havs- och vattenmyndigheten 2014). I Hanöbukten utgör detta ett omfattande fritidsfiske som till stor del är riktat på lax och öring, men även sik och gädda är också viktiga arter för fritidsfisket. Trollingfiske av öring och lax har en stor betydelse inom fritidsfisket och även för turismen i området men även andra delar av fritidsfisket utgör flera för området viktiga med betydande ekosystemstjänster (Havs-och vattenmyndigheten 2013a). Områdesspecifika regler kring fiske med handredskap omfattas av regleringar genom skyddade områden, tidsbegränsande förbud, fiskeförbud på känsliga och hotade arter, artspecifika minimimått samt antal fiskar per dag och person (Länsstyrelsen i Skåne län 2014). Andra regler kan gälla förbud mot fiske på lax som inte har fettfenan bortklippt (ej odlad fisk).

Då forskning kring fiskets påverkan på ekosystemen till största delen varit riktat på yrkesfiske och mängdfångande redskap är kunskap om fritidsfiskets effekter är idag begränsade. Där data på fiskets uttag finns är denna ofta för lågupplöst för att kunna användas för att dra slutsatser om fiskets effekter. I jämförelse med liknande informationsinsamling från yrkesfisket har detta visat sig svårt då fisket till stor del är oreglerat och krav på rapportering saknas (Karlsson m.fl. 2014). Detta medför att det blir svårt att skatta dess effekter på ekosystemen. Sådan kunskap om det svenska fritidsfiskets omfattning och fångster ger möjlighet att kvantifiera inte bara dess effekter men också dess bidrag till ekosystemtjänster. Dessutom kan hänsyn tas till fiskets effekter på ekosystemen och samhället vilket kan användas för uppföljningar av miljömål som

[25] https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/sport--och-fritidsfiske/fisketurism.html, besökt 2015-10-13.

berör både ekosystem, friluftsliv och turismnäring (Karlsson m.fl. 2014; Havs- och vattenmyndigheten och Jordbruksverket 2013).

Fritidsfisket riktar sig ofta på särskilda arter av intresse beroende på hur attraktiva de är som matfisk eller för sportfiske. Svenskt fritidsfiske är ofta selektivt på rovfisk såsom gädda, gös, lax, öring och torsk. Fisket kan också genom beteendemönster hos fisken vara könsselektivt, exempelvis genom fiske under lekperioder eller storleksriktat vilket ofta drabbar större individer. Sådan selektivitet kan missgynna dessa arters bestånd dels kortsiktigt genom att större honindivider fiskas bort vilka är särskilt viktiga för föryngring, dels långsiktigt då snabbväxande och stora individers viktiga gener selekteras bort från beståndet (Karlsson m.fl. 2014). Ett intensivt sportfiske kan således ha effekter vilket visar på behovet av att kvantifiera det.

4.10 Energiutvinning ur havet

Utbyggnaden av förnyelsebar energiproduktion är en förutsättning för att förebygga långtgående effekter av klimatförändringar och havsförsurning (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Havet är en möjlig plats att göra detta på i huvudsak som vindkraft och havsenergi i form av vågkraft. Havs- och vattenmyndigheten (2015) ser att möjligheter finns för en ökad produktion av havsbaserad vindkraft i Sverige, medan vågkraften befinner sig i ett skede som snarare karaktäriseras av forskning och utveckling än av utbyggnad. En utveckling av kostnadseffektiva lösningar behövs för att uppnå konkurrenskraft för vågkraft. Överföringen av energi från havet sker i Sverige av genom kraftledningar och gasledningar (Havs- och vattenmyndigheten 2015).



Vindkraftsverk. Fotograf: Nicklas Wijkmark

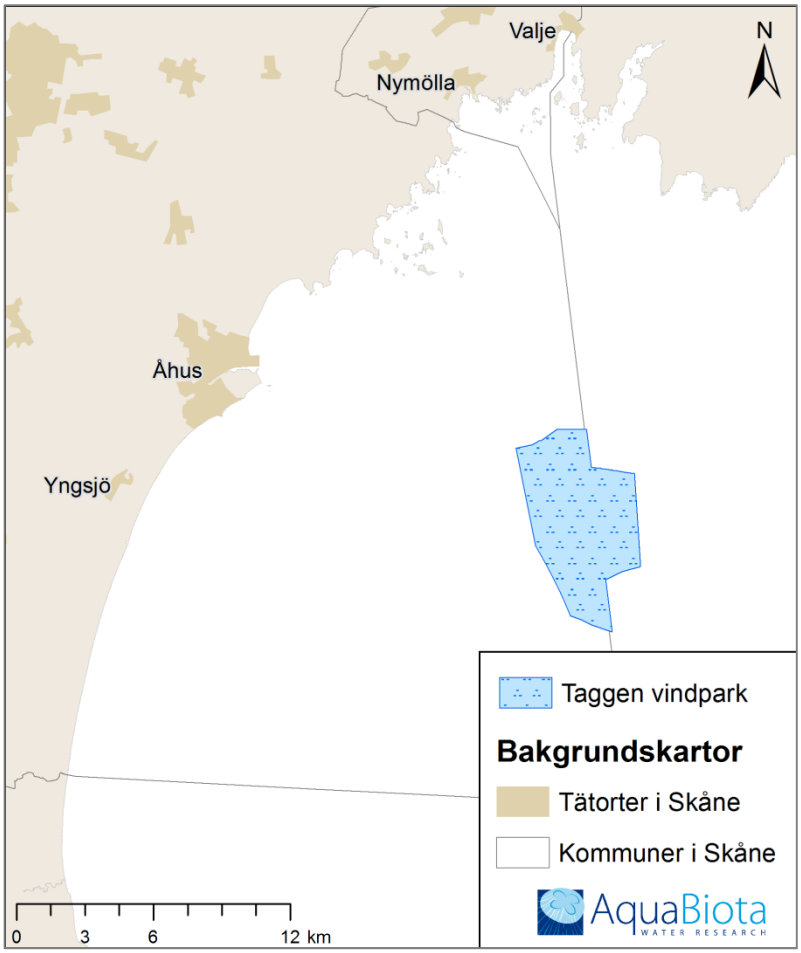
Vindkraften står enligt Havs-och vattenmyndigheten (2015) i konflikt med naturvården då dessa verk påverkar havsmiljön både under konstruktions- och produktionsfas. Enhus

m.fl. (2012) har utrett vilka påverkansfaktorer som förekommer vid konstruktionsfasen av vindkraftverk till havs och en sammanställning av havsbaserad vindkrafts effekter på miljön har gjorts inom forskningsprogrammet VindVal (Bergström m.fl. 2012). Påverkan av fysisk förlust av habitat visade sig vara störst på bottenlevande organismer men begränsad till små ytor. Påverkan från sedimentspridning anses vara störst för fisk, men är förmodligen lokal och tidsmässigt kortvarig. Partiklar som fastnar på gälarna förväntas kunna leda till kvävning av vuxen fisk samt att rom och larvstadier anses kunna påverkas genom övertäckning av sedimentpartiklar respektive minskat födointag (Enhus m.fl. 2012). För fisk och marina däggdjur är dock buller och höga ljudnivåer under konstruktionsfasen den absolut största påverkan (mer om bullerpåverkan i avsnitt 4.12). Vilken fundamentstyp som vindkraftstornen byggs har stor betydelse ur bullersynpunkt. Att driva ner s.k. monopiles i botten alstrar mycket kraftiga ljud, medan konstruktion av gravitationsfundament sker betydligt tystare.

Även under driftfasen kan marint liv störas. Det finns studier som visar att alfåglar undviker att vistas i vindkraftparker och förekommer dessutom mer sparsamt i en radie på 2000 m runt dessa (Nilsson och Green 2011; Petersen m.fl. 2006). Enhus m.fl. (2012) förklarar att det finns studier som har visat att elektromagnetiska fält genererade av elektriska kablar kan påverka beteendet hos broskfiskar, dock visar olika studier olika resultat och att effekterna på fisk, bottensamhälle och marina däggdjur troligtvis är lokala och av mindre betydelse.

I västra Hanöbukten finns det idag ingen vindkraftsanläggning, men detta kan förändras i framtiden. Tillstånd finns redan för uppförande av 83 verk på gränsen mellan Blekinge och Skåne län i Sölvesborgs och Kristianstads kommuner (Figur 26). Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2015) har området en hög vindenergitillgång och är mycket lämpligt för energiproduktion. Energimyndigheten har pekat ut området som riksintresse för vindkraft. Taggen Vindpark AB som planerar att bygga vindkraftsparken vill att verken ska vara högre och färre än vad som tidigare planerats[26].

[26] http://www.taggenvindpark.se/showNews.aspx?id=16, besök 2015-10-15



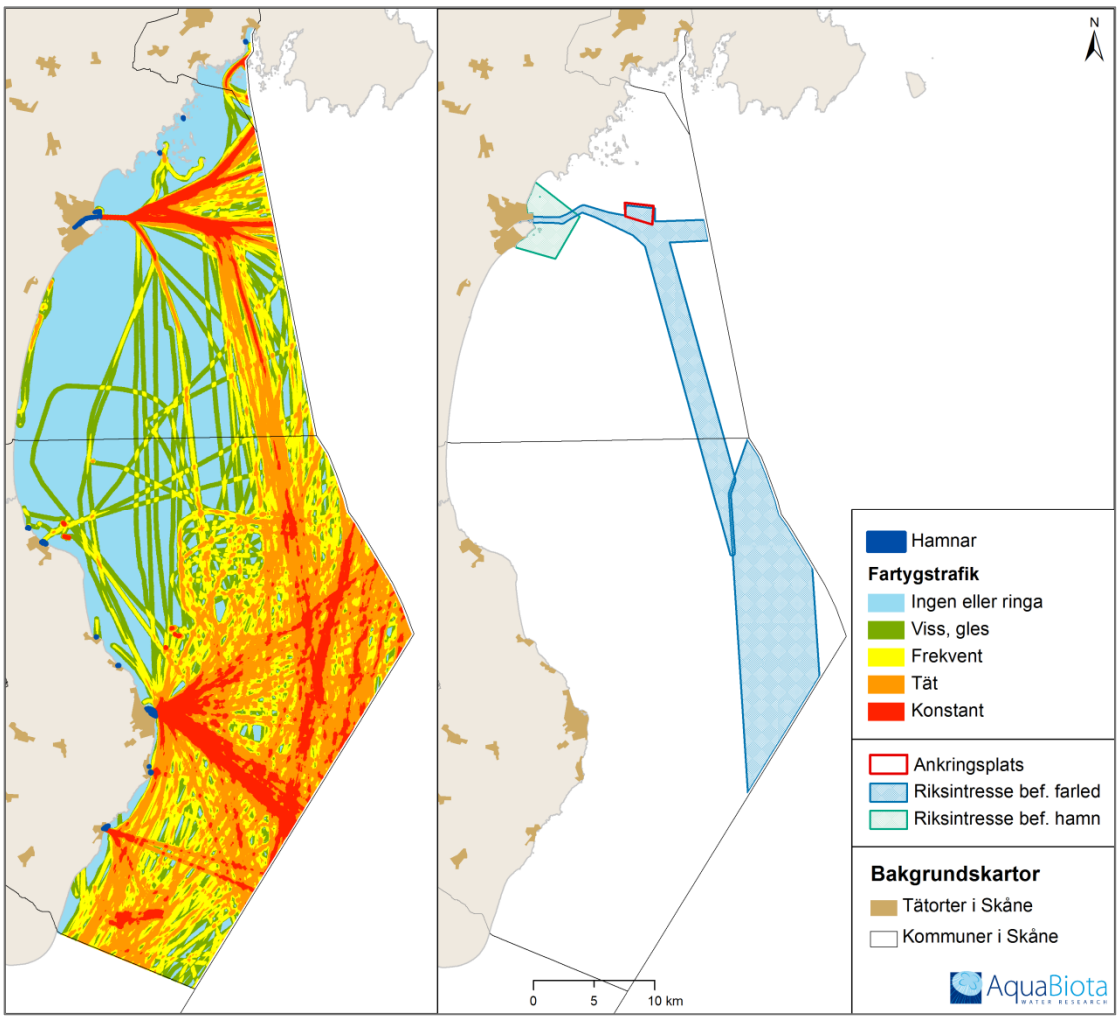
Figur 26. *Planerad placering för Taggen vindkraftspark. Kartunderlaget är baserat på riksintresse för energiproduktion, då dessa sammanfaller med vindkraftsverkens verkliga positioner.*

4.11 Sjöfart

Sjöfarten är av stor betydelse för transporterna i den svenska utrikeshandeln, särskilt för den råvaruintensiva exportnäringen och de delar av näringslivet som exporterar stora volymer. Sjöfartssektorn bidrar vidare till näringslivet med tanke på de omgivningsföretag som byggs upp i samband med sjöfarten. Därutöver transporteras ett stort antal människor sjövägen med färjor mellan grannländerna. Både näringslivet och turistnäringen är beroende av ett välfungerande transportsystem eftersom transportsystemet påverkar de geografiska transaktionskostnaderna. Hamnarna fyller en viktig funktion som betydelsefulla omlastningspunkter (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Möjligheten till båttrafik är även av stor vikt för friluftslivet, då det möjliggör aktiviteter av stora rekreationsvärden.

Sammanställd och klassad fartygsdata framtagen genom densitetsanalyser av AIS (Automatic Identification System)-data från juni, juli, oktober och november 2009 (Figur 27; Naturvårdsverket 2010a) visar att den huvudsakliga sjötrafiken i västra Hanöbukten går till och från Åhus och Simrishamns hamnar. Men en betydande del trafik går även till och från Kivik, Brantevik och Skillinge. Farleden till och från Åhus samt Åhus hamn är

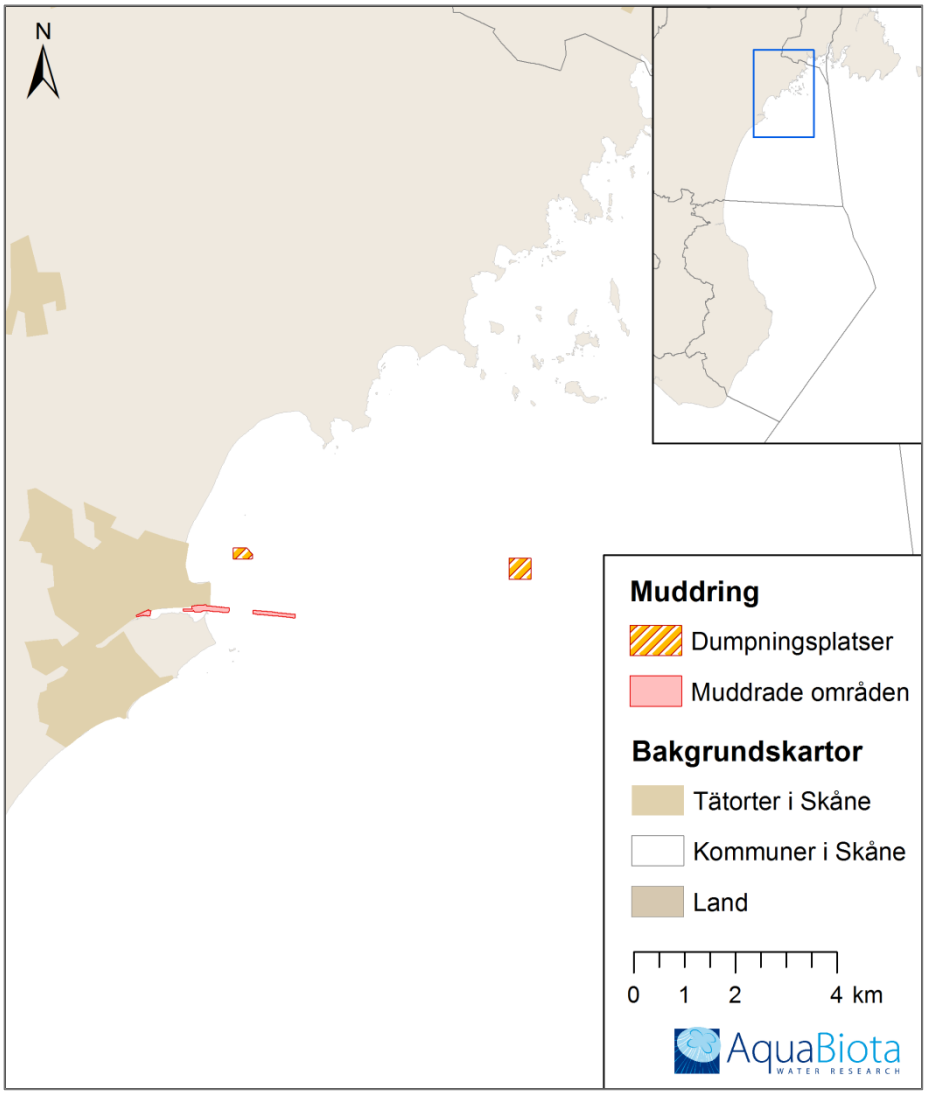
dessutom av riksintresse för sjöfarten. En ankringsplats finns utmärkt i västra Hanöbukten (Figur 27).



Figur 27. *Vänster: Sammanställd fartygsdata och ankringsplatser från en kartläggning av påverkande faktorer på den marina miljön (Naturvårdsverket 2010a). Fartygstrafiksdata var framtagna genom densitetsanalyser av AIS (Automatic Identification System)-data från juni, juli, oktober och november 2009. Höger: Riksintressen för befintlig farleder och hamnar samt en ankringsplats.*

Fartygs- och annan båttrafik kan bl.a. orsaka bottenstörning, höga bullernivåer och föroreningar som kan påverka det marina livet negativt (Hildebrand 2009; Eriksson m.fl. 2004; Sandström m.fl. 2005; Sundblad och Bergström 2014; Popper m.fl. 2014). När fartyg är i drift släpps gaser ut i luften, smörjmedel och oljor från propellerhylsor läcker ut i havet och avfall från toalett, rengöring och kök ansamlas och måste tömmas. Fritidsbåtar kan även släppa ifrån sig gifter från båtbottenfärger. Operationella utsläpp, dvs. små, kontinuerliga och olagliga utsläpp, utgör den största delen av oljeutsläppen i Östersjön, men självfallet bidrar även olyckor till utsläpp av olja och kemikalier (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Enligt Larsson (2006) är illegala oljeutsläpp ett betydande hot mot det europeiska alfågelbeståndet. Varje år dör tiotusentals, och vissa år hundratusentals, alfåglar enbart i Östersjön. Sjöfarten är dessutom en av de största vektorerna för introduktion av främmande arter till Östersjön då dessa lätt sprids genom barlastvatten och påväxt. Genom utsläpp av växthusgaser vid användning av fossila

bränslen påverkar sjöfarten klimatet. Havsbotten och kustlinjen påverkas mer direkt, t.ex. genom erosion, särskilt i anslutning till farleder och hamnar. Ankringsplatser och hamnar besöks ofta av fler fartyg än deras närliggande områden och kan därför också förknippas med samma störningar. Muddring och dumpning av muddermassor är vanligt i samband med farleder och hamnar. Muddringsverksamhet som berör grövre sediment medför risk för störningar i sandtransportsystem och erosion av påverkade ytor (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Muddring i områden med finsediment i anslutning till hamnar och marinor medför risk för uppgrumling av förorenade sediment och spridning av miljögifter som följd. Grumlingen i sig kan vara skadlig för marina organismer genom att hindra ljustillgång eller genom direkt fysisk påverkan som att fastna i och skada fiskars gälar. Det är därför särskilt viktigt är att undvika muddring och dumpning av muddermassor under känsliga perioder, t.ex. fiskars lekperioder (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2015) är det även viktigt att undvika dessa aktiviteter och skydda sådana känsliga områden. I västra Hanöbukten har det muddrats i Åhus hamn och två dumpningsplatser finns i hamnens närområde (Figur 28). Mer om muddring finns beskrivet i avsnitt 4.14.1.



