

# Ekologiskt hållbar vindkraft i Östersjön

Slutrapport för projekt Marin MedVind  
– Underlag för storskalig hållbar  
vindkraft till havs

---

Martin Isæus, José Beltrán,  
Eva Stensland Isæus,  
Marcus C Öhman,  
Martin Andersson-Li



RAPPORT 7055 | AUGUSTI 2022



# Ekologiskt hållbar vindkraft i Östersjön

Slutrapport för projekt Marin MedVind  
– Underlag för storskalig hållbar vindkraft till havs

av Martin Isæus, José Beltrán, Eva Stensland Isæus,  
Marcus C Öhman och Martin Andersson-Li

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7055-7

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2022

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2022  
Omslagsfoto: AquaBiota, Nicklas Wijkmark



# Förord

Forskningsprogrammet Vindval är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och förmedla vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö. Inom programmet har hittills över 50 forskningsprojekt finansierats. Utöver detta har fyra syntesrapporter tagits fram, varav tre har uppdaterats. I syntesrapporterna sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter nationellt samt internationellt inom fyra områden: Människors intressen, fåglar och fladdermöss, marint liv och däggdjur på land.

Resultaten från Vindvals forskning har bidragit till underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt planerings- och tillståndsprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar. Dessutom ska resultaten från Vindval komma till användning i tillsyn och kontrollprogram samt myndigheters vägledning. Ett av Vindvals fokusområden är planering och de avvägningar mellan miljö och socioekonomiska intressen som måste göras. Programmet ska utveckla metoder och verktyg för att göra sådana avvägningar.

Vindval ställer höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapporter och publicering av projektens resultat.

Denna rapport är skriven av Martin Isæus, José Beltrán, Eva Stensland Isæus, Marcus C Öhman, Martin Andersson-Li, samtliga vid AquaBiota Water Research. Den är slutrapporten för projektet Marin MedVind – Underlag för storskalig hållbar vindkraft till havs. Inom ramen för projektet har även delrapporten ”Rättsliga förutsättningar för havsbaserad vindkraft” publicerats (rapportnummer 7028, 2022) i Vindvals rapportserie.

Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm den 20 juni 2022

Kerstin Jansbo  
Programchef, Vindval

# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	6
<b>Summary</b>	8
<b>1. Inledning</b>	10
<b>2. Ekologisk hållbarhet</b>	11
<b>3. Industrins preferenser</b>	13
3.1 MaxEnt modell	14
3.1.1 Elområden	15
3.1.2 Vind	16
3.1.3 Djup	17
3.1.4 Avstånd till kust och stamnät	18
3.2 Modellering bottenfast vindkraft	19
3.3 Modellering flytande vindkraft	22
<b>4. Vindkraftens potentiella påverkansfaktorer</b>	25
4.1 Undersökningar	25
4.1.1 Kvantifiering av påverkansarean	26
4.2 Anläggning	27
4.2.1 Kvantifiering av påverkansarean	29
4.3 Drift	33
4.3.1 Kvantifiering av påverkansarean	33
4.4 Avveckling	36
<b>5. Bentisk biologi</b>	37
5.1 Bentisk miljö i Östersjön	37
5.2 Påverkan på bentisk biologi	37
5.2.1 Anläggning	38
5.2.2 Driftsfasen	39
5.3 Hänsynsåtgärder	43
<b>6. Sjöfågel</b>	45
6.1 Sjöfåglar i Östersjön	45
6.1.1 Alfågel	46
6.1.2 Ejder, svärta och sjöorre	47
6.1.3 Smålom	50
6.2 Påverkan på sjöfågel	51
6.2.1 Anläggningsfas	51
6.2.2 Driftsfas	51
6.2.3 Hänsynsåtgärder	53
<b>7. Fisk</b>	54
7.1 Fiskfaunan i Östersjön	54
7.1.1 Kustnära sötvattensfiskar	55
7.1.2 Pelagiska arter	55
7.1.3 Bentopelagiska arter	57
7.1.4 Demersala arter	62
7.1.5 Hotade arter	66

7.2	Påverkan på fisk	67
	7.2.2 Driftsfas	68
	7.2.3 Hänsynsåtgärder	70
<b>8.</b>	<b>Marina däggdjur</b>	<b>71</b>
8.1	Sälar	71
	8.1.1 Gråsäl	71
	8.1.2 Knubbsäl	74
	8.1.3 Vikare	76
8.2	Tumlare	78
8.3	Påverkan på marina däggdjur	82
	8.3.1 Anläggningsfas	83
	8.3.2 Driftsfas	87
	8.3.3 Hänsynsåtgärder	89
<b>9.</b>	<b>Sammanställning av påverkan på marint liv</b>	<b>92</b>
<b>10.</b>	<b>Biologiska kartor för analyser</b>	<b>95</b>
10.1	Teknisk beskrivning av kartanalys	96
10.2	Hantering av osäkerheter i kartor	96
10.3	Sjöfågel	98
10.4	Fisk	101
	10.4.1 Torsk	101
10.5	Marina däggdjur	105
	10.5.1 Tumlare	105
	10.5.2 Sälar	108
<b>11.</b>	<b>Byggbarhet utifrån ett hållbarhetsperspektiv</b>	<b>111</b>
11.1	Byggbarhet med bottenfasta fundament	111
11.2	Byggbarhet med flytande fundament	115
<b>12.</b>	<b>Diskussion</b>	<b>117</b>
12.1	Hur stor utbyggnad är hållbar?	118
12.2	Förslag till strategi för storskalig utbyggnad av vindkraft till havs	120
12.3	Syresättning av bottenvatten	121
12.4	Kunskapsluckor	121
<b>13.</b>	<b>Tillgång till resultat</b>	<b>123</b>
	<b>Tack</b>	<b>124</b>
	<b>Referenser</b>	<b>125</b>

# Sammanfattning

För att motverka de klimatförändringar som världen står inför är det nödvändigt att utveckla och stärka tillgången på fossilfri energi. Havsbaserad vindkraft har pekats ut som en god möjlighet att bidra till denna omställning och områden för elproduktion i storleksordningen 20–30 TWh har angetts i den nu beslutade havsplanen, och regeringen har föreslagit ett planeringsmål på ytterligare 90 TWh. Om en storskalig utbyggnad av vindkraft till havs skall genomföras är det viktigt att utbyggnaden blir hållbar ur ett ekologiskt perspektiv. Denna rapport syftar till att undersöka möjligheterna för storskalig och hållbar utbyggnad av vindkraft i svenska vatten i Östersjön och utifrån detta ge underlag till vägledning.

I denna studie har vi i stor utsträckning arbetat med kartor och resultaten, utöver denna rapport, finns också tillgängliga i kartformat. För att resultaten skall vara relevanta har vi analyserat industrins preferenser gällande lokalisering av bottenfasta respektive flytande vindkraftsetableringar i ett rumsligt perspektiv. Genom en stor litteraturgenomgång har vi sammanställt kunskapsläget om påverkan av havsbaserad vindkraft på marina organismer och det kartmaterial som finns tillgängligt gällande utbredning av arter och för dem känsliga perioder som övervintring för vissa sjöfåglar, lekområden för fisk, parnings- och uppväxtområde för tumlare och liggplatser för säl. Workshops med experter för olika biologiska organismgrupper har hållit för att diskutera vilka restriktioner som krävs för att säkerställa en hållbar vindkraftsutbyggnad. Utifrån detta bakgrundsmaterial har vi producerat aggregerade kartor för sjöfågel, fisk, tumlare och säl som visar föreslagna restriktioner i en rumslig kontext. Dessa kartor har vi överlagrat med kartor med områdesskydd och industrins preferens gällande vindkraftsetablering till havs. Sedan har ytor tillgängliga för vindkraftsetablering, med och utan restriktioner, räknats fram.

Resultaten visar att det finns stora ytor lämpliga för vindparker med bottenfasta fundament. I Egentliga Östersjön har en stor del av dessa någon form av restriktion för att säkerställa hållbarhet medan i Bottenhavet och Bottenviken finns även stora ytor utan föreslagna restriktioner. Gällande vindkraft med flytande fundament ser vi att utvecklingen leder mot att snart sagt alla delar av Östersjön är intressanta för vindkraftsutbyggnad. Generellt förväntas flytande vindkraft ha lägre påverkan på marina organismer då den förläggs i djupare områden där biodiversiteten är lägre, och speciellt i områden med djupa döda botten blir påverkan extra låg vilket gör den lämplig för utbyggnad av vindkraft. Dessa ytor är stora vilket gör att det även finns utrymme för en stor utbyggnad av flytande vindkraft. Alla dessa analyser är beroende av tillförlitligheten i de underliggande kartorna och att dessa kartunderlag är kompletta för de bedömningar som skall utföras. För de analyser som utförts redovisar vi tillförlitligheten i kartorna. Den mest uppenbara bristen i kartunderlagen är att kartor för flyttande fågel och fladdermöss saknas vilket medför att resultaten måste tolkas med hänsyn till denna brist. Trots det vågar vi konkludera att det finns utrymme för en betydande utbyggnad av havsbaserad vindkraft i Östersjön förutsatt att de restriktioner och hänsynsåtgärder som föreslås efterlevs, samt att parkerna lokaliseras utspridda och tar hänsyn till viktiga flyttstråk för fågel och fladdermöss. Exakt hur stor utbyggnad som kan göras går

inte att avgöra på förhand utan vi föreslår en försiktig strategi där utbyggnaden sker etappvis och utbyggnadsbeslut i senare etapper bygger på kunskap från gedigna kontrollprogram från parker i tidigare etapper. Den första etappen kan innehålla 5–10 vindparker spridda i Östersjön där gärna några har flytande fundament då denna teknik är ny och därför extra viktigt lära från.



# Summary

To counteract the climate change facing the world, it is necessary to develop and strengthen the availability of fossil-free energy. Offshore wind power has been identified as a good opportunity to contribute to this transition. Areas for energy production in the order of 20–30 TWh have been indicated in the now decided Swedish maritime plan, and the Government has proposed a planning target of an additional 90 TWh. If a large-scale expansion of offshore wind power is to be carried out, it is important that the expansion is sustainable from an ecological perspective. This report aims to investigate the possibilities for large-scale and sustainable wind power in Swedish waters of the Baltic Sea and, based on this, provide guidance on how the development can be performed.

In this study we have worked extensively with maps and the results, in addition to this report, are also available in map format. To ensure relevant results, we have analysed the industry's preferences regarding the location of bottom-fixed and floating windfarms in a spatial perspective. Through a large literature review, we have compiled the state of knowledge on the impact of offshore wind power on marine organisms. In addition, we have collected available maps regarding the distribution of species and their sensitive periods, such as wintering areas for certain seabirds, spawning grounds for fish, mating and breeding areas for harbour porpoises and haul out sites for seals. Workshops with experts on different biological organism groups have been held to discuss what restrictions are required to ensure a sustainable offshore wind power expansion. Based on this background material, we have produced aggregated maps for seabirds, fish, harbour porpoises and seals that show proposed restrictions in a spatial context. We have overlaid these maps with maps of area protection and the industry's preferences regarding offshore wind power establishment. Areas available for wind power establishment, with and without restrictions, have then been calculated.

The results show that there are large areas suitable for offshore wind farms with bottom-fixed foundations. In the Baltic Proper, a large part of these areas have some sort of restriction to ensure sustainability, while in the Bothnian Sea and the Gulf of Bothnia there are also large areas without proposed restrictions. Regarding windfarms with floating foundations, we see that a development towards a situation where almost all parts of the Baltic are of interest for wind power expansion.

In general, floating wind power is expected to have a lower impact on marine organisms as they are located in deeper areas where the biodiversity is lower. In areas with deep dead bottoms, the impact is extra low, making them suitable for the expansion of wind power. The areas with dead bottoms are large, which means that there is also room for a large expansion of floating offshore wind farms.

All these analyses are dependent on the reliability of the underlying maps and that the map data is complete for the assessments to be carried out. For the analyses that have been carried out we report the reliability of the maps. The most obvious lack of data is that maps on migrating birds and bats are missing, which means that the results must be interpreted with regard to this deficiency. Nevertheless, we dare to conclude that there is room for a significant expansion of offshore wind power in the Baltic Sea provided that the restrictions and mitigation measures

proposed are complied with, and that the wind farms locations are scattered and take into account important migratory routes for birds and bats. Exactly how large expansion can be made cannot be determined in advance. We propose a cautious approach where the expansion takes place in stages and decisions on expansion in later stages are based on the knowledge from solid monitoring programs from wind farms in the earlier stages.

The first stage may include 5–10 wind farms spread out in the Baltic Sea where preferably some have floating foundations as this technology is new and will therefore be extra important to learn from.

# 1. Inledning

För att motverka de klimatförändringar som världen står inför är det nödvändigt att utveckla och stärka tillgången på förnybar energi. Som en del i att begränsa klimatförändringarna har Sveriges regering satt som mål till följd av energiöverenskommelsen (2018) att Sverige ska ha 100 % förnybar elproduktion år 2040. Stora vindparker till havs kan vara den väg Sverige måste gå för att kunna utöka sin förnybara elproduktion i den omfattningen som krävs, likt vad länder som Storbritannien, Tyskland, Belgien med flera redan påbörjat. I de havsplaner som beslutades av regeringen (Havs- och vattenmyndigheten 2022) har områden pekats ut för utveckling av havsbaserad vindkraft om 20–30 TWh. Regeringen gav samtidigt ett uppdrag till Energimyndigheten om att ta fram förslag på ytterligare områden motsvarande ytterligare 90 TWh för utveckling av havsbaserad vindkraft.

Stora planer på utveckling av havsbaserad vindkraft har tagit fart under de senaste åren och Svenska kraftnät har fått i uppdrag av regeringen (2021) att bygga ut transmissionsnätet till havs för att underlätta för anslutningen av havsbaserad vindkraft. Tillståndsprocesserna för havsbaserad vindkraft är idag komplexa och omfattar många parallella tillstånd vilka prövas i flera olika instanser vilket bidrar till långa handläggningstider (Malafry och Öhman 2022). För att underlätta tillståndsprocesserna för anläggning av havsbaserad vindkraft har regeringen (2022a) även aviserat en proposition med förslag på förenklingar av tillståndsprocesserna för vindkraft.

Det stora intresset för havsbaserad vindkraft gör att det är viktigt att se till att utbyggnaden blir hållbar ur ett ekologiskt perspektiv. Projektörer är självklart intresserade av platser med bra vindförhållanden som är lämpliga att bygga på ur ett konstruktionsperspektiv, men frågan är om de platserna är de mest lämpliga från en ekologisk hållbarhetssynpunkt?

Denna rapport syftar till att ta fram ett övergripande kartmaterial för hela Sveriges Östersjömiljö som, visar en ekologiskt hållbar nivå av storskalig vindkraftsutbyggnad till havs grundat på biologiska kartor i ett landskapsperspektiv. Nuvarande kunskapsunderlag har använts som utgångspunkt för bedömningarna. Kartstudien bygger på befintliga underlagskartor gällande marina arters utbredning och brister i underlagen redovisas och diskuteras i rapporten. Kartorna ska även peka ut vilka ytor som inte är lämpliga för utbyggnad ur ett hållbarhetsperspektiv eller där anpassningar bör göras för att minska påverkan. Resultatet ska stödja både industri, domstol, myndigheter och förvaltning i planering så väl som tillståndsprocesser. Ambitionen har varit att bedöma alla populationer i Östersjömiljön som havsbaserad vindkraft kan tänkas ha en påverkan på. Speciellt fokus har varit på hotade populationer och arter som har uppmärksammats i tillståndsprövningar för havsbaserad vindkraft.

Denna rapport är en del av forskningsprogrammet Vindval som sedan 2005 utrett frågor om vindkraftens påverkan på människor, natur och miljö. Programmet är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket. Projektgruppen består av forskare från AquaBiota Water Research och Uppsala universitet. Förutom denna slutrapport har projektet även resulterat i en rapport som behandlar rättsliga förutsättningar för havsbaserad vindkraft (Malafry & Öhman 2022).

## 2. Ekologisk hållbarhet

Hållbar utveckling är ett vanligt förekommande begrepp som används för att peka ut en önskvärd samhällsutveckling. I Bruntlandrapporten "Vår gemensamma framtid" (World Commission on Environment and Development 1987) definierades hållbar utveckling som "Hållbar utveckling är utveckling som tillgodoser dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillgodose sina behov." Bruntlandrapporten innehöll två grundläggande koncept: behov, och speciellt de grundläggande behoven hos världens fattiga för vilka prioritet ska ges, och de begränsningar av ekosystemens möjligheter att tillgodose nuvarande och framtida behov som också bestäms av teknologi och social organisation. FN har 2015 tagit fram Agenda 2030 med 17 globala mål för hållbar utveckling. Målen syftar till att utrota fattigdom och hunger, förverkliga mänskliga rättigheter, uppnå jämställdhet för kvinnor och flickor samt säkerställa ett varaktigt skydd för planeten och dess naturresurser (Regeringen 2022b).

Ekologisk hållbarhet är en term som innebär att jordens naturresurser inte ska överutnyttjas utan vårdas långsiktigt så att ekosystemen fortsatt ska ha förmåga att fungera och vara hållbara. Produktionen av varor och tjänster får inte kompromissa med ekosystemens bärförmåga, dvs. naturen måste hinna återskapa uttagna resurser. I projektet Marin MedVind har vi definierat termen ekologisk hållbarhet i förhållande till utbyggnaden av havsbaserad vindkraft som att:

- Inga populationer ska hotas av marin vindkraft.
- Inga idag hotade populationer skall påverkas negativt på populationsnivå av marin vindkraft.

Vi har bedömt effekter på populationsnivå vilket är en mindre detaljerad nivå än vad som kan behöva uppfyllas i en tillståndprocess. Hållbarhetsperspektivet har mycket stor relevans även i tillståndprocesserna men utöver detta finns många specifika bedömningar som måste göras utifrån olika lagrum (Malfry och Öhman 2022).

För varje artgrupp har vi bedömt vilken nivå av störning som kan betraktas som ohållbar på populationsnivå. Arter är känsliga för olika typer av störning, till exempel buller, sedimentspridning eller barriäreffekter. Vid bedömning av ekologisk hållbarhet har vi valt en princip som bygger på hur stor andel av en organisms utbredning som får störas. För mobila arter behandlas kritiska ytor separat, till exempel lekområden eller övervintringsområden. Barriäreffekter på migrationsvägar har inte behandlats i denna rapport eftersom dessa migrationsmönster inte är tillräckligt väl karterade för storskaliga analyser, läs mer om detta i avsnittet om fåglar.

Vi har baserat våra bedömningar på vetenskaplig biologisk litteratur och tolkningen av denna. Information om havsbaserad vindkraft och dess påverkan har samlats in under långvarigt arbete med havsbaserad vindkraft. Återkommande har vi också diskuterat arbetsmetodik, bedömningar och slutsatser med andra experter. Parallellt med projektet har även arbetet med rapporten "Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv – En syntesrapport om kunskapsläget 2021" (Bergström m. fl. 2022) pågått med flera gemensamma författare. Kunskapsutbytet mellan projekten har varit berikande och bidragit till en större kunskapsbas. En viktig aspekt när man

tittar på påverkan från en verksamhet är hur utsträckt i tiden påverkan är och hur allvarlig den är för populationen. En påverkan som är återkommande under en lång tid, till exempel under 30–40 års driftstid, bör logiskt sett ha större betydelse för populationsutvecklingen än en tillfällig påverkan under 1–2 år om inte den senare är mycket stor. Detta resonemang har stöd i många studier av populationsutveckling för olika organismer där återkommande negativ påverkan leder till effekter efter en längre tid och eventuellt en risk för utdöende. Ett exempel är Cervin m. fl. (2020) som visar att en årlig bifångst av sju individer av Östersjöpopulationen av tumlare skulle ge en stor påverkan och risk för att populationen skulle kollapsa inom 100 år. Påverkan under anläggningsfasen kan därmed vara mindre allvarlig än en påverkan under driftsfasen. Små positiva effekter under driftsfasen skulle också kunna ge positiva effekter på populationsnivå på sikt.

### 3. Industrins preferenser

Ett första steg i att utvärdera vad som är en hållbar utbyggnad av havsbaserad vindkraft är att ta reda på vilka områden som är intressanta för vindkraftsföretagen att etablera vindkraft. Kriterier togs fram utifrån de områden som vindkraftsindustrin pekade ut offentligt i Vindbrukskollen<sup>1</sup>. Alla som lagt in polygoner i Vindbrukskollen erbjöds att uppdatera dessa innan vi hämtade ner informationen, alternativt att sända polygoner direkt till oss om de inte ville offentliggöra sina planer, men dessa skulle i så fall redovisas i samband med publicering av projektresultaten. Styrkan med detta förfarande är att skarpa preferenser använts för analysen, samt att vi har möjlighet att analysera data statistiskt då vi inte bara får veta inom vilka gränser industrin vill bygga utan också hur intresset är fördelat inom intervallet. Vi hade till en början planerat att samla in uppgifter om industrins preferenser genom en enkätundersökning. Svartfrekvensen på enkäten var dock för låg för att vara representativ och efter enskilda diskussioner med vindkraftsföretag bedömdes tillvägagångssättet med enkät inte möjligt att genomföra.

För hela studieområdet (Sveriges sjöterritorium och ekonomiska zon i Östersjön) skapades en regelbunden grid av punkter med 120 m avstånd i nord-syd respektive öst-västlig riktning. För de punkter som föll inom vindparkernas polygoner insamlades uppgifter enligt kriterier listade i tabell 1.

**Tabell 1. Data över vindkraftsindustrins preferenser för lokaliseringen av vindparker.**

Modell data	Källa	Årtal
Elområden	Svenska kraftnät	2020
Medelvind 100 m ö h	European wind atlas 2019	2019
Avstånd från kustlinjen	Kustlinje: ESRI 2007 Country Sweden	2007
Avstånd från stamnätet	Anslutningspunkter: Svenska kraftnät	2020
Djup	EMODnet	2018
Sveriges marina areal	Nationella marktäckedata	2019
Projekterade vindparker	Vindbrukskollen + industrin direkt	2019

<sup>1</sup> Energimyndigheten, <https://www.energimyndigheten.se/fornybart/vindkraft/vindlov/vindbrukskollen/om-vindbrukskollen/>

## 3.1 MaxEnt modell

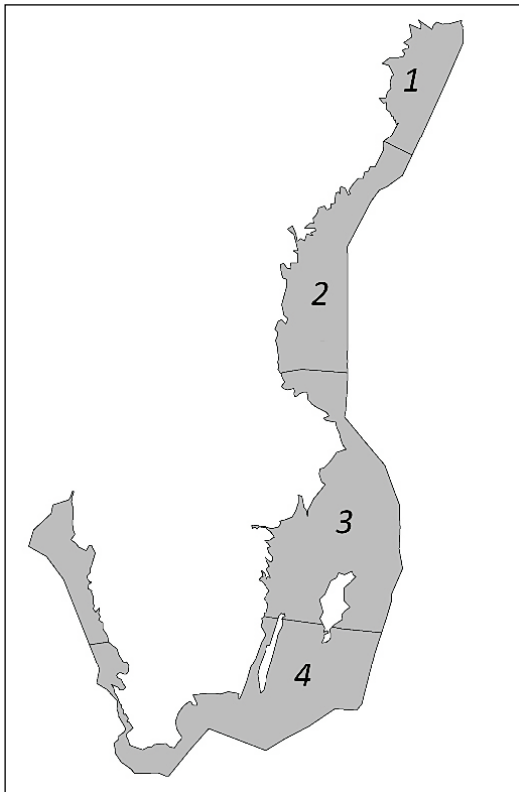
För modellering av vindkraftsindustrins preferenser användes MaxEnt modellering (maximum entropy) (Phillips m. fl. 2020). MaxEnt är en spatial distribution modell (SDM) som utvecklades för att kartlägga relationen mellan arter och deras miljö med syftet att förutsäga habitatområden. Modellen starka prediktionsförmåga i relation till andra modeller (Elith m. fl. 2006) har bidragit till en växande popularitet inom flertal forskningsfält, b.la. klimatmodeller och biogeologi, och har använts i över 6 000 forskningspublikationer (Elith m. fl. 2009, Phillips m. fl. 2017). Utöver MaxEnt testades även andra modellmetoder som inte inkluderades i rapporten.

MaxEnt avviker från majoriteten av spatiala modeller i att den endast använder förekomstdata för sina prediktioner av områden, i kontrast till att använda förekomst- och frånvarodata. Detta är av vikt för modelleringen av marin vindkraft då vi endast har tillgång till s.k. ”true positive” värden och saknar ”true negative”. Detta betyder i praktiken att vi med säkerhet har exempel på var vindkraftsindustrin har för avsikt att bygga vindparker, men vi kan inte med säkerhet säga att områden som saknar projektering inte är av intresse för vindkraftsindustrin. Separata MaxEnt modeller gjordes för flytande och bottenfasta vindkraft då dessa har markant skillnader i sina miljökrav. Däremot gjordes ingen skillnad på olika fundamentstyper för bottenfasta vindkraftverk då det framkommit genom våra kontakter med industrin att det finns en överlapp i miljöförhållanden mellan användbarheten av dessa och andra orsaker än miljöförhållande kan styra valet av fundamentstyp. Modellerna gjordes i 120 meters upplösning för Sveriges marina områden.

Inkluderade miljöparametrar var elområden, medelvind 100 m ö h, djup, avstånd till kust samt avstånd till stamnätet (tabell 1). Havsbottengeologi användes initialt men uteslöts till följd av att viktig information var bristfällig, så som bottenstrukturs homogenitet.

### 3.1.1 Elområden

Elområden är en indelning av de svenska kraftnäten i fyra delområden (figur 1). En effekt av elområdena är att marknadsvärdet för producerad elektricitet är högre i söder där efterfrågan generellt är större än tillgången (elområde 3 och 4) och lägre i norr där tillgången på el är större än efterfrågan (delområde 1 och 2) (Svenska kraftnät 2022). Detta gör att det blir mer ekonomiskt gynnsamt för företag att producera el i söder. Vidare korrelerar exportmöjligheterna med elområden, exempelvis har elområde 4 i söder närmare anknäytning till fler utländska marknader (Energimarknadsinspektionen 2022). Detta har konsekvenser för elmarknaden då energiförluster i kraftöverföringen ökar i relation till transportsträckan samtidigt som det i dagsläget saknas effektiva system för att lagra energin från vindkraften. Således måste elen säljas omedelbart efter dess alstring, vilket ger företagen begränsat manövreringsutrymme om möjlighet till avsättning är begränsad. Stora forsknings och utvecklingsinsatser görs gällande energilagring, t ex i batterier eller som vätgas, vilket gör att detta kan komma att förändras.

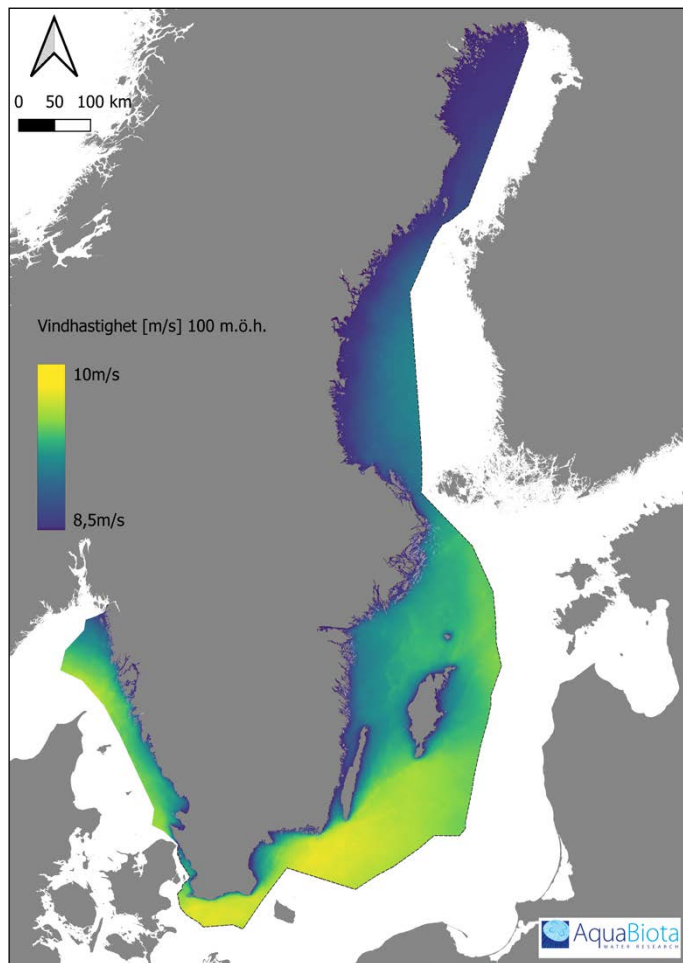


Figur 1. Karta över Sveriges fyra elområden ur ett marint perspektiv (landareal exkluderad).



### 3.1.2 Vind

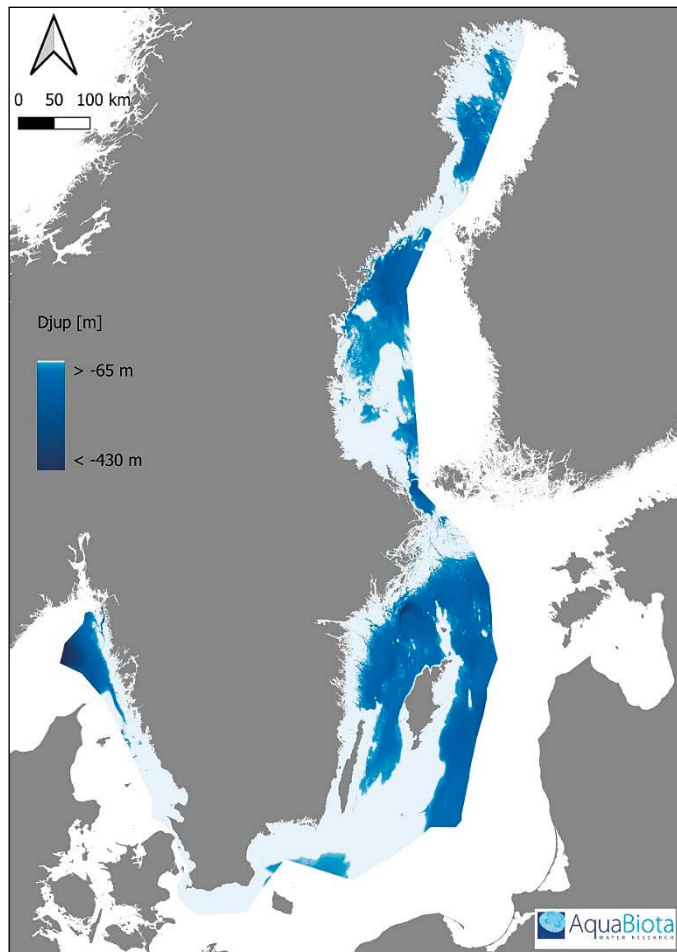
De starkaste vindförhållandena återfinns söder och sydost om den svenska sydkusten, med medelhastigheter över 9,5 m/s (figur 2). Starka vindförhållanden återfinns även i de nordöstra delarna av Skagerak (Bratten) samt de mest östliga delarna av Sveriges territorium i Egentliga Östersjön. Vindförhållanden avtar snabbt i anslutning till kusten där vindförhållanden sjunker mot 7 m/s. Även Bottenviken avviker med lägre vindhastigheter. Sammantaget har dock svenska havsområdena förhållandevis låg årsvariation i vindstyrka, då 77 % av den svenska havsytan har vindhastigheter mellan 8,0–9,5 m/s.



Figur 2. Vindkarta över Sveriges havsområden. Vinden är angiven i genomsnittlig vindhastighet 100 meter över havet. Källa: European Wind Atlas 2019.

### 3.1.3 Djup

Östersjön är ett mycket grunt hav med ett medeldjup kring 55 meter, att jämföra med världshavens medeldjup kring 4 000 meter. I fråga om vindkraftsindustrins preferenser är djup kring 65 meter ett tröskelvärde som anger den nuvarande tekniska gränsen för hur djupt bottenfast vindkraft kan monteras, men utveckling sker även på detta område. Djupförhållanden grundare än 65 m återfinns i stor utsträckning i havsområden i anslutning till den svenska kusten, undantaget de djupare områdena i nordöstra Bottenhavet (figur 3). Större arealer av grunda områden återfinns dock även på flertal områden långt ifrån land i Östersjön. Procentuellt är 54 % av de svenska havsområdena 65 meter eller grundare, och lämpar sig för bottenfast vindkraft i avseende av djup. De stora djuparealerna där endast flytande vindkraft är möjlig återfinns i Egentliga Östersjön, norra Skagerak och norra Bottenhavet.