Figur 28. *Muddring och dumpning av muddringsmassor i närhet av Åhus hamn.*

Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2015) kan en effektiv planering av fartygsleder och fartygsrutter bidra till minskad belastning på miljön genom minskad bränsleförbrukning och därmed även utsläpp av koldioxid, svavel, partiklar och kväve. Välplanerade fartygsleder skulle också minska risken för kollisioner och grundstötningar som ofta får till följd att olja eller kemikalier läcker ut i havet. T.ex. skulle fartyg kunna ledas till att undvika ekologiskt känsliga områden hela eller delar av året (Havs- och vattenmyndigheten 2015).

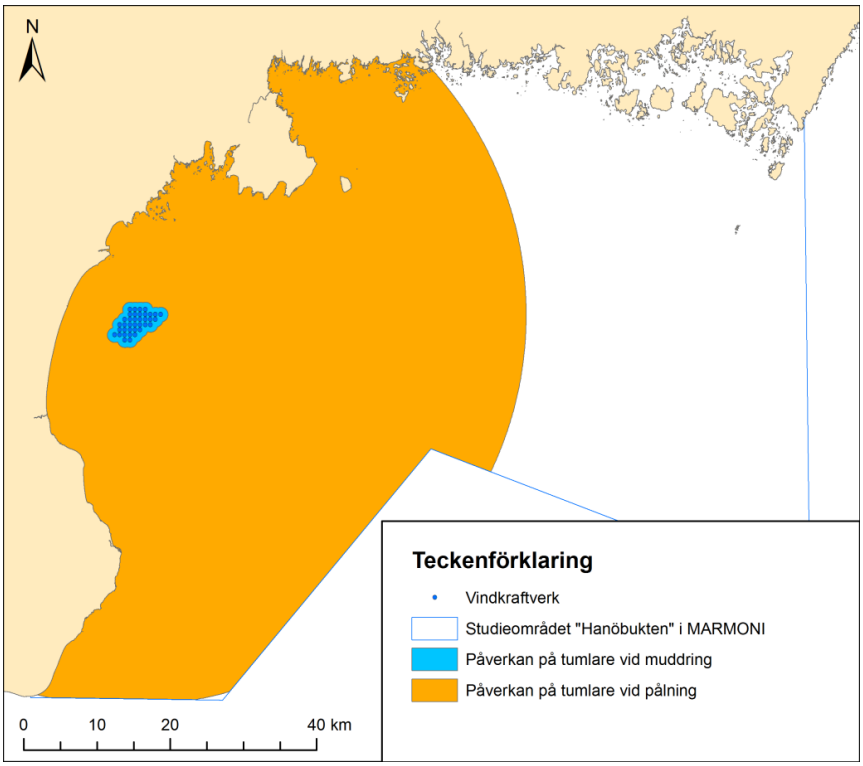
4.12 Bullerpåverkan från vindkraftverk & sjöfartstrafik

Tillförsel av ljudenergi förekommer på många olika skalor både i tid och rum. Mänskligt skapat buller delas vanligtvis upp i impulsivt (kortvarigt) och kontinuerligt ljud. Impulsiva ljud kan dock upprepas med jämna mellanrum vilket kan bli diffust på avstånd och omöjligt att skilja från kontinuerligt buller. Ljud på olika frekvenser färdas olika bra genom vatten. Ljud på högre frekvenser transformeras sämre i den marina miljön, medan lägre frekvenser kan färdas långt (Van der Graaf 2012). Att förstå undervattensbuller och dess påverkan på marin miljö är således komplicerat. Medvetenheten om påverkan på miljön genom alstrande av undervattenbuller har på senare år ökat och forskningen på området har intensifierats (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Påverkan av buller på marina organismer kan både vara kortvarig (akut effekt) och långvarig (permanenta eller kroniska effekter). Negativa effekter kan vid lägre ljudtrycks- eller ljudexponeringsnivåer vara subtila t.ex. i form av tillfällig minskning av hörselkänslighet eller beteendeeffekter, och vid högre vara uppenbara som t.ex. skada eller dödsfall (Havs- och vattenmyndigheten 2015; Enhus m.fl. 2012; Van der Graaf 2012; Wright m.fl. 2007). Påverkan på ett djurs beteende kan uppfattas som mildare än fysiologisk påverkan, men kan leda både till att individer dör eller att hela populationer påverkas. Även om beteendeförändringarna ofta är kortvariga så medför de energiförluster, förlorade möjligheter till födosök och socialt beteende (Dyndo 2015). T.ex. kan valmamma och kalv, som är beroende av att få dia för sin överlevnad, permanent skrämmas isär. Tumlare kan också under längre perioder skrämmas bort från ett för populationen viktigt område (Carlström 2014). Således kan konsekvenser för tumlare bli stora till följd av upprepade kortsiktiga beteendestörningar, t.ex. i områden med tät fartygstrafik (Dyndo 2015).

Vid anläggning och drift av vindkraftparker utgör spridning av ljud i vatten den största påverkansfaktorn för marina däggdjur såsom tumlare och gråsäl. Ljudpåverkan beror emellertid på var och hur vindkraftsverken konstrueras. Olika konstruktionstyper och tillvägagångssätt vid anläggning av vindverken har olika påverkan på undervattensmiljön. Vid konstruktionsmetoden pålning förväntas gråsäl bli påverkade på 2500 m avstånd jämfört med omkring 100 m avstånd vid muddring (Enhus m.fl. 2012). Tumlare uppfattar ljud från pålning på långa avstånd och påverkan kan enligt Dähne m.fl. (2013) förväntas på så stort avstånd som 50 km.

Inom MARMONI-projektet kvantifieras påverkan av en fiktiv vindkraftpark på ett antal naturvärden i området med hjälp av ytberäkningar i GIS. Den fiktiva vindkraftparken var placerad på Kiviksbredan och bestod av 37 vindkraftverk placerade med 700 meters mellanrum på grunda delar av Kiviksbredan. Resultaten visade att tumlare under

konstruktionsfasen eventuellt skulle bli påverkade över ett område som är mer en 30 gånger större vid pålning än det område som de skulle bli påverkade av vid muddring (Figur 29; Wijkmark m.fl. 2015).



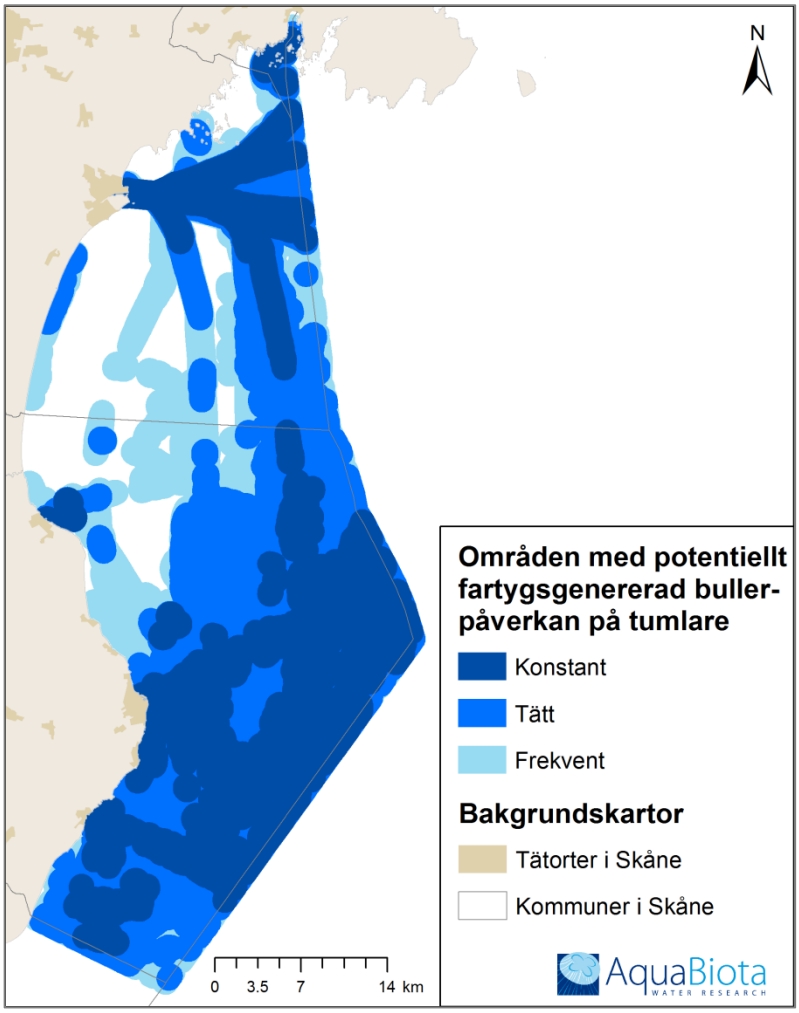
Figur 29. *Område som förväntas undvikas av tumlare under anläggningsarbete med pålning respektive muddring enl. Wijkmark m.fl. 2015.*

Vindkraftverken skapar undervattensbuller även när de är i drift. Vindkraftsverken producerar en speciell ton som skär igenom t.ex. fartygsbuller och kan därför höras på flera kilometers håll även om andra ljudkällor finns i området. Hörselförmågan skiljer sig dock hos olika arter. Lax och ål kan t.ex. höra en vindkraftpark på ett avstånd av en kilometer, medan sill och torsk som har bättre hörselförmåga, kan upptäcka parken på mer än tio kilometers avstånd när parken är i full gång (Andersson m.fl. 2011). Enligt Enhus m.fl. (2012) är det högst möjligt att de lägre ljudnivåerna under driftsfasen även kan orsaka beteendestörning hos t.ex. lekande torsk och eventuellt även hos sälar. Fiskar och däggdjur i Östersjön har ett behov av att kunna kommunicera med varandra. Det gör de genom ljud och hörsel. Även om bullernivåer under drift inte fysiskt skadar fiskens hörselförmåga, kan ljudet från vindkraftparkerna överrösta fiskarnas egen kommunikation på nära håll och göra fiskarna stressade. Detta kan i sin tur leda till minskad tillväxt och potentiellt påverka reproduktionen (Carlström 2014).

Generellt kvarstår det dock stora kunskapsluckor, speciellt när det kommer till hur kontinuerligt lågfrekvent ljud påverkan marina organismer på sikt (Havs- och vattenmyndigheten 2015). T.ex. finns det litteraturuppgifter som visar dels att tumlare kan förekomma i högre täthet kring strukturer såsom oljeborrplattformar och konstgjorda rev men även att tumlare kan uppfatta ljud alstrade av en vindkraftpark i drift på ganska långa avstånd (Carlström 2014).

Enligt Southall (2005) är den huvudsakliga påverkan från fartygsgenererat undervattensbuller på marina djur maskering av biologiskt signifikanta ljud. Majoriteten av ljudenergin från stora kommersiella fartyg genereras på frekvenser under 1 kHz, vilka i huvudsak används för kommunikation av bardvalar, sälar och fisk (Southall 2005). Det finns dock studier som visar att en mängd olika fartyg producerar betydande buller vid höga frekvenser (Hermannsen m.fl. 2014). Tumlare, som hör lågfrekventa ljud sämre än högfrekventa (Kastelein m.fl. 2002), har visats bli påverkade av fartygsbuller (Dyndo m.fl. 2015; Palka 2001) samt undvika områden med intensiv sjötrafik (Herr m.fl. 2005). Bullernivåer som tros kunna bidra till en reducerad hörselvidd hos tumlare har uppmätts över 1 km från fartyget (Hermannsen m.fl. 2014) och tumlare har noterats ändra simriktning från fartyg på samma avstånd (Palka och Hammond 2001).

För att illustrera bullerpåverkan på tumlare från fartygstrafiken i västra Hanöbukten gjordes en bufferanalys på de fartygstrafikdata som presenterats i avsnitt 4.11 (Naturvårdsverket 2010a). Som beskrivits ovan kan ljud ha många olika akustiska egenskaper och effekterna av dessa skiljer sig mycket mellan olika marina organismer. Det är därför inte möjligt att ange ett värde som gäller för påverkan på alla marina organismer (Enhus m.fl. 2012). Som även fastställts av Enhus m.fl. (2012) är det heller inte hanterbart eller kunskapsmässigt möjligt att sätta upp specifika gränsvärden för alla tänkbara kombinationer av ljudkällor och marina djurarter. Information som beskriver på vilka avstånd från ett fartyg som marina organismer påverkas av dess buller är bristfälliga, vilket försvårar valet av bufferzon i analysen. Men med stöd från Hermannsen m.fl. (2014) samt Palka och Hammond (2001) valdes bufferzoner på 1 km för att visa inom hur stora områden fartygsbuller kan tänkas störa tumlare för tre klasser av fartygsfrekvens (tät, frekvent och konstant trafik) (Figur 30). Tumlare valdes dels för att det fanns tillgänglig information om avståndet från fartyg inom vilket de kan påverkas och dels för att arten är klassade som Sårbar (VU) i Sveriges rödlista (ArtDatabanken 2015) och är därmed prioriterad. Resultatet visar att tumlare troligtvis är påverkade av fartygsgenererat undervattensbuller i större delen av västra Hanöbukten.



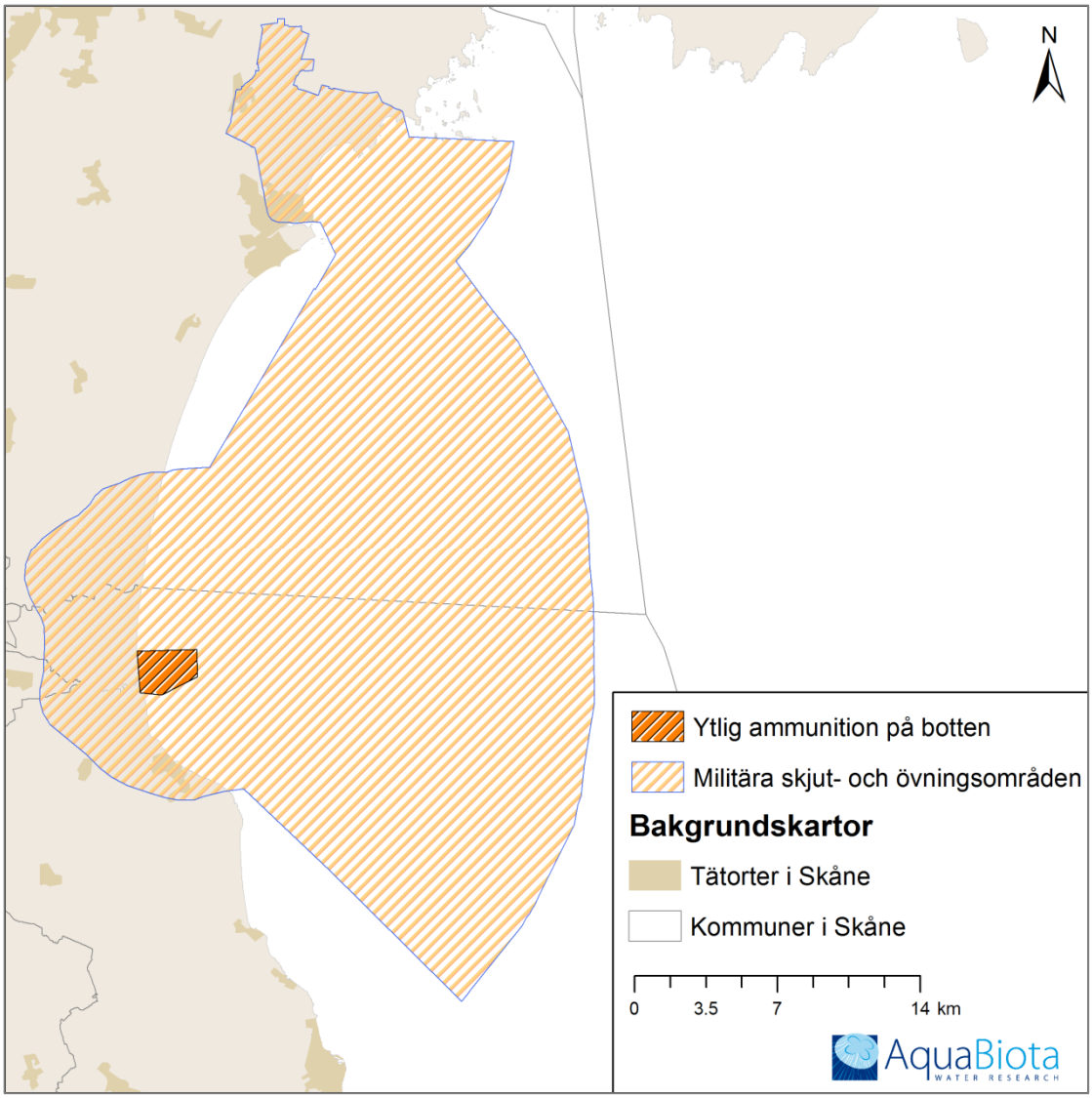
Figur 30. *Områden där fartygsbuller kan tänkas störa tumlare baserat på tre klasser av fartygsfrekvens (tät, frekvent och konstant trafik). Men med stöd från Hermannsen m.fl. (2014) samt Palka och Hammond (2001) valdes bufferzoner på 1 km från fartygstrafiken.*

Denna analys är ett förenklat sätt att visualisera i hur stora områden fartygstrafik kan påverka marint liv. En betydligt grundligare kartläggning av undervattenbuller tas för närvarande fram inom EU LIFE+ projektet Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape (BIAS)[27]. Inom projektet kommer fartygsgenererat undervattensbuller modelleras i hela Östersjön (förutom kustnära i skärgårdsområden) för olika djup och olika frekvenser. Dessa kartor är tänkta för storskalig förvaltning av kontinuerligt undervattensbuller, men kan tänkas ge intressant information även på kommunal nivå. Kartorna beräknas bli tillgängliga under andra halvan året 2016.

[27] bias-project.eu

4.13 Militär

I västra Hanöbukten används stora delar av det marina området för militära skjutområden. Det finns två riskområden över vatten från övnings- och skjutfält på land: Ravlunda och Rinkaby (Figur 31). Skjutområden kan bl.a. ge upphov till över- och undervattensbuller, kontaminering av botten och fysisk bottenstörning.