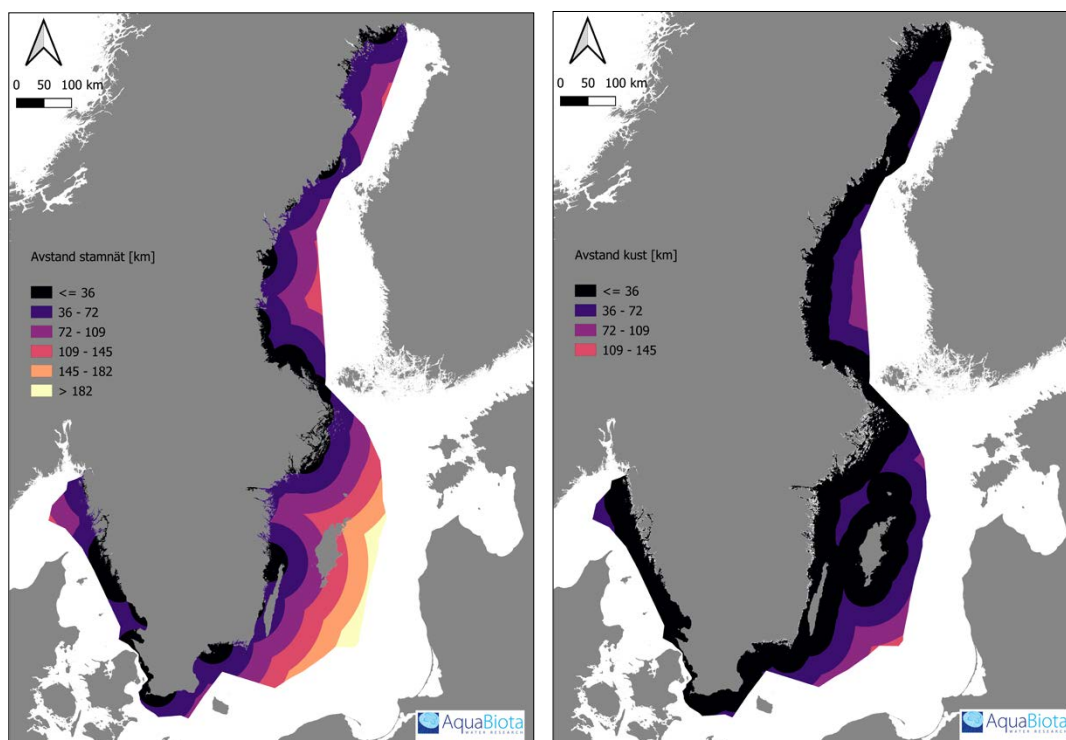


Figur 3. Djupkarta över Sveriges havsområden angivet i meter. Ljusblå: grundare än 65 meter, bottenfasta fundament är tekniskt och ekonomiskt genomförbara. Mörkblå; tekniskt gränso-  
mråde för bottenfast vindkraft, olämpligt för bottenfasta fundament. Källa djupkarta: EMODnet.

### 3.1.4 Avstånd till kust och stamnät

De största avstånden till Sveriges kust, drygt 1000 kilometer, återfinns i områden i centrala Bottenhavet och de sydligaste delarna av Egentliga Östersjön (figur 4). Avstånd till transmissionsnätet (här kallat stamnätet) korrelerar med avstånd till kust men innehåller också tydliga avvikelser. Exempelvis är havsområdena utanför södra Östergötland och Hudiksvall belägna förhållandevis långt från anslutningspunkter till stamnätet. Störst avvikelse har dock haven öster och söder om Gotland, vilket är en följd av att Gotland saknar anslutning till Sveriges stamnät. Även skalan av avstånd skiljer sig mellan kust och stamnätet, då maxavståndet till stamnätet på 215 km är nästan 100 km längre än det största avståndet från kust.

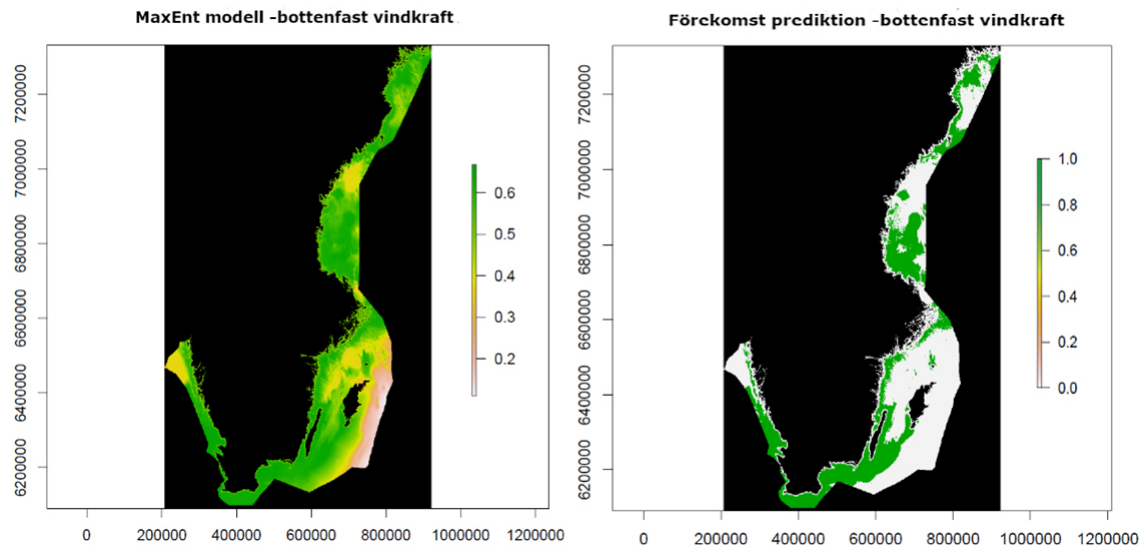
I fråga om vindkraftsindustrins preferenser följer stamnätet en enkel logik, kortare avstånd är bättre. Avstånd till kust är en mer komplicerad faktor. Konstruktion och underhållskostnader minskar i kustområden, men tillståndsprocessen blir samtidigt svårare och vindhastigheten avtar.



Figur 4. Karta över avstånd till Sveriges stamnät (vänster) och kust (höger) i kilometer.

## 3.2 Modellering bottenfast vindkraft

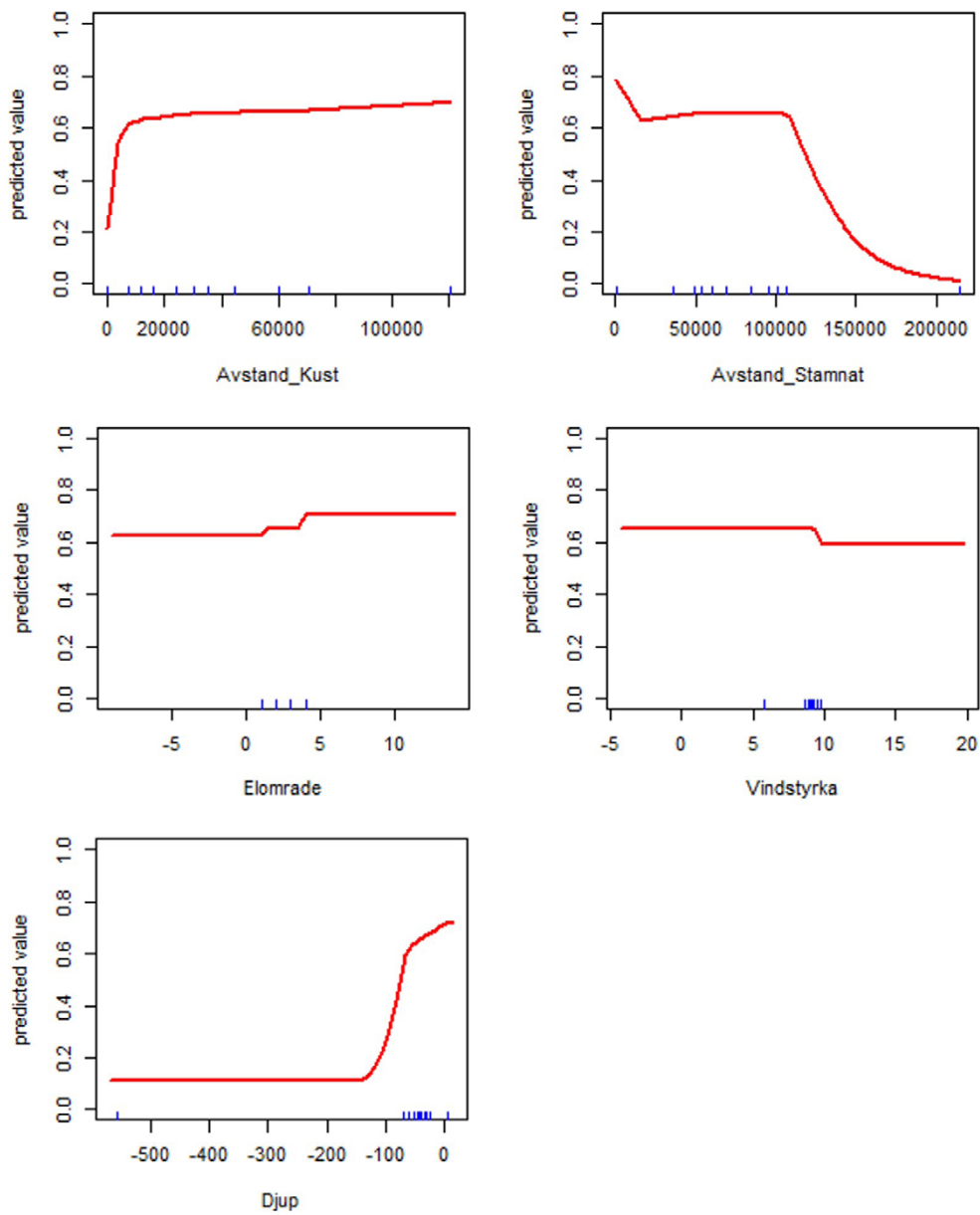
Resultatet från modelleringen av lämpliga platser för vindkraft baserat på industrins preferenser visar en förhållandevis jämn fördelning över Sveriges havsområden (figur 5).



Figur 5. Vänster: MaxEnt modell för bottenfast vindkraft utifrån miljöparametrarna inom dagens projekterade vindparker. Värdena är i original sannolikhetsvärden från MaxEnt. X- och Y-axeln visar ytans longitud och latitud. Höger: Närvaro och frånvaro av bottenfasta vindparker. Bygger på samma data men använder ett närvaroträskelvärde som utgår från brytpunkten där träffsäkerheten i förutsägningarna är maximal för både "true positive" och "negative" områden.

Områden med större koncentration predikteras primärt i södra Bottenhavet och norra Ålands hav. De predikterade ytorna undviker de mest avlägsna havsområdena men faller också bortom arealerna närmast kusten. Modellen påvisar ett medeloptimum mellan 10–120 km från kust (figur 6).

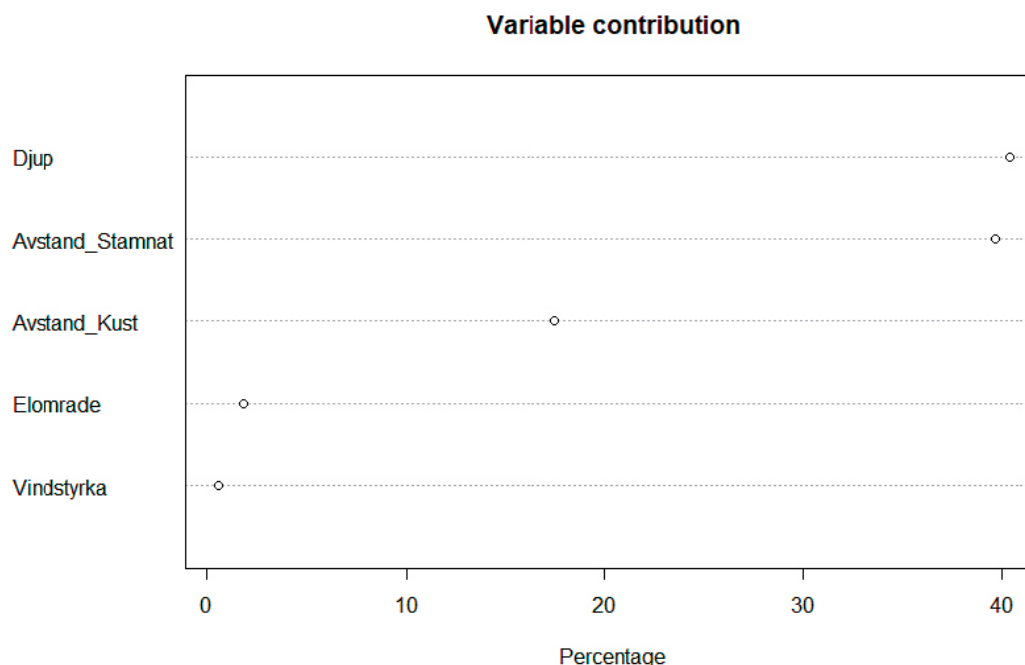
Generellt gav modellen dock klart större vikt till avstånd till stamnätet (figur 7), vilket medförde att områden med stort avstånd till kust selekterades så länge avstånd till stamnätet var förhållandevis lågt, vilket var fallet för b.l.a. östra Bottenhavet. Vidare får vindbältet som löper längs havsområdet söder och sydost om Sverige låg prioritet och selekteras endast i de regioner där djup och avstånd till stamnät i övrigt var gynnsamt. Vi ser också att modellen selekterar områden i nordvästra Bottenviken trots områdets förhållandevis låga vindhastigheter.



Figur 6. MaxEnt modellens responsvariabler för bottenfast vindkraft. Y-axeln visar områdets parametervärde och X-axeln visar områdets sannolikhet att predikteras som bottenfast vindpark. Värdet 1 står för närvaro och 0 för frånvaro. MaxEnt modeller prediktera dock aldrig 1 eller 0, utan anger en sannolikhet däremellan för varje yta.

Vi kan också se att modellen prediktera ut flera större områden där det föreligger tydliga konflikter med naturvärden. Det gäller bl.a. i naturreservaten *Skånska Kattegatt*, *Sydvästskånes utsjövatten* samt Natura 2000-området *Hoburgs bank och Midsjöbankarna*. Detta utfall påvisar ett olyckligt sammanfallande av miljöpreferenser för vindkraften och naturvärden, primärt i fråga om djup. Grunda marina områdena där ljuset når botten gör att ekosystemets energi ansamlas i högre trofnivåer vilket bidrar till att en större koncentration av biomassa inom skyddsvärda grupper. De grunda områdena har även bättre syreförhållanden. Vidare har de kustnära områdena en större migration av näringsämnen och organismer från närliggande landområde. Dessa områden tenderar också att vara heterogena vilket ökar antalet nischer som kan uppehållas i området. Sammantaget uppstår goda förutsättningar för artrikedom och ansamling av biomassa. Motsvarande områden är dessvärre gynnsamma i frågan om förankring av vindkraftverk och ligger ofta i regioner med förhållandevis nära anslutning till stamnätet. Detta sammanfallande utgör en konfliktgrund mellan dessa två samhällsintressen i juridiska prövningar gällande tillstånd att uppföra havsbaserad vindkraft.

Parametern med störst prediktionspåverkan för de bottenfasta vindparkerna var djup (figur 7). Modellen påvisar en negativ korrelation med djup, där de grundaste områden får högst sannolikhet. Därefter faller sannolikheten allteftersom djupet tilltar, vid ett djup kring 150 meter uppnås stabiliserats sannolikheten till en miniminivå. Värt att notera att vindparkområdena placeras i relativt omfattande sammanhängande arealer, dessa kommer med stor sannolikhet att innehålla mindre djuphål, där vindkraftsföretagen inte avser att bygga vindkraftverk.

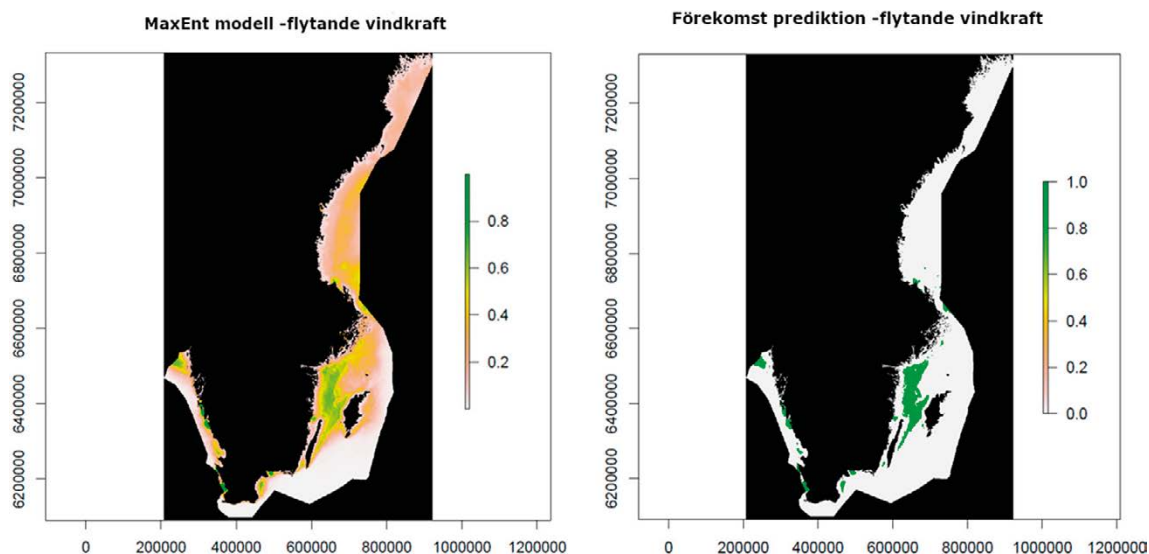


Figur 7. Procentuell inverkan från miljöparameter för prediktionsutfallet av bottenfast vindkraft.

Avstånd till stamnätet hade också en markant inverkan på prediktionerna. Avstånd till stamnätet uppvisade en plåtå av maximal sannolikhet för vindparker mellan 0–120 km för att sedan övergå till en linjärt avplanande sannolikheten med ökande avstånd. Frånvaron av predikterade områden i haven utanför Gotland är sannolikt kopplade till att Gotland saknar kraftstationer för anslutning till stamnätet. Detta medför att en vindpark öst eller sydöst om Gotland skulle kräva en markant längre kabelsträckning. En stamnätsförbindelse mellan fastlandet och Gotland skulle förändra förutsättningarna.

### 3.3 Modellering flytande vindkraft

Generellt sett var modelleringsförutsättningarna sämre för flytande vindkraft då antalet områden var färre och ansamlade på ett begränsat område (figur 8). Det låga antalet projekterade områdena är en spegling av att flytande vindkraft inte anses lönsamt ännu av många vindkraftsföretag, men detta är under förändring. Vid analystillfället kom alla projekterade områden för flytande vindkraft i Sverige från företaget CloudBerry. I modelleringen av flytande vindkraft användes parametrarna *avstånd till kust*, *avstånd till kraftnät*, *djup* och *vindhastighet*. Elområden uteslöts från modellen då samtliga projekterade parker var belägna i elområde 2 vilket fick en markant påverkan på utfallet.

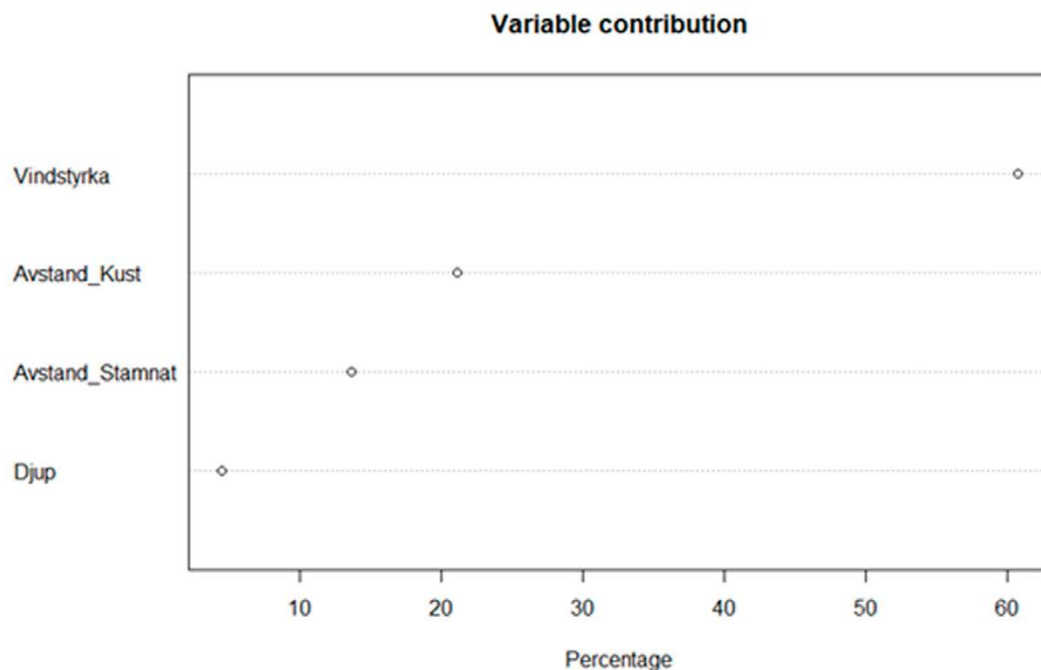


Figur 8. Vänster: MaxEnt modell för flytande vindkraft utifrån miljöparametrarna inom projekterade vindparker. Värdena är original sannolikhetsvärden från MaxEnt. X- och Y-axeln visar longitud och latitud. Höger: Närvaro och frånvaro av flytande vindparker. Använder samma värden men använder ett tröskelvärde som utgår från brytpunkten där träffsäkerheten i förutsägningarna är maximal för både "true positive" och "negative" områden.

Trots modellens begränsningar resulterar den i en prediktionskarta som ligger väl i linje med vår kunskap av flytande vindkraft, men framöver kan vi förvänta att miljöpreferenserna kommer att förändras då teknikutvecklingen är snabb. De flytande vindparkerna är lokaliserade i princip uteslutande i djupområden där bottenfasta vindkraft inte är möjligt. Vi ser också att områden endast selekteras i förhållandevis kustnära områden med goda vindförhållande och endast i regioner som har bättre elpris och goda exportmöjligheter. Sammantaget selekteras områden där det finns goda ekonomiska förutsättningar för vindkraft och där den inte konkurrerar mot bottenfast vindkraft.

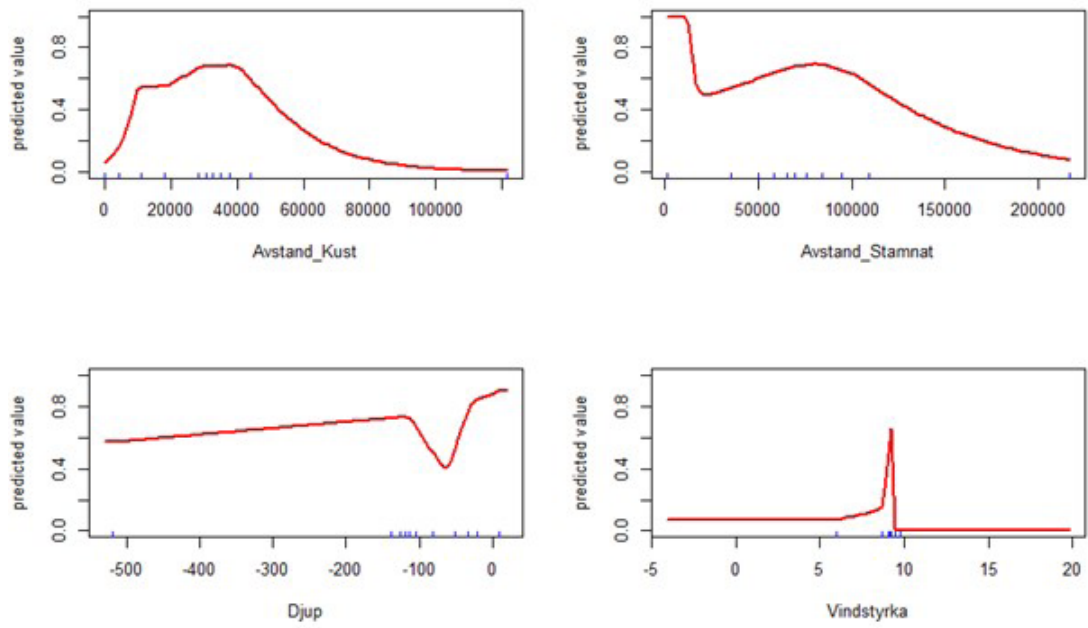
Detta är sannolikt en konsekvens av de låga vinstmarginalerna för flytande vindkraft vilket resulterar i att vindkraftsindustrin endast visar intresse för teknik i områden som har goda förutsättningar och saknar andra alternativ. Djup som var den viktigaste parametern för bottenfast vindkraft fick en negligerbar inverkan i prediktionen av flytande vindkraft (figur 9 och figur 10).

Ur teknisk synvinkel är detta korrekt men ur ekonomiskt hänseende kan vi troligen förvänta oss att flytande vindkraft kommer ha en positiv korrelation med djup då den frigörs från konkurrens i djupare områden. Vindhastighet gav stort utslag i modellen vilket återspeglas i att inga områden med lägre vindhastigheter markerades för flytande vindparker. Vidare hamnar alla parker relativt kustnära, vilket kan verka icke-intuitivt, då flytande vindkraft skulle kunna föreläggas i avlägsna djupområden i Östersjön. De begränsade vinstmarginalerna bidrar sannolikt dock till att endast kustnära områden selekteras då kostnader ökar och vinstpotentialen sjunker med avstånd till kraftnätet. Vidare är djup och avstånd till land förhållandevis dåligt korrelerat i Östersjön, med flera stora djup nära den svenska kusten, inklusive Landsortsdjupet.



Figur 9. Procentuell inverkan från miljöparameter för prediktionsutfallet av flytande vindkraft.





Figur 10. MaxEnt modellens responsvariabler för flytande vindkraft. Y-axeln visar områdets parametervärde och X-axeln visar områdets sannolikhet att predikteras som flytande vindparksområde. Värden 1 står för närvaro och 0 för frånvaro. MaxEnt modeller prediktera aldrig 1 eller 0 utan anger en sannolikhet däremellan för varje yta.

## 4. Vindkraftens potentiella påverkansfaktorer

Känsligheten för störning skiljer sig mycket mellan arter. Arter kan vara känsliga för en eller flera olika typer av störning till exempel buller, sedimenthalter i vattnet eller fysiskt förändrade habitat. Påverkan på artgrupper under anläggning och drift beskrivs mer ingående under respektive kapitel 5–8.

Vid bedömningar av hur marint liv kan påverkas av vindkraft är det viktigt att förstå var olika organismer finns och hur de kan reagera på anläggandet och driften av vindparker. Östersjön erbjuder många olika livsmiljöer, inte minst som ett resultat av den långa varierade kuststräckan, olika djup och botten typer samt en saltgradient från norr till söder. Detta resulterar i att det marina livet kan skilja sig åt till mycket stor utsträckning till exempel mellan Bottenviken och Arkonahavet söder om Skåne (Kautsky och Kautsky 2000). Därför är det viktigt att göra en bedömning av hur en vindkraftsetablering påverkar det marina livet utifrån den lokala situationen. Det handlar inte bara om befintliga arter i det givna ögonblicket utan också om hur organismer rör sig och var och när de reproducerar sig. Att anlägga vindkraft i ett område kan ha en högst begränsad påverkan på till exempel torsk längre norrut i Östersjön, medan att installera vindkraft i närheten av Bornholmsdjupet under lekperioden inte skulle vara att rekommendera eftersom det är det viktigaste lekområdet för Östersjötorsken. När det gäller strömming kan en annan bedömning göras då strömmingens lek kan vara av mindre begränsande för vindkraftsetableringar då den sker i stora delar av Östersjön, se avsnitt 7.1.

Påverkanstiden är en viktig aspekt att beakta påverkan under anläggningsfasen är tillfällig och övergående även om anläggningsarbeten kan vara utsträckta i tiden. Påverkan under drift blir särskilt viktigt att ta hänsyn till då den påverkan kommer pågå under lång tid och även kan ackumuleras över tid. Då även en liten negativ påverkan kan få konsekvenser om de pågår under en lång tid. Även positiva effekter så som revskyddseffekter kan ackumuleras över tid.

### 4.1 Undersökningar

För att etablera en vindpark till havs behöver flera olika typer av förberedande undersökningar genomföras både som underlag för tillståndsprocessen och konstruktionsarbetet. Det behövs information om området där parken planeras ligga samt de tillhörande områden som kan beröras av vindparkens anslutande kablar. Områdets geologi, djup, sedimenttyper, flora och fauna behöver studeras för att kunna göra den detaljerade tekniska planeringen som krävs för en etablering.

Undersökningsmetoder för att studera områdets flora och fauna kan bland annat vara provfisker, videoundersökningar, visuella inventeringar och olika vattenmätningar (syre, strömmar, temperatur, eDNA etc.). Dessa har ingen eller minimal påverkan och kommer därför inte tas upp mer ingående.

Undersökningar av bottenstruktur och sedimentsammansättning brukar delas in i geotekniska- och geofysiska undersökningar (tabell 2) och det är främst de geofysiska undersökningarna som ger upphov till någon signifikant påverkan. De faktorer som kan orsaka en potentiell påverkan på marint liv när det kommer till de geotekniska och geofysiska metoderna är undervattensbuller och sediment-spridning av olika slag.

**Tabell 2. Exempel på geofysiska och geotekniska undersökningar.**

<b>Geofysiska undersökningar:</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Multibeam echo sounder (MBES)</li><li>• Sidescan sonar (SSS)</li><li>• Magnetometer</li><li>• Seismiska undersökningar (2D och 3D)</li><li>• Sub bottom profiler (SBP)</li></ul>
<b>Geotekniska undersökningar:</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Cone pressure test drilling (CPT-borrning)</li><li>• Vibrocore</li></ul>

## 4.1.1 Kvantifiering av påverkansarean

### FYSISK PÅVERKAN

All undersökning av botten med huggare, borr och liknande utrustning påverkar en mycket liten andel av havsbotten rent fysiskt och denna typ av påverkan kan vi betrakta som försumbar i ett hållbarhetsperspektiv. Bojar, detektorer och liknande utrustning som placeras ut under perioder har även de en försumbar påverkan då de orsakar en mycket liten och tillfällig förändring av livsmiljön.

### SEDIMENT

Av de olika undersökningstyperna är det borrning som orsakar störst störning av sedimenten och därmed störts spridning av sediment till kringliggande botten och vattenmassan. Kvantiteterna är dock små vid borrning i undersökningssyfte och det borrhax som eventuellt lämnas på botten hamnar endast i borrhålets absoluta närhet. Sediment sprids även till vattenmassan och förs bort från undersökningssplatsen av havsströmmar. Då kvantiteterna av upphämtat sediment är små blir även sedimentspridningen liten och försumbar i ett hållbarhetsperspektiv.

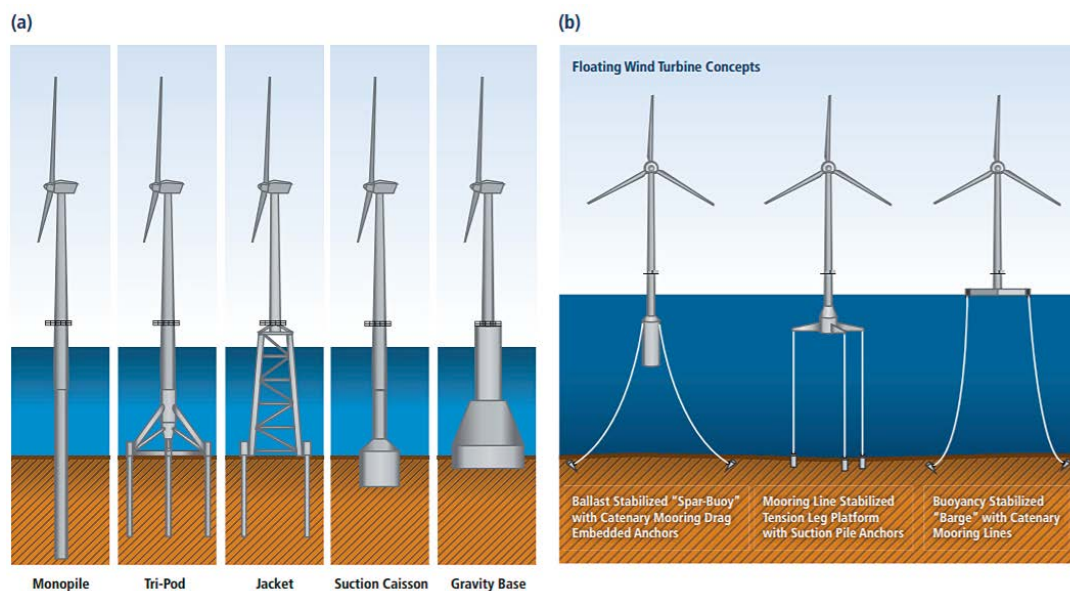
### UNDERVATTENSBULLER

De flesta av de geotekniska och geofysiska undersökningarna ger upphov till undervattensbuller som koncentreras kring utrustningen. Seismiska undersökningar, med till exempel airguns eller sub bottom profiler, är de metoder som ger upphov till mest undervattensbuller vilket som främst kan påverka marina däggdjur. Effekten av ljudutbredningen beror på ljudets styrka, frekvens, avståndet till ljudkällan och hur känslig mottagaren är. I senare kapitel beskrivs påverkan på olika organism-grupper utifrån deras känslighet för buller.