Figur 31. *Militära skjut- och övningsområden samt ett område där ytlig ammunition har hittats på botten.*

4.14 Gifter i sediment

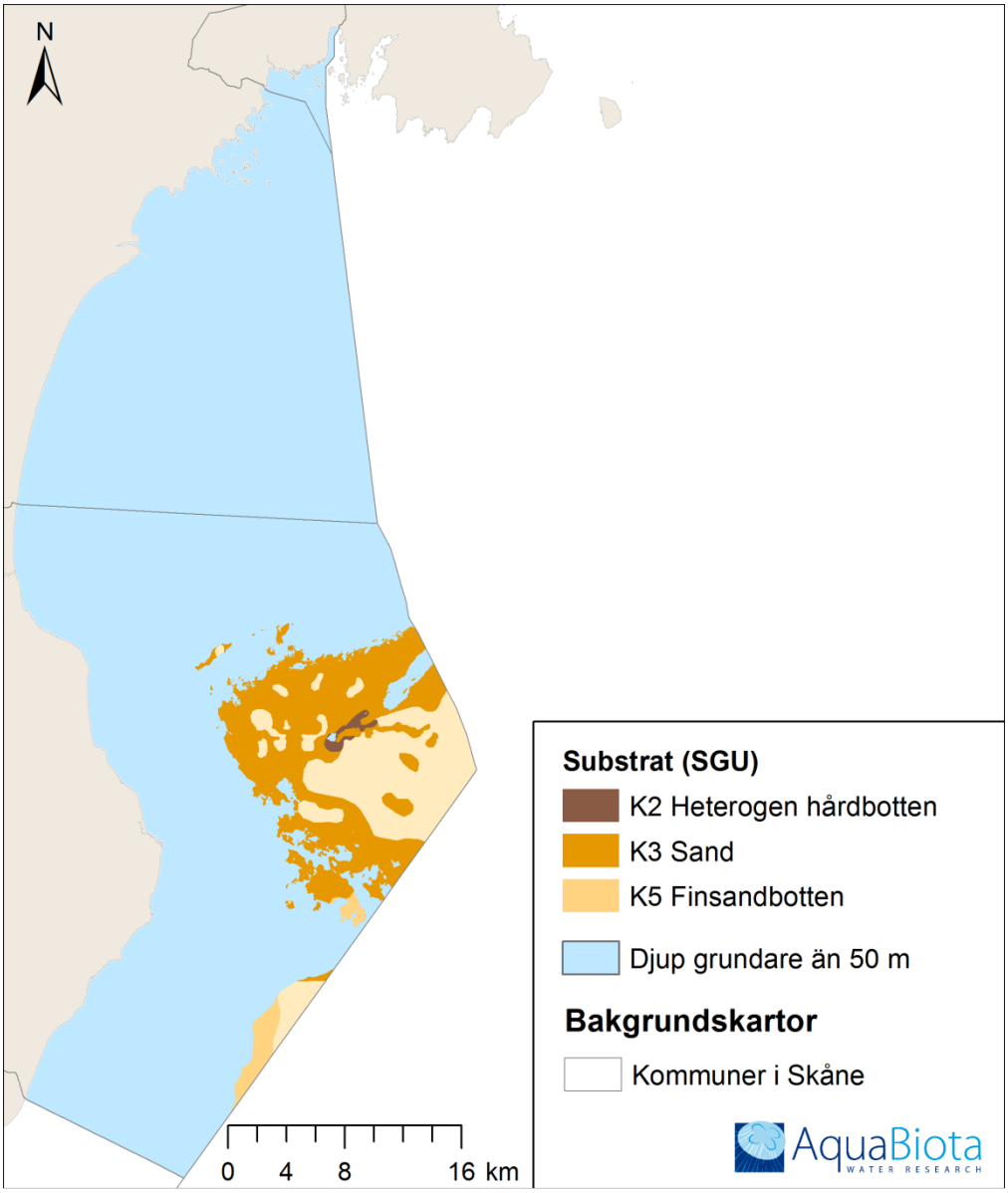
Decennier av utsläpp av miljögifter från land och luft har utsatt de marina livsmiljöerna i Östersjön för ett hårt tryck. Detta i kombination med ett hårt drivet fiske och andra mänskliga aktiviteter har resulterat i storskaliga förändringar av de marina ekosystemen. Även kulturmiljöer, friluftsliv och turism, yrkes- och fritidsfiske samt vattenbruk kan också påverkas negativt av utsläppta miljögifter (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Enligt Korpinen m.fl. (2012) står tillförsel av miljögifter och närings- ämnen/organiskt

material för de två faktorer som bidrar mest till påverkan på ekosystemen i Östersjön. Dessa beräknades stå för cirka 30 % vardera och var tätt följda av yrkesfiske som i analysen stod för 25 % av påverkan. Havs- och vattenmyndigheten (2013a) lyfter fram att miljögifter således är en viktig faktor när det gäller påverkan på ekosystemen i Östersjön i allmänhet och bör därmed beaktas.

Miljögifter är ett samlingsnamn för ämnen som påverkar miljön och organismers funktioner negativt. Många av dessa kan vara extremt giftiga vid låga koncentrationer, ha en hög spridningsförmåga och/eller brytas ned långsamt eller inte alls. Det saknas entydiga kriterier för att bedöma vilka ämnen som riskerar att ge skador på miljön, men vanliga kriterium är att ämnet är främmande för ekosystemet, är stabilt eller svårnedbrytbart, har vidsträckt spridning, tas upp av levande organismer och anrikas eller ackumuleras, samt om det finns naturligt i miljön men uppträder i en koncentration som miljöstörande (Vattenmyndigheten Bottenviken[28]). Miljögifter som är bundna till finkorniga partiklar kan upptas av djurplankton och bottenfauna och på så sätt spridas i näringsväven. Om de är fettlösliga lagras och ackumuleras de i fett och fettvävnader (Holmes 1986).

Många tungmetaller och organiska miljögifter är starkt partikelbundna och kan, om partiklarna är små, sedimentera långsamt och spridas över stora områden. Finkorniga sediment har dessutom stor kapacitet att binda svårnedbrytbara miljögifter och ju mindre partikelstorlek desto mer tillgängliga yta kan miljögifterna binda vid. Eftersom miljögifterna är associerade till sedimentpartiklarnas yta har partiklarnas storlek betydelse för hur ekologiska och toxikologiska effekter uppträder. Halten av miljögifter i sediment styrs därför i huvudsak av förekomsten av ackumulationsbottnar (ett område där sediment ansamlas naturligt och ligger kvar) och bottnar med finkorniga sediment och hög organisk halt (Naturvårdsverket 2009b). I västra Hanöbukten är de grundare hårdbottnarna erosionsbottnar från vilka material och föroreningar eroderar och förs via transportbottnarna ut till de djupare ackumulationsbottnarna, där slam och föroreningar samlas (Kristianstad kommun[29]). Enligt (Kristianstad kommun[29]) finns ackumulationsbottnar i denna del av Hanöbukten först på cirka 50 meters djup (Figur 32).

[28] http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/bottenviken/beslut-fp/miljoproblem/Pages/miljogifter.aspx, besökt 2015-10-01.
[29] http://www.kristianstad.se/sv/Kristianstads-kommun/Djur--natur/Vatten/Kusten-och-havet/Hanobukten/Bottnar/, besökts 2015-08-15.



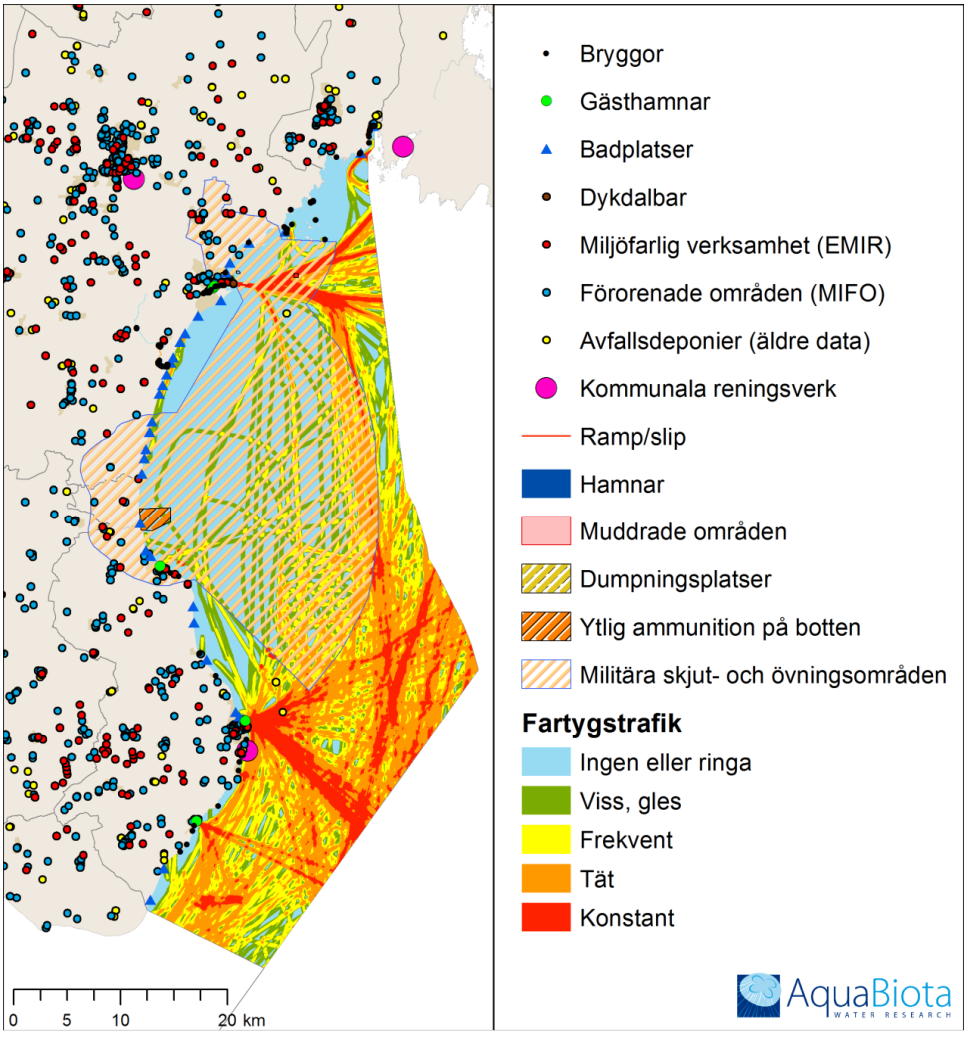
Figur 32. *Substrat på djupa bottnar i västra Hanöbukten. Djup större än 50 meter i kombination med mjukare sediment indikerar var ackumulationsbottnarna finns.*

Många olika aktiviteter kan bidra till att skadliga ämnen tillförs havsmiljön: t.ex. industrier, reningsverk, enskilda avlopp, dagvattenhantering, förbränning och urlakning från förorenade områden på land, läckande vrak, fritidsbåtar, sjöfart (avsnitt 4.11), fiskodling, muddring och dumpning, utvinning av olja, olyckor samt undervattenssprängningar (Havs- och vattenmyndigheten 2015).

Många aktiviteter på land kan via avrinning sprida miljögifter till havsvattnet. Både vatten och deponier från reningsverk kan innehålla miljögifter och spridas i miljön. Det centrala reningsverket i Kristianstad (Figur 33) är ett av Sveriges största och hanterar årligen avloppsvatten från motsvarande 150 000 personekvivalenter. Renat vatten från verket pumpas ut i Hammarsjön som är en del av Helge ås vattensystem och därmed löper ut i Hanöbukten (Havs- och vattenmyndigheten 2013a). Dagvatten kan ta med sig ett stort antal föroreningar. T.ex. är det välkänt att halter av koppar och zink är höga i dagvatten och att dagvatten kan innehålla gummipartiklar och andra toxiska ämnen (Wik m.fl.

2008). Jordbruk och skogsbruk kan orsaka utsläpp av bekämpningsmedel och biocider till vattendrag som mynnar i havet. I en stor undersökning av skånska vattendrag hittades t.ex. bekämpningsmedel i alla vatten där prover togs. Vidare finns i Hanöbukten ett pappersbruk mellan Åhus och Sölvesborg som släpper ut industriavlopp blandat med renat vatten från det kommunala reningsverket i Sölvesborg (Havs- och vattenmyndigheten 2013a).

I Hanöbuktsutredningen har olika rapporter från/om reningsverk, dagvattenhantering, deponier, jordbruk och skogsbruk, pappersbrukens recipientkontrollprogram, skeppsvrak, militära skjutfält samt dumpade stridsmedel sammanställts. Dessa visade inte på några alarmerande koncentrationer av något/några ämnen i Hanöbuktens sediment, men det går inte att utesluta cocktaileffekter, vilka sällan utreds. T.ex. visade en utvärdering av skjutfälten att deras aktiviteter inte påverkar organismer i den strandnära marina miljön genom kontaminering, men även att mer omfattande undersökningar av skjutfälten kan behövas för att göra en fullvärdig utvärdering (Havs- och vattenmyndigheten 2013a). Hänsyn bör enligt Havs- och vattenmyndigheten (2013a) även tas till att fisk i Hanöbukten, och fisk från kontrollområden i södra Östersjön, visar tecken på förhöjd stress.



Figur 33. *Konstruktioner och verksamheter i västra Hanöbukten som kan förknippas med en risk för spridning av miljögifter.*

I närheten av Hanöbukten finns ett antal förlista fartyg[30], med stora mängder tjock-, smörj-, bunker- och dieselolja i sina tankar och lastutrymmen. Dessa riskerar att rosta sönder och i framtiden läcka miljöförstörande ämnen till havsmiljön (Havs- och vattenmyndigheten 2015). Öster om Bornholm cirka 80 km från Hanöbukten finns även det mest utnyttjade området i Östersjön för dumpning av kemiska stridsmedel (C-stridsmedel, främst senapsgas och arsenikföreningar). 1992 bedömdes att riskerna för skador på Östersjöns och Skagerraks marina miljö från dessa dumpningsområden torde vara begränsade till dumpningarnas omedelbara närhet (Havs- och vattenmyndigheten 2013a). Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2015) utgör ändå dessa områden oroväckande inslag för undervattensmiljön i Hanöbukten.

4.14.1 Hantering av muddermassor

De negativa miljöeffekterna av dumpningen kan lyckligtvis reduceras något genom anpassning av dumpningen. T.ex. bör de dumpade muddermassorna ge en så liten förändring som möjligt av den naturliga havsbottnens struktur (Havs- och vattenmyndigheten 2015), dvs. att de massor som dumpas bör ha ungefär samma sammansättning av kornstorlek som bottensedimenten på dumpningsplatsen. Detta ger mer gynnsamma förutsättningar för att återetablering av bottenlivet i ett dumpningsområde. T.ex. kan rena muddermassor av sand i vissa fall spridas på grunt vatten inom den dränkta strandzonen så att sanden kan ingå i det stranddynamiska systemet. Dumpas sten och grus däremot på en ackumulationsbotten kan bottnens karaktär ändras för lång tid (Naturvårdsverket 2010c). Dessutom bör dumpning av finkorniga massor undvikas på transport- och erosionsbottnar. Där finns nämligen en risk för återkommande uppslamning av muddermassorna och ge en nära kontinuerlig spridning av de miljögifter de eventuellt innehåller. Därför bör heller inte så stora muddermassor dumpas på ett område så att bottentypen ändras från en ackumulationsbotten till en transport- eller erosionsbotten (Naturvårdsverket 2010c). Naturvårdsverket (2010c) fastställer att det behöver finnas en dumpningsplan om de muddrade massorna ska dumpas. Planen ska visa vilken kontroll som utförs för att säkerställa att massorna hamnar på rätt plats och stannar kvar på den. Vidare bör en sådan kontroll omfatta grumling, hur sedimenten sprids på botten, spridning av miljögifter, mjukbottenfauna och miljögifter i organismer (Naturvårdsverket 2010c). Dumpning av kontaminerade sediment regleras även av nationella och internationella överenskommelser som Londonkonventionen (SÖ 2000:48), Oslo och Pariskonventionen (SÖ 1994:25), International Maritime Organization (IMO 1998) och HELCOM (SÖ 1996:22).

[30] Fartygen Villon på 37 meters djup öster om Simrishamn, Heldarstindur på ca 20 meters djup söder om Simrishamn, Koronowo på danskt farvatten väster om Bornholm samt Fu Shan Hai på 65 meters djup norr om Bornholm.



Muddring i Åhus hamn. Fotograf: Christer Magnusson

4.15 Klimatförändringar

4.15.1 Förväntade klimatförändringar

Enligt SMHI har Sveriges klimat blivit både varmare och mer nederbördsrikt. Sedan slutet av 1800-talet har temperaturökningen i Sverige varit ungefär dubbelt så stor som förändringen i global medeltemperatur (Kjellström m.fl. 2014). Det är naturligt att klimatet varierar och att dramatiska klimathändelser inträffar, men enligt SMHI är de nu pågående förändringarnas omfattning, snabbhet och storlek samt deras förväntade effekter unika (Persson och Rummukainen 2010).

De regionala klimatscenarier som tagits fram för Sverige visar att Sveriges årsmedeltemperatur kommer att öka med mellan 2 och 7 grader fram till perioden 2071-2100 jämfört med referensperioden 1961-1990. Även nederbörden i Sverige förväntas till 2071-2100 öka med 15 - 40 procent jämfört med perioden 1 971-2000. Temperatur- och nederbördsökningen beräknas bli störst under vintern och i de norra delarna av landet och på sommaren i södra Sverige är ökningen betydligt mindre. Antalet dagar med kraftig nederbörd förväntas bli fler och att kraftiga regn och skyfall förväntas inträffa oftare och med ökad intensitet. Både gällande temperatur- och nederbörd finns variationer mellan olika klimatscenarier. Nederbördscenariorna uppvisar dock mycket stor variabilitet på olika tidsskalor vilket gör att spannet för möjliga utvecklingar i framtiden blir brett. Osäkerheten är generellt större för nederbörd än för temperatur. För alla årstider finns det enskilda klimatmodellsimuleringar som inte ger någon eller bara en liten nederbördsökning vid slutet av seklet och ungefär hälften av klimatmodellsimuleringarna visar t.o.m. minskande nederbörd för delar av Sydsverige (Kjellström m.fl. 2014).

Vattenståndet i havet har höjts cirka 20 cm sedan slutet av 1800-talet och enligt klimatscenarier kommer havets nivå med stor sannolikhet att stiga under mycket lång tid i framtiden. I södra Sverige förväntas havsnivån stiga uppemot en meter på 100 år vilket kommer att drabba låglänta kusttrakter. Förändringar av vinden i framtida klimat är svåra att förutse med klimatscenarier, men liksom i dagens klimat kommer det att finnas mer eller mindre stormrika år eller årtionden och troligen kommer detta inte att skilja sig väsentligt från hur det förhåller sig i dagens klimat (Kjellström m.fl. 2014).

4.15.2 Effekter på havs- & kustmiljön

SMHI framhåller att klimatförändringarna kommer att ha effekter på det marina ekosystemet, genom bl.a. ökade algblomningar, ekosystemrubbningar, förändringar i koncentration av närsalter, ökad erosion samt försurning av havsvattnet (Persson och Rummukainen 2010).

Cyanobakterierna tillväxt förväntas öka i samband med högre vattentemperaturer och mer regn (Persson och Rummukainen 2010). En större tillväxt av alger leder till ökad nedbrytning av organisk substans i vatten och sediment. Nedbrytningen i sin tur kräver syre och en ökad mängd alger leder därmed i sin tur även till ökad risk för större områden med syrefria bottnar och därmed återföring av fosfor ur sedimenten till vattenmassan (Conely m.fl. 2002). Frisläppningen av fosfor underlättar ytterligare för cyanobakterierna då de har förmåga att fixera och bilda eget kväve och därmed gynnas av ett överskott av fosfor i vattenmassan under sommaren (Stal m.fl. 1999). Vid syrebrist påverkas även sedimentens förmåga att omvandla kväve till kvävgas (Conely m.fl. 2002). Denna onda cirkel av övergödningens effekter förstärker alltså temperaturökningens effekt på algblomningarna.

Ökad nederbörd och höjd havsnivå, med ökad erosion av kustnära områden som följd, kan leda till förhöjda koncentrationerna av närsalter och humusämnen i vattnet. Detta kan bidra till ökad övergödning samt försämrat siktdjup och brunifiering (Persson och Rummukainen 2010).