## 4.2 Anläggning

Vid anläggningen av en vindpark till havs behöver man välja typ av fundament utifrån vattendjup och bottenförhållanden. Fundamenten måste klara de förutsättningar som finns i området med avseende på djup, vågor, strömmar, is och bottensubstrat. Kring bottenförankringar av såväl bottenfasta som flytande fundament kan det behövas ett erosionskydd som oftast består av ett lager grus runt fundamentet och ett lager större stenar ovanpå. Även vid kabelförläggning har bottenens beskaffenhet betydelse då kablarna för att skyddas från yttre påverkan behöver grävas eller spolas ned i botten.

Det finns många olika varianter av fundament både bottenfasta fundament, som är direkt förankrade i botten, och flytande fundament, som är förankrade med vajrar/kätting och mindre pålar, ankare eller tyngder (figur 11).



Figur 11. Olika typer av havsbaserade vindkraftsfundament. A) Traditionella fundament som förankras stabilt i botten, B) Flytande fundament med enklare förankring i botten. Bild från Edenhofer m. fl. 2012.

Bottenfasta fundament har hittills varit den helt dominerande principen och finns i fem olika typer; monopile, tripod, fackverk (jacket), sugkassun samt gravitationsfundament (figur 11). Det finns också fundament som är varianter och blandningar av dessa olika fundamentstyper. De olika fundamentstyperna passar olika bra i olika områden beroende på bland annat djup och bottensubstrat, vilket gör att en vindpark kan ha olika typer av fundament på olika platser inom parkområdet.

Gravitationsfundament består oftast av en cirkulär betongplatta som vilar direkt på havsbotten och som använder sig av ballast och gravitationen för att stå stabilt. Denna struktur passar bra i grundare områden närmare land och den kan användas på nästan alla olika typer av botten. Innan installation behöver normalt havsbotten förberedas genom att gräva bort en del sediment och ersätta det med ett lager grus så att det blir en jämn och plan yta. Gravitationsfundamenten bogseras ut till området och sänks ner på platsen med hjälp av kran, vinschar eller genom att fyllas med vatten.

Monopilefundament är för tillfället den vanligaste typen av fundament eftersom den är relativt kostnadseffektiv att tillverka och installera. Dessa fundament är ganska enkelt uppbyggda och består av en stålcylander som passar bäst på bottnar som består av grus, sand, eller finsediment. Fundamenten fraktas oftast ut med fartyg och förankras i botten genom pålning, borrhning, vibrationer eller genom en kombination av dessa metoder.

Sugkassun-fundament är en typ av fundament som är relativt ny på marknaden och som består av en betong- eller stålcylander som man förankrar i botten genom att använda undervattenspumpar som ”suger” fast fundamentet i substratet.

Tripodfundament består av en cylinderpelare som fördelar sin tyngd på tre ben som är förankrade i havsbotten. Jacket-fundamenten består av en stålstruktur med tvärgående stag som liknar tripodfundamenten och som kräver mindre kraft än monopile-fundamenten vid anläggning. Både tripodfundament och jacket-fundament kan behöva använda pinpiles, smalare cylinderstrukturer som pålas, borras eller vibreras ner i substratet, för att skapa en mer stabil förankring i botten. Havsbotten kan också behöva planas ut innan installation kan ske. En ny typ av tripodfundament är under utveckling som stabiliseras genom att vatten pumpas upp i en behållare ovan ytan som stabiliserar konstruktionen genom sin tyngd (Marcon Windpower 2022).

Tekniken för de flytande vindkraftsfundamenten utvecklas snabbt och just nu är de vanligaste varianterna: pråmplattform, halvt nedsänkbart (semi-submersible), sparboj-plattform och tension leg.

Pråmplattformen karaktäriseras av ett plant, flytande fundament, med en till två turbiner på, som har stor kontaktyta med vattnet och därmed stabiliseras av flytkraften. Halvt nedsänkbart fundament liknar pråmplattformen men den har ett fundament med mindre kontaktyta med vattnet. Detta fundament har oftast en triangulär stålram med vertikala cylindrar som är förankrade i botten för att minska de vertikala rörelserna.

Sparbojplattformen består av ett stort cylindriskt rör som är fyllt med ballast för att få en låg tyngdpunkt. Fundamentet har en liten kontaktyta gentemot vattnet men är stabil även vid höga vågor. Tension leg-fundamenten består av en plattform med en central flottör som är fäst i havsbotten via spända kedjor/förankringslinor. Skillnaden på detta fundament från andra fundamentstyper är att de inte har något slack på förankringslinorna, utan är hårt åtspända.

I vindparken byggs också en eller flera transformatorstationer som byggs på fundament av samma typ som turbinerna. Mellan turbinerna och transformatorstationen anläggs internkabelnätet. För att skydda kablarna kan de spolade/plöjas ner eller förankras i botten genom att täckas över med till exempel betongmattor eller stenar/block. Vid nedspolning och plöjning återläggs sedimentet i stor utsträckning men en del sediment sprids i vattnet, speciellt fina fraktioner. Detta kan orsaka sedimentation på bottenmiljöerna i närheten av kabelnedläggningen.

Under anläggningsfasen finns det en del faktorer som kan påverka ekosystemet i området. Det är bland annat buller, sedimentspridning som skapar grumling och överlagring (sedimentation), ökad fartygstafrik och mänsklig närvaro i området m.m.

## 4.2.1 Kvantifiering av påverkansarean

### FYSISK PÅVERKAN

Vid anläggningen av en bottenfast vindpark kan bottenytan för t ex gravitationsfundament behöva jämnas till eller på annat sätt förberedas. Runt fundamentet kan det behövas ett erosionsskydd som är större ju större diametern på fundamentet är, men ju större turbiner desto färre planeras inom en given yta. I tekniska beskrivningar för vindparker i aktuella tillståndsärenden hittar vi som störst ett bottenanspråk på en radie av 70 m för gravitationsfundament inklusive erosionsskydd. Detta bottenanspråk motsvarar 0,13 % av vindparkens yta och vi har hittat värden upp till 0,8 % som ett worst case scenario. Vid anläggning av fundamenten kan ett fartyg som använder stödben (jack-up) användas. Dessa stödben påverkar botten med ett beräknat bottenanspråk 0,09 % (endast en referens). Internkabelnätet som förbinder turbinerna skall anläggas vilket innebär att en yta längs med varje kabel påverkas. Själva kabeln är bara någon decimeter i diameter men påverkansområdet vid anläggningen är bredare och i worst case scenarier har vi sett värden på 3–10 meter bredd användas för en dragning där upp till tre parallella kablar kan ligga. Internkabelnätet kan vara flera hundra kilometer långt i de största vindparkerna men andelen av parkytan som påverkas har som högst beräknats till 1,2 % (worst case) i de tekniska beskrivningar vi gått igenom. Sammantaget kan påverkan på botten förväntas uppgå till ca 1 % av ytan i en bottenfast vindpark, eller det dubbla med de säkerhetsmarginaler som används i worst case beräkningar. För en vindpark med flytande fundament bör bottenanspråket inte bli större, men utvecklingen pågår så det är ännu lite tidigt att säga säkert. Om vindparken förankras med wire eller kätting som släpar över botten när plattformar rör sig kan bottenanspråket potentiellt bli större.

### SEDIMENT

Spridningen av sediment varierar beroende på fundamentstyp som anläggs, anläggningsteknik, sedimentets sammansättning och rådande havsströmmar. Beräkningar av sedimentspridningen görs i enkla matriser eller allt oftare som geografiska simuleringar med oceanografiska modeller som bas. För att få en bild av storleksordningarna av sedimentspridningen har vi studerat tre olika rapporten som beskriver simuleringar. Rapporterna är från pågående tillståndsärenden så vi vill inte kommentera dem men de representerar utsjömiljöer från egentliga Östersjön och Kattegatt, alla beskriver worst case scenario (WCS). Den anläggningsteknik som ger upphov till störst sedimentspridning och brukar användas för WCS är att borra ner monopilefundament, vilket är ett alternativ om bottenförhållandena är olämpliga för pålning på den aktuella platsen. Hur stor andel av fundamenten som antas borraras (0–25 %) får stort genomslag i resultaten gällande sedimentspridning i vattenmassan. Vid WCS används ibland orimliga antaganden som att 25 MW turbiner används i en layout ritad för 15 MW turbiner vilket är en extra konservativ ansats. Alla utvecklare är inte lika konservativa vilket påverkar resultaten vid en jämförelse. Även anläggning av transformatorstationens fundament är medräknade och nedgrävning av internkabelnätets kablage, och i dessa avseenden är skillnaden mellan rapporterna mindre. Simuleringarna resulterar i mycket data och vi har valt två parametrar för att beskriva storleksordningen av påverkan.

### Sedimentspridning – varaktighet av sediment i vattnet i området

Det sätt som sedimentspridningen beräknas på är aningen svårförståeligt. Simuleringarna ger en bild av hur stor yta som någon gång under anläggningsperioden utsätts för en koncentration i vattnet med en viss varaktighet. Till exempel 20 km<sup>2</sup> har minst en koncentration på 10 mg/l fortfarande efter ett dygn. I praktiken kommer fundamenten att byggas ett efter ett, och nedgrävning av kabel sker också under en mer utdragen period, vilket innebär att en mycket mindre del av ytan kommer att påverkas i varje givet ögonblick. En fördel med detta mått är i alla fall att alla använder det vilket skapar möjlighet för jämförelse. I tabell 3 jämförs simuleringar av sedimentkoncentrationer i tre vindparker. Andelen borrade fundament som har antagits i simuleringarna har stor påverkan på resultaten.

**Tabell 3. Andel av vindparkens yta som någon gång kommer att utsättas för sedimentkoncentrationer i vattnet med en varaktighet av 1 dag, 1 vecka eller 4 veckor. Exempler är från simuleringar utförda i Kattegatt (vindpark 1 och 3), Egentliga Östersjön (vindpark 2). Andelen borrade fundament som antagits har stor påverkan på resultaten.**

	Andel borrade fundament	Konc. Mg/l	yta (km <sup>2</sup> ) efter 1 dag	yta (km <sup>2</sup> ) efter 1 vecka	yta (km <sup>2</sup> ) efter 4 veckor
Park 1	25 %	10	67 %	26 %	4 %
Park 2	0 %	10	0,7 %	0 %	0 %
Park 3	15 %	10	25 %	1 %	0 %
Park 1	25 %	100	10 %	0 %	0 %
Park 2	0 %	100	Ingen uppgift	Ingen uppgift	Ingen uppgift
Park 3	15 %	100	0 %	0 %	0 %

### Sedimentation – mängden sediment som avsätts på botten

Simuleringarna visar också hur sedimentet som sprids av anläggningsarbetena sprids och fördelas över kringliggande bottnar, se tabell 4. Anläggningen av internkabelnätet påverkar detta mycket, mer än fundamenten då bara en viss del av dessa borrar ned. Sammanfattningsvis påverkas endast upp till 3 % av parkens yta av sedimentlager på 10 mm, medan tunna lager på 1–2 mm täcker stora områden. Sedimentationen sker successivt under anläggningsperioden på 1–2 år och påverkar alltså inte hela parkområdet samtidigt. Efter att sedimentationen skett påverkas det avsatta sedimentet av strömmar och vågor och kan förflyttas eller samlas i ojämnheter i botten. För en vindpark med flytande fundament bör sedimentspridning och sedimentation vid anläggning inte bli större, men utvecklingen pågår så det är ännu lite tidigt att säga säkert.

**Tabell 4. Andel av vindparkens yta som någon gång kommer att överlagras med sediment i lager av tjocklek 1–50 mm. Exempler är från simuleringar utförda i Kattegatt (park 1 och 3) och Egentliga Östersjön (park 2). Andelen borrade fundament påverkar inte så mycket då en stor del av sedimentet som omlagras kommer från nedgrävningen av internkabelnätet.**

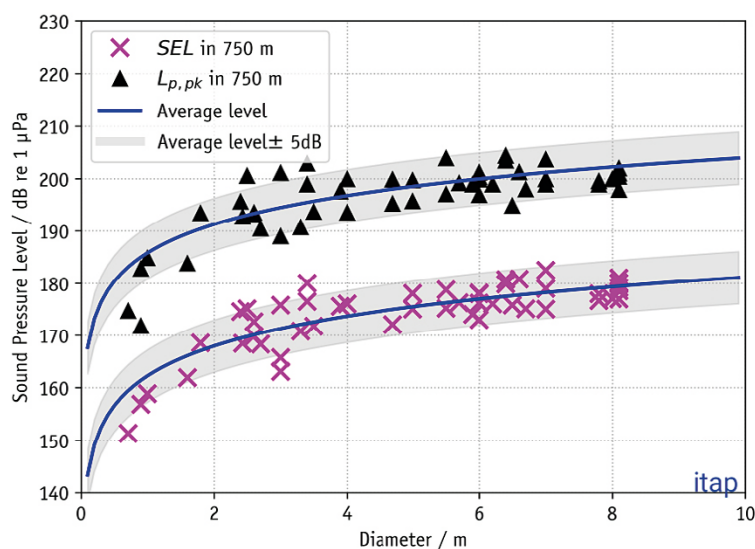
	Andel borrade fundament	1 mm	2 mm	10 mm	30 mm	50 mm
Park 1	25 %	52 %	23 %	3 %	0 %	0 %
Park 2	0 %	53 %	15 %	0 %	0 %	0 %
Park 3	15 %	81 %	47 %	3 %	0 %	0 %

## UNDERVATTENSBULLER

Vid anläggningsarbeten förekommer bullrande arbeten som kan påverka marina organismer på olika sätt. Beroende på ljudets frekvens, styrka och varaktighet kan ljudet till exempel skrämja bort individer från ett område som är viktigt under deras livscykel, naturliga beteenden kan förändras, kommunikation kan maskeras och i vissa fall kan ljudet även fysiskt skada eller döda individer. Undervattensljud kan ofta färdas långa sträckor och kan då potentiellt sett påverka ett relativt stort område även om själva ljudkällan bara finns på en plats. De kraftigaste undervattensljuden under anläggningsfasen förekommer vid eventuella sprängningsarbeten och vid pålning av fundament.

Innan anläggning av en havsbaserad vindpark kan det bli aktuellt att ta bort oexploderad ammunition från havsbotten där fundament och kablar ska etableras. Undervattensdetonationer av sprängämnen ger några av de högsta ljudtrycksnivåerna av alla antropogena ljudkällor under vatten och kan potentiellt skada eller döda marina djur (von Benda-Beckmann m. fl. 2015). Undervattenssprängningar är dock inte sammankopplade specifikt till havsbaserad vindkraft utan till förekomsten av oexploderad ammunition. Etablering av havsbaserad vindkraft i kända minområden kan därmed allvarligt påverka marint liv men olika tekniker finns och utvecklas ständigt för att undvika sprängningar eller minska påverkan ifall områden med oexploderad ammunition inte går att undvika (se HELCOM 2021).

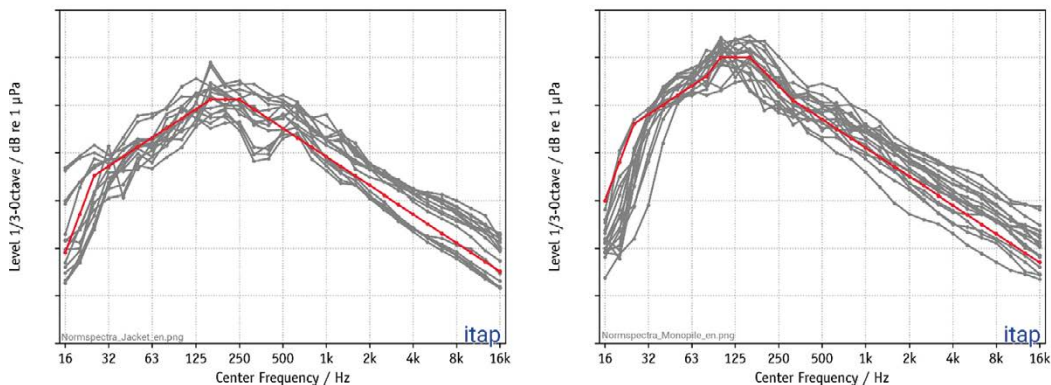
Vid pålning av fundament, så som monopiles och pålar för fackverksfundament, uppkommer kraftigt impulsivt undervattensbuller som kan ge upphov till kraftiga beteendereaktioner och hörselnedsättning hos både fisk och marina däggdjur om man inte använder skyddsåtgärder som dämpar (Brandt m. fl. 2018, Graham m. fl. 2019). Undervattensljud från pålningsarbeten har uppmätts vid anläggning av havsbaserade vindparker där ökad diameter på det pålade fundamentet ger ökade ljudnivåer (Bellmann m. fl. 2020) (figur 12).



Figur 12. Uppmätt ljudtrycksnivå (sound pressure level,  $L_{p,pk}$ ) och ljudexponering (sound exposure level, SEL) 750 meter från pålning av fundament med olika diameter vid anläggning av havsbaserade vindparker. Anläggningen skedde utan bullerdämpandeåtgärder (från Bellmann m. fl. 2020).



Undervattensljud från pålning är främst lågfrekvent men eftersom det är kraftiga energier i pålningsslagen förekommer det även energier i högre frekvenser. Huvuddelen av energin i undervattensbuller från pålning ligger under 10 kHz och de högsta energierna ligger kring 200 Hz (figur 13). Undervattensljud från pålning påverkar främst ljudkänsliga fiskar och marina däggdjur och påverkans storlek och omfattning är beroende av mottagaren. Påverkan på fisk och marina däggdjur vid pålning beskrivs under respektive kapitel nedan, fisk (avsnitt 7.2) marina däggdjur (avsnitt 8.3).



Figur 13. Frekvensspektra (1/3 oktav) från pålningsarbeten i olika havsbaserade vindparker uppmätt på 750 meters avstånd. Anläggning utan bullerdämpande åtgärder. Röd linje visar medianvärde. Vänster: pålar upp till maximum 3,5 meter i diameter (pålar för fackverksfundament). Höger: pålar över 6 meter i diameter (Från Bellmann m. fl. 2020).

Vid anläggning av flytande fundament sätts fundament och vindkraftverk oftast ihop och förbereds utanför vindkraftsområdet (på land eller i hamn) och transporteras sedan ut till området för förankring till de förberedda förankringslinorna. Förankringen i botten kan ske med olika typer av ankare eller genom pålning. Inverkan på miljön i vindparken är generellt mindre för flytande fundament när det kommer till båttrafik, installationstid och ljudstörningar i området.

Under anläggningsfasen förekommer det aktiviteter och båttrafik i området där vindparken ska etableras. Fartygen kan ge upphov till visst undervattensbuller men som kan medföra att framförallt marina däggdjur kan komma att undvika områden med aktiviteter. Logistiskt byggs dock inte hela vindparkens alla fundament på en gång utan aktiviteter sker mer intensivt i delar av vindparken. Anläggningsfasen är övergående och anläggning av fundament och pålning är en tillfällig påverkan.

## 4.3 Drift

Driftsfasen, då vindparken är i funktion och levererar el, är den mest långvariga fasen. De vindparker som planeras och finns idag förväntas ha en livstid på över 40 år. Under drift kan vindkraftverken ge upphov till undervattensbuller och utgöra hinder för till exempel fåglar och fladdermöss.

Under driftsfasen sker kontinuerligt underhåll och oplanerade reparationer av vindkraftverken vilket innebär att personal, utrustning och material transporteras till och från området med hjälp av helikopter, mindre båtar eller större fartyg. Aktiviteterna och båttrafiken kan i sin tur påverka djurlivet.

### 4.3.1 Kvantifiering av påverkansarean

#### HYDROGRAFI

När vindkraftsverken och deras fundament väl är på plats kan dessa lokalt påverka hydrografen i området och förändra strömmar, vågmönster och omblandning. Alla olika typer av fundament kan påverka dessa processer men pelarlika fundament anses påverka mer. Ju mindre diametern på fundamenten är desto mindre påverkan på hydrografen kan förväntas (Hammar m. fl. 2008). Påverkan på hydrografen är dock lokal och har inte någon betydelse på den övergripande skalan för denna rapport.

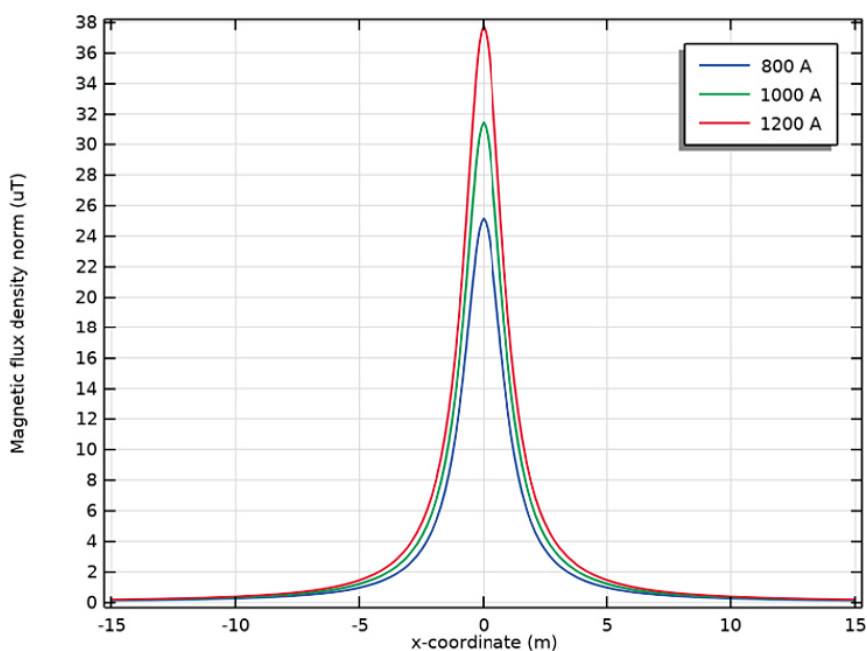
#### SEDIMENT

För en vindpark med bottenfasta fundament sker ingen sedimentspridning under driftsfasen. Om en flytande vindpark förankras med wire eller kätting som släpar över botten när plattformar rör sig kan sedimentspridning uppstå. Vi har dock inte någon kvantifiering av detta potentiella problem, och det kan sannolikt undvikas genom utformningen av förankringen. Filtrerande organismer som etableras på anläggningens hårda ytor kan komma att rena vattnet på partiklar. Läs mer om detta i kapitel 5.

#### ELEKTROMAGNETISKA FÄLT

Vindparkens internkabelnät och anslutningskablar ger under drift upphov till elektromagnetiska fält som kan påverka djur som använder sig av elektroreception och magnetfält för att orientera sig (Otremba m. fl. 2019, Lagenfelt m. fl. 2012, Bergström m. fl. 2007). Kring växelström uppstår ett växlande magnetfält och kring likström ett statiskt magnetfält.

Elektriska fält kring sjökablar är avskärmade av isoleringen i kablarna och är därför mycket små eller försumbara. Magnetfältet är kopplat till strömstyrkan i kabeln, dess utformning och förlägningsdjup. Magnetfälten är som starkast rakt ovanför kabeln och avtar sedan snabbt med avståndet från kabeln (figur 14). Kring anslutningskablar, från vindparken till elnätet på land, finns därför ofta ett starkare magnetfält än kring det interna kabelnätet.



Figur 14. Magnetfältet över en växelströmskabel vid havsbotten beräknad vid maximal strömbelastning, för en 245 kV kabel, vid olika strömstyrkor. Kabeln är placerad en meter under havsbotten (figur från OX2, Oscar Unosson AB).

## UNDERVATTENSBUller

Under driftfasen kan vibrationer och ljud i maskinhuset ge upphov till lågfrekventa undervattensljud som kan variera med vindhastigheten och belastningen (Madsen m. fl. 2006, Pangerc m. fl. 2016, Tougaard m. fl. 2020).

Undervattensljudet från enskilda vindkraftverk är lågt jämfört med ljuden från lastfartyg (Madsen m. fl. 2006, Tougaard m. fl. 2020). Tougaard m. fl. (2020) visade i modelleringar att ljudnivån från en hel vindpark är lägre än eller jämförbart med ljudet från ett lastfartyg. I områden med låga naturliga bakgrunds nivåer och låg fartygstrafik kan dock ljudnivåerna från en vindpark under drift bli signifikant och potentiellt orsaka en påverkan på fisk och marina däggdjur (Tougaard m. fl. 2020).

Under drift förekommer även fartygstrafik i samband med service och reparationer vilka också kan bidra till undervattensbuller. Ljudnivåerna under driftfasen ligger dock avsevärt lägre än under anläggningsfasen.

## UNDANTRÄNGNING/BARRIÄRER

Ovanför vattenytan kan vindkraftverk i drift innebära en undanträngning eller uteslutning av vissa fågelarter då de undviker områden med vindparker i drift.

Undanträngningseffekten innebär att det sker en habitatförlust, där ett område som tidigare till exempel var ett viktigt födosöksområde för fåglar försvinner i och med etableringen av en vindpark. Vindparken kan även utgöra ett hinder, en barriär, i fåglarnas flygvägar vilket kan medföra att fåglarna måste flyga längre sträckor och söka nya rutter. Hur stor påverkan blir beror på art, plats och säsong (Langston och Pullan 2003).

## KOLLISIONSRISK

Kollisionsrisken innebär att fåglar eller fladdermöss kan riskera att flyga in i vindturbinerna och skadas eller dödas. Olika arter har olika stor risk att kollidera med vindturbinerna och det beror främst på artens normala flyghöjd. Även migrationsmönster och väderförhållanden kan påverka hur stor risken för kollision är (Welcker och Vilela 2019).

## REVEFFEKT

Fundamenten och erosionsskydden kan med sina fasta strukturer tillföra fasta ytor och ge upphov till en så kallad reveffekt som kan attrahera och gynna många arter (Wright m. fl. 2020). Fisk kan till exempel attraheras till dessa fasta strukturer, gynnas av skyddet de ger och därmed leda till en ökad mängd fisk (Bergström m. fl. 2012) vilket även skulle kunna attrahera marina däggdjur. De fasta strukturerna kan också agera artificiella rev som kan göra att sessila organismer kan etablera sig i områden som de inte tidigare haft åtkomst till. Reveffekten är lokal inom vindparken. En viktig skillnad från andra artificiella rev är att fundamenten når upp till ytan och ökar tillgängligheten av fasta strukturer går igenom hela vattenmassan. En risk kan vara att främmande arter kan etablera sig på dessa strukturer och på så sätt underlätta spridningen av främmande arter.

## UTESTÄNGNING AV ANDRA VERKSAMHETER

När en vindpark är etablerad och i drift kan den innebära begränsningar för fisket då till exempel bottentrålning ofta inte är förenlig med vindparken på grund av risker för skador på vindkraftverken, kablar eller fiskeredskap.

## INDIREKTA EFFEKTER

Även om området stängs för fiske kan förlorade fiskeredskap i områdena kring vindparken flyta in och fastna i fundament, erosionsskydd eller förankringskedjorna till flytande fundament och där fortsätta spökfiska under lång tid. Detta skulle kunna utgöra en risk för både fåglar och marina däggdjur som skulle kunna fastna och drunkna i dessa spöknät. Detta kan förebyggas genom att regelbundet inspektera anläggningen och ta bort fiskeredskap som fastnar.

Flytande vindkraftsfundament har också visats öka aggregeringseffekten som innebär att flytande objekt i havet kan agera skydd för olika fiskarter och detta gör att individer aggregeras i närheten och under dessa (Castro m. fl. 1999).

## 4.4 Avveckling

Vid avveckling av en vindpark demonteras vindkraftverk, fundament och andra strukturer och bottenmiljön återställs. Vissa delar kan eventuellt lämnas kvar, till exempel delar av fundament, kablar etc. Fundamenten kan fungera som artificiella rev och därmed gynna flora och fauna om de lämnas kvar (Andersson och Öhman 2010).

För att kunna avveckla ett vindkraftverk till havs behöver man oftast dela upp vindkraftverket i mer lätthanterliga delar för att sedan kunna transportera det till land. För monopilefundament kapar man oftast pelaren någon eller några meter ner i sedimentet och fraktar sedan bort på ett fartyg. För gravitationsfundament finns lite olika metoder. Man kan till exempel använda sig av olika skärverktyg eller sprängning för att dela upp konstruktionen i mindre delar så att de blir mer lätthanterliga och kan fraktas bort separat. Oavsett typ av fundament eller metod för att avveckla ett vindkraftverk, kommer buller vara den största påverkansfaktorn, både från fartygen och från de metoder man använder för att nedmontera vindkraftverken. Även en del förflyttning av sediment kan förekomma när man avvecklar en vindpark beroende på vilka typer av fundament man har och metoder man använder för att nedmontera dem.

Påverkan från undervattensbuller och sedimentspridning under avvecklingsfasen är i allmänhet mindre än under anläggningsfasen då man inte pålar eller spolar ner kablar i sedimenten. Känsliga reproduktionsperioder för marina arter bör dock tas till hänsyn även vid avveckling.

Vid avvecklingen av vindkraftverk sker även en habitatförlust eftersom strukturer och nedgrävda kablar tas bort. Bottenfaunan som etablerat sig på fundamentet och på botten tas bort och fisk som har attraherats till de skyddande strukturerna kommer sannolikt att försvinna från området när fundamenten är borta. Efter avveckling kan dock delar av fundament lämnas kvar för att bibehålla reveffekten.

Då påverkan under avveckling i mångt och mycket är den samma som under anläggning fast i mindre omfattning utvecklas inte avvecklingsfasens påverkan för de olika artgrupperna nedan.

## 5. Bentisk biologi

### 5.1 Bentisk miljö i Östersjön

Östersjön är ett artfattigt hav med få bentiska arter som förekommer rikligt på individbasis. Deras utbredning och sammansättning förändras kraftigt från norr till söder, framför allt på grund av saltgradienten. Många av de marina arternas utbredning sträcker sig därför inte högre än Norra Kvarnen (Bergström och Bergström 1999). Förekomsten av bottenlevande arter hämmas också av de hypoxiska eller anoxiska förhållanden som råder på många djupa botten i egentliga Östersjön (figur 15).

Hårdbottnarna domineras av alger och blåmusslor, med blåstång (*Fucus vesiculosus*) som dominerande art på grunda hårdbottnar längs kusten i södra och mellersta Östersjön (Kautsky och Kautsky 2000). Grunda hårdbottnar finns även i form av utsjöbankar långt från kusterna, där alger förekommer ner till över 30 meters djup. På utsjöbankarna i södra Bottenhavet finns stora områden med blåstång och smaltång (*F. radicans*) (Bergström m. fl. 2005; Naturvårdsverket 2010), medan blåmusslor, som är en viktig födokälla för både fiskar och dykänder, dominerar på utsjöbankar i Egentliga Östersjön (Naturvårdsverket 2006).

Mjukbottnarna i Östersjön är viktiga födokällor för många värdefulla arter i högre trofinivåer, exempelvis torsk. På dessa mjukbottnar är de vanligast förekommande arterna vitmärta (*Monoporeia affinis*), östersjömussla (*Macoma balthica*), blåmussla (*Mytilus edulis*) och olika arter av havsborstmaskar (*Hediste/Nereis* och *Marenzelleria* spp.) (Kautsky och Kautsky 2000).

### 5.2 Påverkan på bentisk biologi

Hittills har havsbaserad vindkraft i huvudsak etablerats på hårdare botten inom djupintervallet 5–40 meter. Samtidigt, med teknisk utveckling av fundamentstyper, har vindkraftverken under de senaste tio åren ökat i storlek och kan därför placeras på större djup, vilket innebär att även påverkan på djupare bottenmiljöer bör tas i beaktande. I grunda kustområden är vegetationsklädda botten med höga naturvärden ofta särskilt betydelsefulla för biologisk mångfald. Kustnära miljöer är i sig sällan lämpliga för havsbaserad vindkraft, men själva landanslutningen kan lokalt påverka dessa.

Grunda marina områden med ljusnedsläpp till bottenmiljöerna skapar förutsättningar för att energi ansamlas högre upp i trofinivåerna och skapar naturvärden och skyddsvärda områden. Det finns även bättre omblandning i vattenmassorna som skapar bättre syreförhållanden och det sker ett större utbyte med land i form av näringsämne och organismer. Om bottenfasta fundament placeras på djupare mjukbotten utgör de ett nytt substrat där de placeras, medan fundament som placeras på grunda hårdbotten inte förändrar livsmiljön i lika stor utsträckning. Havsbaserad vindkraft på flytande fundament är under utveckling, men har ännu inte byggts ut i stor skala. Flytande fundament är möjliga att placera på betydligt djupare lokaler än de som är lämpliga för bottenfasta fundament (se avsnitt 11.2).

Det finns olika metoder att förankra fundamenten i botten med varierande påverkan på omgivande substrat. De olika faserna, med anläggning, drift och avveckling, påverkar bottenmiljön på olika sätt.

Anläggningsfasen påverkar bottensamhället i form av ökad suspension av sediment till följd av verksamheter som sprängning, muddring eller grävarbeten, men anläggningen av olika fundamentstyper skiljer sig åt. Gravitationsfundament kräver ofta grävning och sprängning, medan monopiles pålas i botten och medför högintensivt impulsivt ljud. Dock finns inga studier som visar på att den bentiska miljön påverkas negativt av denna ljudstörning (se avsnitt 5.2.1 och 5.2.2, ljudstörningar).

Vindkraftsfundamenten påverkar även bottenmiljön under driftsfasen av parken. Bottenmiljöns egenskaper förändras när ett nytt substrat tillförs. En monopile har oftast en diameter på 12–15 meter, så den totala ytan som upptas av fundamenten i en park är väldigt liten (figur 16), och påverkar i huvudsak bottensamhället lokalt i anslutning till fundamenten.

Avvecklingen av en vindpark kan även den medföra grumling och ökad spridning av sediment, ljud. Ofta lämnas erosionsskydd kvar på botten och det rev som det bildar består. Om revet tas bort innebär det att individer av olika arter som koloniserat revet också försvinner, vilket även gäller för dem som etablerat sig på fundament eller annan konstruktionsdel. Biodiversiteten kommer minska lokalt. Mjukbottnar återhämtar sig långsamt, även om vissa arter återkoloniserar störda ytor på några år (Hammar m. fl. 2009). Avvecklingsfasen medför också sedimentering, men den är tillfällig och påverkan på sikt bör inte skapa ytterligare negativ påverkan på bentiska miljöer.

## 5.2.1 Anläggning

### FYSISK PÅVERKAN

Vid etablering av vindkraftsfundament kan en direkt påverkan på bottennära livsmiljöer förväntas till följd av grävarbeten och borrhningar (Hutchison m. fl. 2020a), men effekten varierar mellan olika arter. Mobila arter som havsborstmaskar, rundmaskar och kräftdjur är ofta snabba kolonisatörer efter fysisk störning, medan vissa långlivade arter som musslor tar längre tid att återetablera sig i störda områden (Hammar m. fl. 2009, Coates m. fl. 2015). Fastsittande arter som har begränsad förmåga att förflytta sig riskera att skadas eller avlägsnas från området (Coates m. fl. 2015). Successionsprocessen är normalt långsammare på djupa bottnar än på grunda, men Hammar m. fl. (2009) visar att en muddrad yta ofta har återhämtat sig 1–3 år efter störning.

Även om vindkraftverken inte byggs i vegetationsklädda grunda miljöer nära land kan sådana områden ändå påverkas av grävning- och muddrarbeten i samband med anslutning av kabel till land. Om öppningar i vegetationen dessutom resulterar i erosion av bottensubstratet kan återhämtningen av bottenvegetation ta lång tid (Whitfield m. fl. 2002, Di Carlo och Kenworthy 2008). Vid kabeldragning i grunda vikar med mjuka bottnar bör särskild hänsyn tas till ålgräs- och kransalgsängar eftersom dessa arter är känsliga för störning från anläggningsarbete (Burdick och Short 1999, Eriander m. fl. 2017). Skador på vegetationen kan minskas genom valet av plats tillsammans med åtgärder för att minska risken för erosionsskador.

## SEDIMENTATION

Störningen av havsbotten som uppstår i samband med anläggningsarbeten medför en ökad risk för sedimentspridning och sedimentation i området. Olika typer av bottenmiljöer och arter är olika känsliga för störning från sedimentation (Last m. fl. 2011). Typen av substrat spelar också roll, mjuka bottenar med flyktigt sediment virvlas upp lättare och lägger sig över större områden, medan sediment som består av tyngre partiklar av sand och grus inte virvlas upp lika lätt och sedimenterar närmare källan. Bentiska djur på mjuka bottenar är generellt anpassade för ett visst mått av sedimentation eftersom det är en stor del av deras livsmiljö, men fastsittande arter kan efter långvarig övertäckning kvävas (Essink 1999).

Riskerna som kan tillkomma av spridningen av förorenade sediment bör betraktas (Meißner och Sordyl 2006) och även syrenivåerna i bottenstratet bör utredas för att se en eventuell ökning av frisättning av bundna ämnen som fosfor.

## LJUDSTÖRNINGAR

Studier på blåmusslor och ostron har inte kunnat visa på någon signifikant effekt av höga ljud (Moriyasu m. fl. 2004), men det finns få studier som har tittat på påverkan på bentiska organismer.

## 5.2.2 Driftsfasen

### REVEFFEKT (INTRODUKTION AV NYTT HÅRT SUBSTRAT)

Etablering av fundament och turbintorn kan ge en lokal ökning av fastsittande organismer. Detta kan ha en möjlig följeffekt, en såkallad reveffekt, i form av en ökning av biologisk mångfald då också födosökande arter av högre trofiska nivåer aggregerar kring fundament och turbintorn. Det skapas alltså förutsättningar för etablering av nya arter i områden där de inte tidigare förekommit (Degraer m. fl. 2020, Hutchison m. fl. 2020a).

Materialval av bottenfasta fundament spelar roll och ett fundament byggt av betong ger initialt högre biodiversitet än om det byggs i stål (Andersson m. fl. 2009, Bergström m. fl. 2012, Wilhelmsson och Malm 2008). Detta är på grund av att fler arters larvstadier etablerar sig bra på räfflade strukturer, även om det finns dem som föredrar en slätare struktur (Berntsson m. fl. 2000). Hur fundamentet är utformat spelar också roll för hur pass omfattande etableringen är i vindparken, då de bottenfasta fundamenten ger främst en vertikal etableringsyta, medan ett flytande fundament ger en bredare bas vid ytan och en större horisontell yta.

Det kommer ske en viss succession i etableringen av organismer på fundament och turbintorn, och organismsamhället utvecklas över tid. Vid vindparker i marina habitat så kan exempelvis blåmusslor och sjöanemoner komma att dominera (De Mesel et al. 2015). Den vertikala strukturen på bottenfasta fundament sträcker sig genom en stor del av vattenkolumnen och kommer leda till att olika arter kan etableras på olika djup. Vid ytan förväntas fintrådiga grönalger och annan växtlighet medan det på lite större djup etableras olika former av filtrerande organismer så som musslor och havstulpaner (Degraer m. fl. 2020). Trots att blåmusslor utsätts för en osmotisk stress i Östersjön, så är det en viktig art i ekosystemet som kan kolonisera vindkraftsfundament. Den blir dock begränsad i sin utbredning i Bottenviken på grund av den låga salthalten (Kautsky och Kautsky 2000).



Primärproduktionen kan lokalt påverkas av de revbildande organismerna på vindkraftsfundamenten, eftersom dessa filtrerar betydande mängder växt- och djurplankton (Slavik m. fl. 2019, Fowler m. fl. 2020) Detta kan medföra att grumligare områden får en ökad vattenkvalité och siktdjup efter en vindkraftsetablering (Reichart m. fl. 2017). En ökad mängd filtrerare i övre vattenkolumnen bidrar även till en ökad sekundär produktion på mjukbottenarna nedanför, till följd av den pelagiska födan som omvandlas till sedimentterande avfallsprodukter. Substratet vid fundamentbasen kan ändras mot en större ansamling av finare sedimentpartiklar och det ökade nedfallet av organiskt material kommer att påverka de bottenlevande organismerna (Hutchison m. fl. 2020a).

Studier från Nordsjön har visat att hårdbottenarter etablerar sig på vindkraftsfundamenten när parkerna är i drift och att både det totala antal arter och biomassa av bottenlevande flora och fauna ökar (Dong Energy 2006, Vanagt m. fl. 2013). Dock så beräknas tillskottet av hårdbottensubstrat vara litet (Malm och Engkvist 2011) i relation till den totala arealen av havsbotten i vindparken.

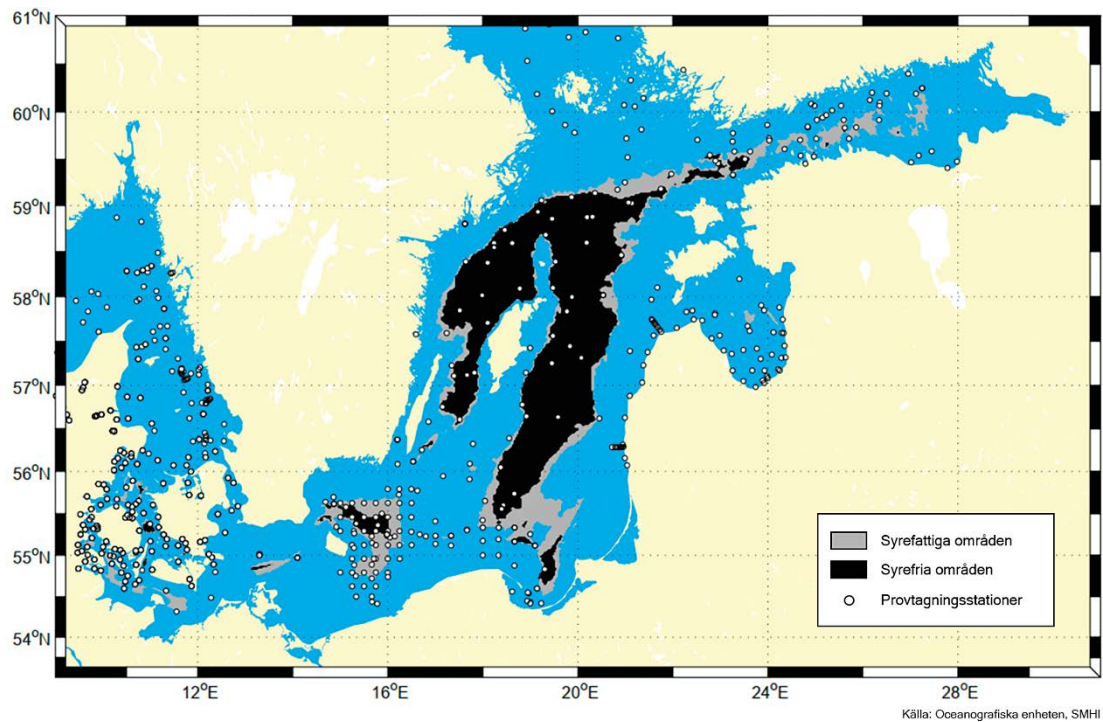
Med flytande fundament på djupa mjukbottenar skapas nya hårdgjorda ytor i områden där sådana inte funnits tidigare. Det möjliggör spridning och etablering av arter i områden där det annars är för djupt. Då det råder helt eller delvis syrebrist i många djupare delar av Östersjön är den naturliga förekomsten av organismer från högre trofnivåer begränsad i dessa områden (figur 15). En vindpark med grundare strukturer kan därför antas få en lokal positiv påverkan på bentisk miljö, eftersom bentiska organismer förses med substrat ovanför det syrefattiga vattnet. Strukturer med bredare bas i de övre delarna av vattenpelaren, likt semi-submersible (figur 11 b), kommer sannolikt ha störst positiv effekt då de övre vattenmassorna dessutom är de mest produktiva och kan utnyttjas av både djur och växter.

Den potentiella reveffekten i Östersjön beror därför på vilket havsområde och vilka fundament som används eftersom detta styr förutsättningarna för vilken typ av organismer som kommer att kolonisera dem. Reveffektens potential är sannolikt störst i den mer marina miljön, där det finns fler antal arter som kan etablera sig på vindparksfundamenten.

## FYSISK PÅVERKAN

Möjlig fysisk påverkan från bottenfasta fundament är begränsad till den förändring av substratförhållandena som kommer av torn och erosionsskydd. Endast en mindre procent av vindparksområdet totala yta kommer därför påverkas av förändrade substratförhållanden.

De djupare delarna i Östersjön består främst av mjuka bottenar med utbredd syrebrist, och dessa djupområden är potentiellt intressanta för framtida placering av flytande fundament (figur 15). Potentiell påverkan från havsbaserad vindkrafts flytande fundament gäller främst dess förankring i botten. Om kätting eller vajer är så pass slack att den kontinuerligt dras mot havsbotten kan den skada bottenlevande organismer, sprida lagrade miljögifter och näringsämnen. Därigenom, och dessutom, kan anläggning, drift och avvecklingsfasen bidra med ökad sediment-spridning. I syrefattiga miljöer på djupa bottenar kan störningen bidra till att återföra fosfor tillbaka till vattenmassorna, vilket i sin tur ökar Östersjöns internbelastning av näringsämnen och bidrar till övergödningsproblematiken. De fördelar som finns med att placera fundament i djupare områden kan utifrån ett större perspektiv förverkas om fysiska störningar bidrar till frisättning av fosfor och miljögifter till angränsande områden.



Figur 15. Syrefria och syrefattiga bottenar i Östersjön och Västerhavet under 2021 (Källa: Oceanografiska enheten, SMHI 2021).

Flytande fundament kan placeras i djupare lokaler och behöver därmed inte konkurrera med bottenfasta fundament. Deras ekonomiska och tekniska fördelar bör utvärderas vidare med miljövärden i fokus, där den tekniska utvecklingen beaktar Östersjöns unika miljö och risker.

### SEDIMENTSPRIDNING

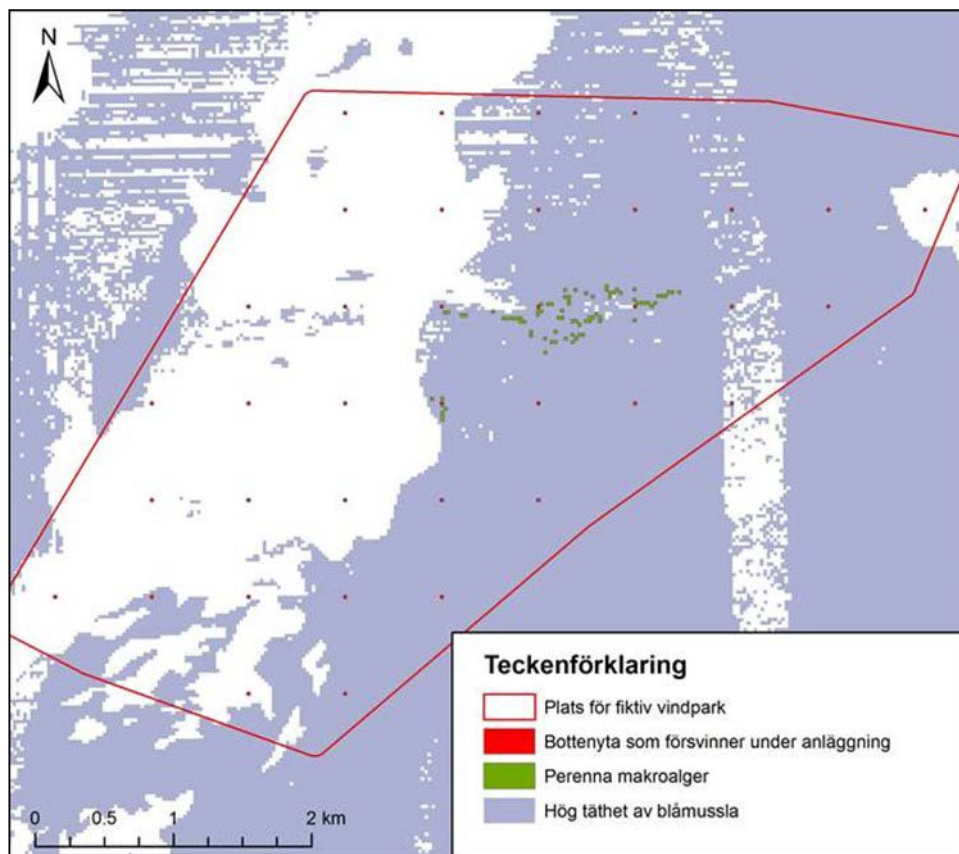
Sedimentspridningen under driftsfasen är obefintlig, men det kan ske en viss ökning av deposition av partiklar och organiskt material i närheten av fundamenten, till följd av utsöndringar och dött material från de organismer som fäster på strukturerna (Coates m. fl. 2014, Heery och Sebens 2018, Lefaible m. fl. 2019). Det finns även möjliga scenarion där vindkraftverken under driftsfasen påverkar strömförhållandena i parken och därmed skapar minskad eller ökad sedimentation i området, vilket i sin tur kan påverka bentiska miljöer (Coates m. fl. 2014, Dafforn m. fl. 2015).

Flytande fundament kan, vid släpande kätting och kabel till bottenfundamenten, skapa en kontinuerlig sedimentspridning under driftsfasen som behöver begränsas för att inte skada känsliga bottenhabitat.

### HABITATFÖRLUST

Vindparkerna är stora områden med likartade förhållanden, vilket medför att habitatförlusten anses vara begränsad för bottenlevande organismer inom det tilltänkta djupintervallet för byggnation. Habitatförlusten i en vindpark där fundamenten står är beräknad att inte vara större än 0,5–1 % av den totala bottenarealen. Detta illustreras i figur 16, där det tydligt framgår att det totala bottenanspråket aldrig kan uppnå ohållbara nivåer i relation till bottenlevande organismer. Det nuvarande djup-

intervallet där havsbaserad vindkraft hittills etablerats ligger mellan 5–40 meter, men de mer moderna tekniska lösningarna medför en möjlighet att bygga betydligt djupare i framtiden.



Figur 16. Illustration av en vindpark med flertalet bottenfasta fundament. Varje röd prick motsvarar ett fundament.

## ELEKTROMAGNETISKA FÄLT

Det finns i dagsläget få studier som gjorts på elektromagnetiska fält och dess påverkan på bottenlevande organismer, dessutom bedöms nivåerna runt kablarna vara mycket små eller obefintliga (Hutchison m. fl. 2020b). I experimentella studier (Bochert och Zettler 2006, Jakubowska m. fl. 2019, Stankevičiūtė m. fl. 2019) utsattes olika bentiska arterer för magnetfält om 1 mT, utan påvisad effekt på överlevnad hos vanligt förekommande organismer som blåmusslor, östersjömussla, bakborstig rovmask (*Hediste diversicolor*) eller skorv. Begränsade fysiologiska effekter observerades däremot hos östersjömussla, bakborstig rovmask och skorv. Kablar i drift genererar vanligen värme och ett svagt elektromagnetiskt fält runt kablarna i interkabelnätet, med en maximal effekt om 23  $\mu\text{T}$  ovan kablarna, alltså 1000 ggr lägre än i ovan nämnda studier.

Trots det begränsade kunskapsläget är det inte troligt att kablarnas elektromagnetiska fält orsakar någon betydande påverkan på bottenfaunan i området. Därmed bedöms konsekvensen av elektromagnetiska fält som försumbar.

## LJUDSTÖRNINGAR

Driftfasen medför en ökning av lågfrekventa ljud som däremot inte har visats ha någon direkt effekt på förekomsten av de vanligaste arterna (Wikström och Granmo 2008).

## FRÄMMANDE ARTERS SPRIDNING

Artificiella konstruktioner kan underlätta spridningen av invasiva arter i Östersjön i och med att de skapar en hårbottenmiljö i djupintervall eller på botten typer där sådan tidigare saknats (Glasby och Connell 1999; Bulleri och Airoidi 2005). Introduktionen sker främst via fartygstrafik, men eftersom det finns gott om hårbotten substrat i Östersjön som är lämpliga för etablering så antas själva fundamenten inte ha större påverkan på introduktionen av arter i ekosystemet. Däremot bör det beaktas att konstruktionerna kan agera som *stepping stones* i havslandskapet och på så sätt bidra negativt om parkerna placeras i nära anslutning till varandra (De Mesel m. fl. 2015). Risken för den typen av spridning föreligger högre i södra Egentliga Östersjön som har hög fartygstäthet, högre salinitet och potential att vara habitat för marina arter. Vindparker kan därmed vara substrat för organismer som är särskilt bra på att sprida sig, och det har visat sig att främmande arter är bra på att etablera sig i tidiga successionsmiljöer (De Mesel m. fl. 2015). Anläggningen av flytande fundament i områden där det helt saknas hårbottenmiljöer skulle därför kunna föranleda en ökad risk för att en vindpark skulle utgöra en *stepping stone*.

## INDIREKTA EFFEKTER

En positiv indirekt effekt av att etablera vindparker är att botten trålning minskar eller upphör totalt inom, och i anslutning till, parken. Etableringen av vindparker kan alltså gynna bottenfaunan om störningen i form av trålning upphör, vilket ger organismer möjligheten att återhämta sig. Detta gynnar den biologiska mångfalden lokalt och skapar stor miljövinst utifrån ett bevarandeperspektiv (Hammar m. fl. 2016). Eftersom det frigörs stora mängder sediment vid trålning (Churchill 1989, Durrieu de Madron m. fl. 2005) så antas utestängning av trålning också bidra till en minskad störning genom uppgrumling (Hammar m. fl. 2016).

## 5.3 Hänsynsåtgärder

Påverkan på bentiska miljöer är generellt minst om parkerna anläggs på botten nedanför den fotiska zonen. Hänsynsåtgärder bör dock vidtas för känsliga miljöer med kärlväxter och kransalger som riskerar påverkas vid anläggning av kablar för landanslutningar.

Flytande fundament kan i framtiden minska påverkan på de bentiska miljöerna, men bedömningen av påverkan på det lokala organismsamhället i stort behöver invänta industrins val av fundamentstyp. Viktigt är att fokusera på förankringen, då kättingar och kablar på botten kontinuerligt kan riva upp sediment och störa de bentiska miljöerna lokalt. Fundamentets förankring bör därför utformas för att, framför allt under den längre driftfasen, skapa så liten störning av sedimentet som möjligt.

## VAD ÄR EN HÅLLBAR NIVÅ?

Det kommer inte vara möjligt att bygga havsbaserad vindkraft i så stor utsträckning att det leder till ohållbara konsekvenser för bentisk miljö. Det kan aldrig bli så stor procentuell del av ytan som bebyggs med vindkraftsfundament att det påverkar bentiska arter på populationsnivå. På individnivå sker en påverkan vid etablering, men den antas inte leda till förändringar i populationen.

Påverkan på bottenmiljöerna bedöms totalt vara låg och den största påverkan på den bentiska miljön är störningen av mjukbotten vid anläggningsfasen. Sedimenteringen bedöms endast ha en tillfällig påverkan och liten total effekt på de arter som finns i bentiska miljöer. Om åtgärder för att minska denna påverkan vidtas, så minskar risken ytterligare för allvarlig störning av de bentiska miljöerna.

Nya substrat i form av hårda fundament kan bidra till att skapa ökad biologisk mångfald lokalt på vindkraftsfundamentet. Reveffekter kan dock agera spridningsvektor för främmande arter men kunskapsläget är begränsat kring vad det får för konsekvenser.

I grunda kustnära miljöer finns ekologiskt betydelsefulla vegetationsklädda bottnar som riskerar störning av vindparkernas landanslutningar. Med rätt placering och hänsynsåtgärder för känsliga arter, kan påverkan minimeras. Kustnära miljöer är sällan tilltänkta som lämpliga områden för havsbaserad vindkraft, då det ofta finns många potentiella konflikter med områdesskydd, höga miljövärden och närheten till människor.

## 6. Sjöfågel

### 6.1 Sjöfåglar i Östersjön

Östersjöns kust och havsområden är viktiga områden för flera häckande och övervintrande sjöfåglar. Vissa arter förekommer i Östersjön året om medan andra flyttar till eller från Östersjön under vintern. Förekomsten och utbredningen av olika fåglar kan därför skilja sig mycket mellan årstider (Larsson 2018).

Sjöfågellarterna i Östersjön kan grovt delas in i grupper efter deras huvudsakliga födopreferenser, växtätare, fiskätare och de som äter bottenfauna (Larsson 2018):

- Växtätande sjöfåglar
- Fiskätande sjöfåglar
- Sjöfåglar som äter bottenfauna

Växtätande sjöfåglar är knutna till landområden då de söker efter föda på land eller på grunt vatten, till exempel simänder, gäss, svanar och sothöna (*Fulica atra*). Arterna kan tillfälligt under flyttningen påträffas längre ut till havs.

Fiskätande sjöfåglar kan delas in i två grupper: arter som flyger och söker efter bytesdjur som de fångar på eller nära ytan, till exempel tärnor, måsar och trutar alternativt arter som simmar och dyker djupare efter fisk i den fria vattenmassan eller vid botten till exempel alkor, lommar, skrakar, doppingar och skarvar.

Sjöfåglar som äter bottenfauna kan finnas både till ute till havs eller vara kustlevande. Havslevande dykänder är till exempel svärta (*Melanitta fusca*), ejder (*Somateria mollissima*), sjöorre (*Melanitta nigra*) och alfågel (*Clangula hyemalis*) och kustlevande dykänder är till exempel knipa (*Bucephala clangula*), vigg (*Aythya fuligula*) och bergand (*Aythya marila*).

Många av sjöfågelnas som äter bottenfauna övervintrar i Östersjön och häckar under sommaren antingen i kust- och inlandsmiljöer i norra Skandinavien, Ryssland eller Arktis. Under vintern befinner sig många fiskätande och bottenfaunaätande sjöfåglar långt ute till havs eller i det yttre kustbandet.

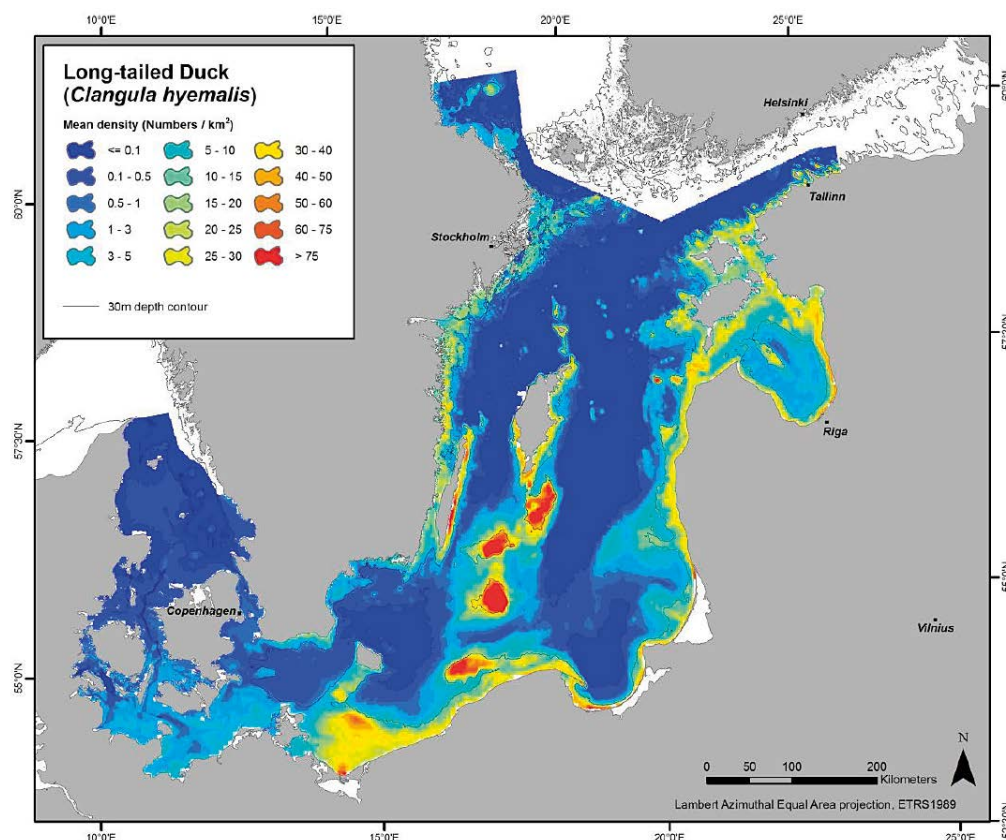
De havslevande dykänderna så som alfågel, svärta, ejder och sjöorre är beroende av områden med goda förekomster av åtkomliga musslor för sin överlevnad under vintern. Inventeringar har visat att de högsta tätheterna av övervintrande dykänder återfinns inom samma geografiska område år efter år och är knuten områden där det finns gott om blåmusslor (Larsson 2018). Sådana områden kan återfinnas nära kusten eller längre ut till havs. Förekomsten kan även vara begränsad av utbredningen av is under vintern. Utbredningen av blåmusslor i sin tur är starkt beroende av hårda bottensubstrat. Utsjöbankarna i Östersjön som Hoburgs bank och Midsjöbankarna har därför en särskild betydelse för övervintringen av de havslevande dykänderna. Flera av de musselätande dykänderna så som alfågel, ejder och svärta har minskat kraftigt i antal i Östersjön under de senaste 25 åren. Alfågel (övervintrande population) och ejder är klassade som starkt hotade och svärta är klassad som sårbar enligt den nationella rödlistan (SLU Artdatabanken 2020).

Utbredningen av fiskätande sjöfåglar som övervintrar är inte lika geografiskt knuten eller aggregerad som de arter som äter bottenfauna. Detta beror troligen på att födan inte är lika starkt bunden till specifika bottensubstrat utan är mer rörlig.

Under sommaren är dock utbredningen av alkor starkt knuten till häckningsplatserna vid till exempel Karlsöarna.

## 6.1.1 Alfågel

En betydande del av världspopulationen av alfågel övervintrar inom Sveriges ekonomiska zon och är därmed beroende av dessa havsområden för sin överlevnad (Larsson 2018). De inventeringar av sjöfågel som har genomförts sedan början 1990-talet har entydigt visat att Hoburgs bank, Norra Midsjöbanken och Södra Midsjöbanken är alfågelnas viktigaste övervintringsområden i Östersjön (Skov m. fl. 2011, Nilsson 2012, Nilsson 2016, Larsson & Skov 2005, Larsson 2018) (figur 17). Även senare studier av alfåglar märkta med satellitsändare i Ryssland visar även de att kärnområdena i svenska vatten ligger kring utsjöbankarna Hoburgs bank, Norra Midsjöbanken och längs den östra kusten av Gotland (Quillfeldt m. fl. 2022). Även om tätheterna av alfågel har minskat under de senaste nästan 30 åren har utbredningen kring utsjöbankarna varit i princip de samma (Nilsson 2016). Detta är att förvänta då fåglarna är knutna till övervintringslokaler med goda och lättåtkomliga förekomster av musslor, vilka i sin tur är knutna till bottensubstrat och topografin. Under riktigt kalla vintrar då istäcket kan förhindra fåglar att övervintra i kustområdena i södra Östersjön är utsjöbankarnas betydelse som övervintringsområde än mer kritisk. Under vintrarna 2010 och 2011, som var ovanligt kalla, observerades cirka 90 % av alfågeln i svenska vatten på de tre utsjöbankarna vid Hoburgs bank och Midsjöbankarna (Nilsson 2016).