En temperaturökning i vattnet förändrar också sammansättningen mellan olika alger vilket påverkar hela näringskedjan. Varmare vatten tros också leda till kortare livslängd för kallblodiga organismer. T.ex. lax, torsk och tånglake bli mindre vanliga i Östersjön, medan varmvattenarter som abborre, gös och mörtfiskar kan öka i antal (Persson och Rummukainen 2010). Till följd av ökad nederbörd och därmed större tillrinning sjunker salthalten vilket försämrar möjligheterna för saltvattenarternas (t.ex. blåstång, blåmusslor, torsk och skrubbskädda) överlevnad.

En förhöjd koldioxidhalt ger dessutom ökad försurning i havet vilket påverkar det marina livet (Persson och Rummukainen 2010). Hur den påverkan kommer att se ut i Östersjön är dock fortfarande okänd. Havenhand (2012) har sammanställt forskning kring påverkan av havsförsurning på marina organismer i Östersjön och framhåller att påverkan varierar kraftigt mellan populationer, arter och livsstadier. För många funktionella grupper i Östersjön saknas dessutom kunskap om hur de reagerar på förändrade pH-förhållanden, vilket ytterligare medför svårigheter med att förutse

effekterna av havsförsurning. De data som finns tyder på att de flesta arter och ekologiskt viktiga grupper i Östersjöns näringsväv (växtplankton, djurplankton, stora bottenlevande djur, torsk och skarpsill) kommer att vara stabila i förhållande till de förväntade förändringarna i pH (Havenhand 2012). Havenhand (2012) understryker dock ett stort kunskapsunderskott i frågan.

Även om förändrade förhållanden till följd av klimatförändringarna leder sämre förutsättningar för vissa av Östersjöns inhemska arter ökar risken för etablering av invasiva främmande arter. Dessa kan sprida sjukdomar och parasiter samt konkurrera ut de befintliga arterna (Persson och Rummukainen 2010).

Som nämnt kommer klimatförändringarna genom ökad nederbörd och höjd havsnivå bidra till en ökad erosion av kustnära områden. Flacka sandstränder och branta klintkuster tillhör de kusttyper som är mest känsliga för erosion (Malmberg Persson m.fl. 2014). Den skånska kusten är den mest utsatta i Sverige eftersom den inte längre höjer sig efter inlandsisen och dessutom till stor del består av sediment eller sand (se Figur 3). Delar av Skånes kuster, t.ex. den låglänta och sandiga Åhuskusten, kan därför drabbas extra hårt när havsnivån höjs som en effekt av klimatförändringarna. I Simrishamns kommun har en förväntad tillbakadragning av stränder bestående av eroderbart material beräknats till mellan cirka 30 m och 100 m beroende på strandprofilens lutning (Simrishamn kommun, 2015). Eftersom geologin varierar längs den skånska kusten varierar också förutsättningarna och känsligheten för stranderosion (Malmberg Persson, m.fl. 2014).

Höjda havsnivåer, erosion och risk för översvämningar kan också påverka kustens och skärgårdens bebyggelse, kulturmiljön och de kulturhistoriska värdena samt attraktionskraft för olika typer av rekreation (Persson och Rummukainen 2010).

Högre temperaturer och havsförsurning orsakade av klimatförändringar har ännu inte påverkat det marina ekosystemet Hanöbukten i någon nämnvärd grad, men kan i förlängningen få påtagliga konsekvenser för det lokala samhällets utveckling. Förändringar i havsmiljöns möjlighet att leverera ekosystemtjänster (avsnitt 4.4) ger effekter på näringsliv, inkomster, sysselsättning och attraktionsvärde för boende och turism. I Hanöbuktsutredningen presenterades hypoteser för eventuell påverkan på fiskenäring och turism i Hanöbukten, vilket då beräknades till en möjlig värdeförändring på cirka 50-75 MSek (Havs- och vattenmyndigheten 2013a).


Kusterosion. Copyright: Kristianstads kommun

4.15.3 Undersökningar & åtgärder

Hanöbuktsutredningen lyfte fram ökad miljöövervakning som en relevant åtgärd för att motverka en negativ utveckling i samband med klimatförändringar eftersom det ökar möjligheten för upptäckt av störningar i ekosystemen. Även förebyggande åtgärder som minskar stressen på ekosystem och värnar om viktiga värden såsom ökad förmåga för ekosystemet att återhämta sig (resiliens) togs upp som betydande för samhällsekonomin (Havs- och vattenmyndigheten 2013a). En annan åtgärd skulle kunna vara att bevara (eller eventuellt återplantera) vegetation som binder sediment och samtidigt skapar viktiga livsmiljöer för andra organismer, t.ex. ålgräs och natingar.

I västra Hanöbukten pågår sedan länge ansatser för att hantera den stranderosion som redan pågår och förväntas förvärras till följd av klimatförändringar. Kristianstads kommun inledde år 2005 ett nytt program för Åhuskustens utveckling där bl.a. stigande havsnivåer och ökad erosion behandlas (Kristianstads kommun och C4 Teknik 2007). Kommunen samarbetade även med Statens Geotekniska Institut (SGI) och Lunds tekniska högskola under 2008 för att översiktligt bedöma riskerna, värdera utsatta sträckor och göra en samhällsekonomisk analys av möjliga åtgärder. SGI rekommenderade strandfodring (artificiell sandtillförsel) och komplettering av naturliga strandnära dyner som åtgärd för erosionsproblemen i Kristianstad. De strandnära dynerna är viktiga för att skydda bebyggelsen uppe på dynerna från ras och för att bevara ett naturligt skydd mot översvämning av lågt liggande områden innanför stranddynerna. Dessa metoder följer de naturliga processerna och strandfodring är också den internationellt vanligaste skyddsformen (SGI 2008). Strandfodring skyddar både den befintligt byggda miljön och de naturliga stränderna, men medför även möjligheter att utöka strandens bredd och attraktionskraft för olika typer av rekreation (SGI 2008). Efter projektet har Kristianstads kommun, i enlighet med SGI:s rekommendation, satt det generella riskavståndet för kusterosion till 50 meter från nuvarande strandlinje (Kristianstads kommun och C4 Teknik 2007). Inom riskområdet ska ny bebyggelse undvikas (Kristianstads kommun 2013).

I det pågående (t.o.m. hösten 2015) projektet Skånestrand kartlägger även Sveriges geologiska undersökning (SGU) geologin i havet och strandzonen för att beskriva geologi, aktiva processer och erosionskänslighet längs de skånska stränderna och angränsande havsbotten. Denna information ska sedan användas för att bedöma erosionsrisk och för att göra beräkningar av erosion och deposition längs stränderna. SGU:s kartläggning är avsedd att ge kommuner och länsstyrelsen bättre underlag vid planering av åtgärder för att förhindra erosion samt för fysisk planering av kustzonen samt mark- och bottenanvändning. I preliminära resultat från projektet har flera områden[31] i västra Hanöbukten pekats ut som redan påverkade av erosion. SGU uppger att den allmänna rekommendationen att inte bygga lägre än 3 meter över havet (Kristianstads kommun 2013) inte är tillräcklig vid klintkuster. Dessa kan nämligen vara mycket högre än så, men ändå bli underminerade och eroderade genom ras och skred (Malmberg Persson m.fl. 2014).

RISC-KIT (Resilience-Increasing Strategies for Coasts - toolKIT) är ett EU FP7-finasierat projekt som fokuserar på att utveckla indikatorer som kan användas för att bedöma resiliensen utmed de delar av Kristianstad kommuns kust som påverkas av extrema väderhändelser. Projektets svenska del drivs av Stockholm Environment Institute (SEI) i tätt samarbete med Kristianstads kommun och är i huvudsak inriktat på risker kopplade till översvämningar. Projektet kommer att komplettera befintliga åtgärder för att hjälpa till att förebygga eller minska kustnära översvämningar samt hjälpa människor att förbereda sig inför och återhämta sig efter en översvämning om den inträffar (Stockholm Environment Institute 2014).



Översvämning i Kristianstad. Copyright: Kristianstads kommun.

[31] Fårabäck till Åhus hamn, Ravlunda skjutfält, Vitemölla till Stenshuvuds södra kant och Stenshuvuds södra kant till Vik.

5 ZONERINGSANALYS

Zonering är en viktig del i all fysisk planering. I grunden innebär det en rumslig uppdelning av de reglerande åtgärder som används för att implementera fysisk planering. Genom att dela upp ett område i olika zoner specificeras vilken typ av nyttjande som tillåts inom olika delar av området (Agardy 2010). För att skapa ett eller flera zoneringsförslag att användas som gemensamt underlag för kust- och havsplanering i kommunerna i västra Hanöbukten användes beslutsstödsverktyget Marxan with Zones, version 2.01 (Watts m.fl. 2009).

5.1 Metod

5.1.1 Marxan with Zones

Marxan with Zones är en analytisk mjukvara som används för att så effektivt som möjligt väga olika typer av intressen mot varandra i ett rumsligt perspektiv. Programmets algoritm strävar efter att hitta en zoneringslösning som uppnår målsättningar för områdesskydd och samtidigt minimera konflikter mellan områdesskyddet och olika intressen för nyttjande av området. På så sätt skapas ett underlag för fysisk planering (Watts m.fl. 2009). Baserat på en planeringsstrategi definierar användaren vilka zoner området ska delas upp i och mål för dessa. För att en analys ska vara möjlig behövs yttäckande rumslig information om de värden vars behov ska uppfyllas genom zoneringen, t.ex. naturvärden i behov av områdesskydd. Dessa behov måste också kvantifieras till en ytprocentsats eller areal vilken ska inkluderas i de zoner som bidrar till att värdets behov tillgodoses. Utöver det behövs rumsliga underlag som beskriver de aktiviteter som anses stå i någon form av konflikt med målen för de olika zonerna. Även nivån av konflikt definieras av användaren. Marxan with Zones söker sedan skapa en zonkonfiguration som (förhoppningsvis) uppnår målen samtidigt som summan av konflikter minimeras.

Alla Marxan with Zones-analyser gjordes med hjälp av Zonae Cognito (version 1.74) (Segan m.fl. 2011). Detaljerade förklaringar av hur Marxan with Zones och Zonae Cognito fungerar, har tillhandahållits av Watts m.fl. 2009 och Segan m.fl. 2011. För att säkerställa stabila och logiska körningar kalibrerades varje scenario individuellt enligt Ardron m.fl. (2010).

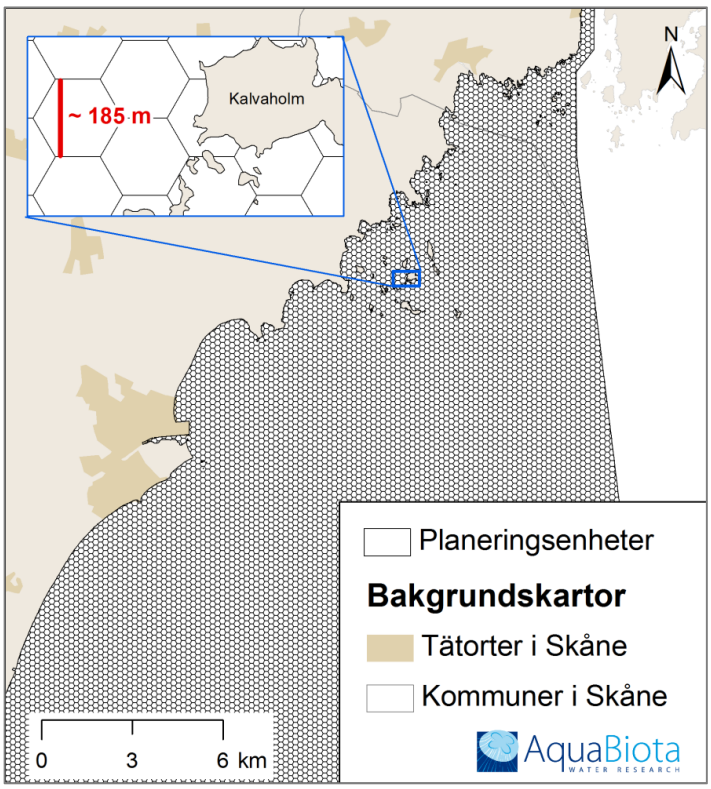
5.1.2 Planeringsstrategi

Utformningen av zoneringen, dvs. antal och typ av zoner, bestämdes i nära samarbete med statsbyggnadskontoret och kommunekologen på Kristianstads kommun. Zoneringen utformades för att ge förslag på nya hänsynsområden för naturvärden som ska komplettera det redan befintliga naturskyddet samt identifiera var friluftsliv, turism och kulturvård bör ges prioritet. Det befintliga naturskyddet (inkl. den geografiska

utbredningen av Kiviksbredan där naturskydd planeras[32]), riksintresset för farled samt badplatser låstes i analysen för att förhindra att ett förändrat nyttjande av dessa områden skulle förslås. Badplatserna låstes till zonen för Kulturskydd och friluftsliv medan befintligt naturskydd inkl. Kiviksbredan och farleden låstes till särskilda zoner enbart för det ändamålet. Detta resulterade i 5 zoner: *Naturskydd*; *Hänsynsområden*; *Kulturskydd och friluftsliv*; *Sjöfart*; och *Övrigt*. För att möjliggöra en utvärdering av den rumsliga placeringen av befintligt naturskydd kördes analysen obehindrat av befintligt naturskydd, Kiviksbredan och farled, dvs. utan att några områden låstes. Utöver detta ändrades inte övrig uppsättning.

5.1.3 Rumslig upplösning

Marxan with Zones drivs på ett rutnät av planeringsenheter, som var och en utgör en enskild planeringsenhet. Storleken på planeringsenheterna sattes till 30 000 m², vilket var högsta möjliga upplösning enligt rekommendation av maxantal planeringsenheter (hexagoner) enligt Ardron m.fl. (2010). Detta innebär att det är ungefär 185 m från en sida till en annan (Figur 34).



***Figur 34**. Exempel på de enheter som analysen drivs på.*

[32] Baserat på muntligt önskemål från Kristianstads kommun 2015-05-26.

5.1.4 Målsättningar & avvägningar mellan intressen

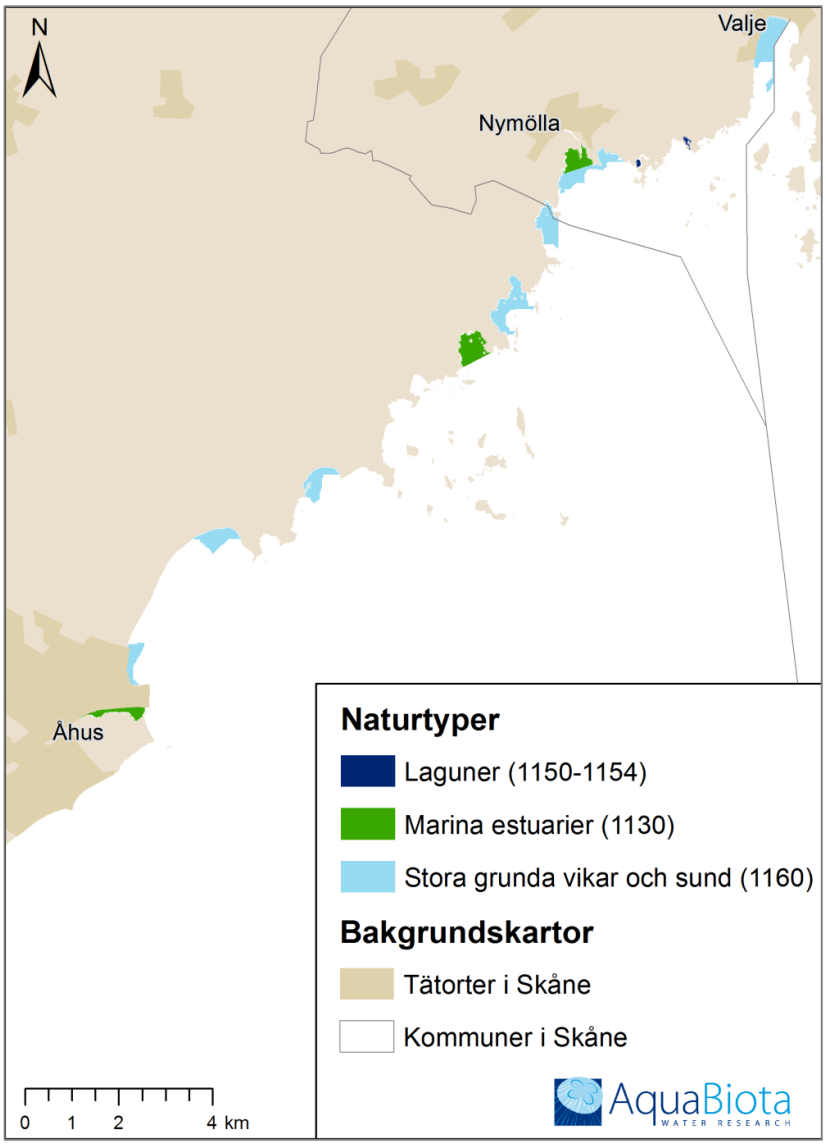
Att uttrycka rumsliga mål för naturskydd och andra intressen är förknippat med flera svårigheter. Det finns stora brister i befintliga underlag, både vad gäller ytan som krävs för att understödja naturvärden och ekosystemtjänster samt önskvärda socioekonomiska effekter av havsbaserade verksamheter. Det kan t.ex. vara väldigt komplicerat att avgöra hur stor areal som krävs för att bibehålla en levande friluftskultur.

Målen i analysen sattes i dialog med Kristianstads kommun individuellt för 41 olika värden som fanns rumsligt karterade på ett representativt sätt, härefter kallade *värdekomponenter*, baserat på uppskattat värde och skyddsbehov. Målen varierade mellan 5, 20, 50, 75, 90 och 100 % av värdekomponenternas utbredningsområde. Målet för rekryteringsområden för gädda och mört (avsnitt 4.5.3), övervintringsområden och häckningsområden för kustfågel (avsnitt 4.5.4), Natura 2000 naturtypsområden (Figur 35) samt värdefulla fartygslämningar (avsnitt 4.7) sattes till 100 % då dessa ansågs skyddsvärda samt förekommer i relativt små områden. Övervintringsområden för utsjöfåglar fanns i två versioner klassat beroende på medeltäthet av alfåglar (avsnitt 4.5.4) framtagna inom MARMONI-projektet (Fyhr m.fl. 2015). För områden med en medeltäthet på > 75 individer/km^2 sattes skyddsmålet till 90 % och i områden medeltäthet på > 20 individer/km^2 sattes skyddsmålet till 20 % med tanken att denna zon skulle fungera som en bufferzon kring alfågelområdet. För de vegetationsarter som förknippas med högst naturvärden i området (blåstång, sågtång, borstnate, och ålgräs) sattes målet till 75 %, följt av axslinga, hårsärv och natingar som tilldelades målet 20 %. Bottendjuren med högst naturvärden tilldelades mål på 50 % (blåmussla och hjärtmusslorna *Cerastoderma* spp.) resp. 20 % (ringmasken *Hediste diversicolor).* Skyddsmålet för blåmusslorna och hjärtmusslorna sattes lägre än för de vegetationsarterna som förknippas med högst naturvärden trots att även de är av stor vikt för det marina ekosystemet i området eftersom musslorna förekommer över väldigt stora arealer (Wijkmark m.fl. 2015a). Övriga biologiska värdekomponenter gavs målet 5 % oavsett värde med hänsyn till representativitetsaspekten hos skyddet. För de utvalda arkeologiska prioritetsområdena sattes ett mål på 75 % och för övriga arkeologiska prioritetsområden sattes målet till 5 % för att eventuellt bidra med en buffertzon. Se Wijkmark m.fl. 2015 för samtliga vegetations- och bottendjurskartor. De enskilda målen för respektive värdekomponent återfinns i Tabell 3 tillsammans med information om vilka zoner som bidrar till att målen kan uppfyllas.

I Kristianstad anses helheten och tillgänglighet till sammanhängande stråk som viktigast för turismen utmed kusten, men inga särskilda mål finns angivna (muntlig källa Monica Axelsson [33]). Därför identifieras prioriterade områden för turismen när det står klart vilka

[33] Monica Axelsson, Planeringsarkitekt, Stadsbyggnadskontoret, Kristianstads kommun. Skype-möte 2015-07-07.

kustområden som kvarstår efter att förslag på hänsynsområden lokaliserats. En del av hänsyns- och naturskyddsområdena kan eventuellt användas för natur/-kultur-ekoturism.



Figur 35. *Natura 2000 naturtyperna laguner, marina estuarier samt stora grunda vikar och sund i västra Hanöbukten.*

Tabell 3. *Mål för skydd av natur- och kulturvärden angivet i % av dess utbredningsområden. Typ av zon som inom vilken respektive värde kan skyddas anvisas av ett "x".*

Värdekomponenter och kulturvärden					*Zoner*		
	Namn	**Latinskt namn/ klass**	**Parameter**	**Mål (%)**	**Natur-skydd**	**Hänsyns-område**	**Kulturvård & friluftsliv**
Bottenvegetation	Blåstång	*Fucus vesiculosus*	≥ 25 % täckningsgrad	75	x	x	
	Borstnate	*Stuckenia pectinata*	≥ 25 % täckningsgrad	75	x	x	
	Sågtång	*Fucus serratus*	> 0 % täckningsgrad	75	x	x	
	Ålgräs	*Zostera marina*	≥ 10 % täckningsgrad	75	x	x	
	Axslinga	*Myriophyllum spicatum*	> 0 % täckningsgrad	20	x	x	
	Hårsärv	*Zannichellia palustris*	> 0 % täckningsgrad	20	x	x	
	Natingar	*Ruppia* spp.	> 0 % täckningsgrad	20	x	x	
	Hornsärv	Ceratophyllum demersum	> 0 % täckningsgrad	5	x	x	
	Kräkel	*Furcellaria lumbricalis*	≥ 25 % täckningsgrad	5	x	x	
	Rödblad	*Coccotylus truncatus* & *Phyllophora pseudoceranoides*	> 0 % täckningsgrad	5	x	x	
	Sudare	*Chorda filum*	> 0 % täckningsgrad	5	x	x	
	Trådslick & molnslick	*Ectocarpus siliculosus* & *Pylaiella littoralis*	> 0 % täckningsgrad	5	x	x	
Bottenlevande djur	Blåmussla	*Mytilus edulis*	≥ 25 % täckningsgrad	50	x	x	
	Hjärtmusslor	*Cerastoderma* spp.	> 0 individer/m²	50	x	x	
	Ringmask	*Hediste diversicolor*	≥ 100 individer/m²	20	x	x	
	Fåborstmaskar	Oligochaeta	> 0 individer/m²	5	x	x	
	Havstulpaner	Balanidae	> 0 % täckningsgrad	5	x	x	
	Insektslarver	Chironomidae	≥ 100 individer/m²	5	x	x	
	Skorv	*Saduria entomon*	> 0 individer/m²	5	x	x	
	Kräftdjur	*Bathyporeia pilosa*	≥ 100 individer/m²	5	x	x	
	Kräftdjur	*Diastylis rathkei*	≥ 100 individer/m²	5	x	x	
	Kräftdjur	*Monoporeia affinis* & *Pontoporeia femorata*	≥ 300 individer/m²	5	x	x	
	Ringmask	*Bylgides sarsi*	> 0 individer/m²	5	x	x	
	Ringmaskar	Spionidae	≥ 500 individer/m²	5	x	x	
	Slammärla	*Corophium volutator*	≥ 100 individer/m²	5	x	x	
	Snabelsäckmask	*Halicryptus spinulosus*	> 0 individer/m²	5	x	x	
	Tusensnäckor	Hydrobiidae	> 0 individer/m²	5	x	x	
	Östersjömussla	*Macoma balthica*	≥ 100 individer/m²	5	x	x	
Fisk	Rekryteringsområden gädda	*Esox lucius*		100	x	x	
	Rekryteringsområden mört	*Rutilus rutilus*		100	x	x	
Fågel	Kustnära övervintringsområden			100	x	x	
	Kustnära häckningsområden			100	x	x	
	Övervintringsområde alfågel	*Clangula hyemalis*	> 75 individer/km²	90	x	x	
	Övervintringsområde alfågel	*Clangula hyemalis*	> 20 individer/km²	20	x	x	
Natura 2000 Naturtyper	Laguner	1150		100	x	x	
	Stora grunda vikar och sund	1160		100	x	x	
	Marina estuarier	1130		100	x	x	
	Små öar och skär i Östersjön	1620		100	x	x	
Kultur-värden	Värdefulla fartygslämningar		Bufferzon	100	x	x	x
	Utvalda arkeologiska prioritetsområden			75	x	x	x
	Arkeologiska prioritetsområden			5	x	x	x

Olika intressen står i olika mycket konflikt med målen för hänsynsområden för naturvärden samt prioritetsområden för friluftsliv och kultur. För att styra zoneringen till att i största möjliga mån undvika onödiga konflikter definierades dessa på en relativ skala mellan 0-1 (Tabell 4), så kallade zonkostnadsvärden. Dessa värden ligger till grund för att utvärdera zoneringen samt styr så att Marxan with Zones undviker att föreslå en zon i de planeringsenheter där en konflikterande aktivitet bedrivs. Den totala kostnaden för zoneringsförslaget kan således användas för att jämföra olika zoneringsalternativ mot varandra. ”Kostnaden” är även relativ till arealen som ändrar användning i zoneringsförslaget. Om zonerna *Hänsynsområde* eller *Kulturvård och friluftsliv* placeras i planeringsenheter som överlappar med de intressen som givits en ”kostnad” för den zonen påverkar det den totala ”kostnaden” för zoneringsförslaget. Hamnar har t.ex. en hög zonkostnad i både *Hänsynsområde* samt *Kulturvård och friluftsliv* (Tabell 4). Detta innebär att områden utanför hamnarna prioriteras för dessa zoner förutsatt att övriga områden är tillräckliga för att uppnå samtliga mål samt att de inte är förknippade med ännu högre ”kostnader”. De olika kartunderlagen för intressen som inkluderats samt deras tänkbara påverkan på marina värden finns beskrivna närmare i avsnitt 4.9 -4.13.

Fisket representerades av genomsnittlig totalfångst per år och per fiskeredskap för åren 2007 till 2009 (Naturvårdsverket 2010b). Kartunderlagen som beskriver fångsdata per redskap valdes framför de som beskriver fångst per art då påverkan på de värdekomponenter som inkluderats i Marxan with Zones-analysen tydligare går att koppla till redskap än arter. För att identifiera de huvudsakliga fiskeområdena togs ytor som hade de lägsta fångsterna för varje redskap bort ur kartorna. Den så kallade zonkostnaden för fiskekartorna sattes individuellt per redskapstyp och zon (Tabell 4). I zonen *Hänsynsområde* tilldelades högst zonkostnad bottentrål som fick det högsta värdet på skalan; 1”, följt av flyttrål som tilldelats värdet 0.8. Garn- och dörjfiske tilldelades zonkostnad 0.5 då de troligen har en mindre påverkan på värdekomponenterna i analysen än trålfiske men något mer än ryssjor, burar, långlina och drivlina som tilldelats en låg zonkostnad; 0.2. Botten- och flyttrål samt garnfiske tilldelades samma värden i zonen *Kulturvård och friluftsliv* som i zonen *Hänsynsområden* då de ansågs kunna skada värdefulla kulturmiljöer på botten. Övriga fiskemetoder gavs ingen kostnad i zonen *Kulturvård och friluftsliv* och är därmed tänkta att tillåtas i zonen.

De militära skjutområdena och området med noterad dumpad ammunition i ytsedimenten gavs en medelhög zonkostnad: 0,5 i både zonen *Hänsynsområde* och *Kulturvård och friluftsliv*, dels baserat på en försiktighetsprincip med tanke på att påverkan i områdena är dåligt undersökta men påverkan på miljön kan ske via buller och miljögifter, och dels för att dessa områden bedöms mindre önskvärda för natur och kulturskydd om andra områden erbjuder tillräckligt skydd.

Tätorter inkluderades i analysen med resonemanget att dessa områden troligen sammanfaller med en större påverkan från land. En buffertzon på 100m lades till för att få med ett område inom analysområdet. Detta lager gavs zonkostnaden 0,8 i zonen *Hänsynsområde*. Även för de kartlager som var i form av punkter: bryggpunkter, badplatser, dykdalbar (bottenfast anordning för att förtöja eller styra undan fartyg), gästhamnar och ankringsplatser, lades en buffertzon på 100m till för att ge dem en yta. Bryggpunkter, badplatser, dykdalbar och gästhamnar tilldelades en zonkostnad på 0,7 i

zonen *Hänsynsområde*. Dessa besöks av många människor vilka troligen har stor påverkan på värdekomponenterna. Ankringsplatserna och hamnarna tilldelades den högst zonkostnaden: 1, eftersom de är förknippade med hög sjöfartstrafik, inte minst yrkestrafik. Buffertzoner för undervattensbuller till följd av fartygstrafik (se Figur 30) användes inte eftersom tumlare inte kunde inkluderas i analysen.

Klasserna (3) frekvent trafik; (4) tät trafik; och (5) konstant fartygstrafik, som gjorts tillgängliga genom kartläggningen av påverkande faktorer på den marina miljön (Naturvårdsverket 2010a; avsnitt 4.11) användes som enskilt separata lager i analysen. Klasserna gavs zonkostnadsvärden på 0,5, 0,7 och 1 respektive i zonen *Hänsynsområden* och 0.1, 0,2 och 0,3 i zonen *Kulturvård och Friluftsliv*. En högre densitet av fartygstrafik bedömdes ha en relativt högre påverkan och vara relativt viktigare för sjöfarten.

Den planerade vindparken, Taggen, förväntas framförallt störa alfåglarna i området och gavs därför den högsta zonkostnaden i båda zonerna. Även områden som muddrats eller använts för dumpning av muddermassor tilldelades den högsta zonkostnaden då dessa anses vara förknippade med en stor lokal påverkan.

Maritima lämningar (vrak) gavs en zonkostnad, om än en låg: 0,2, i zonen *Hänsynsområde* då dessa kan vara förknippade med läckage av miljögifter eller en högre besöksfrekvens.

Områden som pekats ut som riksintressen för hamn och yrkesfiske inkluderades för att undvika skydd i dessa områden om det är möjligt och samtidigt uppnå målen. Riksintresse för hamn gavs zonkostnad 0,8 i zonen *Hänsynsområde* och 0,1 i *Kulturvård och Friluftsliv*. Riksintresse för yrkesfiske tilldelades zonkostnad 0,8 i zonen *Hänsynsområde*.

Tabell 4. *Relativt kvantifierade konflikter mellan olika intressen och målen för zonerna Hänsynsområde samt Friluftsliv och kulturvård. Dessa kallas också för zonkostnader i Marxan with Zones-terminologi.*

	Zoner	
Intresse	**Hänsynsområde**	**Kulturvård och friluftsliv**
Ryssjor	0.2	0
Burar	0.2	0
Dörj	0.5	0
Långlina	0.2	0
Garn	0.5	0.5
Bottengarn	0.5	0.5
Drivlina	0.2	0
Flyttråll finmask	0.8	0.8
Flyttråll grovmask	0.8	0.8
Bottentråll finmask	1	1
Bottentråll grovmask	1	1
Militära riskområden över vatten	0.5	0.5
Dumpad ammunition	0.5	0.5
Bryggpunkter, bufferzon i havet	0.7	0
Tätorter, bufferzon i havet	0.8	0
Badplatser	0.7	0
Dykdalbar	0.7	0
Gästhamnar	0.7	0
Hamnar	1	0
Ankringsplats	1	0
Frekvent fartygstrafik	0.5	0.1
Tät fartygstrafik	0.7	0.2
Konstant fartygstrafik	1	0.3
Muddring	1	1
Dumpning av muddermassor	1	1
Planerad vindpark (Taggen)	1	1
Maritima lämningar	0.2	0
Riksintresse för hamn	0.8	0.1
Riksintresse för yrkesfiske	0.5	0

En inställning i Marxan with Zones som kallas Boundary length modifier (BLM) används för att uppmuntra att planeringsenheter av samma zon klumpas ihop. Detta gjordes för att skapa en mer sammanhållen och kompakt zoneringslösning. Olika inställningar för denna testades för att hitta en lagom nivå utan att avsevärt höja ”kostnaderna” för lösningen. Hur de olika zonerna angränsar till varandra påverkades så att zonerna Hänsynsområde samt Kulturvård och friluftsliv så långt möjligt placeras intill varandra eller zonen Naturskydd.

5.1.5 Presentation av resultat

Marxan with Zones algoritm använder en slumpmässig, stegvis procedur som generellt inkluderar flera körningar i varje analys, vilka alla genererar en enskild zonkonfiguration

(Grantham m.fl. 2013; Watts m.fl. 2009). Varje sådan zonkonfiguration ges olika utvärderingsmått, som t.ex. måluppfyllelse och ”kostnad”. Den totala ”kostnaden” som ges för utebliven måluppfyllelse, konflikter vid överlappande intressen, oönskade zonangränsningar och/eller dåligt sammanhållna analysenheter kan användas för att avgöra vilken körning ger bäst resultat, dvs. som uppfyller uppsatta mål samtidigt som konflikterna minimeras. Det rekommenderas dock att man inte begränsar sig till att enbart titta på körningen med lägst ”kostnad”, då den kanske inte är praktiskt genomförbar. Det kan finnas flera andra körningar med snarlika kostnadsnivåer som är lättare att implementera (Ardron m.fl. 2010). Det kan även vara intressant att titta på vilka planeringsenheter som ofta valts som en del av en bra lösning baserat på alla eller flera körningar i en analys, vidare kallat urvalsfrekvensen. Denna kan användas för att bedöma hur användbar en planeringsenhet är för att skapa en effektiv zoneringslösning inom ett givet scenario, vilket i sin tur kan underlätta prioritering. Det är dock viktigt att understryka att det inte motsvarar en zonkonfiguration som uppfyller kriterierna för ett givet scenario, utan är tänkt som tilläggsinformation (Ardron m.fl. 2010). Generellt är det så att alla körningar i en analys bidrar lika mycket till urvalsfrekvensen. Högeffektiva lösningar där alla mål är uppfyllda bidrar lika mycket som otillräckliga lösningar där inte alla mål har uppfyllts. Detta medför att de planeringsenheter som valts ofta inte nödvändigtvis är en del av de mest effektiva lösningarna (Fischer och Church 2005; Ardron m.fl. 2010).

För båda scenarierna presenteras zonkonfigurationen med lägst kostnad samt urvalsfrekvensen för de körningarna som uppnått skyddsmålen.

5.2 Resultat

För sex av värdekomponenterna var målen omöjliga att uppnå i scenario 1, där placeringen av befintligt naturskydd, Kiviksbredan, badplatser och farled låsts. Detta berodde på att dessa sammanföll med planeringsenheter som låsts till zoner som inte bidrar till deras måluppfyllelse. Skyddsmålen för Natura 2000 habitattypen ”Stora grunda vikar och sund” (uppnått: 98 %, mål: 100 %), kustnära övervintringsområden för sjöfågel (uppnått: 98 %, mål: 100) och rekryteringsområden för mört (uppnått: 97 %, mål: 100 %) kunde inte uppnås p.g.a. låsta badplatser i Valjeviken och norr om Åhus hamn. Marina estuarier (uppnått: 76 %, mål: 100 %), övervintringsområde alfågel med > 75 individer/km^2 (uppnått: 86 %, mål: 90 %) och värdefulla fartygslämningar inkl. buffertzon (uppnått: 91 %, mål: 100 %) kunde inte uppnås p.g.a. planeringsenheter som var låsta till farledszonen.

Resultaten visar att det befintliga skyddet i västra Hanöbukten bidrog till att många av värdekomponenternas mål för skydd redan uppnås ur rumsligt perspektiv (Tabell 6). För borstnate, sågtång, ålgräs, hårsärv, natingar, hornsärv, rödblad, fåborstmaskar, havstulpaner, skorv, kräftdjuren *Diastylis rathkei*, *Monoporeia affinis* och *Pontoporeia femorata*, ringmaskarna *Bylgides sarsi* och släktet Spionidae, snabelsäckmask, östersjömussla, rekryteringsområden gädda, kustnära häckningsområden, små öar och skär i Östersjön samt utvalda arkeologiska prioritetsområden behövs dock ytterligare skydd för att uppnå de rumsliga målen.

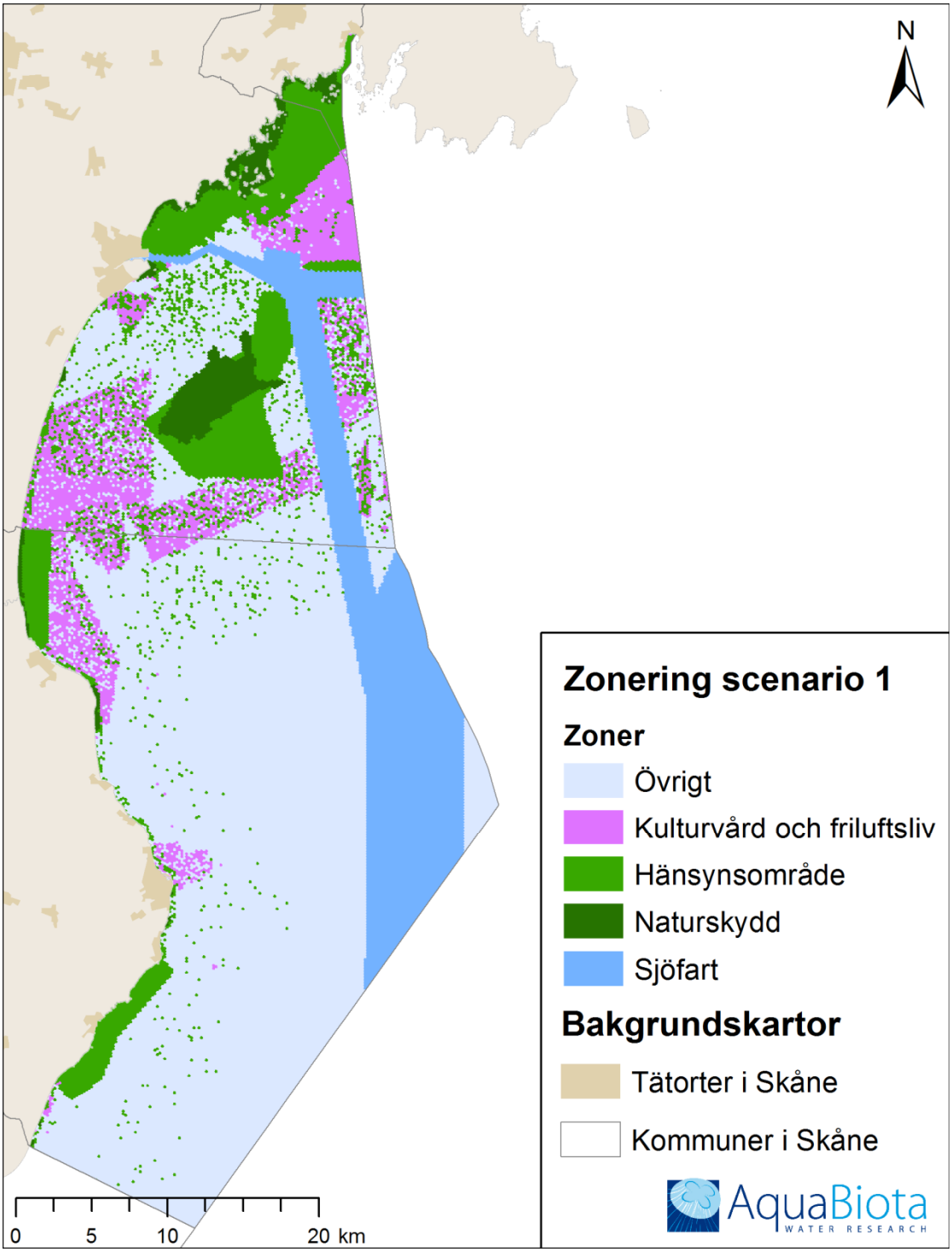
I zonkonfigurationen med lägst total ”kostnad”, den s.k. ”Best run” för scenario 1 (Figur 36) föreslås nya hänsynsområden för naturvärden som komplement till det redan befintliga naturskyddet till en areal av cirka 194 km² och 14 % av havsområdet. Dessa områden är i huvudsak lokaliserade kring Tosteberga skärgård, i utpekade sjöfågelområden i utsjön och längs Simrishamnskusten. Men även ett flertal mindre och utspridda områden finns utpekade på områden som är grundare än 40 m. Observera att denna zon även inkluderar Kiviksbredans geografiska område som ännu inte är ett faktiskt skydd. De områden som föreslås för prioritet av friluftsliv, turism och kulturvård (zon *Kulturvård och friluftsliv*) följer i stora drag de områden som utpekats innehålla höga kulturvärden (jmf. Figur 21 och Figur 36). Både zonerna *Kultur och friluftsliv* samt *Hänsynsområden* fördelar sig dock ganska osammanhängande över stora delar, dvs. separerade i enstaka planeringsenheter som skapar ett prickmönster.