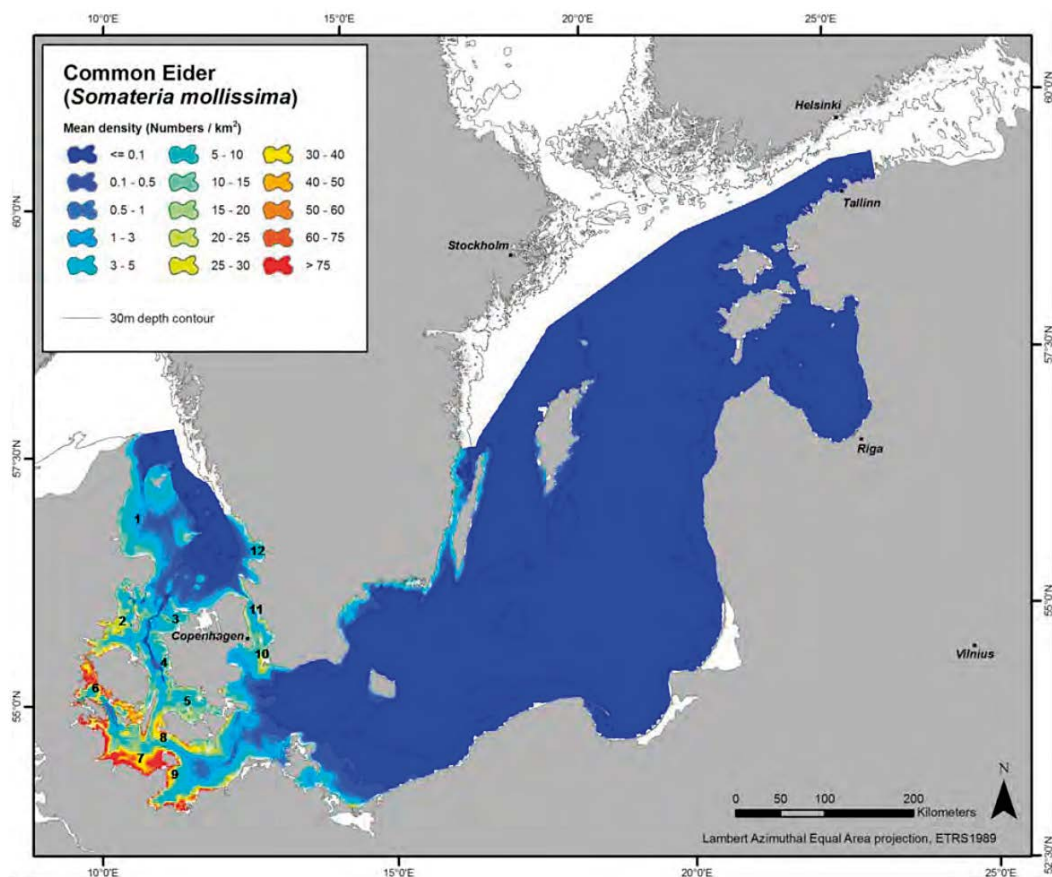


Figur 17. Vinterutbredning och tätheter av alfågel i Östersjön 2007–2009. Höga tätheter motsvarar röd och orange färg (från Skov m. fl. 2011).

## 6.1.2 Ejder, svärta och sjöorre

Dykänderna ejder, svärta och sjöorre är precis som alfågel beroende av god tillgång till musslor som föda under vintern. Arterna övervintrar främst kustnära och vid bankar i södra och sydvästra Östersjön och Kattegatt (Skov m. fl. 2011) (figur 18, 19 och 20). Enstaka individer och mindre flockar kan även återfinnas vid Hoburgs bank och Midsjöbankarna under våren.

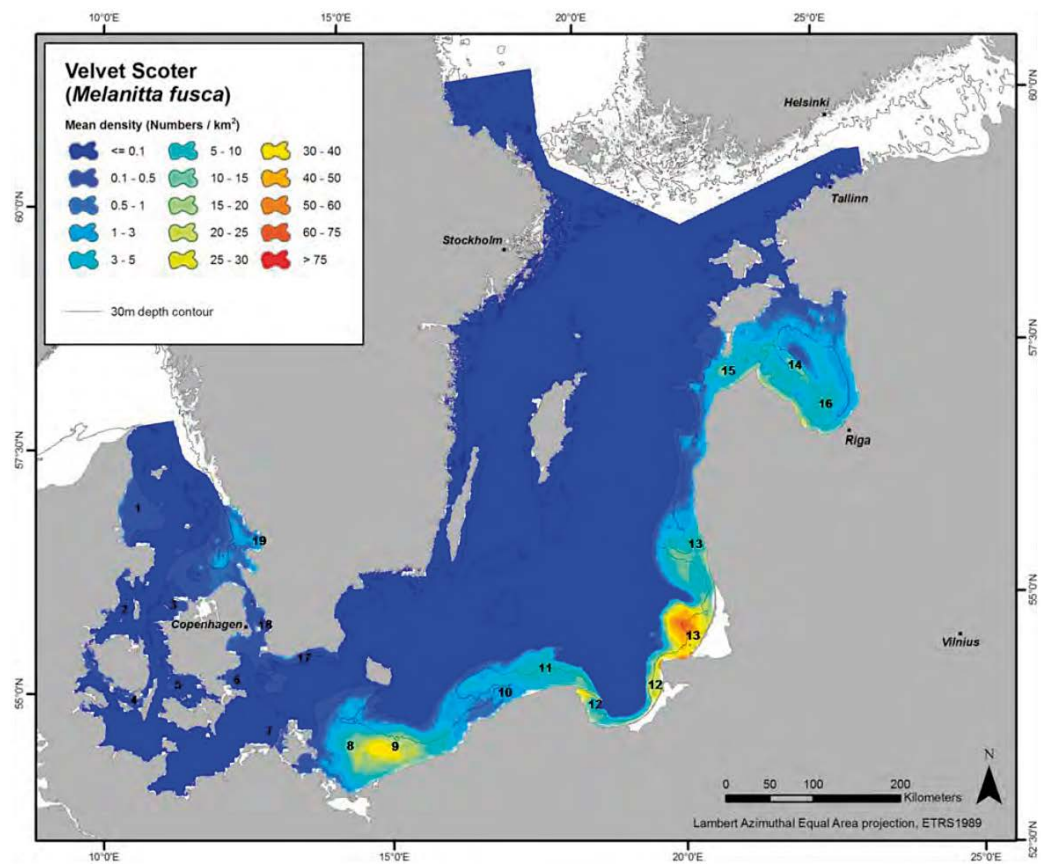
Ejder är den största av dykänderna och är klassad som starkt hotad (EN) då populationen har minskat starkt under de senaste åren (SLU Artdatabanken 2020). Ejdern är starkt kustbunden och häckar längs hela Sveriges kust, dock mer fläckvis längs Norrlandskusten och sydöstra Skåne (SLU Artdatabanken 2022). Huvuddelen av de ejdrar som häckar i Östersjön övervintrar i tyska, danska och svenska vatten i sydvästra Östersjön (figur 18). Ett fåtal ejdrar återfinns längs kusterna kring Gotland och Öland under vintern (Larsson 2018). En orsak till nedgången har föreslagits vara en nedgång i musseltillgången kustnära som en följd av minskade utsläpp av näringsrikt vatten (Laursen och Møller 2014).



Figur 18. Vinterutbredning och tätheter av ejder i Östersjön 2007–2009 (från Skov m. fl. 2011).

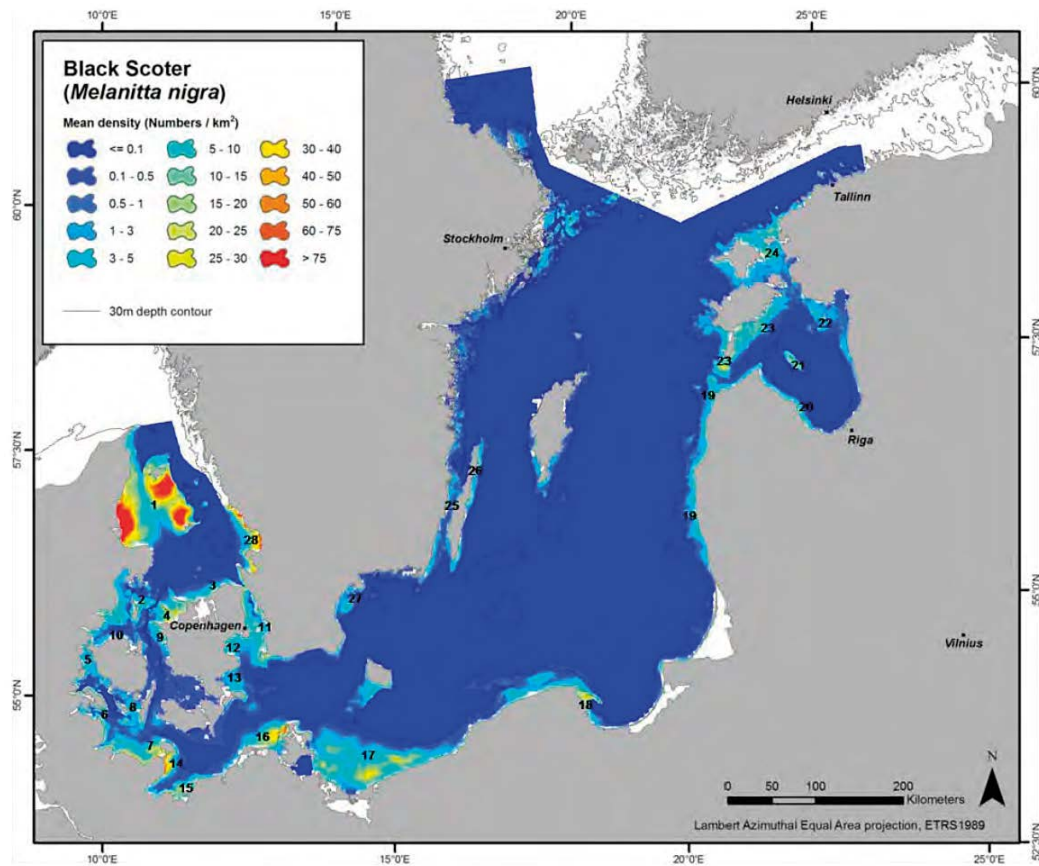


Svärta är klassad som sårbar (VU) då populationen minskar. Totalt indikerar inventeringar längs ostkusten en beståndsminskning med 50–60 % de senaste 10–25 åren (SLU Artdatabanken 2022). Svärtan häckar längs ostkusten från nordöstra Skåne till Norrbotten (ca 90 % av beståndet), dels vid sjöar i inlandet och i fjälltrakter från norra Dalarna och norrut. Svärtan är fåtalig längst i söder men allmän på Gotland, i vissa ytterskärgårdar i Sörmland och Uppland samt längs delar av Hälsinglands och Västerbottens kust (SLU Artdatabanken 2022). Svärtan övervintrar på bankar och kustområden i södra Östersjön, i Kattegatt och i Nordsjön (figur 19) (Skov m. fl. 2011, Nilsson och Haas 2016). Antalet övervintrande svärter har även de minskat kraftigt från cirka 933 000 år 1992–93 till cirka 415 000 år 2007–2009 (Skov m. fl. 2011).



Figur 19. Vinterutbredning och tätheter av svärta i Östersjön 2007–2009 (från Skov m. fl. 2011).

Sjörre är inte hotad enligt rödlistan dock har den övervintrande populationen minskat i Östersjön (Skov m. fl. 2011). Sjörre häckar vid sjöar i inlandet och i fjälltrakterna från norra Dalarna till Torne Lappmark och norra Norrbotten. Under vintern övervintrar sjörren främst på bankar och i kustområden i södra och sydvästra Östersjön samt Kattegatt (figur 20). Svärta och sjörre förekommer i svenska vatten i störst koncentrationer i Laholmsbukten, Kattegatt, enligt kustnära inventeringar och dessa områden varför dessa områden inte ingår i denna rapport som endast omfattar Östersjön.

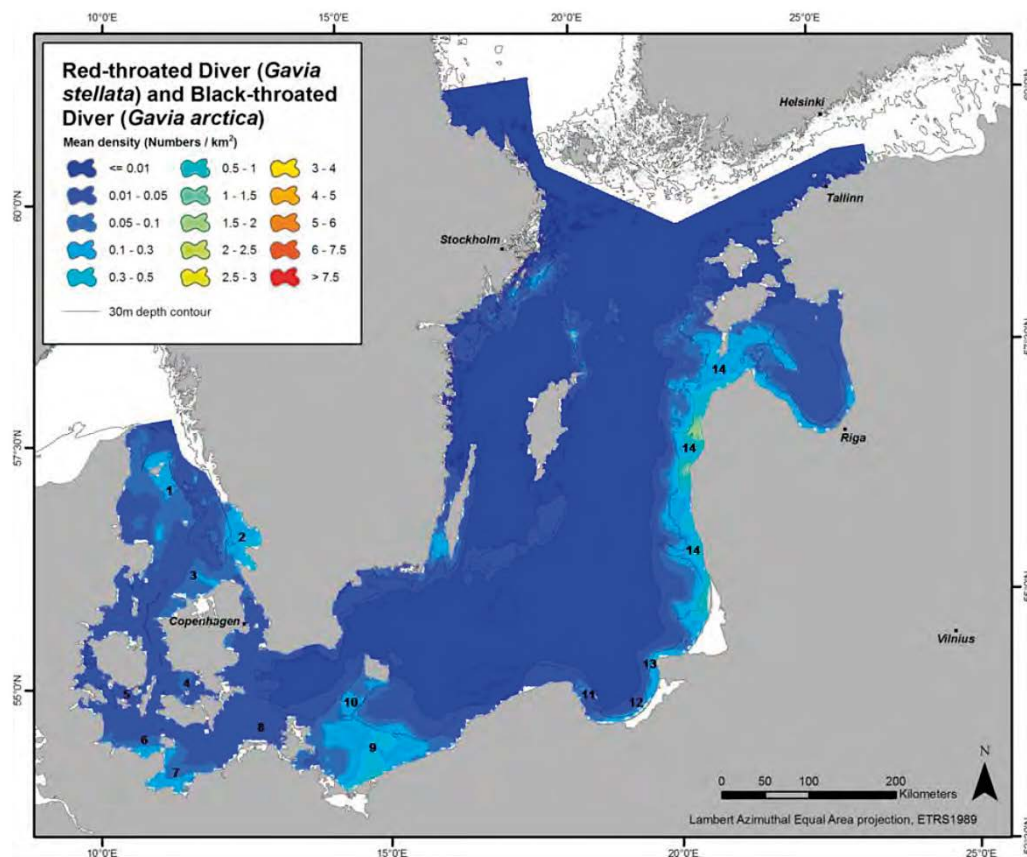


Figur 20. Vinterutbredning och tätheter av sjörre i Östersjön 2007–2009 (från Skov m. fl. 2011).

### 6.1.3 Smålom

Smålom (*Gavia stellata*) förekommer i stora delar av norra och mellersta Sverige. Arten häckar vid mindre skogssjöar varifrån fåglarna flyger till fiskeplatser i större sjöar eller i havet. Smålommen är klassad som nära hotad (NT) enligt rödlistan (SLU Artdatabanken 2020) baserat på negativ påverkan begränsad utbredning och försämrad reproduktion.

Smålommen övervintrar till havs, och flertalet svenska fåglar övervintrar i Skagerak, Kattegatt och Nordsjön, med enstaka återfynd längre söderut. I Östersjön ligger de främsta övervintringsområdena kring Irbesundet och söder ut längs den lettiska och litauiska kusten (figur 21) (Skov m. fl. 2011). Smålommen övervintrar i kustnära vatten och sällan i områden med över 30 meters vattendjup (SLU Artdatabanken 2022).



Figur 21. Vinterutbredning och tätheter av smålom och storlom i Östersjön 2007–2009 (från Skov m. fl. 2011).

## 6.2 Påverkan på sjöfågel

De största riskerna för påverkan på sjöfåglar från havsbaserad vindkraft är undanträngning av övervintrande fåglar, som till exempel alfågel, samt påverkan av kolonier med häckande fåglar. En mängd potentiella konflikter med fågelpopulationer kan undvikas genom noggrann utredning av placeringen av vindparken och forskningen visar på generellt låga nivåer av kollisioner särskilt bland långlivade stora fågelarter som anses vara mest utsatta (Fox och Petersen 2019).

### 6.2.1 Anläggningsfas

Under anläggning av en havsbaserad vindpark är det framför allt miljön under vattenytan som påverkas. Tillfällig och lokal undanträngning kan ske kring anläggningsaktiviteter från fartygstrafik och pålningsarbeten. Riskerna för påverkan på sjöfågel är generellt låga, då fåglar är rörliga, förutsatt att området inte är ett viktigt häcknings- eller övervintringsområde.

### 6.2.2 Driftsfas

Påverkan på sjöfågel sker framför allt ovanför vattenytan till skillnad från de andra artgrupperna i denna rapport där påverkan främst sker under vattnet. Riskerna med havsbaserad vindkraft för sjöfågel är till stor del de samma som riskerna för fågel med vindkraftverk på land. Påverkan kan generellt delas in i tre olika typer av påverkan (Rydell m. fl. 2017):

- **Undanträngning** – Fåglar kan komma att helt undvika att vistas i närheten av eller i områden för vindparker.
- **Barriäreffekter** – Vindparken kan utgöra en barriär mellan områden så att fåglar tar en omväg runt vindparken för att till exempel förflytta sig mellan födosöksområden.
- **Kollisionsrisk** – Fåglar som inte undviker att flyga genom vindparken riskerar att träffas av rotorbladen eller kollidera med vindkraftverket.

## UNDANTRÄNGNING

Vissa sjöfåglar som till exempel sjöorre, smålom och alfågel har visat sig vara känsliga för närvaro av vindkraftverk och undviker att vistas i närheten eller inom vindparken även om det finns tillgång på föda (Fox och Petersen 2019). Andra arter som tordmule och sillgrissla visar på litet eller måttligt undvikande (Dierschke m. fl. 2016). I vissa fall har antalet individer av tordmule och sillgrissla till och med ökat inom vindparken (Vallejo m. fl. 2017). Ejder verkar däremot närmast vara oberörd av vindkraftverk som uppförs i deras födosöksområden (Fox och Petersen 2019).

De studier som har undersökt undanträngningseffekter hos sjöfågel har undersökt vindparker med relativt korta avstånd mellan vindkraftverken om man jämför med de avstånd mellan vindkraftverken som planeras idag och framöver. Större turbiner och högre vindkraftverk innebär längre avstånd mellan vindkraftverken. Det finns studier som visar på att lägre tätheter av vindkraftverk kan innebära en mindre undanträngningseffekt (Heinänen och Skov 2018).

## BARRIÄREFFEKTER

Många flyttande sjöfåglar har visat tydliga undvikandebeteenden i relation till havsbaserade vindparker. I och med att de undviker vindparkerna minskar kollisionrisken och dödligheten under migrationen. Omvägen runt en vindpark kan medföra extra energiåtgång men den är dock marginell om man ser över hela migrationssträckan (Fox & Petersen 2019). Flera vindparker kan dock medföra kumulativa effekter för fåglar som flyttar långa sträckor (Rydell m. fl. 2017).

## KOLLISIONSRISK

Med kollisionrisk menas risken för att fåglar kan flyga in i vindkraftverkens torn eller träffas av rotorbladen under drift. Kollisioner med vindkraftverk har varit känt under en lång tid (Erickson m. fl. 2001). Vid landbaserade vindkraftverk har man länge kunnat inventera dödade fåglar och därmed uppskatta kollisionsfrekvenserna. Till havs har man istället använt tekniska hjälpmedel som radar och laser för att uppskatta antalet kollisioner.

Kollision med vindkraftverk till havs kan utgöra en risk för migrerande fåglar som flyttar över öppet hav (till exempel rovfåglar och tranor). En förhöjd kollisionrisk kan förekomma för nattmigrerande fåglar under väderförhållanden med dimma och dålig sikt (Welcker och Vilela 2019). Många sjöfåglar undviker att flyga nära vindkraftverk då de antingen undviker vindparken och flyger högt över den eller normalt flyger lågt under rotorhöjd nära vattenytan (till exempel sillgrissla och tordmule) (Dierschke m. fl. 2016, Fox & Petersen 2019).

Vindparkens lokalisering är grunden till hur sjöfåglar kan komma att påverkas av vindparken. Olika platser är av olika vikt för fåglarna där områden för födosök och häckning kan vara särskilt viktiga. Arter och populationer som har en stark anknytning till specifika områden är generellt mer känsliga för påverkan som tränger undan dem från dessa områden. För alfågel är utsjöbankarna Hoburgs bank och Midsjöbankarna i Östersjön särskilt viktiga för den övervintrande populationen. Vindparker som lokaliseras på vattendjup större än 30 meter förväntas generellt ha lägre påverkan på sjöfåglar då dessa områden är av mindre vikt för arter som äter bottenfauna och färre arter berörs. Djupare områden konkurrerar generellt inte heller med födosöksområden för häckande fåglar. Kustnära områden kan däremot vara viktiga födosöksområden både för häckande och övervintrande fåglar. I Bottniska viken finns för närvarande sämre förutsättningar för övervintrande sjöfåglar men klimatförändringar kan innebära att fler sjöfåglar kan övervintra längre norrut (Bergström m. fl. 2022).

Denna rapport omfattar inte påverkan på migrerande fågel varför det kan förekomma andra vattenområden som är kritiska för migrerande fåglar. I en nyligen publicerad artikel har forskare från 15 länder studerat flygmönster och flyghöjd hos 1454 fåglar av 27 arter märkta med GPS-sändare. Resultaten visade var i Europa och norra Afrika som flest fåglar rör sig och på vilken höjd de flög på och kunde därmed peka ut områden där särskild hänsyn behöver tas till fåglar vid etablering av vindkraft eller kraftledningar. De känsligaste områdena var koncentrerade till viktiga flyttstråk och längs kuster (Gauld m. fl. 2022).

### 6.2.3 Hänsynsåtgärder

Lokaliseringen av vindparken är den viktigaste hänsynsåtgärden när det gäller påverkan på fåglar då påverkan främst sker under driftsfasen som kommer att pågå under lång tid. Undvikande av lokalisering i viktiga födosöksområden, övervintringsområden och häckningsområden är av särskild vikt.

För att skydda fåglar från kollision håller olika metoder på att utvecklas så som radarsystem eller andra tekniska lösningar som kan användas för att upptäcka fåglar som närmar sig vindparken och sedan styra driften av enskilda verk eller hela parken. Att måla ett av rotorbladen svart har visat sig minska kollisionsrisken (May m. fl. 2020) vid en studie i Norge, vilket skulle kunna utvecklas vidare för att se om det är tillämpligt även på vindkraftverk till havs. Även placeringen och avstånd mellan enskilda verk kan underlätta för fåglar att hitta passager mellan vindkraftverken. De vindparker som planeras idag består av högre vindkraftverk med större avstånd mellan vindkraftverken vilket kan bidra till en mindre påverkan på fåglar. Kollisionsrisken kan minska med avståndet mellan verken och då rotorbladen snurrar långsammare. Ett större avstånd upp till nedre spetsen av rotorbladet kan också minska risken för sjöfåglar som flyger nära vattenytan (Fox och Petersen 2019). Det är också möjligt att undanträngningseffekterna inte blir lika påtagliga när vindkraftverken står på flera kilometers avstånd (Fox och Petersen 2019).

# 7. Fisk

## 7.1 Fiskfaunan i Östersjön

Östersjön är ett bräckt innanhav vilket innebär att salthalten ligger mellan saltvatten och sötvatten. I södra Östersjön är salthalten mellan 6–14 promille och i Bottenviken är salthalten mellan 1–2 promille (Havet, 2021). Den lägre salthalten gör att det är, jämfört med Västerhavet, färre fiskarter (Kullander m. fl. 2002, Havs- och vattenmyndigheten 2021d). Som en följd av den låga salthalten har Östersjön en unik blandning av både söt- och saltvattensfiskar, tabell 5. Ungefär en tredjedel av Östersjöns fiskarter är marina och två tredjedelar är sötvattensarter.

Givet att saliniteten följer en gradient förändras fisksamhället från Västerhavet söderut runt Skåne, och sen norrut längs östkusten. De typiska marina arterna blir färre ju lägre salthalten är. Marina arter som torsk (*Gadus morhua*) och skrubbskädda (*Platichthys flesus*) dominerar i södra Östersjön (se även nedan om östersjöflundra (*Platichthys solemdali*), tabell 5. Sötvattensarter som hornsimpa (*Myoxocephalus quadricornis*) och sik (*Coregonus lavaretus*) är mest vanliga i norra Östersjön (Sandström, 2000). Ser man till de generellt vanligaste fiskarterna som fångas i södra och Egentliga Östersjön (ICES delområde 24–28) med trål, dominerar sill (*Clupea harengus*), skarpsill (*Sprattus sprattus*), torsk och skrubbskädda (ICES, 2017, Lövgren, 2021).

I följande avsnitt beskrivs viktiga arter i Östersjön och hur de kan påverkas av vindkraft. De kategoriseras efter deras livsmiljö inklusive kustnära sötvattensfisk, pelagiska fiskar (lever främst i öppet hav), bentopelagiska fiskar (uppehåller sig nära botten och öppet hav) och demersala fiskar (bottenlevande).

**Tabell 5. De tio vanligaste arterna i Östersjön, inom ICES delområde 25, 27 och 29, och deras livsmiljö. Trålningsdata november–mars 2000–2020. Källor: ICES 2014, Froese och Pauly 2021.**

Art	Livsmiljö
Sill/Strömming ( <i>Clupea harengus</i> )	Bentopelagisk
Skarpsill ( <i>Sprattus sprattus</i> )	Pelagisk
Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	Bentopelagisk
Vitling ( <i>Merlangius merlangus</i> )	Bentopelagisk
Skrubbskädda ( <i>Platichthys flesus</i> )	Demersal
Rödspätta ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	Demersal
Piggvar ( <i>Scophthalmus maximus</i> )	Demersal
Tånglake ( <i>Zoarces viviparus</i> )	Demersal
Rötsimpa ( <i>Myoxocephalus scorpius</i> )	Demersal
Fyrtömmad skärlånga ( <i>Enchelyopus cimbrius</i> )	Demersal

### 7.1.1 Kustnära sötvattensfiskar

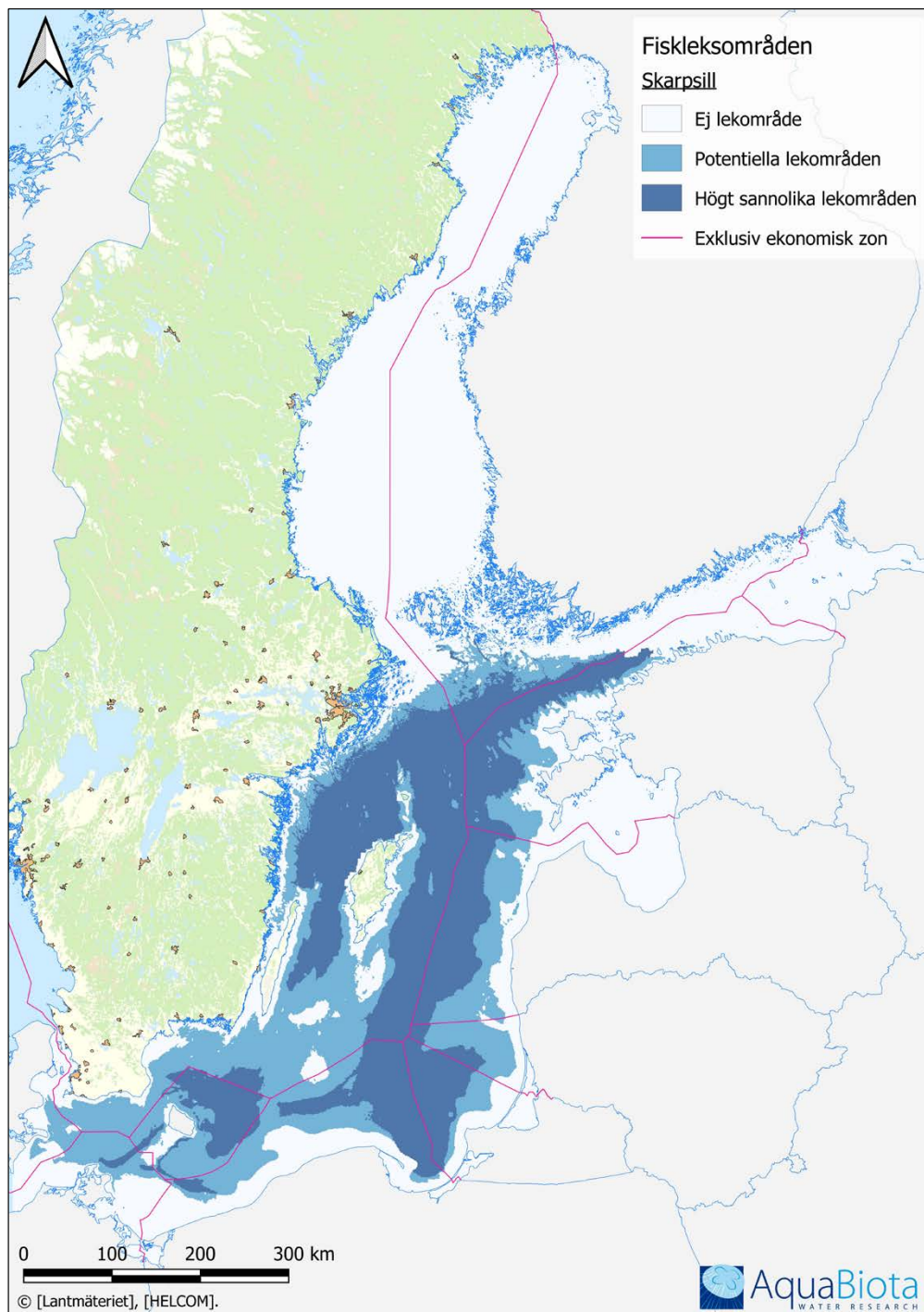
Två typiska kustnära sötvattensfiskar som återfinns i Östersjön är abborre (*Perca fluviatilis*) och gös (*Sander lucioperca*). Abborre är en av Sveriges vanligaste fiskarter. Den lever mestadels i stim och äter djurplankton, kräftdjur och fisk. Sommartid vistas den i strandnära miljöer och på vintern uppehåller den sig på djupare vatten, ner till 60 meters djup. Leken sker under april–juni i grunda vikar. Honan lägger äggen i ett geléartat band som fästs på vegetation, i grunda varma vikar, där de befruktas av flera hannar (SLU Artdatabanken, 2022). Gösen lever solitärt eller i stim. Födan utgörs av fiskar som den jagar nattetid. Leken sker under april–juni på 1 till 3 meters djup. Både abborre och gös är arter som är livskraftiga (LC) enligt SLU Artdatabanken (2022). Etableringen av havsbaserad vindkraft kommer sannolikt ha en obefintlig påverkan på abborre och gös i Sverige, inte minst som en följd av att framtidens vindparker i huvudsak kommer anläggas längre ut till havs och inte i anslutning till kusten.

### 7.1.2 Pelagiska arter

Skarpsill (*Sprattus sprattus*) är en typisk pelagisk fisk som finns i alla svenska havsområden förutom i Bottenviken (Kullander m. fl. 2012). Skarpsillen i Östersjön (ICES delområde 22–32) skiljer sig genetiskt från skarpsillpopulationen i Västerhavet (McKeown m. fl. 2020). Skarpsillen lever i stim, vanligtvis inom 10–100 meters djup. Födan består av djurplankton (Kullander m. fl. 2012). Leken sker ute till havs och vid kusten på 10–40 meters djup (figur 22). I Östersjön leker skarpsillen under mars–augusti (Peck m. fl. 2012).

Vindkraftsetableringar har sannolikt en begränsad påverkan på skarpsillspopulationer. Det är förvisso en art med bra hörsel som gör att de har god förmåga att uppfatta ökade ljudnivåer vid anläggning av vindkraft (se nedan om påverkan). Samtidigt är det en rörlig art som kan röra sig ifrån störande områden då den förflyttar sig fritt i öppna vattenmassor. Att vindkraftsetableringar skulle påverka fiskeleken med konsekvenser på populationsnivå är osannolikt givet artens stora lekområde i Östersjön (figur 22). När väl vindkraftverken står på plats kan en så kallad reveffekt uppstå då arter ansamlas vid vindkraftverk (se t.ex. Andersson och Öhman 2010 och mer utförlig beskrivning längre ner). Van Hal m.fl. (2017) noterade dock att närvaron av vindkraftverk verkar ha en neutral effekt på pelagisk fisk inklusive skarpsill. En studie i Kalmarsund visade på liknande resultat med ingen ökning av pelagisk fisk i anslutning till en vindpark (Axenrot & Didrikas, 2012).





Figur 22. Lekområden för skarpsill (källa: HELCOM Map and Data Service 2020).

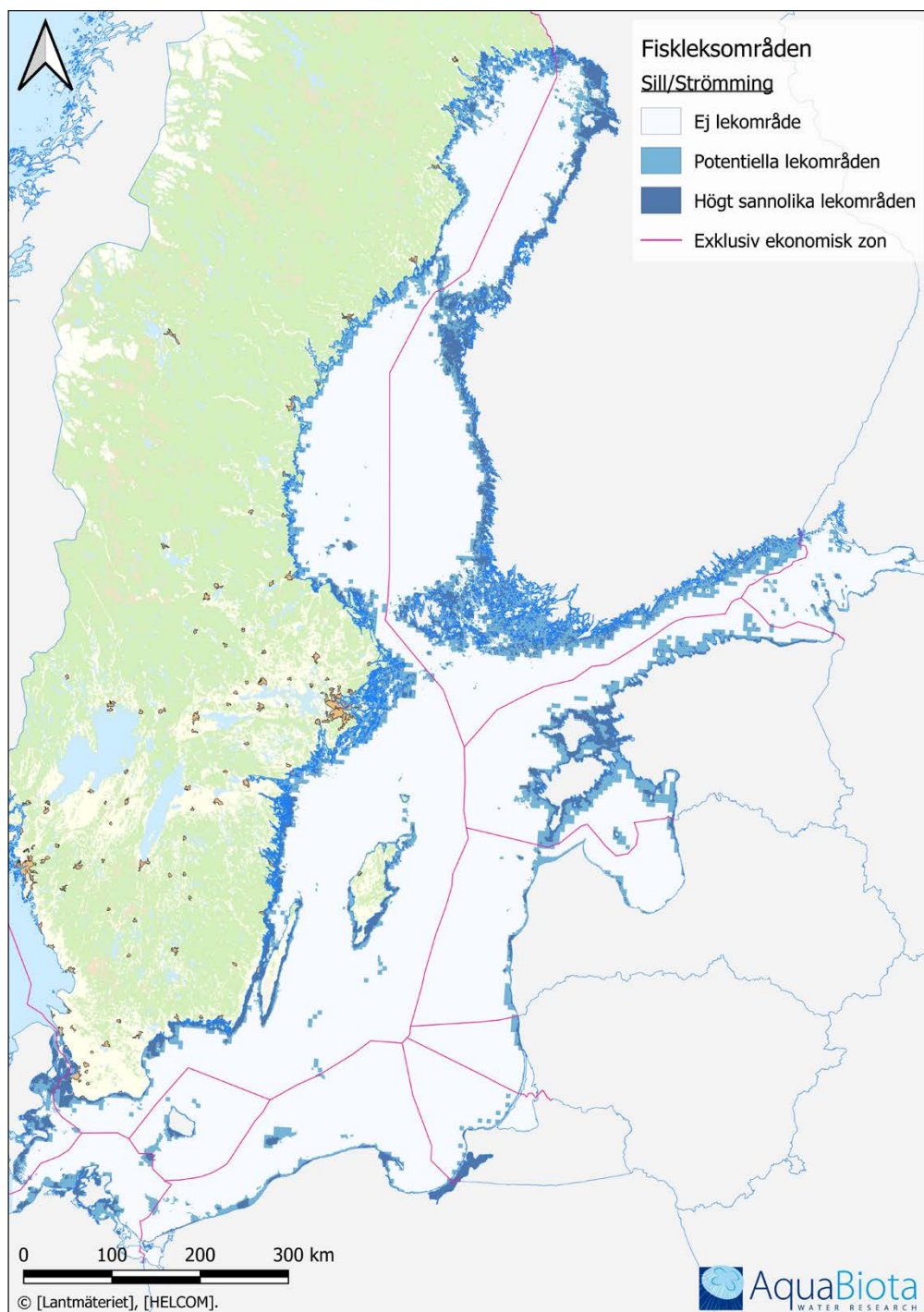
Nors (*Osmerus eperlanus*) är en rovfisk som lever pelagiskt i stim och förekommer längs hela Sveriges kust i Östersjön, och i ett stort antal sjöar. Leken sker tidigt på våren precis efter islossning. Äggen är efter leken demersala, och klibbar fast på botten, innan de efter en tids utveckling släpper substratet och driver med strömmarna. Norsen lever de första åren på djurplankton för att sedan övergå till botten-djur och fisk (Havs- och vattenmyndigheten, 2017). Arten är livskraftig (LC) (SLU Artdatabanken 2022). Påverkan från havsbaserad vindkraft på nors bedöms som obefintlig på populationsnivå.

### 7.1.3 Bentopelagiska arter

Sill/strömming (*Clupea harengus*) förekommer i hela Östersjön. Sill norr om Kalmar kallas strömming, men för enkelhetens skull kallas allt här för sill. Även om sill är utsatt för ett omfattande fiske är arten livskraftig (LC) (SLU Artdatabanken 2022). Sillen återfinns i stim längs kusten och till havs, ner till 200 m djup. Det finns genetiska skillnader inom Östersjön, med subpopulationer som kan vara mer eller mindre anpassade till olika miljöförhållanden (McQuinn 1997, Jørgensen m. fl. 2008). Sillens föda består till största del av kräftdjur och fisklarver. Större sillar livnär sig även på bottenlevande djur. Sillen är en viktig resurs, men de senaste åren har dödligheten hos sill legat över gränsvärdet för ett maximalt hållbart uttag och lekbiomassan har sjunkit kraftigt (Svedäng och Berkow 2020, Havs- och vattenmyndigheten, 2021b).

Under leken samlas sillen i stora stim vid kusterna eller vid utsjöbankar. Leken förekommer ovanför sand-, grus- och stenbottnar, i Östersjön ner till cirka 10 meters djup. Det finns både vår- och höstlekande sill i Östersjön. Sillens ägg är inte pelagiska, men fisklarven är pelagisk och återfinns i de öppna vattenmassorna (Havs- och vattenmyndigheten, 2021a). Att sillen leker längs större delen av Östersjöns kustområden (figur 23) och har en pelagisk larvfas, innebär att en eventuell lokal påverkan från anläggandet av vindkraft inte får en effekt på populationsnivå.

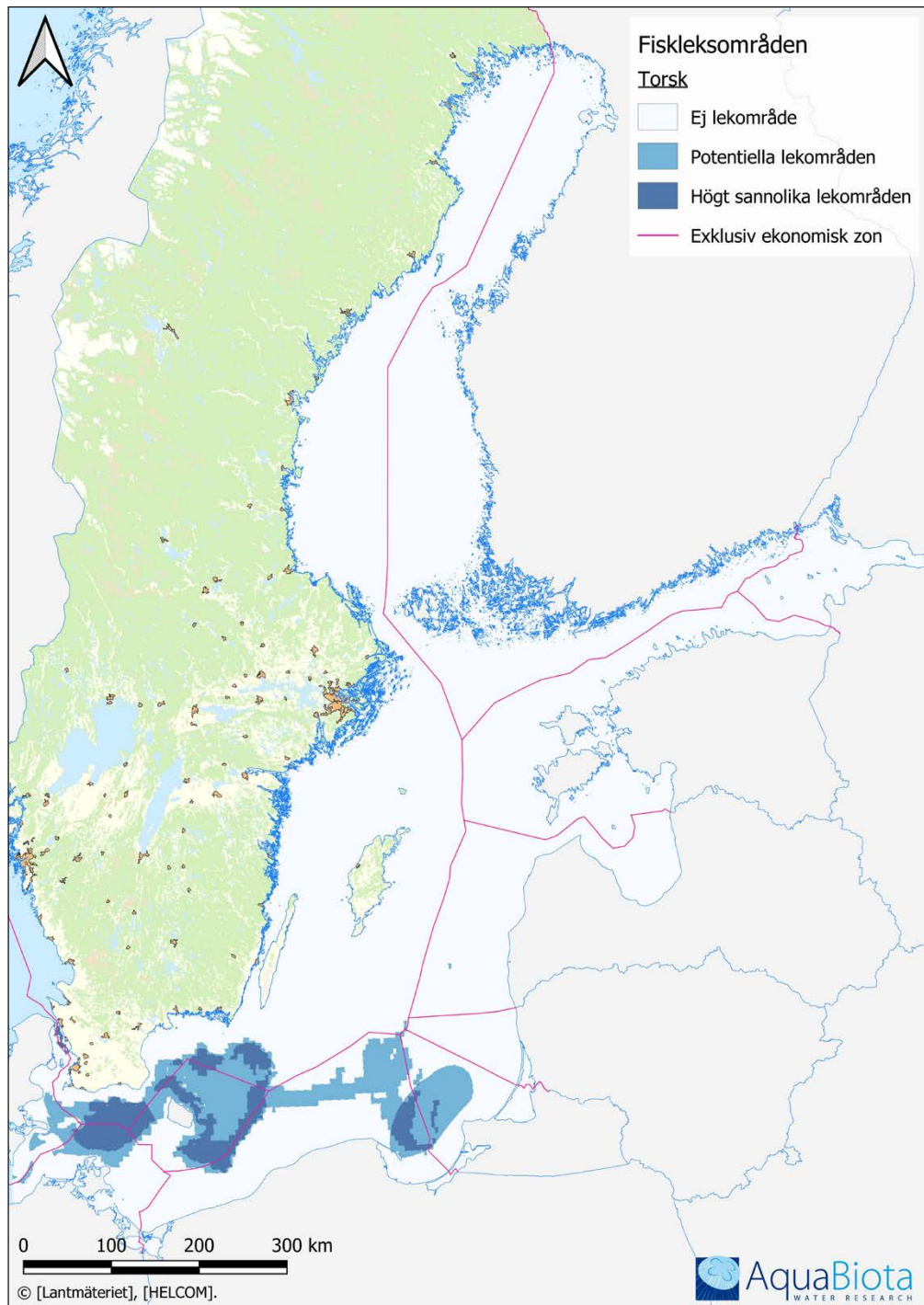
Sill har god hörsel och kan uppfatta ljud som kan uppkomma vid anläggandet av vindkraft. Är de tillräckligt nära anläggningen av monopile-fundament kan det leda till temporär hörselnedsättning (Mikaelsen m. fl. 2021). Sillen är dock en rörlig art som kan förflytta sig ifrån områden de uppfattar som störande. Det finns undersökningar på hur sill påverkas av ljudkanoner där ingen tydlig effekt påvisats, vilket skulle kunna indikera en viss tålighet för förhöjda ljudnivåer (Slotte m. fl. 2004, Pena m. fl. 2013).



Figur 23. Lekområden för sill/strömning i Östersjön (källa: HELCOM Map and Data Service 2020).

Torsk (*Gadus morhua*) fanns tidigare i större mängder i stora delar av Östersjön men pga. för högt fisketryck, fluktuationer i salthalt, syrefattiga bottnar och förändrad födotillgång samt problem med parasiter har spridningen och mängden torsk minskat. Arten återfinns idag i huvudsak i de södra delarna av Östersjön. Den är indelad i två populationer, det västra beståndet (ICES delområde 22–24) och det östra beståndet (ICES delområde 25–32) där det senare är tre gånger så stort som det västra (Hüssy m. fl. 2016, Bergenius m. fl. 2019). Det finns genetiska skillnader mellan bestånden (Nissling och Westin 1997, Poćwierz-Kotus m. fl. 2015). I Arkonahavet, söder om Skåne (ICES delområde 24), finns det ett överlapp mellan populationerna (Nielsen m. fl. 2013).

Det västra beståndets lekperiod är mellan november och juni där leken främst sker i Bälthavet, Mecklenburgbukten, Kielbukten och i Öresund. När det gäller det östra torskbeståndet sker leken främst i Östersjöns djuphål ( $< 100$  meter) med en salinitet om minst 11 promille. Denna lägsta salthalt är nödvändigt för att äggen ska kunna befruktas och hålla sig flytande i vattenmassan (Wieland m. fl. 1994; Nissling och Westin 1997). Dessutom krävs det en syrenivå på åtminstone 2 ml/l för en lyckad äggutveckling (Wieland m. fl. 1994). Det viktigaste lekområdet för Östersjötorsken är Bornholmsdjupet vilket ligger inom Danmarks ekonomiska zon (figur 24) (MacKenzie m. fl. 2000). Lämpliga uppväxtmiljöer för juvenil torsk finns i såväl grunda som djupare delar av Östersjön (Hinrichsen m. fl. 2017). Dock uppehåller sig de flesta på ett djup på mellan 35–50 meter i områden med relativt hög syrenivå (Hinrichsen m. fl. 2017).



Figur 24. Områden där torsklek kan förekomma i Östersjön (källa: HELCOM Map and Data Service 2020).

Tillståndet för torsken är fortfarande kritiskt och beståndets lekbiomassa är för låg för att reproduktionen ska kunna vara säkrad (Bryhn m. fl. 2020). Som en följd därav beslöt EU-kommissionen att stänga allt riktat yrkesfiske på torsk från östra beståndet (ICES, 2021a). Internationella havsforskningsrådet ICES rekommenderar ett fortsatt stopp på torskfisket på det östra beståndet i Östersjön (ICES, 2021a). Sedan 2022 stoppades även riktat fiske på det västra beståndet till följd av att beståndet har kraftig försämrats och ligger under biologiskt säkra gränser (Havs- och vattenmyndigheten 2021, ICES 2021b).

Torsken, som är kategoriserad som sårbar (VU) (SLU Artdatabanken 2022), är en rovfisk med en tydlig funktion som toppredator i Östersjöns ekosystem (Bergenius m. fl. 2019). Det är också en viktig kommersiell art. Följaktligen finns det starka intressen för att skydda Östersjöns torskpopulation. Torsk kan påverkas av anläggningen av vindkraft om de befinner sig i närheten av förhöjda ljudnivåer (Mikaelsen m. fl. 2021), även om de verkar tåla förhållandevis höga ljudvolymmer (Kastelein m. fl. 2008). Dessutom har de en god förmåga att röra sig ifrån störande områden. En faktor som skiljer torsk åt från till exempel sill och skarpsill, är att de är begränsade till mer avgränsade områden för lek (Havs- och vattenmyndigheten 2021d). De har dessutom ett utvecklat lekbeteende där även kommunikation med ljud ingår (Fudge och Rose 2009, Hawkins och Picciulin 2019) vilket skulle kunna störas om installationer av vindkraftverk av monopile-typ pågår i dess närhet. Samtidigt går det att konstatera att torsk även leker i områden med stor ljudpåverkan som till exempel i Öresund (Havs- och vattenmyndigheten 2021), som är ett av de mest trafikerade havsområdena i världen (Vieira m. fl. 2020).

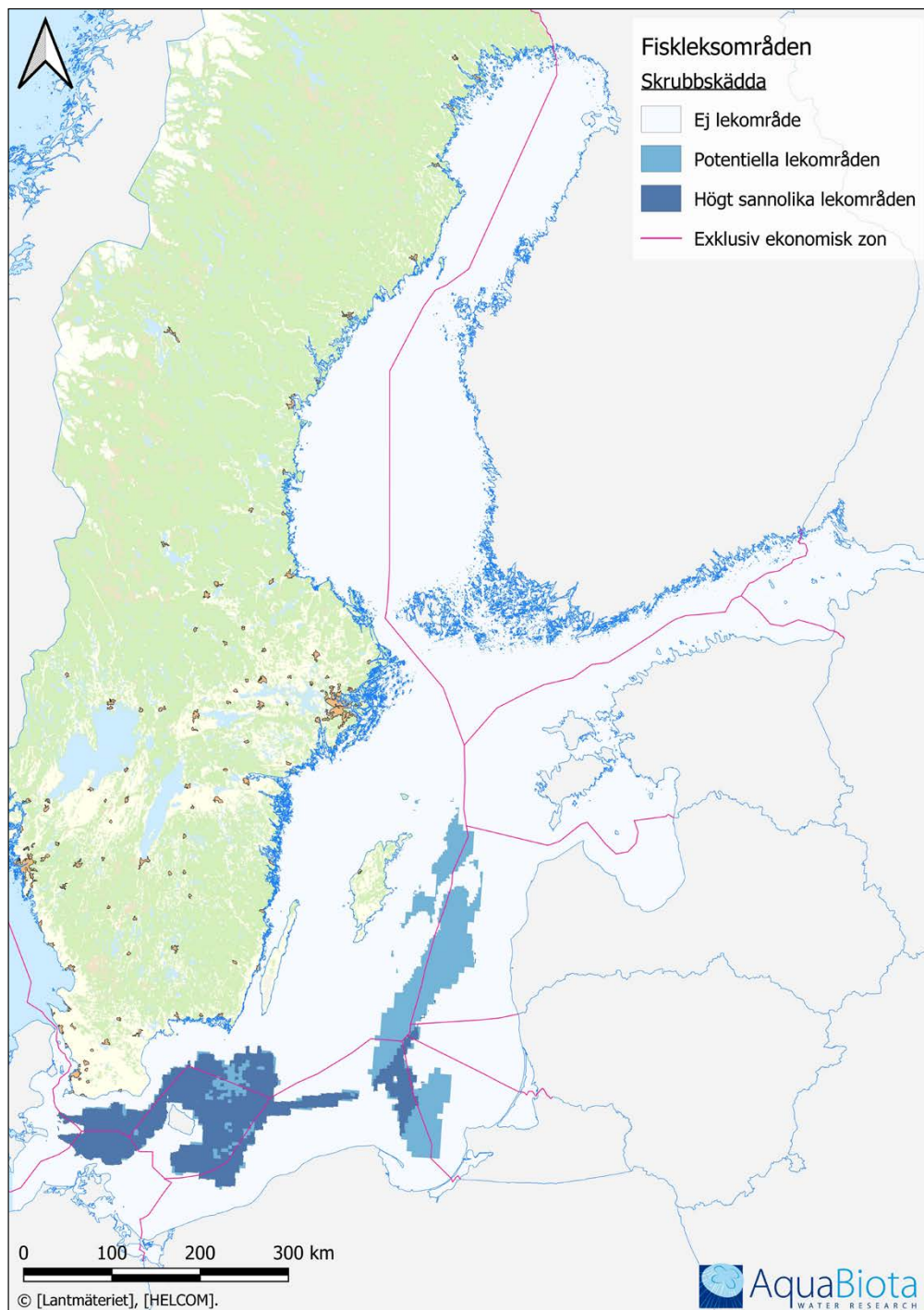
Det är viktigt att använda skyddsåtgärder, för att avskärma ljudspridning, och använda utrustning som generar ljud som kan mota bort fisk (Van der Meij m. fl. 2015, Tsouvalas och Metrikine 2016). Anläggning av vindkraft kan också planeras så att det inte sker i närheten av viktigt lek område under en period när leken är som intensivast.

Torsk kan gynnas av en vindpark. Det finns flera undersökningar som visar att torsk ansamlas kring vindkraftverk där de finner föda (Bergström m. fl. 2013, De Troch m. fl. 2013, Reubens m. fl. 2013, 2014a, 2014b, Van Hal m. fl. 2017) och även skydd från predatorer som tumlare och säl (Orphanides m. fl. 2020, Keszkaa m. fl. 2020, Sørli m. fl. 2020). Att det blir mer torsk, som dessutom är mer välnärda, vid artificiella rev har undersökningar vid Hummerreven utanför Göteborg visat (Länsstyrelsen 2007). Vindparker kan också vara till torskens fördel givet att trålfiske normalt brukar upphöra i vindparksområden vilket innebär att torsk, och andra arter, inte fångas. Dessutom kan bottarna och det liv som där finns, som störts av bottenrålning återhämta sig (Coates m. fl. 2016), vilket ytterligare gynnar torsk, då mycket av torskens naturliga föda finns på botten. På det sättet kan vindparken få en funktion som ett skyddat område, ett så kallat *de facto* marint skyddat område (Esgro m. fl. 2020), som ger skydd åt torsk och andra arter.

#### 7.1.4 Demersala arter

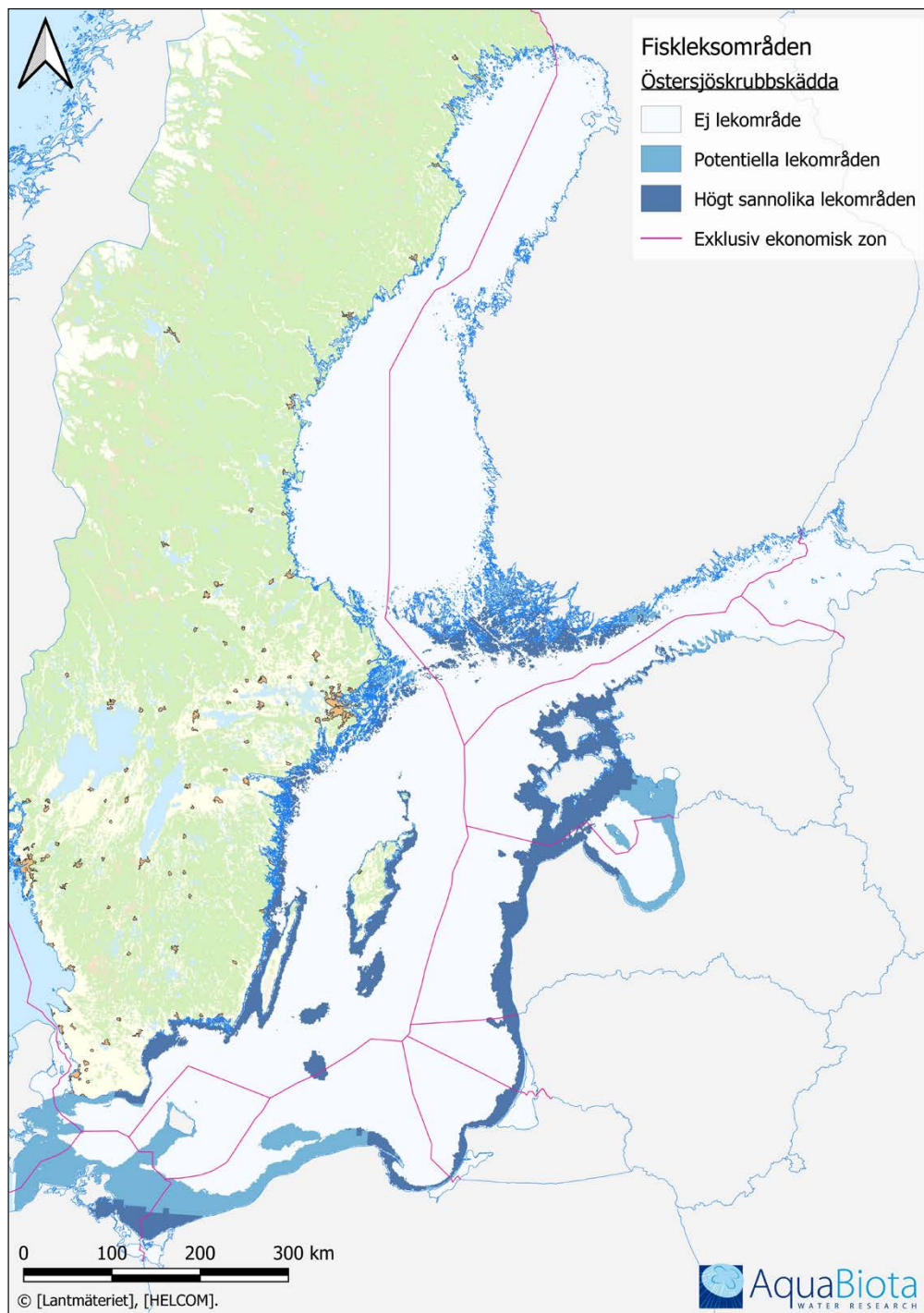
Demersala fiskar är en grupp som sannolikt är mindre påverkade av vindkrafts-etableringar. Flertalet arter har sämre hörsel förmåga än många andra arter, då de saknar simblåsa, vilket gör de mindre känsliga för eventuell ljudstörning från anläggning av vindkraftverk. De har också en jämförelsevis god förmåga att hantera ökade sedimentkoncentrationer givet att de naturligt lever i direkt anslutning till mjukbottenmiljöer. De är också mindre attraherade av vindkraftverk som potentiell livsmiljö (se nedan om reveffekter) (Derweduwen m. fl. 2016). Dessutom upptar ett vindkraftverk en begränsad yta av en vindpark, och utvecklingen går mot att de står längre ifrån varandra med en distans på 1–2 km. Grovt räknat skulle det betyda att en hel vindpark på cirka 100 vindkraftverk skulle motsvara en yta om drygt 200 km<sup>2</sup>. Den totala bottenytan som själva vindkraftverken täcker motsvarar cirka två fotbollsplaner eller drygt 0,01 km<sup>2</sup>. Resten av bottenytan där bottenfisk finner en livsmiljö skulle bestå, och kanske även få ökat skydd om fisket reduceras.

Skrubbskädda (*Platichthys flesus*) och östersjöflundra (*Platichthys solemdali*) är två besläktade plattfiskarter som återfinns i Östersjön. Den senare definierades som egen art för några år sedan. Skrubbskäddan är den vanligaste plattfisken och finns i alla delar av Östersjön, även om den är ovanlig i Bottenviken. Skrubbskäddan leker under maj–juni på djupt vatten och har pelagiska ägg (figur 25). I regel behövs en salthalt om minst 6 promille för en lyckad reproduktion. Skrubbskäddan trivs på sand- och dybottnar, men även i grunda tångbälten (Havet, 2021). Den lever på musslor, maskar, kräftdjur och småfisk. Östersjöflundran leker på grunda bottnar och har demersala ägg (figur 26).



Figur 25. Skrubbskäddans lekområden i Östersjön (källa: HELCOM Map and Data Service 2020).





Figur 26. Östersjöflundrans lekområden i Östersjön (källa: HELCOM Map and Data Service 2020).

Rödspätta (*Pleuronectes platessa*) återfinns i huvudsak i de södra delarna av Östersjön. Den trivs på mjuka bottenar från grunda områden ner till 200 meters djup. Leken sker i södra Östersjön under november–april (som mest intensivt under december–februari). Fiskäggen och larverna är pelagiska. Som juvenil lever den kustnära för att med tiden söka sig till djupare vatten. Rödspättan äter främst kräftdjur, musslor och maskar (Havs- och vattenmyndigheten, 2020).

Piggvar (*Scophthalmus maximus*) finns i Östersjön upp till Ålands hav. Längre norrut är den sällsynt. Leken sker under april–augusti på 10–70 meters djup. I Östersjön sker leken oftast på grundare sandbottenar, ner till 10 meters djup. Ägg och larver är pelagiska, men likt östersjöflundran kan äggen sjunka till botten i norra Östersjön på grund av den låga salthalten. Piggvar trivs på sandiga bottenar nära kusten eller på utsjöbankar för att äta och leka. Piggvar företar säsongsbundna vandringar. På vintern vandrar den ut på djupare vatten och på våren vandrar den in till kusten igen. Som juvenil lever den mer kustnära på grundare vatten (Havs- och vattenmyndigheten, 2018).

Rötsimpa (*Myoxocephalus scorpius*) finns längs med hela östersjökusten. Den lever på sten-, sand- och dybottenar på djup ner till 15 meter, men kan även påträffas ner till 250 meter. Rötsimpan är stationär och tar sina byten genom att ligga på lur och vänta. Den äter småfisk, kräftdjur och maskar. Leken sker i december–mars. Äggen sätts fast på stenar och tång, där de vaktas av hanen. Fisklarverna lever först pelagiskt för att sedan söka sig till botten. (Havs- och vattenmyndigheten 2021).

Hornsimpa (*Myoxocephalus quadricornis*) är en Östersjöfisk som är nattaktiv på sommaren och dagaktiv på vintern. Den lever främst i kalla och djupare vatten ner till 100 meter. Under hösten förflyttar den sig till grundare områden (SLU Artdatabanken, 2022). Födan utgörs av kräftdjur och fisk där även andra hornsimpor kan ingå. Leken sker på grunt vatten under november–februari. Äggen läggs i en grop som vaktas av hanen. Larverna är pelagiska (Havs- och vattenmyndigheten 2021c).

Tånglake (*Zoarces viviparus*) finns utbredd över hela den svenska kusten på både mjuka och hårda bottenar främst på djup ner till 20 meter. Under sommaren uppehåller den sig i grundare områden i tångbälten, men söker sig till djupare vatten på vintern. Leken sker under sensommaren och hösten. Fyra månader efter leken föder tånglaken levande ungar (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). Langhamer m.fl. (2018) konstaterade vid en undersökning vid vindparken Lillgrund att tånglake verkade opåverkad av närvaron av vindkraftverk.

Fyrtömmad skärlånga (*Enchelyopus cimbrius*) är en marin art som påträffas från de södra delarna av Östersjön upp till Stockholms skärgård. Den trivs på mjuka sand- och lerbottenar på djup ner till 250 meter men kan röra sig ner till större djup. Det finns indikationer på att en säsongsmässig vandring sker mellan kust- och havsmiljö (Cohen & Russo 1979). Kunskap kring fortplantningen och tillväxt är föga kända. Leken sker dock under februari–augusti. Ägg och larver är pelagiska. Den äter bottenlevande djur såsom kräftdjur och maskar.

## 7.1.5 Hotade arter

Det finns arter i Östersjön som är rödlistade enligt SLU Artdatabanken (2022), HELCOM:s rödlista (HELCOM, 2013) och som finns på OSPAR:s lista över hotade arter (OSPAR, 2008). Listningarna kan skilja sig åt mellan organisationerna vad gäller bedömningarna, då de kan använda olika intervall och den kan beröra olika havsområden.

Rödlistning ger en bild av status för olika arter vilket kan vara vägledande vid etablering av vindkraft om t.ex. lek område respektive lekperiod är begränsad. Den svenska rödlistan är en bedömning och sammanställning av arter, och den risk de löper att på sikt försvinna i Sverige. Rödlistan ger en sammanställning över arters tillstånd i specifika regioner och utgör ett kunskapsunderlag för till exempel naturvårdssatsningar, miljökonsekvensbeskrivningar och i fysisk planering (SLU Artdatabanken, 2022). Listan revideras var femte år baserat på Internationella naturvårdsunionen IUCN Red List Criteria (IUCN, 2012). HELCOM:s rödlista på arter i Östersjön som riskerar att dö ut, inkluderar fiskar i Östersjöområdet och följer de internationella givna kriterierna (IUCN, 2012). OSPAR:s rödlistning bygger på de arter de anser är i behov av prioriterat skydd (OSPAR, 2008). Arter som är prioriterade av OSPAR är markerade med asterisk \* i tabellen nedan (tabell 6).

**Tabell 6. Reproducerande arter längs med Sveriges kust (från Skåne till Norrbotten) som är klassificerade i SLU Artdatabankens och HELCOM:s rödlistor för fisk (SLU Artdatabanken 2022, HELCOM Red List Fish). Arter med asterisk\* har lyfts fram av OSPAR som arter som behöver stärkt skydd (OSPAR 2008). Notera att några arter i listan (t.ex. klorocka, havskatt, pigghaj) förekommer sällan i Östersjön, pga. den låga salthalten, men är mer vanliga i Västerhavet.**

Art	Status SLU Artdatabanken	Status HELCOM
Klorocka ( <i>Amblyraja radiata</i> )	Starkt hotad (EN)	Livskraftig (LC)
Havskatt ( <i>Anarhichas lupus</i> )	Starkt hotad (EN)	Starkt hotad (EN)
Ål* ( <i>Anguilla anguilla</i> )	Akut hotad (CR)	Akut hotad (CR)
Bergsimpa ( <i>Cottus poecilopus</i> )	Nära hotad (NT)	Ej tillämplig (NA)
Torsk* ( <i>Gadus morhua</i> )	Sårbar (VU)	Sårbar (VU)
Lake ( <i>Lota lota</i> )	Sårbar (VU)	Nära hotad (NT)
Kolja ( <i>Melanogrammus aeglefinus</i> )	Sårbar (VU)	Nära hotad (NT)
Vitling ( <i>Merlangius merlangus</i> )	Sårbar (VU)	Sårbar (VU)
Havsnejonöga ( <i>Petromyzon marinus</i> )	Starkt hotad (EN)	Sårbar (VU)
Lyrorsk ( <i>Pollachius pollachius</i> )	Akut hotad (CR)	Ej tillämplig (NA)
Pigghaj* ( <i>Squalus acanthias</i> )	Akut hotad (CR)	Akut hotad (CR)
Fyrtömmad skärlånga ( <i>Enchelyopus cimbrius</i> )	Nära hotad (NT)	Nära hotad (NT)
Piggvar ( <i>Scophthalmus maximus</i> )	Livskraftig (LC)	Nära hotad (NT)
Tånglake ( <i>Zoarces viviparus</i> )	Livskraftig (LC)	Nära hotad (NT)

Vanliga egenskaper hos arter som löper större risk att bli rödlistade, är att de har en långsam tillväxt, når könsmognad sent i livet och har stor kroppsstorlek som vuxna. Det kan göra dem extra känsliga för fiske och annan påverkan. De vanligast förekommande arterna i Östersjön (ICES delområde 25, 27 och 29) som är rödlistade enligt SLU Artdatabanken, HELCOM och OSPAR är torsk, vitling, piggvar och fyrtömmad skärlånga, tabell 6. Torsk och vitling är bentopelagiska och rör sig över stora områden för att söka föda (Hislop m. fl. 1991, Neuenfeldt m. fl. 2007, Limburg m. fl. 2011). Fyrtömmad skärlånga migrerar säsongsmässigt mellan grundare och djupare vatten men stannar utöver det inom samma område (Cohen & Russo 1979). Piggvar är stationär och är mer känsliga för lokala effekter (SLU Artdatabanken, 2022).

## 7.2 Påverkan på fisk

### 7.2.1 Anläggningsfas

#### UNDERVATTENSBULLER

Fiskar har en välutvecklad förmåga att uppfatta ljud (Popper m. fl. 2019). De har två huvudsakliga mekanosensoriska organ, sidolinjen och innerörat, som de använder för att uppfatta undervattensljud och vibrationer. Ljuduppfattningen varierar mellan arter där närvaron av simblåsa ger bättre hörsel förmåga (Wiernicki 2020). Det finns även arter med en koppling mellan innerörat och simblåsan vilket ytterligare ökar hörsel förmågan (Popper & Fay 1999, Wahlberg & Westerberg 2005, Thomsen m. fl. 2006).