I scenario 2 var inga planeringsenheter låsta och därför kunde skyddsmålen uppnås för alla värdekomponenter (Tabell 7). I zonkonfigurationen med lägst total ”kostnad”, den s.k. ”Best run” (Figur 38) föreslås nya hänsynsområden för naturvärden till en areal av 245 km² och 18 % av havsområdet. Detta går att jämföra med de 240 km² som föreslås för områdesskydd i scenario 1 om zonerna N*aturskydd* och *Hänsynsområden* slås ihop. De områden som föreslås för zonen *Kulturvård och friluftsliv* uppnår 123 km² och 9 % av havsområdet. Zonerna är lokaliserade slående likt scenario 1, med undantag för de områden som var låsta (jmf. Figur 36 med Figur 38). Ungefär samma områden som det befintliga skyddet tillsammans med zonen *Hänsynsområde* i scenario 1 föreslås som *Hänsynsområde* i scenario 2. Vidare förstärks av zoneringsförslagen som visas i Figur 36 och Figur 38 av urvalsfrekvenserna per zon hos de 8 respektive 4 zonkonfigurationer som uppnått målen för samma värdekomponenter som i zonkonfigurationen med lägst total ”kostnad” (Figur 37 och Figur 39).

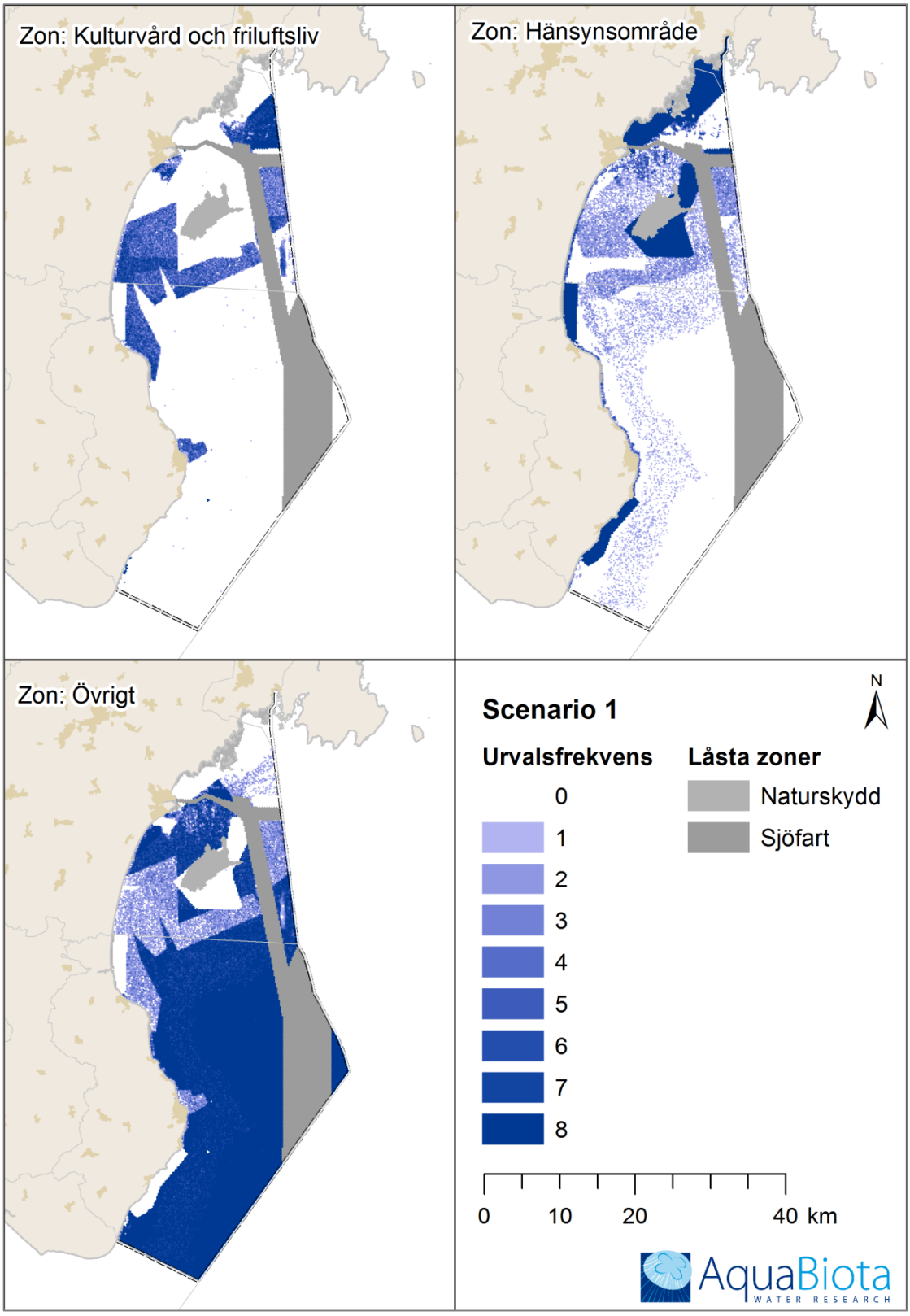
I båda scenarierna föreslås naturskydd som innefattar betydligt större skyddsområden än de uppsatta målen för många värdekomponenter (jmf. *mål* med *totalt skydd* i Tabell 6 och Tabell 7).

Tabell 5. *Areal storlek och fördelning mellan de olika zonerna i scenario 1 och scenario 2.*

	Scenario 1		**Scenario 2**	
Zon	**Area (km2)**	**Andel av analysområde**	**Area (km2)**	**Andel av analysområde**
Övrigt	795	58 %	995	73 %
Kulturvård och friluftsliv	134	10 %	123	9 %
Hänsynsområde	194	14 %	245	18 %
Naturskydd	46	3 %	-	-
Sjöfart	196	14 %	-	-



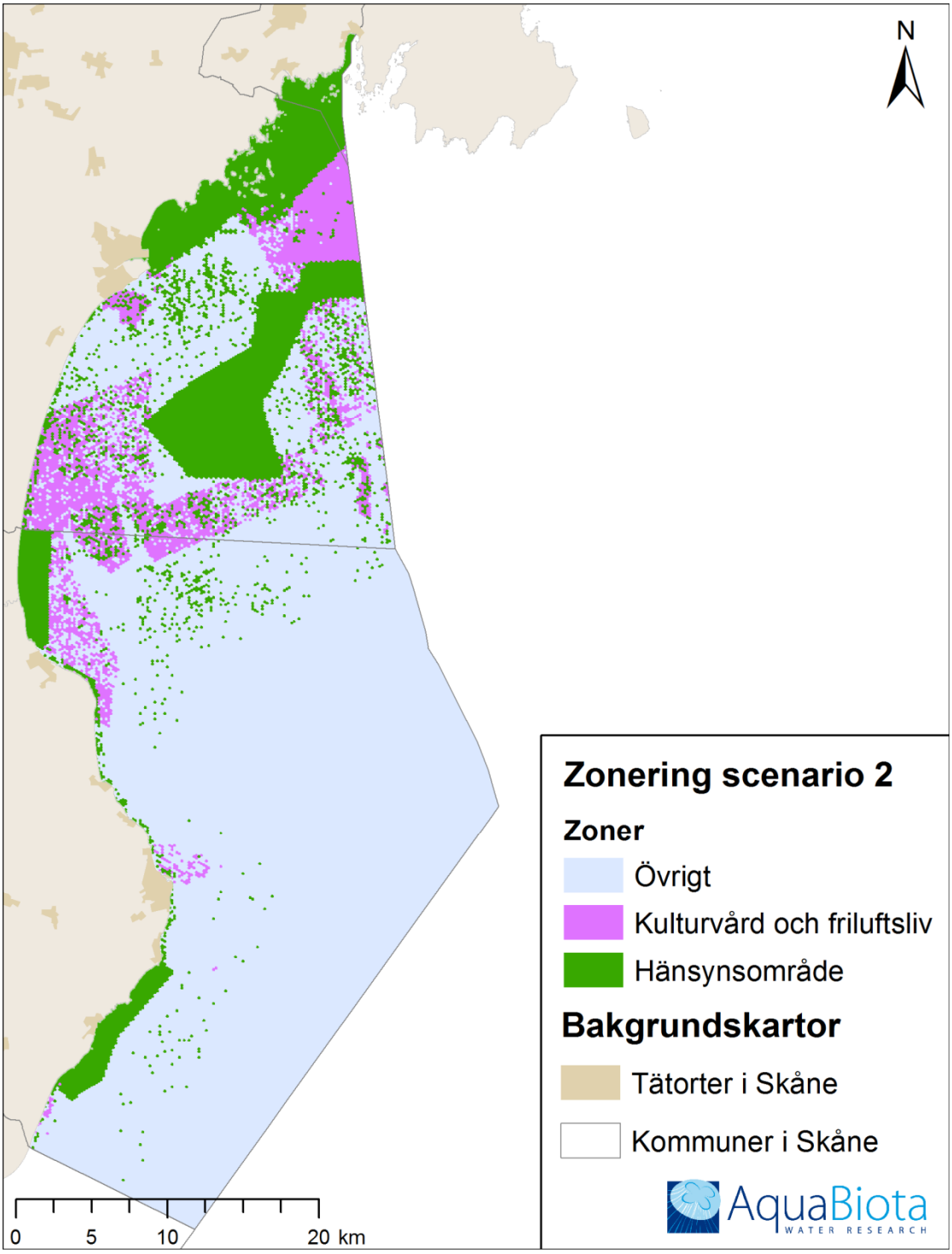
Figur 36. *Zonkonfigurationen med lägst total "kostnad", den s.k. "Best run" för scenario 1, där placeringen av befintligt naturskydd, Kiviksbredan, badplatser och farled låsts.*



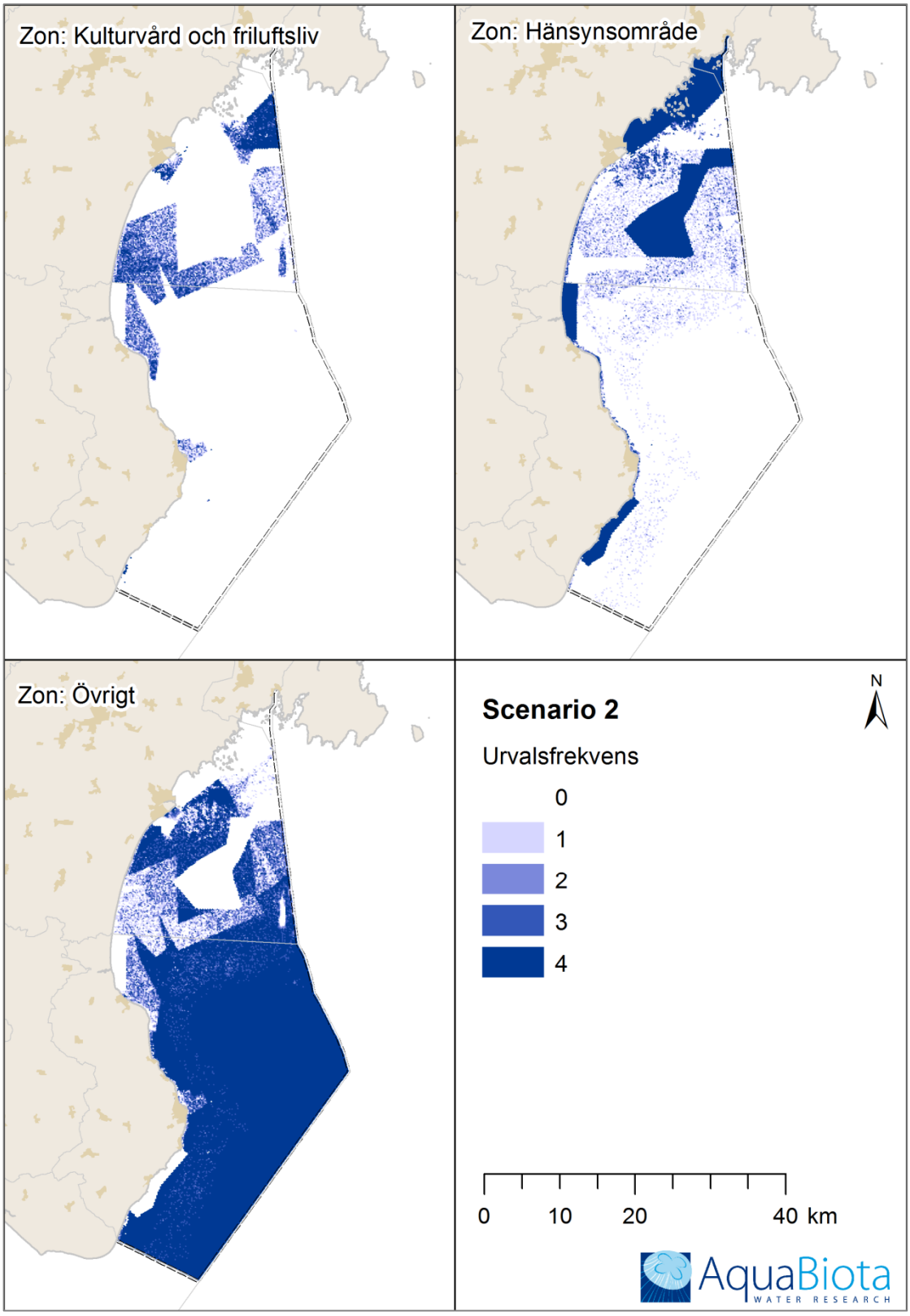
Figur 37. *Urvalsfrekvens per zon för de 8 zonkonfigurationer som i scenario 1 uppnått målen för samtliga värdekomponenter. Mörkare färg betyder att planeringsenheten tilldelats zonen fler gånger.*

Tabell 6. *Uppnått skydd uttryckt som % av utbredningsområde i zonkonfigurationen med lägst total "kostnad" för scenario 1, där placeringen av befintligt naturskydd, Kiviksbredan, badplatser och farled låsts.*

	Värdekomponent	Latinskt namn/ klass	Mål	Totalt skydd	Natur-skydd	Hänsyns-område	Kulturskydd & friluftsliv
Bottenvegetation	Blåstång	*Fucus vesiculosus*	75 %	95 %	82 %	13 %	
	Borstnate	*Stuckenia pectinata*	75 %	100 %	62 %	38 %	
	Sågtång	*Fucus serratus*	75 %	75 %	11 %	64 %	
	Ålgräs	*Zostera marina*	75 %	97 %	39 %	58 %	
	Axslinga	*Myriophyllum spicatum*	20 %	99 %	75 %	25 %	
	Hårsärv	*Zannichellia palustris*	20 %	100 %	43 %	57 %	
	Natingar	*Ruppia* spp.	20 %	100 %	84 %	16 %	
	Hornsärv	Ceratophyllum demersum	5 %	98 %	4 %	94 %	
	Kräkel	*Furcellaria lumbricalis*	5 %	79 %	11 %	68 %	
	Rödblad	*Coccotylus truncatus/ Phyllophora pseudoceranoides*	5 %	19 %	3 %	15 %	
	Sudare	*Chorda filum*	5 %	84 %	48 %	36 %	
	Trådslick & molnslick	*Ectocarpus siliculosus* & *Pylaiella littoralis*	5 %	76 %	28 %	48 %	
Bottenlevande djur	Blåmussla	*Mytilus edulis*	20 %	34 %	4 %	30 %	
	Hjärtmusslor	*Cerastoderma* spp.	50 %	100 %	70 %	29 %	
	Ringmask	*Hediste diversicolor*	50 %	99 %	64 %	36 %	
	Fåborstmaskar	Oligochaeta	5 %	18 %	2 %	16 %	
	Havstulpaner	Balanidae	5 %	51 %	0 %	51 %	
	Insektslarver	Chironomidae	5 %	99 %	48 %	51 %	
	Skorv	*Saduria entomon*	5 %	5 %	0 %	5 %	
	Kräftdjur	*Bathyporeia pilosa*	5 %	34 %	6 %	28 %	
	Kräftdjur	*Diastylis rathkei*	5 %	9 %	0 %	9 %	
	Kräftdjur	*Monoporeia affinis* & *Pontoporeia femorata*	5 %	5 %	0 %	5 %	
	Ringmask	*Bylgides sarsi*	5 %	8 %	0 %	8 %	
	Ringmaskar	Spionidae	5 %	11 %	0 %	11 %	
	Slammärla	*Corophium volutator*	5 %	100 %	85 %	15 %	
	Snabelsäckmask	*Halicryptus spinulosus*	5 %	6 %	0 %	6 %	
	Tusensnäckor	Hydrobiidae	5 %	47 %	17 %	29 %	
	Östersjömussla	*Macoma balthica*	5 %	7 %	2 %	5 %	
Fisk	Rekryteringsområden gädda	*Esox lucius*	100 %	100 %	34 %	66 %	
	Rekryteringsområden mört	*Rutilus rutilus*	100 %	97 %	12 %	85 %	
Fågel	Kustnära övervintringsområden		100 %	98 %	26 %	73 %	
	Kustnära häckningsområden		100 %	100 %	27 %	73 %	
	Övervintringsområde alfågel > 75	*Clangula hyemalis*	90 %	86 %	1 %	19 %	
	Övervintringsområde alfågel > 20	*Clangula hyemalis*	20 %	20 %	29 %	57 %	
N2000	Laguner	1150	100 %	100 %	100 %	0 %	
	Stora grunda vikar och sund	1160	100 %	98 %	67 %	30 %	
	Marina estuarier	1130	100 %	76 %	73 %	4 %	
	Små öar och skär i Östersjön	1620	100 %	100 %	95 %	5 %	
Kultur-	Värdefulla fartygslämningar		100 %	91 %	6 %	0 %	88 %
	Utvalda arkeologiska prioritetsområden		75 %	75 %	6 %	28 %	42 %
	Arkeologiska prioritetsområden		5 %	53 %	7 %	27 %	20 %