Förhöjda ljudnivåer kan orsaka beteendeförändringar hos fisk, till exempel stressreaktioner (Smith m. fl. 2004; Nichols m. fl. 2015). Det kan också ge upphov till temporära hörselnedsättningar (TTS, Temporary threshold shift) eller fysiologisk skada (Debusschere m.fl. 2016, Dähne m. fl. 2017). Risk för permanent hörselnedsättning hos fiskar är väldigt låg då deras hårceller kan växa tillbaka efter de blivit utsatta för starka undervattensljud (Lombarte & Popper 1994, Smith m. fl. 2006). En viktig faktor för hur stor ljudpåverkan blir på ett fisksamhälle är hur mycket fisk, och vilka arter, som finns inom ett område med förhöjda ljudnivåer. Fisktätheten varierar stort inom svenska havsområden, ofta på lokal nivå (Havs- och vattenmyndigheten 2021). Andra faktorer som inverkar på hur fisk påverkas av ljud är till exempel djup, bottentyp, salthalt, temperatur, strömmar och vågor (Hastings & Popper 2005, Andersson m. fl. 2016).

Pålning är en av de vanligaste metoderna som används för att montera vindkraftverk i havet. När fundamentet pålas ner i botten generas ljudnivåer som sprider sig i vattnet (Andersson m. fl. 2016, Tsouvalas 2020). Om fisk uppehåller sig tillräckligt nära kan det påverka fiskars beteende och om fisk uppehåller sig i direkt anslutning till en anläggningsplats, och inga skyddsåtgärder används, kan även fysiologiska skador uppstå (Casper m. fl. 2012; 2013; Halvorsen m. fl. 2012; Thomsen m. fl. 2016). Noterbart är att ljudpåverkan från anläggandet av vindkraftfundament är temporär. Under goda förhållanden tar installationen av ett monopilefundament mindre än en dag och pålningen några timmar. Många tillstånd är även förknippade med en maximal tid på sex timmar för pålning av ett fundament.

Fisklarver och fiskägg påverkas generellt inte lika mycket av höga pålningsljud som vuxen fisk (Bolle m. fl. 2012). Även om fisklarver och fiskägg skulle påverkas så är det en levnadsfas med en hög naturlig mortalitet vilket gör att en eventuell lokal effekt skulle utgöra en begränsad del av en naturlig variation. Dessutom har flertalet arter en så kallad pelagisk fas där fiskägg och fisklarver flyter fritt med strömmar utspridda över större områden. En eventuell störning har då sannolikt en högst begränsad påverkan på populationsnivå (Andersson m. fl. 2016). Olika bullerdämpande åtgärder har utvecklats för att minska ljudpåverkan vid anläggningen av vindkraftverk, se avsnitt 7.2.3.

#### SEDIMENTATION

Vid installation av vindkraftverk kan sediment frigöras (Hammar m. fl. 2008). Detta gäller i synnerhet om det behöver borrar i botten vilket under vissas omständigheter är nödvändigt när monopile-fundament ska anläggas. Olika fiskarter och deras livsstadier har olika känslighet för suspenderat material. Det beror bl.a. på fiskens

storlek, de fysiologiska skillnaderna hos gälarna och skillnader i fiskens beteende. Vidare beror effekterna av suspenderat material på koncentrationen av partiklar (mg/l), partiklarnas karaktär och varaktigheten av en sedimentspridning samt även syre och temperaturförhållanden (Newcombe och McDonald 1991, Engell-Sørensen och Skyt 2001, Karlsson m. fl. 2020).

Fiskägg och larver är mer känsliga för suspenderat material än äldre individer (Engell-Sørensen & Skyt 2001). Större fiskar är inte lika känsliga som mindre fisk bl.a. för att risken att partiklar fastnar i gälarna är lägre (Karlsson m. fl. 2020). Fiskägg och larver har sämre möjligheter att förflytta sig från ett område med hög koncentration av suspenderat sediment. Samtidigt är ägg- och larvstadiet en period med hög mortalitet, vilket gör att en eventuell störning kan bli en del av en naturlig variation. Som ovan nämnt har många arter en så kallad pelagisk fas, då fiskägg och fisklarver följer stora vattenmassors strömmar och sprids över stora områden. En eventuell lokal påverkan har då sannolikt en obetydlig effekt på populationsnivå (Andersson m. fl. 2016).

## 7.2.2 Driftsfas

### REVEFFEKT

I Sverige finns det flera kustområden med hårda bottenstrukturer som kan beskrivas som rev. Ett artificiellt rev blir då en hårdbottenstruktur som skapats av människan (Bohnsack 1989, Öhman 2006) och de används för att aktivt gynna mängden fisk i ett område (Bohnsack och Sutherland 1985, Hylkema m. fl. 2020). Etableringen av Hummerrevet i Göteborg resulterade i ökade mängder fisk (Länsstyrelsen 2007). En annan, av människan tillförd struktur, är så kallade "Fish aggregations devices" vilket är strukturer som flyter vid ytan och är fästa vid botten (Eighania m. fl. 2019).

Vindkraftverk till havs kan fungera som artificiella rev, även om effekten i Sverige varierar beroende på var de är placerade. Om det blir mycket fisk kallas det för att vindkraftverket har genererat en hög reveffekt. I jämförelse med många artificiella rev är vindkraftverk unika givet att de återfinns genom hela vattenkolumnen, från botten upp till ytan. Utvecklingen går mot att flytande vindkraftsfundament kommer byggas i större utsträckning. Dessa kommer då kunna liknas vid ovan nämnda "Fish aggregation devices".

Under de senaste tio åren har forskningen gått framåt när det gäller studier på reveffekten, inte minst i Nordsjön. Reveffekter har bl.a. påvisats i Danmark (Stenberg m. fl. 2015), Tyskland (Krone m. fl. 2013), Nederländerna (Van Hal m. fl. 2017) och Belgien (De Troch m. fl. 2013, Reubens m. fl. 2011, 2013, 2014a). Studier i Sverige, utförda på vindparker i Kalmarsund (Andersson och Öhman, 2010) respektive Öresund (Bergström m. fl. 2013), visade att den senare hade en högre reveffekt. En viktig anledning till det är den högre salthalten. Det betyder att hur mycket fisk som kommer ansamlas kring ett vindkraftsfundament är till stor del påverkad av geografin, till exempel reveffekten i Arkonahavet söder om Skåne kommer skilja sig åt från reveffekten i Bottenviken.

## LJUD

Vindkraftverk i drift kan ge ifrån sig lågfrekventa ljud (Madsen m. fl. 2006, Pangerc m. fl. 2016, Tougaard m. fl. 2020). Ljudet kommer från mekaniken i maskinhuset eller från vibrationer i strukturen (Elmer m. fl. 2006). Resultaten från en studie av Båmstedt m.fl. (2008) visade att lågfrekvent ljud hade en begränsad effekt på fisk. En faktor som talar för att ljudet från vindkraftverk i drift är av mindre betydelse är ovannämnda reveffekt, dvs. det är andra ekologiska faktorer som har en större lokalt reglerande effekt på fiskpopulationer än driftljud (Bergström m. fl. 2013).

## ELEKTROMAGNETISKT FÄLT

Elektriska kablar genererar elektromagnetiska fält. Hur starkt det elektromagnetiska fältet är och hur det påverkar den omgivande miljön, beror på flera faktorer som till exempel strömstyrka, kabeltyp och om kabeln grävs ner (Öhman m. fl. 2007). Direkt genererade elektriska fält brukar kunna hindras genom skärmning av kabeln. Det magnetiska fältet är dock svårare att isolera men det är lokalt runt kabeln och kan ebba ut inom några meter (Sherwood m. fl. 2016).

Flera fiskarter, till exempel ål (*Anguilla anguilla*), kan känna av elektromagnetiskt fält. I en studie av Westerberg och Lagenfelt (2008) observerades att simhastigheten minskade när ål passerade över en undervattenskabel i Östersjön. De kan också temporärt avvika från kursen när det passerar en kabel (Westerberg och Begout-Anras 2000). En undersökning vid Lillgrunds vindpark visade dock inga tydliga effekter på att sjökablar påverkar ål (Lagenfelt m. fl. 2012) vilket också var ett resultat från en studie på andra arter (Dunlop m. fl. 2016).

## KUMULATIVA EFFEKTER

Om flera vindparker byggs samtidigt skulle det kunna resultera i en additiv effekt på fisk under anläggningsfasen om det blir ljud- och sedimentspridning i angränsande projektområden. För att de ska ske måste dock vindkraftverk byggas samtidigt i nära anslutning till varandra. Givet de långa beslutsprocesserna med många hänsynstaganden som kännetecknar vindkraftsetableringar (Malafray och Öhman 2022), är sannolikheten liten att två vindparker anläggs samtidigt sida vid sida. Skulle dock två vindparker anläggas under samma period skulle en del av planeringen kunna vara att minimera kumulativa effekter under anläggningsfasen genom att geografiskt hålla isär anläggandet av enskilda vindkraftverk.

Om en vindpark anläggs i ett område där det uppstår en reveffekt, med en ansamling av fisk runt verken, skulle det även kunna leda till en viss interaktion (konnektivitet) mellan vindparker. Vissa arter, som till exempel torsk som gärna uppehåller sig vid vindkraftverk (Bergström m. fl. 2013, De Troch m. fl. 2013, Reubens m. fl. 2013, 2014a, 2014b, Van Hal m. fl. 2017), kan röra sig över större områden och då förflytta sig mellan vindkraftverk.

Östersjön är ett hav som genererar många ekosystemtjänster (Ahtiainen & Öhman 2014), med flera ekonomiska aktiviteter som följd. Dessa kan interagera med anläggandet och närvaron av en vindpark. Det gäller inte minst fiske och sjöfart. En påtaglig effekt kan då bli att båda dessa aktiviteter minskar i ett vindparksområde vilket kan resultera i sekundära effekter som till exempel att reducerat fiske gynnar fiskbestånden inom vindparken. I sådana fall kan man tala om en kumulativ skyddseffekt.

### 7.2.3 Hänsynsåtgärder

Det har de senaste åren skett en positiv utveckling vad gäller skyddsåtgärder, som kan minska ljudpåverkan på fisk. Skyddsåtgärder kan handla om själva anläggningsförfarandet eller att minska ljudspridningen. Det kan också handla om att aktivt få fisk att lämna ett projektområde. När det gäller själva installationen kan arbetet inledas försiktigt. Om ett monopilefundament ska monteras kan hammarslagen inledningsvist utföras med svagare slag för att sedan långsamt öka i styrka. På det sättet ges fisken möjligheten att lämna anläggningsområdet. Genom att använda bullerdämpande åtgärder som till exempel bubbelgardiner och Hydro Sound Damper kan ljudspridningen minskas (Würsig m. fl. 2000, Lucke m. fl. 2011, Tsouvalas och Metrikine 2016, Dähne m. fl. 2017). Ett sätt att verka för att fisk ska lämna ett område är att använda en så kallad FaunaGuard, som utvecklats av forskare i Nederländerna och har använts vid anläggningar av vindparker i Nordsjön (Van der Meij m. fl. 2015).

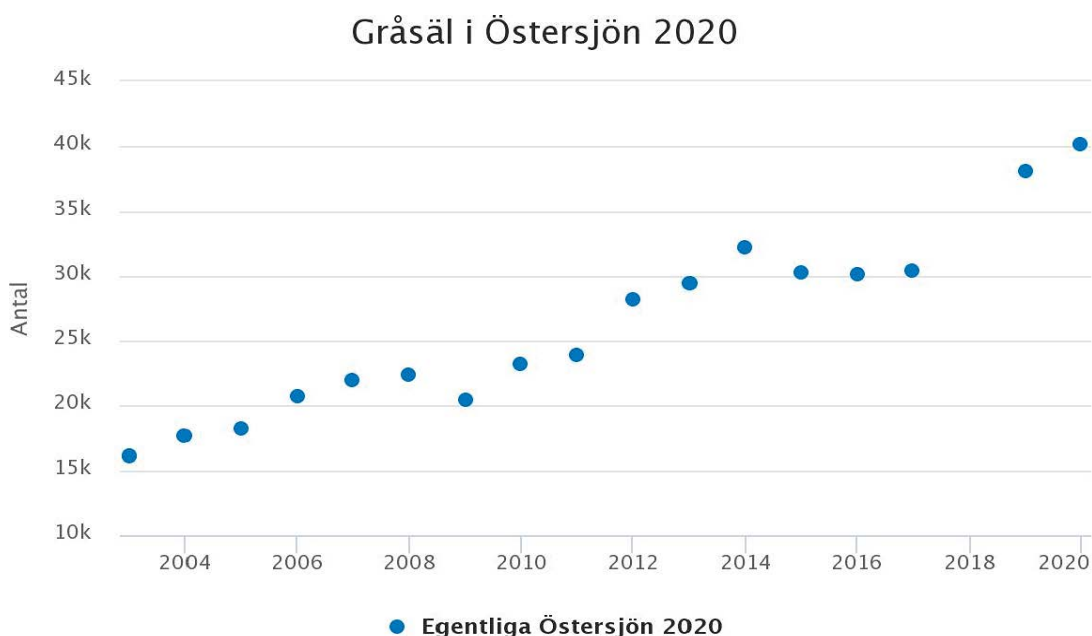
## 8. Marina däggdjur

### 8.1 Säl

I Östersjön finns tre sälarter; Gråsäl (*Halichoerus grypus*), Knubbsäl (*Phoca vitulina*) och vikare (*Pusa hispida botnica*) (HELCOM 2018a). Säl utgör en viktig del av ekosystemet och de kan lokalt påverka fiskbestånds storlek och sammansättning då en individ kan konsumera flera kilo fisk av olika arter om dagen (Scharff-Olsen m. fl. 2019, Tverin m. fl. 2019, Naturhistoriska riksmuseet 2012). Säl påverkar fiskbestånd inte bara genom att fisk är en viktig föda. Säl kan också sprida parasiter och en ökning av parasiter i torsk har noterats, vilket kan bero på den ökade mängden säl (Haarder m. fl. 2014, Sokolova m. fl. 2018).

#### 8.1.1 Gråsäl

Den vanligaste sälarten i Östersjön är gråsäl (*Halichoerus grypus*) som haft en stor tillväxt de senaste decennierna (Harding och Härkönen 1999, Härkönen 2011, Bäcklin m. fl. 2016) och populationen i Östersjön beräknas vara mellan 47 600 och 63 500 individer (Havs- och vattenmyndigheten 2019b). I Östersjön sker årliga flyginventeringar vid sälarnas kärnområden under maj och juni då antalet säl på land räknas. Metoden är inte exakt då inte alla säl befinner sig på land samtidigt men ger en god bild av populationsutvecklingen (figur 27).



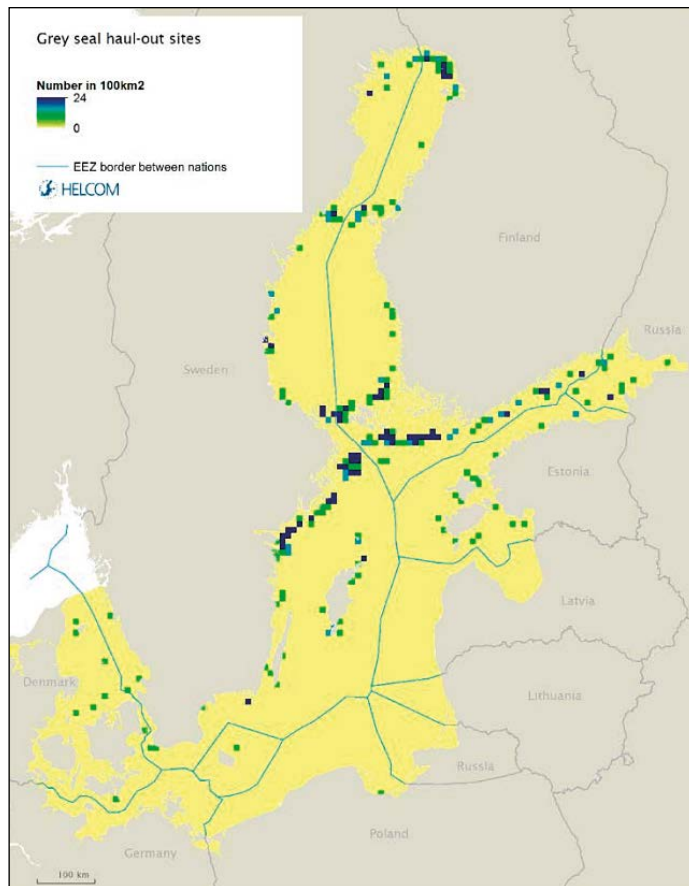
Figur 27. Räknade gråsäl vid inventeringar i Östersjön 2003–2020 (från Sveriges vattenmiljö 2022).



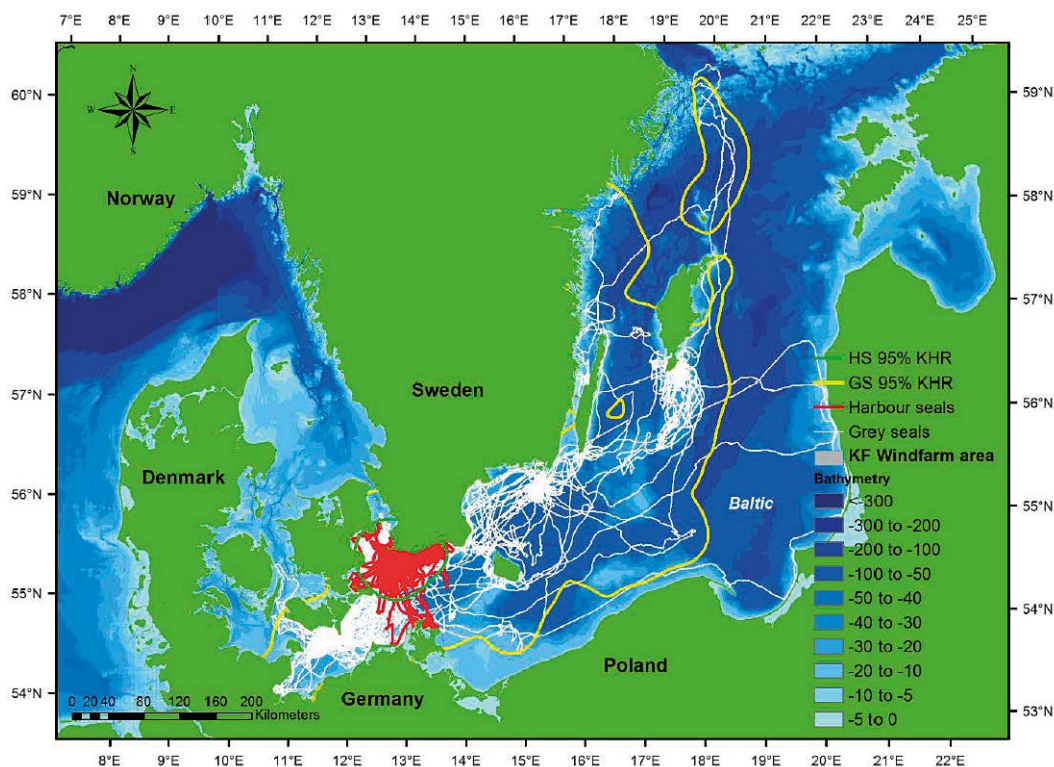
En stor del av populationen finns kring Stockholms skärgård och Åland, men det finns tillhåll för arten från Haparanda i norr till Falsterbo i söder (SLU Artdatabanken 2022) (figur 28).

Gråsälens spenderar mycket tid i den öppna vattenmassan men besöker olika viloplatsar på land regelbundet (McConnell m. fl. 1992, Sjöberg och Ball 2000). Gråsäl återvänder ofta till samma viloplatsar efter långa turer i den öppna vattenmassan och dessa platser är därför extra viktiga för vissa individer (Sjöberg och Ball 2000, Karlsson m. fl. 2005) (figur 28 och 29). Många liggplatser på land är skyddade under sälens reproduktionsperiod.

Gråsälarna i Östersjön föder oftast sina ungar mellan slutet av februari och början av mars på is eller på land. Kutarna diar sedan i ca 2–3 veckor. Parningen sker i slutet av digivningsperioden och honan lämnar sedan ungen att klara sig själv (Lundström 2012). Pälsbytet sker i skiftet maj/juni och då spenderar de mycket tid på land för att behålla en stabil kroppstemperatur. Det är också under denna period som uppskattningar av populationsstorleken görs där man räknar antalet sälar på land med hjälp av flygplan.



Figur 28. Kända liggplatser för gråsäl (HELCOM 2018b).



Figur 29. Rörelsemönster hos gråsäl (vit) och knubbsäl (röd) märkta med GSM-sändare vid Måkläppen, Skåne. Gråsäl rör sig över stora delar av Östersjön medan knubbsäl är mer stationära kring liggplatsen (HELCOM 2018b).

Gråsäl äter främst sill/strömming och skarpsill i Östersjön men dietanalyser har också visat att de äter större mängder av andra fiskar, till exempel torsk, lax, tånglake och simpor, beroende på vilket område de främst lever i (Lundström 2012).

De största hoten mot gråsäl är klimatförändringarna som minskar packisen i Östersjön, miljögifter och bifångster i yrkesfisket. De känsligaste delarna av en säls livscykel är när de byter päls, parar sig, föder kutar och ger di (tabell 7). För gråsäl innebär det perioden februari till och med juni varje år. Enligt SLU Artdatabanken (2022) bedöms populationen av gråsäl i Östersjön vara livskraftig (LC) sedan år 2005. Det finns en kvotbaserad licensjakt på gråsäl (Naturvårdsverket 2022).

Tabell 7. Sammanställning av de känsligaste delarna av en säls livscykel; pälsbyte, parning, födsel av kutar och digivning, och när de sker, uppdelat per art.

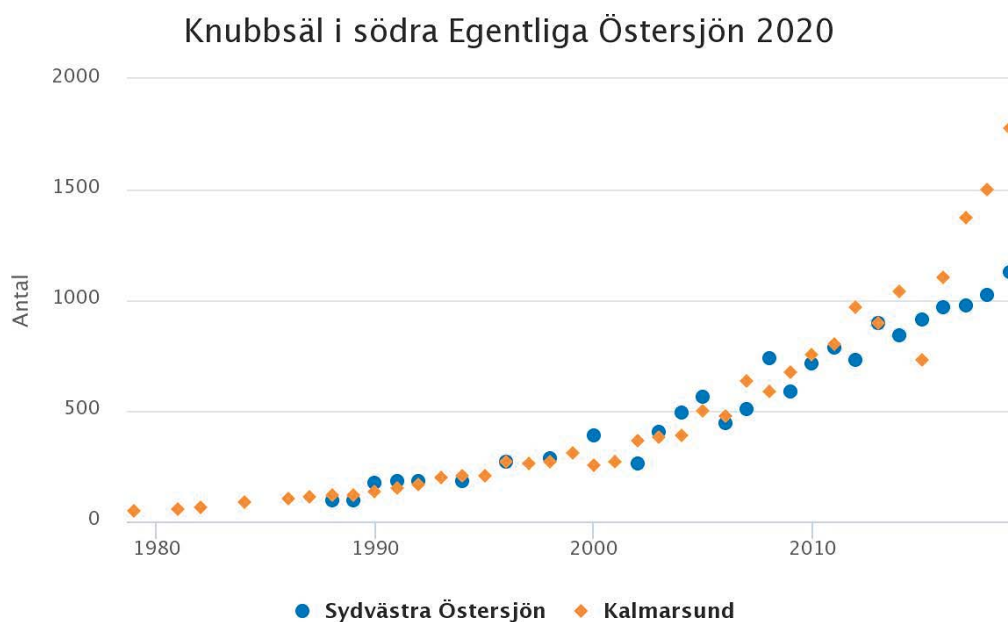
	Pälsbyte	Kutar föds	Parning
Gråsäl	Maj–juni. Topp vid månadsskiftet	Februari–mars på is eller på land, diar ca 3 veckor	I slutet av digivningsperioden mars–april
Knubbsäl	Juli–augusti. Topp två sista veckorna i augusti	Juni. Diar 3–4 veckor	Juli
Vikare	April–maj. Topp vid slutet av april	Februari–mars i en is- eller snögrotta, diar 3–8 veckor	Efter digivning

### 8.1.2 Knubbsäl

I Östersjön finns det en unik population av knubbsäl som håller till i Kalmarsund (Härkönen 2006) och vid södra och östra Öland. Denna population anses vara genetiskt skild från de andra två populationerna som finns i Kattegatt samt Öresund och södra Danmark (Goodman 1998, Olsen m. fl. 2014). Populationen består av ca 2000 individer (SLU Artdatabanken 2022). I Östersjön finns knubbsälen främst i danska, tyska och svenska vatten och kända liggplatser finns både i Kalmarsund och på östra sidan av Öland samt vid Falsterbo, Skåne (figur 30). Populationen av knubbsäl kring Kalmarsund har ökat stadigt med runt 9 procent per år sedan 1970-talet och antalet kolonier ökar (Sveriges vattenmiljö 2022) (figur 31).



Figur 30. Kända liggplatser för knubbsäl (HELCOM Map and Data Service 2020).



Figur 31. Räknade knubbsälur i sydvästra Östersjön och i Kalmarsund 1979–2019 (från Sveriges vattenmiljö 2022).

Knubbsälen är mindre i storlek jämfört med gråsälen (mellan 65–140 kg) och honorna blir könsmogna vid 3–4 års ålder. Knubbsälen kutar föds i slutet av maj fram till slutet av juni i Kalmarsund (Härkönen 2006). Digivningen varar ca 3–4 veckor och under denna period (maj–juli) är de väldigt känsliga för störningar eftersom mamman och kuten är beroende av land för detta. Efter digivningen ska kutarna klara sig själva. Kutarna föds med samma typ av päls som de vuxna vilket gör att de är anpassade för att kunna simma och dyka i vatten nästan direkt efter födseln. Parningen sker i anslutning till digivningsperioden och utspelar sig i vattnet troligen i närheten av liggplatserna (SLU Artdatabanken 2022). Under pälsbytet, som sker i augusti, är sälarna beroende av att spendera längre tid på land. Under tiden för digivning, avvänjning och pälsbyte spenderar knubbsälarna mer tid på land än under resten av året. Under denna tid är knubbsälarna särskilt känsliga för störning vid sina liggplatser (Andersen m. fl. 2012, 2014) (tabell 7).

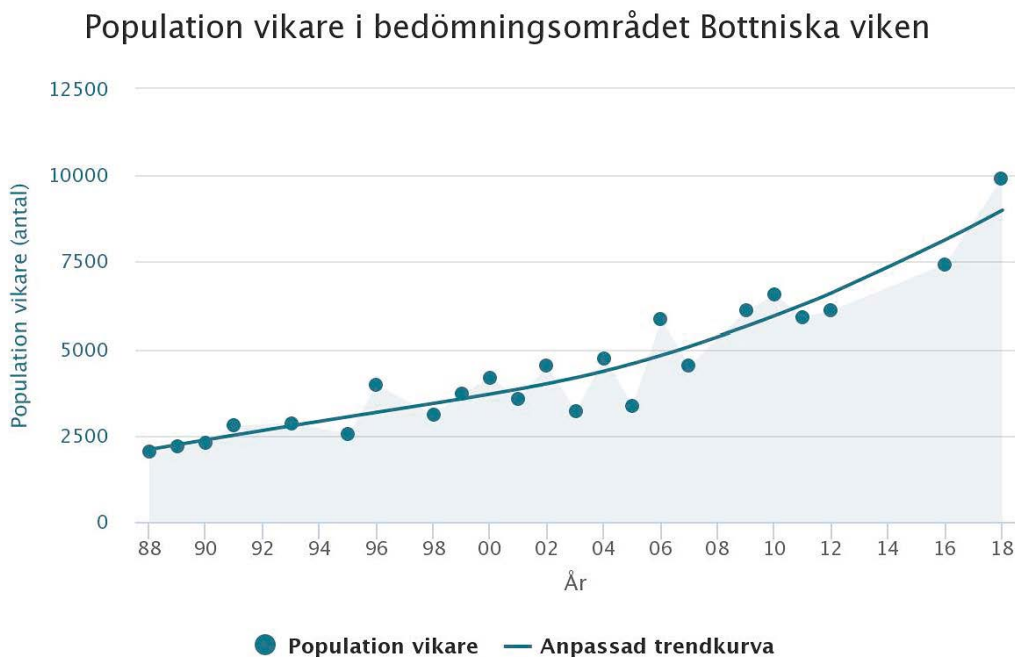
Knubbsälen födosöker ofta i grundare områden (mindre än 100 m djupt) och jagar ensamma eller i mindre grupper (Lesage m. fl. 1999, Tollit m. fl. 1998). De äter främst bottenlevande fiskar men kan fånga och äta alla typer av benfiskar kring vegetationsfria grunda bottenar, eftersom de är opportunistiska predatorer (Scharff-Olsen m. fl. 2019). De kan röra sig över stora områden när de letar efter föda men är generellt mer platsbundna till sina liggplatser än gråsälur (figur 29).

Knubbsälpopulationen i Kalmarsund listad som sårbar (SLU Artdatabanken 2022). Antalet reproduktiva individer uppskattas till 980 (95 % konfidensintervall: 850–1150) och antalet räknade djur år 2017 var 1375 (SLU Artdatabanken, 2022). Knubbsälen främsta hot i Östersjön är överfiskning som reducerar tillgängliga bytesdjur, bottendöd som också påverkar förekomsten av bytesdjur, bifångster i fiskeredskap och störningar på reproduktionsplatserna (Härkönen 2006). I Skåne finns beslut om licensjakt på säl (Naturvårdsverket 2022).

### 8.1.3 Vikare

Vikarpopulationen i Östersjön är en genetiskt isolerad population (Halkka och Tolvanen 2017). De förekommer främst i de norra delarna av Östersjön (Bottniska viken, Finska viken och Rigabukten) eftersom de är beroende av isen. Det finns också två populationer i sötvatten som bor i sjöarna Saimen i Finland och Ladoga i Ryssland men de är helt isolerade från Östersjöpopulationen (Halkka och Tolvanen 2017).

Östersjöpopulationen av vikare har länge ansetts vara sårbar och nära hotad men har de senaste åren ökat i antal (figur 32) och anses nu vara livskraftig (SLU Artdatabanken 2022). Det förekommer skydds jakt på vikare (Naturvårdsverket 2022). Det största hotet mot vikare anses vara klimatförändringar, som har gjort att istäcket på vintern minskat och att populationen delas upp i mindre grupper, men även miljögifter och bifångster i fisket är hot. Mellan februari–maj är vikaren som mest känslig då den ägnar sig åt de viktigaste delarna av sin livscykel; pälsbyte, parning, föder sina kutar och ger dem di (tabell 7).