Figur 38. *Zonkonfigurationen med lägst total "kostnad", den s.k. "Best run" för scenario 2, där inga områden låsts till någon zon.*



Figur 39. *Urvalsfrekvens per zon för de 4 zonkonfigurationer som i scenario 2 uppnått målen för samtliga värdekomponenter. Mörkare färg betyder att planeringsenheten tilldelats zonen fler gånger.*

Tabell 7. *Uppnått skydd uttryckt som % av utbredningsområde i zonkonfigurationen med lägst total "kostnad" för scenario 2, där inga områden låsts till någon zon.*

	Värdekomponent	Latinskt namn/ klass	Mål	Totalt skydd	Hänsyns-område	Kulturskydd & friluftsliv
Bottenvegetation	Blåstång	*Fucus vesiculosus*	75 %	95 %	95 %	
	Borstnate	*Stuckenia pectinata*	75 %	100 %	100 %	
	Sågtång	*Fucus serratus*	75 %	75 %	75 %	
	Ålgräs	*Zostera marina*	75 %	98 %	98 %	
	Axslinga	*Myriophyllum spicatum*	20 %	100 %	100 %	
	Hårsärv	*Zannichellia palustris*	20 %	100 %	100 %	
	Natingar	*Ruppia* spp.	20 %	100 %	100 %	
	Hornsärv	Ceratophyllum demersum	5 %	100 %	100 %	
	Kräkel	*Furcellaria lumbricalis*	5 %	80 %	80 %	
	Rödblad	*Coccotylus truncatus*/ *Phyllophora pseudoceranoides*	5 %	20 %	20 %	
	Sudare	*Chorda filum*	5 %	82 %	82 %	
	Trådslick & molnslick	*Ectocarpus siliculosus* & *Pylaiella littoralis*	5 %	76 %	76 %	
Bottenlevande djur	Blåmussla	*Mytilus edulis*	20 %	36 %	36 %	
	Hjärtmusslor	*Cerastoderma* spp.	50 %	100 %	100 %	
	Ringmask	*Hediste diversicolor*	50 %	100 %	100 %	
	Fåborstmaskar	Oligochaeta	5 %	19 %	19 %	
	Havstulpaner	Balanidae	5 %	49 %	49 %	
	Insektslarver	Chironomidae	5 %	100 %	100 %	
	Skorv	*Saduria entomon*	5 %	7 %	7 %	
	Kräftdjur	*Bathyporeia pilosa*	5 %	32 %	32 %	
	Kräftdjur	*Diastylis rathkei*	5 %	10 %	10 %	
	Kräftdjur	*Monoporeia affinis* & *Pontoporeia femorata*	5 %	5 %	5 %	
	Ringmask	*Bylgides sarsi*	5 %	9 %	9 %	
	Ringmaskar	Spionidae	5 %	10 %	10 %	
	Slammärla	*Corophium volutator*	5 %	100 %	100 %	
	Snabelsäckmask	*Halicryptus spinulosus*	5 %	6 %	6 %	
	Tusensnäckor	Hydrobiidae	5 %	47 %	47 %	
	Östersjömussla	*Macoma balthica*	5 %	7 %	7 %	
Fisk	Rekryteringsområden gädda	*Esox lucius*	100 %	100 %	100 %	
	Rekryteringsområden mört	*Rutilus rutilus*	100 %	100 %	100 %	
Fågel	Kustnära övervintringsområden		100 %	100 %	100 %	
	Kustnära häckningsområden		100 %	100 %	100 %	
	Övervintringsområde alfågel >75	*Clangula hyemalis*	90 %	100 %	100 %	
	Övervintringsområde alfågel >20	*Clangula hyemalis*	20 %	20 %	20 %	
N2000 Naturtyper	Laguner	1150	100 %	100 %	100 %	
	Stora grunda vikar och sund	1160	100 %	100 %	100 %	
	Marina estuarier	1130	100 %	100 %	100 %	
	Små öar och skär i Östersjön	1620	100 %	100 %	100 %	
Kultur-	Värdefulla fartygslämningar		100 %	100 %	6 %	94 %
	Utvalda arkeologiska prioritetsområden		75 %	75 %	35 %	40 %
	Arkeologiska prioritetsområden		5 %	53 %	35 %	19 %

5.3 Diskussion

Att ta hänsyn till alla de olika intressen som finns i ett havsområde samt hur dessa påverkar varandra är otroligt komplicerat. Den zoneringsanalys som utförts med hjälp av Marxan with Zones har utförts för att stödja denna process. Zoneringen visar vilka områden som vore lämpliga för områdesskydd för att uppnå de mål som satts för värdekomponenterna samtidigt som konflikter med olika sektorsintressen minimeras. Resultaten visade att det befintliga naturskyddet i västra Hanöbukten är välplacerat och bidrar till att skyddsmålen för många av värdekomponenterna uppnås, men indikerar också att det kan finnas ett behov för ytterligare områdesskydd. De områden som föreslås för komplettering av befintligt naturskydd (zon *Hänsynsområden*) överlappar relativt väl med det redan föreslagna naturskyddet kring Tosteberga skärgård och Kiviksbredan (se avsnitt 4.6). Kulturvärdena erhåller i dagsläget nära till inget områdesskydd vilket skiljer sig stort från de intressen som uttryckts av Kristianstads kommun. Här finns således utrymme för förändringar.

Ungefär samma områden föreslås för naturskydd i båda scenarierna, vilket troligtvis beror på att målen för fågelområdena och de arkeologiska prioritetsområdena är satta så pass högt att skyddet koncentreras i dessa områden. Områdena är dessutom stora och lokaliserade på platser där även många andra värden finns. Detta bidrar till att skyddet av ett flertal andra värden innefattar betydligt större områden än de uppsatta målen för många dem.

Fyhr m.fl. (2015) utförde en Marxan with Zones-analys i Hanöbukten vars analysområde delvis överlappar med denna studie. Syftet för den analysen var att titta på havsplaneområdet för den nationella havsplaneringen (se Havs- och vattenmyndigheten 2015) och inkluderade därmed inte kustnära områden. Således var skyddsmålen riktade mot naturvärden i utsjön. Resultaten från Fyhr m.fl. (2015) visade att utsjöområdena i Kristianstads kommun, särskilt inom och i anslutning till övervintringsområdet för alfågel, även var viktiga och strategiska för områdesskydd ur ett bredare Hanöbukts-perspektiv.

Att de områden som föreslås för zonen *Kulturvård och friluftsliv* fördelar sig separerade, enstaka planeringsenheter över stora delar indikerar att konflikterna mellan kulturvärdena och andra intressen är relativt jämnt fördelade över området, vilket gör att Marxan with Zones inte pekar ut ett särskilt område. Detta skulle kunna tyda på att lokaliseringen av kulturvärdeskyddet är hyfsat fritt med hänsyn till konflikter. Även inom zonen *Hänsynsområden* finns flera områden där enskilda planeringsenheter skapar ett prickigt mönster. Det kan vara svårt och oönskat att bilda områdesskydd som följer dessa mönster även om de visar att områdena är i behov av skydd. I så fall bör ersättningsområden för dessa undersökas noggrannare.

Större delen av kuststräckan har pekats ut som lämpliga för områdesskydd. Eftersom kuststräckan är av stor vikt för turismen kan eventuellt en form av ekoturism vara något att undersöka i de områden längst kusten där naturskydd föreslås eller redan finns. Tanken med denna skulle då vara att reglera nyttjandet av kuststräckan så att de värden som finns där inte störs under perioder när de är särskilt känsliga eller på ett sätt så att

bestående skador uppstår. T.ex. bör användningen av de badplatser som bidrog till att skyddsmålen för Natura 2000 habitattypen ”Stora grunda vikar och sund”, kustnära övervintringsområden för sjöfågel och rekryteringsområden för mört inte kunde uppnås ses över så att badaktiviteter inte skadar dessa värden på ett oönskat sätt.

Zoneringen bidrar med ett bra underlag för fortsatt diskussion och precisering, snarare än ett slutbehandlat resultat för havsplanering. De avvägningar och värderingar som är avgörande för analysen speglar snarare förvaltningsmål än matematiska lösningar (Williams m.fl. 2014). Vidare visade Fyhr m.fl. (2015) att förvaltningsstrategin och målsättningarna kan spela stor roll för resultatet av en Marxan-analys. Därför vore det önskvärt med gediget vetenskapligt stöd för sådana avvägningar. Exempel på sådant stöd kan vara hur stora områden som behövs för en population eller arts långsiktiga överlevnad eller vilken yta med blåmusslor som behövs för att förse alfågel med föda under övervintringen. Vidare inkluderas inte påverkan från övergödning, klimatförändringar, diffusa utsläpp/läckage från t.ex. land eller andra havsområden i Marxan with Zones-analysen, vilket även är relevant för havsplaneringen.

Inloppet till Helge å vid Åhus hamn pekas i scenario 2 ut som *Hänsynsområde* vilket i huvudsak beror på att området är klassat som Natura 2000 naturtypen Marina Estuarier (1130) och övervintingsområde för sjöfågel. Här bör de faktiska värdena undersökas närmare för att avgöra om detta är skäligt.

Beräkningsprinciperna av Marxan with Zones gör att planeringsenheter med flera värden som överlappar varandra prioriteras för att minska kostnaderna. Det finns vissa svårigheter som är förknippade med ett sådant upplägg. Om den totala utbredningen (oavsett abundans) av arter, biotoper eller livsmiljöer används för att identifiera värdekomponenter som gynnar flera arter, kan det resultera i att områdesskyddet placeras där många arter förekommer slumpmässigt eller i mycket små förekomster, snarare än i deras kärnområden (Williams m.fl. 2014). Därför är det rekommenderat att i Marxan with Zones använda kartor som beskriver värdenas kärnområden, snarare än deras fulla utbredningsområden. Dessa måste alltså identifieras innan analysen. För vissa värdekomponenter fanns inte sådana underlag tillgängliga. T.ex. fanns endast förekomst, och inte t.ex. ≥ 25 % täckningsgrad, tillgängligt för sågtång, axslinga, hårsärv, natingar, hornsärv, rödblad, sudare, trådslick och molnslick, hjärtmusslor, fåborstmaskar, havstulpaner, skorv, ringmasken *Bylgides sarsi*, snabelsäckmask samt tusensnäckor (se Wijkmark m.fl. 2015a), vilket snarare innebär utbredning än kärnområden. De kustnära övervintringsområden och häckningsområden för sjöfågel innefattar troligtvis också vidare utbredning än kärnområdena. Man bör därför vara medveten om att det finns utrymme för ytterligare optimering av designen av områdesskydd som föreslås i dessa scenarier.

Biodiversitetkonventionen har antagit fem rekommenderade nätverksegenskaper och -komponenter för skapandet ett representativt nätverk av skyddade områden (CBD 2008). I zoneringsanalysen har enbart två av dessa behandlats, nämligen *ekologiskt och biologiskt viktiga områden* (naturvärden) och *representativitet* (skydda lite av allt). CBD rekommenderar dock ytterligare tre faktorer att ta hänsyn till när skyddande områden designas: *konnektivitet*, *replikerade ekologiska företeelser*, samt *adekvata och livskraftiga*

områden. Det är mycket möjligt att resultaten av zonering bidrar till ett fullvärdigt skydd med hänsyn till dessa kriterier, men det har inte kunnat analyseras närmare. För långsiktig förvaltning av natur- och kulturvärden är heller inte områdesskydd tillräckligt. Vid tillfällen när miljögifter och övergödning är de största hoten är det troligtvis andra åtgärder som är huvudlösningen. Eftersom inga marina däggdjur har sina livshistoriskt viktiga tillhåll i västra Hanöbukten finns det t.ex. liten poäng att där inkludera deras intressen i rumsligt områdesskydd. . Hanöbukten är ett likväl ett relativt viktigt område för Östersjöpopulationen av tumlare, och störningen av dessa kan begränsas avsevärt om vindkraftverksfundament konstruerade genom pålning undviks. Kommunerna i västra Hanöbukten kan också bidra genom att verka för utveckling och användning av sälsäkra fiskeredskap, minskade utsläpp av miljögifter samt förhindrande av klimatförändringar.

Det är inte möjligt att garantera att värdekomponenterna får ett fullvärdigt skydd genom det befintliga eller föreslagna områdesskyddet, oavsett hur välplacerat det är. Befintliga föreskrifter och förvaltningsplaner bör ses över och nya bör utformas så att de faktiskt innebär det skydd som de marina värdena i dessa områden är i behov av samt att de efterföljs. Strukturerad uppföljning och utvärdering av skyddet är också nödvändigt för att säkerställa att skyddet har verkan och naturvärdena förvaltas och bevaras. Förändringar över tid kan också vara ett problem för rumsligt skydd som är relativt statiskt. Säsongsskillnader fångas inte av Marxan with Zones utan varje analys motsvarar en överblicksbild eller en årssammanställning. Detta kan delvis hanteras genom att ha säsongsbetonade åtgärder för zonerna, liknande dagens fågelskyddsområden.

Sammanfattningsvis har Marxan with Zones visat sig vara ett effektivt verktyg för att på ett strukturerat sätt sammanställa och analysera information från ett stort antal rumsligt beskrivna natur- och kulturvärden samt mänskligt framkallad påverkan på dessa. Resultaten kan användas direkt i havs- och kustplanering, som underlag för samråd och strategiska beslut om placering och utformning av inrättandet av områdesskydd och nya verksamheter samt som ett kommunikationsverktyg.

6 TACK

Tack till Kristianstads kommun, och särskilt Monica Axelsson, för ett aktivt deltagande genom hela projektet. Tack också till Björn Nilsson på Institutionen för Arkeologi och Antikens Historia vid Lunds Universitet och Bengt Bengtsson på Simrishamns kommun för bistående av GIS-filer med arkeologiska prioritetsområden respektive häckningsplatser för sjöfågel.

7 REFERENSER

Agardy, T. S. 2010. Ocean zoning: making marine management more effective. Earthscan, United Kingdom.

Al-Hamdani, Z., Appelqvist, C., Gjelstrup Björdal, C., Gregory, D., Manders, M. 2011. Guidelines for predicting decay by shipworm in the Baltic Sea. WreckProtect.

Alcamo, J., [m.fl.] 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Washington, D.C., USA, Island Press. 245p. ISBN: 1-55963-403-0.

Amundin, M. 1991. Sound production in Odontocetes, with emphasis on the harbour porpoise, Phocoena phocoena. Doktorsavhandling. Zoologiska institutionen, Stockholms universitet.

Andersson, M.H., Sigray, P., Persson, L.K.G. 2011. Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk. Vindval rapport 6436.

Andersson, S., Tobiasson, S., Engkvist, R., Edman, A., Sjölin, A. 2010. Hanöbukten kust-vattenmiljö 2010. Blekingekustens Vattenvårdsförbund & Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Linnéuniversitetet, Kalmar. Rapport 2010:4.

Ardron, J. A., Possingham, H. P.., C. J. Klein. 2010. Marxan Good Practices Handbook. Version 2. Pacific Marine Analysis and Research Association. Victoria, BC, Canada.

ArtDatabanken. 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken SLU, Uppsala.

Au, W.W.L., Kastelein, R.A., Rippe, T., Schooneman, N.M. 1999. Transmission beam pattern and echolocation signals of a harbour porpoise (Phocoena phocoena). Journal of the Acoustical Society of America 106:3699-3705.

Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R., Åstrand Capetillo, N. 2012. Vindkraftens effekter på marint liv. En syntesrapport. Vindval Naturvårdsverkets rapport 6488.

Bowen, W.D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. Mar Ecol Prog Ser. Vol. 158:267-274.

Carlén, I. 2013. The Baltic sea ecosystem from a porpoise point of view. Doktoranduppsats. Zoologiska institutionen, Stockholm Universitet. Löpnummer: 2013:8.

Carlström, J. 2014. Påverkan av Kattegatt Offshore på tumlare. AquaBiota Report 2014:06. 34 sid.

Carlström, J., Rappe, C., Königson, S. 2008. Åtgärdsprogram för tumlare 2008–2013(Phocoena phocoena). Naturvårdsverket Rapport 5846.

CBD 2008: Decision adopted by the conference of parties to the convention on biological diversity at its ninth meeting. IX/20 Marine and coastal biodiversity. UNEP/CBD/COP/DEC/IC/20.

CCB. 2015. Östersjötumlaren måste skyddas. Coalition Clean Baltic. Broschyr Naturskyddsföreningen.

Conely, D. J., Humborg, C., Rahn, L., Savchuck, O.P., Wulff, F. 2002. Hypoxia in the Baltic Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. Environ Sci Technol. 2002 Dec 15;36(24):5315-20.

Delpla , I., Jung, A.-V., Baures, E., Clement, M., Thomas, O. 2009. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. Environmental International 35: 1225-1233.

Diehl, S., Kornijóv, R. 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K. (eds). The Structuring Role of Macrophytes in Lakes. Springer Verlag, New York, USA, pp 24-46.

Dyndo, M. Wiśniewska, D. M., Rojano-Doñate, L., Teglberg Madsen, P. 2015. Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. Sci. Rep. 5, 11083; doi: 10.1038/srep11083.

Dähne, M., Gilles, K., Lucke, A., Peschko, A., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., Siebert, U. 2013. Effects of pile-driving on harbor porpoises (Phocoena phocoena) at the first offshore wind farm in Germany. Environmental Research Letters 8, 025002,16pp.

Enhus, C., Carlström, J., Didrikas, T., Näslund, J., Lillehammer, L., Norderhaug, K., M. 2012. Strategisk konsekvensutredning av förnybar energiproduktion i Norges havsområden Delutredning 3: Bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. AquaBiota Rapport 2012:01.

Eriksson, B.K., Sandström, A., Isæus, M., Schreiber, H., Karås, P. 2004. Effects of boating activities on aquatic vegetation in the Stockholm archipelago, Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 61:339–349.

Europeiska kommissionen. 2014. LIFE talar för det småskaliga fisket. Webbtidningen Europeiska havsfrågor och fiske, nr 65. ISSN 2315-2672.

FIFS 2007:38. Fiskeriverkets föreskrifter om ändring i föreskrifterna (FIFS 2004:36) om fiske i Skagerrak, Kattegatt och Östersjön. Fiskeriverkets författningssamling.

Fiskeriverket. 2010. Småskaligt kustfiske. Regeringsuppdrag att beskriva det småskaliga kustnära fisket i Sverige samt föreslå hur detta fiske kan förstärkas.

Florin, A.-B. 2011. Svartmunnad smörbult - risk eller resurs? HAVET 2011: 49-51.

Funkquist L., Kleine E. 2007. An introduction to HIROMB, an operational baroclinic model for the Baltic Sea. SMHI Report Oceanography No 37, ISSN 0283-1112, 48 sid.

Fyhr, F., Wijkmark, N., Wikström, S., Isaeus, M., Nilsson, L., Näslund, J., Hogfors, H. 2015: Naturvärdesbedömning och scenarier för havsplanering i Blekinge och Skåne län. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport: 2015/07.

Evans, S, 2005. Miljötillståndet I egentliga Östersjön. Östersjö 2005. Stockholms Marina Forskningscentrum.

Grantham, H., Agostini, V.N., Wilson, J., Mangubhai, S., Hidayat, N., Muljadir, A., Muhajir, C. R., Meity, M., Beck, M.W., Possingham, H.P. 2013. A comparison of zoning analyses to inform the planning of a marine protected area network in Raja Ampat, Indonesia. Marine Policy 38: 184–194.

Grieve C, Brady, D.C., Polet, H. 2014. Best practices for managing, measuring and mitigating the benthic impacts of fishing – Part 1. Marine Stewardship Council Science Series 2: 18 – 88.

Hallberg, O., Nyberg, J., Elhammer, A., Erlandsson, C. 2010. Ytsubstratklassning av maringeologisk information. SGU-rapport: Dnr 08-1565/2009, Rapport Maringeologi nr 2010:1.

Hansson, L.-A., Brönmark, C., Carlsson, P., Collvin, L., Granéli, W., Kritzberg, E., Nicolle, A., Persson, A., Sorby, L., Hallgren, P. 2009. Vårt framtida vatten är varmt och brunt. Miljöforskning 2009:2.

Havenhand, J.N. 2012. How will ocean acidification affect Baltic sea ecosystems? an assessment of plausible impacts on key functional groups. Ambio. 2012 Sep;41(6):637-44. doi: 10.1007/s13280-012-0326-x.

Havsmiljöinstitutet. 2011. Havsmiljöinstitutets rapport till regeringen 2011. Om överfiske, genetisk variation och expertförsörjning. Havsmiljöinstitutet.

Havs- och vattenmyndigheten. 2012. Nationell förvaltningsplan för gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön.

Havs- och vattenmyndigheten. 2013a. Hanöbukten. Hanöbuktsutredningen. Rapport 2013-10-29.

Havs- och vattenmyndigheten. 2013b. Vägledning - reglering av fiske i marina skyddade områden. Rapportnummer 2013:13.

Havs- och vattenmyndigheten. 2014. Fritidsfisket i Sverige 2013. JO 57 SM 1401.

Havs- och vattenmyndigheten. 2015. Havsplanering Nuläge 2014. Statlig planering i territorialhav och ekonomisk zon. Rapport 2015:2. ISBN: 978-91-87025-73-0.

Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket. 2013. Svenskt fritidsfiske och fisketurism 2020. OVR262 2013-04-05.

HELCOM. 2013. HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.

Heikkilä, J., Mattila, J. 2000. Slutrapport över det biologiska kontrollprogrammet på Åland 2000. Åbo Akademi. Rapport nr: 2001:43.

Hemminga, M. A., Duarte, C. M. 2000. Seagrass Ecology. Cambridge University Press, UK.

Herr, H., Gilles, A., Scheidat, M., Siebert, U. 2005. Distribution of harbor porpoise (Phocoena phocoena) in the German North Sea in relation to density of sea traffic. Working paper (AC12/Doc.8) presented at the 2005 ASCOBANS meeting, 10 pp.

Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., Madsen, PT. 2014. High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (Phocoena phocoena). J Acoust Soc Am. 2014 Oct;136(4):1640-53. doi: 10.1121/1.4893908.

Hildebrand, J. A. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Mar Ecol Prog Ser. Vol. 395: 5–20, 2009. DOI: 10.3354/meps08353.

Hilding, E. 2012. Helge å 2011. Kommittén för samordnad kontroll av Helge å. ALcontrol Laboratories.

Hilding, E. 2013. Helge å 2012. Kommittén för samordnad kontroll av Helge å. ALcontrol Laboratories.

Hilding, E. 2014. Helge å 2013. Kommittén för samordnad kontroll av Helge å. ALcontrol Laboratories.

Holmes, J.A. 1986. The impact of dredging and spoils disposal on Hamilton Harbor fisheries: implications for rehabilitation. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1498:1- 155

HVMFS 2012:18. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljökvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.

HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

HVMFS 2015:17. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om förbud mot svenskt fiske av lax i EU:s fiskevatten i Östersjön inom ICES-delområden 22-29 under återstoden av år 2015.

ICES. 2014a. 8.4.3 Ecoregion: Baltic Sea. Stock: Cod in Subdivisions 25–32. ICES Advice May 2014.

ICES. 2014b. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 26 March–2 April 2014, Aarhus, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:08. 347 pp.

IMO 1998. Guidelines on the management of dredged material. International Maritime Organization, London Convention, London, UK.

Iverson, S. J., Springer, A. M., Kitaysky, A. S. 2007. Seabirds as indicators of food web structure and ecosystem variability: qualitative and quantitative diet analyses using fatty acids. Marine Ecology Progress Series 352: 235-244.

Kastelein, R. A., Brunskoek, P., Hagedoom, M., Au, W.W.L., de Haan, D. 2002. Audiogram of a harbour porpoise (Phocoena phocoena) measured with narrow-band frequency-modulated signals. J. Acoust. Soc. Am. 112, 334–344.

Karlsson, M., Ragnarsson Stabo, H., Petersson, E., Carlstrand, H., Thörnqvist, S. 2014. Nationell plan för kunskapsförsörjning om fritidsfiske inom fisk-, havs- och vattenförvaltningen. Aqua reports 2014:12.

Kjellström, E., Abrahamsson, R., Boberg, P., Jernbäcker, E., Karlberg, M., Morel, J. och Sjöström, Å. 2014. Uppdatering av det klimatvetenskapliga kunskapsläget. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). Klimatologi nr 9 2014. ISSN: 1654-2258.

Kornis, M.S., Mercado-Silva, N., Vander Zanden, M.J. 2012. Twenty years of invasion: a review of round goby Neogobius melanostomus biology, spread, and ecological implications. Journal of Fish Biology 80:235–285. doi: 10.1111/j.1095-8649.2011.03157.x.

Korpinen, S., Meski, L., H. Andersen, J., Laamanen, M. 2012. Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. Ecological Indicators 15:105–114.

Kristianstads kommun. 2013. Översiktsplan 2013. Stadsbyggnadskontoret på Kristianstads kommun.

Kristianstads kommun, C4 Teknik. 2007. Konsekvenser för Åhuskustens bebyggelse vid en framtida höjd havsnivå; översvämning - högt grundvatten – erosion. Bilaga 1 till Program för kustens utveckling från Åhus till Juleboda. Stadsbyggnadskontoret på Kristianstads kommun.

Kritzberg, E. S., Ekström, S. M. 2012. Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? Biogeosciences, 9: 1465-1478.

Larsson, K. 2006. Arfaktablad om *Clangula hyemalis* (wintering). The Swedish Species Information Cen-tre, Swedish University of Agricultural Sciences. Retrieved from www.artfakta.se on 2 Dec 2014.

Larsson, K. 2012. Östersjöns sjöfåglar. HavsUtsikt 2/2012.

Leppäkoski, E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. Acta Academiae Aboensis, ser B Vol. 35 nr 2.

Liungman, A., Palmkvist J., Ericsson, U., Christensson, M., Nilsson, P.-A., Qvarfordt, S., Wallin, A., Borgiel, M. 2012. Hanöbuktens kustvattenmiljö 2011. Blekingekustens Vattenvårdsförbund/Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Medins Biologi.

Lundström, K., Hjerne, O., Alexandersson, A., Karlsson, O. 2007. Estimation of grey seal (*Halichoerus grypus*) diet composition in the Baltic Sea. NAMMCO Sci. Publ. 6:177-196.

Länsstyrelsen i Skåne län, Miljöavdelningen. 2012. Sammanställning av vattenfärg och organiskt kol (TCO) i Helge å och Skräbeån. PM 2012-03-06.

Länsstyrelsen i Skåne län. 2014. Fiske i Skåne. Fiskebestämmelser Skåne. Version: 2014 sep.

Länsstyrelsen i Blekinge län och i Skåne län. 2002. Fisket på sydkusten. En studie av fiskerinäringen i Blekinge och Skåne län. Rapport 2002:29.

Löfgren, S., Forsius, M., Anderson, T. 2003. Vattnens färg – Klimatbetingad ökning av vattnens färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag. Nordiska Ministerrådets broschyr. 12 sid.

Mallorya, M. L., Robinson, S. A., Hebert, C. E., Forbes, M. R. 2010. Seabirds as indicators of aquatic ecosystem conditions: A case for gathering multiple proxies of seabird health. Marine Pollution Bulletin 60, 7–12.

Malmberg Persson, K., Nyberg, J., Ising, J., Persson, M. 2014. Skånes känsliga stränder – ett geologiskt underlag för kustzonsplanering och erosionsbedömning. SGU-rapport 2014:20.

Marmefelt E., Sahlberg J., Bergstrand M., 2007. HOME Vatten i södra Östersjöns vattendistrikt. Integrerat modellsystem för vattenkvalitetsberäkningar, SMHI Oceanografi nr. 87, ISSN 0283-7714, 77 sid.

Miljödepartementet. 2012. Svenska miljömål – preciseringar av miljökvalitetsmålen och en första uppsättning etappmål. Regeringskansliet. Miljödepartementet. Ds 2012:23

Moksnes, P.-O. Baden, S. Råberg, S., Kautsky, L. 2010. Rovfi sk påverkar vegetation längs Sveriges kuster. Havet 2010.

Monteith, D. T., Stoddard, J. L., Evans, C. D., de Wit, H. A., Forsius, M., Hogåsen T., Wilander, A., Skjelkvåle, B. L., Jaffries, D. S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopácek J., Vesely, J.2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. Nature 450 (22): 537 – 541.

Mössner, S., Ballschmiter, K. 1997. Marine mammals as global pollution indicators for organochlorines. Chemosphere 34: 1285–1296.

Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

Naturvårdsverket. 2007. Skydd av marina miljöer med höga naturvården – vägledning. Rapport 5739. *Efter den 1 juli 2011 ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för denna publikation*.

Naturvårdsverket. 2009a. Vad kan havet ge oss? Östersjöns och Västerhavets ekosystemtjänster. Rapport 5937. ISBN 978-91-620-6416-7.

Naturvårdsverket. 2009b. Miljöeffekter vid muddring och dumpning. En litteratursammanställning. Naturvårdsverket rapport 5999.

Naturvårdsverket. 2010a. Kartering och analys av fysiska påverkansfaktorer i marin miljö. Rapport 6376. ISSN 0282-7298.

Naturvårdsverket. 2010b. Reglering av fiske i skyddade havsområden. Rapport 6416.

Naturvårdsverket. 2010c. Muddring och hantering av muddermassor Vägledning om tillämpningen av 11 och 15 kapitlet miljöbalken Miljörättsavdelningen 2010-02-18.

Naturvårdsverket. 2011a. Gråsäl *Halichoerus grypus* - Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2. NV-01162-10.

Naturvårdsverket. 2011b. Knubbsäl *Phoca vitulina* - Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2. NV-01162-10.

Naturvårdsverket. 2011c. Tumlare *Phocoena phocoena* - Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2. NV-01162-10.

Naturvårdsverket. 2015. Hemställan om utpekande av nya Natura 2000-områden och ändringar i befintliga områden enligt habitat- och fågeldirektivet. 2015-05-21 Ärendenummer: NV-00482-14

Nilsson, L. 1980. De övervintrande alfåglarnas Clangula hyemalis antal och utbredning längs den svenska kusten. Vår Fågelvärld 39:1-14.

Nilsson, L. 2012. Distribution and numbers of wintering sea ducks in Swedish utsjö waters. Ornis Svecica 22:39-59.

Nilsson, L. and Green, M. 2011: Birds in southern Öresund in relation to the windfarm at Lillgrund. Final report of the monitoring program 2001 – 2011. Biological Institute, Lunds University.

Norling, K. 2007. Bottendjur med viktig roll. HavsUtsikt 1/2007.

Norkko, J., Reed, D., Timmerman, K., Norkko, A., Gustafsson, B. G., Bonsdorff, E., Slomp, C. P., Carstensen, J., Conley, D. 2012. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species Global Change Biology 18, 422–434, doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x

Ojaveer, H., Kotta, J. 2014. Ecosystem impacts of the widespread non-indigenous species in the Baltic Sea: literature survey evidences major limitations in knowledge. Hydrobiologia (Impact Factor: 2.28). 10/2014; 750(1). DOI: 10.1007/s10750-014-2080-5

Orth, R. J., Heck, K. L., van Montfrans, J. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. Estuaries 7: 339-350.

OSPAR 2008: OSPAR convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. OSPAR Commission. Reference No. 2008-6.

Ottvall, R. 2012. Ejdern och andra musselätande dykänders minskning I Östersjön. Miljöforskningsberedningen, Rapporter, 29 augusti 2012.

Palka, D. L. & Hammond, P. S. 2001. Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 777-787.

Palmkvist J., Liungman, A., Ericsson, U., Mattsson, M., Christensson, M., Johansson, J., Qvarfordt, S., Wallin, A., Borgiel, M. 2013a. Hanöbuktens kustvattenmiljö 2012. Blekingekustens Vattenvårdsförbund/Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Medins Biologi.

Palmkvist J., Liungman, A., Ericsson, U., Christensson, M., Johansson, J., Nilsson, P.-A., Rådén, R, Mattsson, M., Qvarfordt, S., Wallin, A., Borgiel, M. 2014. Hanöbuktens kustvattenmiljö 2013. Blekingekustens Vattenvårdsförbund/Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Medins Biologi.

Palmkvist, J., Ljungman, A., Rådén, R. 2013b. Bottenfauna vid Kiviksbredan 2013 - En undersökning vid fem stationer samt filmning av botten. Medins Biologi AB.

Persson, G., Rummukainen, M. 2010. Klimatförändringarnas effekter på svenskt miljömålsarbete. SMHI Klimatologi Nr 2/2010. ISSN 1654-2258.

Petersen, I.K., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M. and Fox, A.D. 2006: Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Report to Dong Energy and Vattenfall A/S, National Environmental Research Institute, Rønde, Denmark.

Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R. Mann, D. A., Bartol, S. Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Løkkeborg, S., Rogers, P. H., Southall B. L., Zeddies, D. G., Tavolga, W. N. 2014: Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. ASA S3/SC1.4 TR-2014. Springer and ASA Press. DOI 10.1007/978-3-319-06659-2.

Reid, D. 2015. Habitat Suitability and Species Distribution Modeling of the Round Goby in the Blekinge/Hanobukten region of the Swedish Baltic Sea Coastline. AquaBiota Report 2015:07. 34 pp.

SAMBAH. 2014. SAMBAH news August 2014. http://sambah.org/SAMBAH-news-2014-08.pdf

Sandström, A., Eriksson, B. K. Karås, P. Isæus, M.m Schreiber, H. 2005. Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. Ambio 34:125-130.

SFS: 1993:787. Fiskelag (1993:787). Näringsdepartementet RS L. Svensk författningssamling.

Simrishamn kommun. 2015. Framtiden - Översiktsplan för Simrishamnskommun. Kapitel 2D Miljö- och riskfaktorer. Utställningshandling 2-11 februari 2015.

Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H.W., Nilsson, J.l., Petersen, I.K., Roos, M.M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipniece, A., Wahl, J. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. TemaNord 2011:550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

SLU och Länsstyrelsen i Skåne län. 2012. Provfiske med nät och ryssjor i Hanöbukten hösten 2012.

Stockholm Environment Institute. 2014. Ökad resiliens inför kustnära risker. RISC-KIT fact sheet.

SGI: Statens geotekniska institut (SIG). 2008. Hållbar utveckling av Åhuskusten - Översiktlig värdering av risker för erosion, ras och översvämning. Statens geotekniska institut. Diarienr: 1-0804-0273.

Stal, L.J., Staal, M.J., Villbrandt, M. 1999. Nutrient control of cyanobacterial blooms in the Baltic Sea. Aquatic Microbial Ecology, 18, 165-173. ISSN 0948-3055.

Svensson, L. 2014. Bland sjögräs och tång i Hanöbukten. Vattenriket i fokus. Rapport: 2014:07. ISSN: 1653-9338.

Sonesten, U. 2010 Brunifiering av våra vatten. Naturvårdsverket och Havsmiljöinstitutet, Havet 2010.

Southall, B. L. 2005. Shipping Noise and Marine Mammals. Final Report of the 2004 NOAA symposium.

Sundblad, G. and Bergström, U. 2014: Shoreline development and degradation of coastal fish reproduction habitats. Ambio 43:1020-1028.

SÖ 1994:25: Konvention för skydd av den marina miljön i Nordostatlanten OSPAR.

SÖ 1996:22: 1992 års konvention om skydd av Östersjöområdets marina miljö. HELCOM

SÖ 2000:48: Londonkonventionen. 1996 års protokoll till 1972 års konvention (SÖ 1974:8) om förhindrandet av havsföroreningar till följd av dumpning av avfall och annat material.

Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., André ,M., Brensing, K., Dalen, J., Dekeling, R.P.A., Robinson, S., Tasker, M.L., Thomsen, F., Werner, S. 2012. European Marine Strategy Framework Directive - Good Environmental Status (MSFD GES): Report of the Technical Subgroup on Underwater noise and other forms of energy.

Verboom, W.C., Kastelein, R.A. 1997. Structure of harbour porpoise (Phocoena phocoena) click train signals. Sid 343-362 I Read, A.J., Piet, R.W. and Nachtigall, P.E. (eds). The biology of the harbour porpoise. De Spiel Publishers, Woerden, Nederländerna.

Villadsgaard, A., Wahlberg, M., Tougaard, J. 2007. Echolocation signals of wild harbour porpoises, Phocoena phocoena. The Journal of Experimental Biology 210: 56-64.

Watts, M.E, I.R. Ball, R.R. Stewart, C.J. Klein, K. Wilson, C. Steinback, R. Lourival, L. Kircher, H.P. Possingham. 2009. Marxan with Zones: software for optimal conservation based land- and sea-use zoning, Environmental Modelling and Software (2009), doi:10.1016/j.envsoft.2009.06.005.

Wijkmark, N., Enhus, C., Isaeus, M., Lindahl, U., Nilsson, L., Nikolopoulos, A., Nyström Sandman, A., Näslund, J., Sundblad, G., Didrikas, T., Hertzman, J. 2015: Marin inventering och modellering i Blekinge län och Hanöbukten. Länsstyrelsen Blekinge län. Rapport: 2015/06. ISSN: 1651–8527.

Wik A, Lycken J, Dave G. 2008. Sediment Quality Assessment of Road Runoff Detention Systems in Sweden and the Potential Contribution of Tire Wear. Water, Air and Soil Pollution. 194. Issue 1-4. Pp 301-314.

Wikström, A., Magnusson, M. & Einarsson, A. 2009. Provfiske med Nordiska kustöversiktsgarn utmed två kustområden. Marine Monitoring.

Williams, R., Grand, J., Hooker, S. K., Buckland, S. T., Reeves, R. R., Rojas-Bracho, L., Sandilands, D. and Kaschner, K. 2014: Prioritizing global marine mammal habitats using density maps in place of range maps. Ecography, 37:212–220.

Wright, A.J., Aguilar Soto, N., Baldwin, A.L., Bateson, M., Beale, C.M., Clark, C., Deak, T., Edwards, E.F., Fernández A., Godinho, A., Hatch, L., Kakuschke, A., Lusseau, D., Martineau, D., Romero, L.M., Weilgart, L., Wintle, B., Notarbartolo di Sciara, G., Martin, V. 2007. Are Marine Mammals Stressed By Anthropogenic Noise? International Journal of Comparative Psychology, 20, 274-316.

8 BILAGOR

1. Marxan wih Zones-resultat som ESRI shapefiler
   a) MarxanZ_scenario1.shp
   b) MarxanZ_scenario2.shp
2. Kartor från rapporten i TIFF-format

www.aquabiota.se