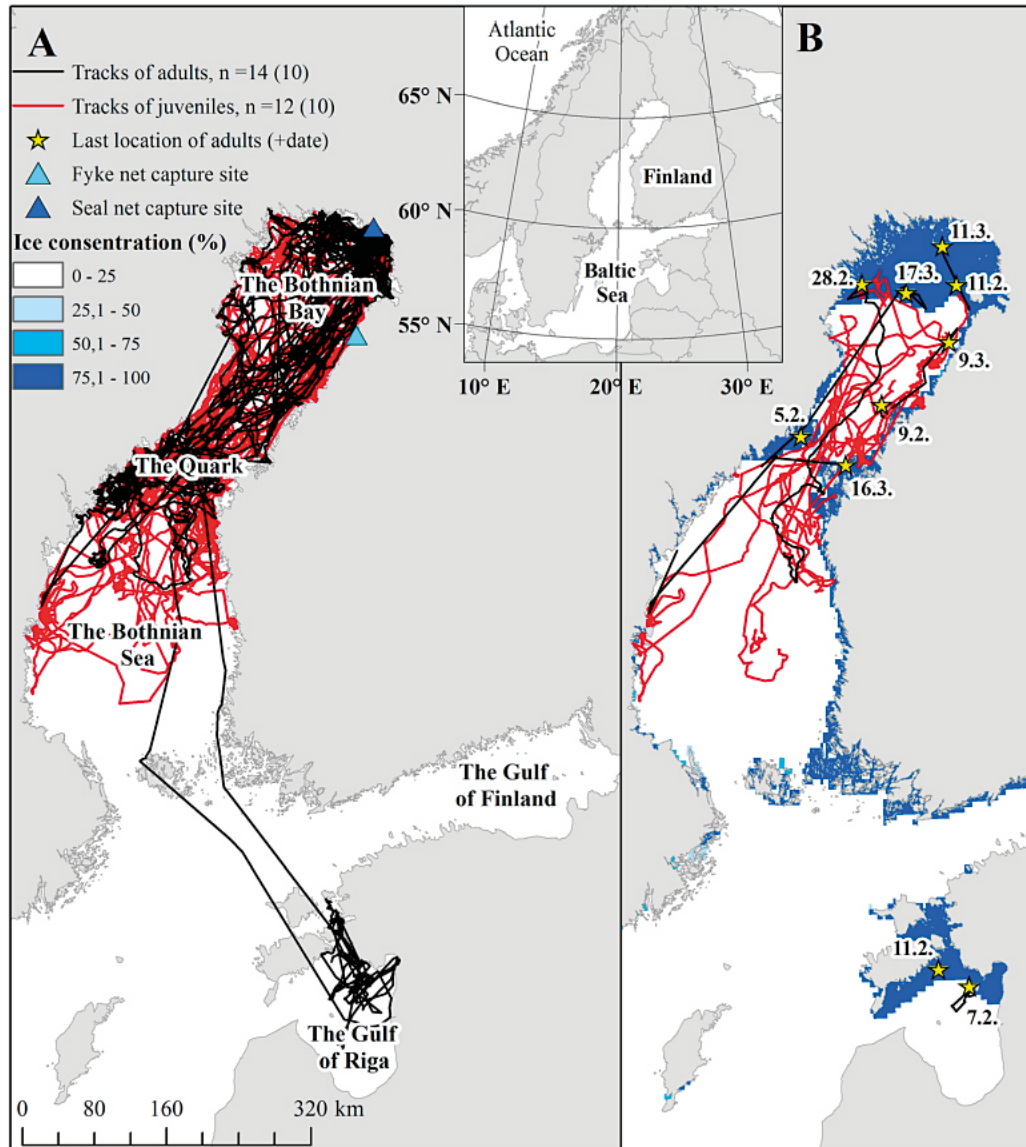


Figur 32. Räknade vikare vid linjetaxering i Bottniska viken 1988–2018 (från Sveriges vattenmiljö 2022).

Oksanen m. fl. (2015) försökte identifiera viktiga födosöksområden för vikare i Östersjön genom att sätta sändare på flera individer och följa deras rörelsemönster (figur 33). De flesta av sälarna hade mellan 1–6 födosöksområden som favoriter och besökte dessa frekvent. Gemensamma nämnare för de flesta födosöksområden var att det var relativt grunt och nära land, och överlappade delvis med skyddade områden och populära områden för fisket (Oksanen m. fl. 2015).

När isen ligger tjock håller sig vikaren ganska stationär och det är under denna period som den föder sina kutar, ger di och parar sig (Kelly m. fl. 2010). Under våren sker pälsbytet och då uppehåller sig vikaren mycket på land. Vikaren fastar sällan men under dessa två viktiga perioder under året när de spenderar mycket tid på land

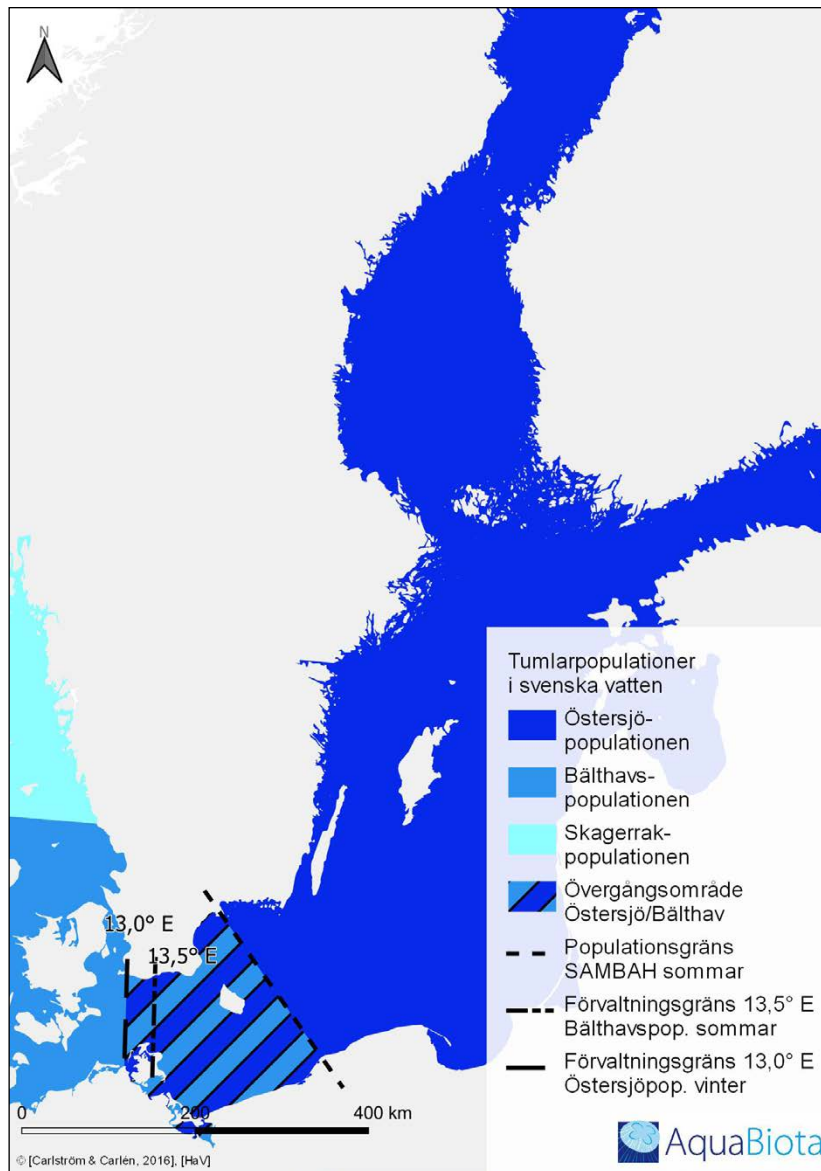
så är födointaget minimerat (Kelly m. fl. 2010, Young och Ferguson 2013). Under födoperioden tar sig vikaren ofta långt ut till havs för att leta föda och den rör sig över stora områden regelbundet (Oksanen m. fl. 2015).



Figur 33. Rörelsemönster hos vikare (n = 26) märkta med sändare i norra Östersjön. Bild A till vänster visar rörelsemönster under augusti–maj år 2011–2014 och bild B till höger visar rörelsemönster under februari–mars. Från Oksanen m. fl. (2015).

## 8.2 Tumlare

I Östersjön finns tumlare från två genetiskt och morfologiskt skilda populationer (Wiemann m. fl. 2010, Galatius m. fl. 2012; Lah m. fl. 2016) där Bälthavspopulationen främst förekommer i västra delarna av Östersjön och Östersjöpopulationen i de östligare delarna. Gränserna mellan populationerna är inte fasta och deras utbredning kan överlappa geografiskt (Benke m. fl. 2014). En förvaltningsgräns har föreslagits för populationerna under sommaren, maj–oktober, till en linje från Sölvesborg i Sverige över till Jarosławiec nära Słupsk i Polen (Carlén m. fl. 2018) (figur 34). Från denna gräns till longitud 13,5°O finns ett övergångsområde där individer från båda populationerna kan uppehålla sig under sommaren, med en mindre andel från Bälthavspopulationen och troligen även tumlare från Östersjöpopulationen men i lägre tätheter än öster om förvaltningsgränsen. Övergångsområdet är troligen av mindre betydelse för de båda populationerna (Carlén m. fl. 2018). För november–april finns det en rekommendation för Östersjöpopulationen där ICES rekommenderar att longitud 13,0°O används som förvaltningsgräns (ICES 2020) (figur 34). Hur långt väster ut som Östersjöpopulationens tumlare rör sig under vintern är dock inte fastställt och för Bälthavstumlarna gäller inte samma förvaltningsgräns. De föreslagna förvaltningsgränserna i figur 34 är därmed förknippade med osäkerheter och ska därför mer ses som en indikation för var de olika de olika populationerna förekommer. Tumlare förekommer regelbundet upp till Stockholms skärgård och enstaka observationer förekommer längre norrut i Bottniska viken.



Figur 34. Tumlarpopulationer och förvaltningsgränser för tumlare i svenska vatten (Carlström och Carlén, 2016, Carlén m. fl. 2018, ICES 2020).

Tumlaren omfattas av EU:s art- och habitatdirektiv (bilaga 2 och 4). Tumlare är också en fridlyst art enligt artskyddsförordningen (2007:845). Bälthavspopulationens bevarandestatus har bedömts som gynnsam enligt Sveriges senaste rapportering till art- och habitatdirektivet 2019. Östersjöpopulationens status har bedömts som dålig och är klassad som akut hotad (CR) enligt nationella rödlistan. Tumlaren som art är klassad som livskraftig (SLU Artdatabanken 2022).



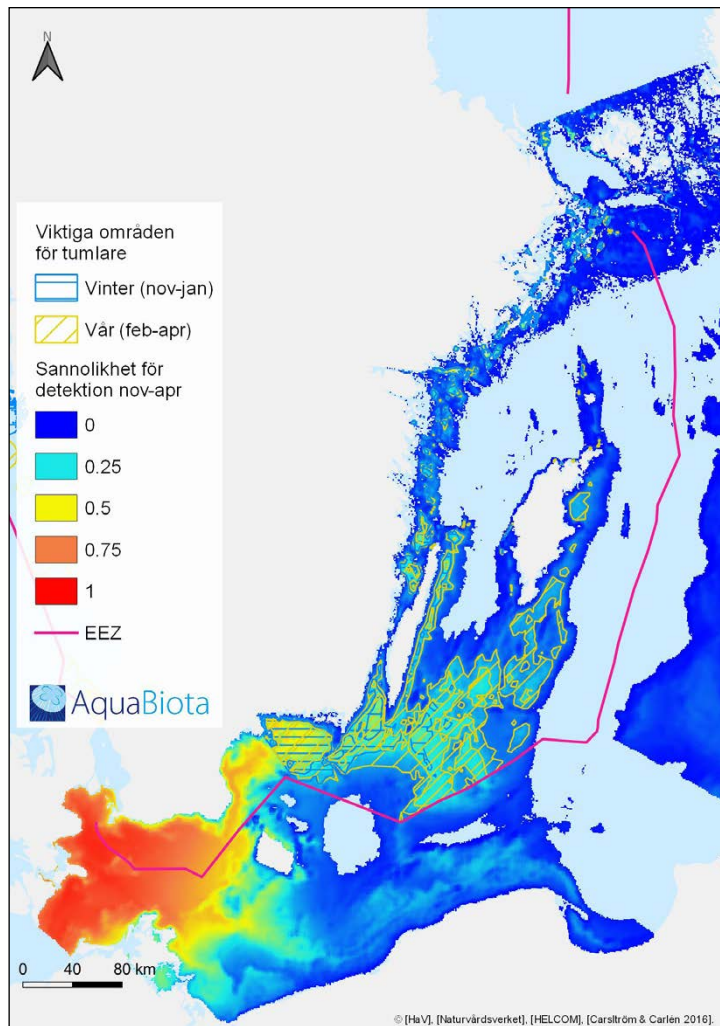
## BÄLTHAVSPOPULATIONEN

Under flera år har tumlare inventerats i europeiska vatten vid de så kallade SCANS inventeringarna (år 1994, 2005 och 2016). Bälthavspopulationen har då uppskattats till 42 324 individer (95 % konfidensintervall 23 368–76 658). Tätheten av tumlare i Kattegatt och Bälthaven uppskattades till 1,04 individer/km<sup>2</sup> under juli då inventeringarna ägde rum (Hammond m. fl. 2017).

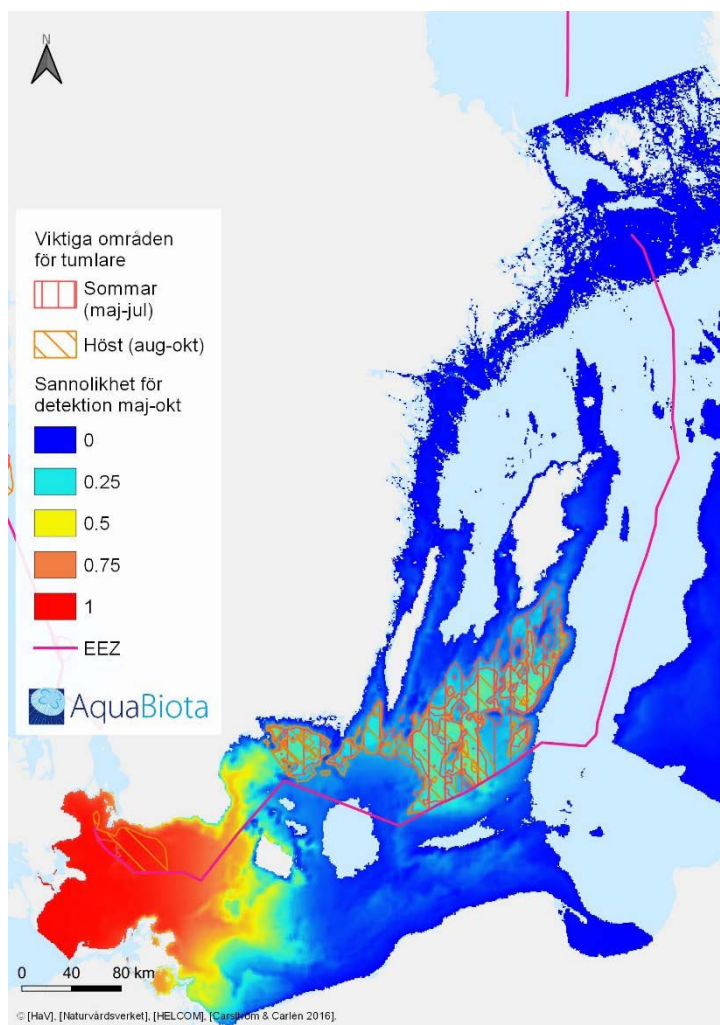
## ÖSTERSJÖPOPULATIONEN

Östersjöpopulationen har minskat kraftigt under de senaste hundra åren och de låga tätheterna har gjort det svårt att göra traditionella inventeringar. Under 2011–2013 genomfördes en inventering i Östersjön där akustiska detektorer var utspridda över stora delar av Östersjön (SAMBAH 2016, Carlén 2018). Östersjöpopulationen uppskattades till 497 individer (95 % konfidensintervall: 80–1 091) (SAMBAH 2016, Carlén m. fl. 2018) och antalet reproduktiva individer uppskattades till 98 (95 % konfidensintervall: 15–216). Owen m.fl. (2021) följde upp tumlardetektionerna från SAMBAH på 12 platser inom den nationella miljöövervakningen (2017–2020) och fann att antalet detektioner hade ökat mellan de två undersökningsperioderna. Ökningen kan vara ett tecken på att tumlarna i Östersjön håller på att återhämta sig eller i alla fall att populationsnedgången har avstannat. För att följa populationsutvecklingen för den hotade Östersjöpopulationen behöver uppföljande inventeringar likt SAMBAH genomföras. Osäkerheten om Östersjöpopulationens storlek och utveckling gör att särskild hänsyn behöver tas till tumlare vid planering av verksamheter i Östersjön.

Utifrån resultaten i SAMBAH kunde också viktiga områden för tumlare i Östersjön pekades ut. Området kring Hoburgs bank och Midsjöbankarna pekades ut som ett särskilt viktigt område för Östersjöpopulationen under reproduktionsperioden under sommaren då tumlarna samlas här och föder sina kalvar och parar sig (SAMBAH 2016, Carlén m. fl. 2018) (figur 35 och 36). Tätheterna och därmed sannolikheten för detektion i egentliga Östersjön är dock betydligt lägre än i de västra delarna av Östersjön där Bälthavspopulationen dominerar, se figur 35 och 36.



Figur 35. Utpekade viktiga områden för tumlare under vinter och vår (från Carlström och Carlén 2016) samt modellerad sannolikhet för detektion av tumlare som medel för månaderna nov–jan samt feb–apr (data från HELCOM 2019). Områden där sannolikhetsdata saknas anger djup större än 80 meter och undersöktes inte i SAMBAH-projektet.



Figur 36. Utpekade viktiga områden för tumblare under sommar och höst (från Carlström och Carlén 2016) samt modellerad sannolikhet för detektion av tumblare som medel för månaderna nov–jan samt feb–apr (data från HELCOM 2019). Områden där sannolikhetsdata saknas anger djup större än 80 meter och undersöktes inte i SAMBAH-projektet.

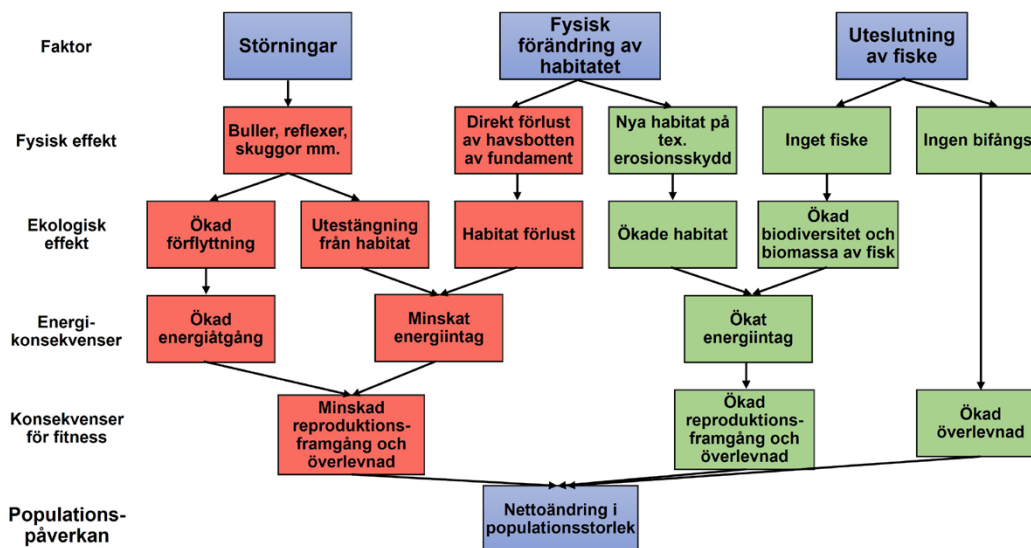
Bifångster i nätfiske och miljögifter bedöms vara de största hoten mot tumblare men även impulsivt undervattensbuller, habitatförstörelse och uttag ur tumlarnas bytespopulationer bedöms påverka individers överlevnad, hälsostatus eller reproduktion (ICES 2019).

### 8.3 Påverkan på marina däggdjur

Etablering av vindkraft till havs kan ha påverkan på marina däggdjur under flera av projektets faser: undersökningar av havsbotten, anläggning av vindparken, drift och avveckling. De faktorer som främst påverkar marina däggdjur kan delas in i störning, fysisk förändring av habitatet och uteslutning av fiske vilka kan ge olika effekter som kan ge konsekvenser för reproduktion och överlevnad (figur 37).

Omfattningen och storleken av påverkan är beroende av flera faktorer så som vindparkens utformning, tekniker för byggnation och förhållandena på platsen.

Påverkan kan vara både negativ och positiv och beroende på omfattningen ha konsekvenser för energiåtgång, individernas reproduktionsframgång och överlevnad vilket i sin tur kan ge påverkan på populationsnivå (figur 37).



Figur 37. Potentiell påverkan av havsbaserad vindkraft på marina däggdjur i närliggande vatten. Negativa faktorer i rött, positiva faktorer i grönt. Störning är den dominerande faktorn under anläggning medan alla tre faktorer kan förekomma under drift av vindparken. Efter Tougaard & Teilmann 2007.

Vindparkens lokalisering är grunden till hur marina däggdjur kan komma att påverkas av vindparken. Olika platser är av olika vikt för de marina däggdjuren där platser för reproduktion och födosök kan vara särskilt viktiga. Arter och populationer som har en stark anknytning till specifika områden är generellt mer känsliga för påverkan som tränger undan dem från dessa områden.

För sälar är de liggplatser på land där de föder sina kutar eller vilar på under pälsbytet av särskild vikt (Andersen m. fl. 2012, 2014). Därmed kan sälar även vara känsliga för höga bullernivåer och aktiviteter även ovanför vattenytan. Ofta återkommer sälarna till samma liggplats år efter år och de är därmed knutna till specifika platser varför de bör tas i beaktande vid lokaliseringen av en vindpark. Vikare föder dock sina kutar främst på isen vilket gör att deras liggplatser under kutningsperioden inte är lika knutna till vissa geografiska positioner.

Tumlare, till skillnad mot sälar, lever hela sitt liv under vattenytan. Därmed är de främst känsliga för undervattensbuller. I Östersjön har ett område kring Hoburgs bank och Midsjöbankarna pekats ut som särskilt skyddsvärt under sommaren då tumlare från Östersjöpopulationen samlas här för att föda sina kalvar (Carlström och Carlén 2016, Carlén m. fl. 2018). I övrigt har inga specifika platser pekats ut där tumlare föder sina kalvar i Östersjön.

### 8.3.1 Anläggningsfas

Sammantaget under anläggningsfasen är den största påverkan på marina däggdjur undervattensbuller från anläggningsarbeten med kraftiga impulsiva ljud (Bergström m. fl. 2022). Med rätt hänsynsättgärder och planering kan påverkan minimeras och

minska risken för hörselnedsättning. Det är också viktigt att ta extra hänsyn till känsliga perioder och minimera kraftigt undervattensbuller inom viktiga områden för känsliga populationer.

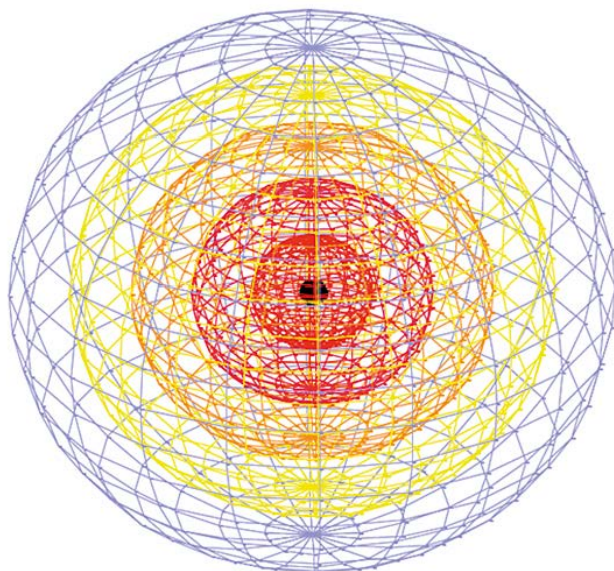
Påverkan under anläggningsfasen är övergående och bedöms påverkan som generellt som liten och främst ge en beteendepåverkan hos marina däggdjur som undviker områden vid anläggningsarbeten. Sedimentspridning, ökade koncentrationer av suspenderade partiklar och de tillfälliga habitatförlusterna bedöms ha liten påverkan på marina däggdjur. I jämförelse med exempelvis bifångster och miljögifter (Nabe-Nielsen m. fl. 2014, 2018, Cervin m. fl. 2020) är påverkan från anläggning av vindkraft liten. Flera studier visar att både tumlare och sälar återvänder till vindparksområdet kort efter det att anläggningsarbetena har upphört och sedan når samma nivåer som innan vindparken byggdes.

## UNDERVATTENSBULLER

Marina däggdjur har en utvecklad hörsel och under vatten transporteras ljud över långa avstånd. Marina däggdjur använder och är beroende av sin hörsel för flera livsviktiga aktiviteter så som kommunikation, födosök och navigation.

Det är framför allt kraftigt impulsivt undervattensbuller som påverkar de marina däggdjuren vid ett vindkraftsprojekt till havs. Kraftiga impulsiva ljud kan förekomma vid undersökningar av havsbotten under projektering, sprängning av gammal ammunition på botten eller vid pålning av fundament eller förankringar i botten. Annan aktivitet som också kan generera undervattensbuller kan vara fartygstrafik, förankring av fundament genom borrhning och själva vindkraftverken då de är i drift.

Avståndet till ljudkällan och ljudstyrkan är avgörande för vilken påverkan som ljudet kan ha. Med ökande avstånd till ljudkällan minskar allvarlighetsgraden och antalet olika effekter som djur kan uppleva (figur 38).



Figur 38. Zoner av påverkan (ej skalenliga), orsakat av undervattensbuller, för marina däggdjur. Ljudkällans punkt (svart) ligger i mitten av sfären. Skada och PTS (mörkröd) närmast ljudkällan. Längre från ljudkällan kan TTS (röd), beteendepåverkan och stress (orange), maskering (gul) och längst bort detektion (blå) förekomma (HELCOM 2019).

Närmast ljudkällan, om ljudet är kraftigt, kan direkta skador på vävnader ske vilka kan leda till permanent hörselnedsättning, PTS. Tillfällig hörselnedsättning, TTS, beteendepåverkan och stress kan också förekomma längre från ljudkällan tillsammans med maskering. Ännu längre bort från ljudkällan kan djuret bara detektera ljudet. Dessa zoner av påverkan är dock inte så skarpt definierade som zonerna i figur 38 är och det kan finnas överlapp mellan de olika zonerna. Zonerna i figur 38 är inte heller skalenliga då påverkansavstånden för PTS, TTS är generellt korta medan påverkan på beteende är mer utsträckt.

Undervattensljud kan också påverka beteendet och det är svårt att avgöra exakt vilken påverkan en viss ljudnivå kan få. Hur individen reagerar kan vara beroende av det initiala beteendet, om det hör ljudet under födosök eller vila samt vilken erfarenhet individen har sedan tidigare. Även betydelsen av platsen kan avgöra hur individen reagerar på en störning. Om platsen är viktig för individen till exempel är ett viktigt födosöks- eller reproduktionsområde kan individen vara mindre benägen att avlägsna sig från platsen vid en störning då den förlorar mycket på att lämna området. Detta har man observerat hos knubbsälur som återvände till liggplatsen snabbare efter störningar under tiden då de diade sina kutar (Andersen m. fl. 2012). Konsekvensen kan därmed bli att man kan förvänta sig en större observerbar påverkan på förekomst av marina däggdjur i områden som har mindre betydelse för djuren. Konsekvenserna av beteendepåverkan kan vara svåra att förutsäga men inkluderar troligen ökad stress och kan påverka födosöksframgång vilket skulle kunna påverka överlevnad och reproduktion (Forney m. fl. 2017). Vilket särskilt gäller arter som är starkt knutna till specifika platser.

Inför byggnation och utformning av vindparker genomförs undersökningar av havsbotten med utrustning som kan medföra beteendepåverkan eller ge hörselnedsättningar hos marina däggdjur. Det är framför allt utrustning med kraftiga impulsiva ljud, så som seismiska undersökningar, som påverkar de marina däggdjuren i större omfattning (Bergström m. fl. 2022). Påverkan är tillfällig och undersökningsfartyget är i rörelse hela tiden. Påverkan kan beroende på utrustning ha en negativ påverkan på populationsnivå för de små Östersjöpopulationerna av knubbsäl och tumlare i deras viktiga områden under känsliga perioder.

På botten där man planerar vindparker kan det förekomma oexploderad ammunition (UXO). För att undanröja riskerna med att ha oexploderad ammunition då man ska anlägga parken kan den påträffade ammunitionen behöva sprängas. Sprängningar under vatten kan potentiellt orsaka skador eller döda marina däggdjur om de befinner sig nära sprängningen (Siebert m. fl. 2022). På längre avstånd kan undervattensljudet från sprängningen orsaka hörselnedsättning och beteendepåverkan hos framför allt tumlare (von Benda-Beckmann m. fl. 2015). Sprängningar kan potentiellt ha en påverkan på populationsnivå hos små populationer så som Östersjöpopulationerna av tumlare och knubbsäl om individer skadas eller dödas. Eftersom det rör sig om stora påverkansområden kring en sprängning, som är omöjliga att göra säkra för marina däggdjur, är det väldigt viktigt att dämpa undervattensbullret vid sprängningsarbeten. Undervattenssprängningar är dock inte sammankopplade specifikt till havsbaserad vindkraft utan till förekomsten av oexploderad ammunition varför påverkan från undervattenssprängningar inte tas upp ytterligare i denna rapport.

Vid anläggningen av vindparker krävs att vindkraftverkens fundament förankras i havsbotten. Det kan ske med olika tekniker och det är en stor skillnad på hur teknikerna påverkar marina däggdjur. Pålning av monopiles eller fackverks-

fundament är den teknik som innebär kraftigast ljud och därmed har störst påverkan på marina däggdjur. Om pålningsljuden inte dämpas finns risk för allvarlig påverkan för marina däggdjur (framför allt tumlare) som kan riskera få permanent hörselnedsättning (PTS) eller tillfällig hörselnedsättning (TTS). Kraven på bullerdämpning har ökat under de senaste åren och det är numera standard att dämpa ljudet från pålningsarbeten eller använda bortmotningsmetoder där det förekommer marina däggdjur.

Under tiden för anläggning trängs de marina däggdjuren undan från området för verksamheten genom att de undviker områden med hög aktivitet/närvaro av anläggningsfartyg och liknande samt att de undviker områden med höga bullernivåer (Rose m. fl. 2019, Benhemma-Le Gall m. fl. 2021). Vid anläggning av vindparker har man studerat hur tumlare och sälar undviker området under anläggningstiden men att de återvänder till området i samma utsträckning eller i större antal när anläggningsarbetet har upphört (Tougaard m. fl. 2009, Brandt m. fl. 2011, Dähne m. fl. 2013, Brandt m. fl. 2018, Russel m. fl. 2016, Graham m. fl. 2019). Om de marina däggdjuren skulle stanna kvar i närheten av pålningsarbetena finns risk för tillfällig eller permanent hörselnedsättning (Kastelein m. fl. 2015, 2016, Brandt m. fl. 2018, Graham m. fl. 2019, Southall m. fl. 2019) varför bullerdämpande åtgärder behövs för att minska påverkan på marina däggdjur.

När vindparken Nysted i Danmark byggdes med främst gravitationsfundament under 2002–2003 undersökte man en närliggande sälkoloni för knubb- och gråsäl (Edrén m. fl. 2010). Vindparken hade inga långtidseffekter på närvaron av sälar men under tiden för då ett enskilt fundament pålades minskade närvaron av sälar på land tillfälligt. Det saknas framtagna tröskelvärden för beteendepåverkan för sälar. Aarts m. fl. (2017) visade att gråsälars beteende påverkades vid ljudnivåer  $SEL_{ss} = 133$  dB re  $1 \mu Pa^2 s$  vid pålning för vindkraft utanför Nederländerna. Russel m. fl. (2016) fann att närvaron av knubbsälar inte påverkades under anläggningsperioden som helhet men att den minskade signifikant under pålningsarbeten upp till 25 kilometer från pålning motsvarande ljudnivåer mellan  $SPL_{(p-p)} = 166$  och  $178$  dB re  $1 \mu Pa$ ,  $SEL = 142$  and  $151$  dB re  $1 \mu Pa^2 s^{-1}$ . Undanträngningen av begränsad till pålningen inom två timmar efter avslutad pålning var sälarna fördelade så som innan pålningsaktiviteter (Russel m fl. 2016).

Beteendereaktioner hos marina däggdjur kan i värsta fall omfatta panikflykt vilket kan öka risken för att fastna i fiskenät eller separera en kalv från mamman. Detta skulle kunna orsaka konsekvenser för överlevnad och reproduktionsframgång hos individerna. Tumlare är känsliga för höga undervattensljud året om men kan vara särskilt känsliga för störningar under sommaren då de föder sina kalvar och har små kalvar som diar (Gallagher m. fl. 2021, Bergström m. fl. 2022). Det saknas data som visar på detta samband men är ett rimligt antagande som flera forskare gör (Gallagher m. fl. 2021, Bergström m. fl. 2022). En långvarig separation av mamman och kalven under denna tid kan få konsekvenser för överlevnaden. Kalven är beroende av sin mamma under 8–10 månader men under denna tid ökar dess självständighet.

Flertalet studier har undersökt påverkan på tumlare vid pålningsarbeten och har tydligt visat att tumlare undviker områden med högt undervattensbuller (Carstensen m. fl. 2006, Tougaard m. fl. 2009, Brandt m. fl. 2018, Thompsson m. fl. 2020). Studier av påverkan på tumlare i Nordsjön har visat på kraftiga minskningar av tumlare i närheten av pålningsarbeten (90 % minskning vid ljudnivåer över 170 dB) och minskad påverkan längre bort från pålningsarbeten (25 % minskning vid ljudnivåer mellan 145 och 150 dB) (Brandt m. fl. 2016). Kastelein m. fl. (2022)

visade i experiment att en tumlare som utsattes för undervattensljud från pålning reagerade kraftigare på de höga frekvenserna i pålningsljudet. Detta kan förklaras med att tumlarna inte hör lika väl över alla frekvenser och deras känslighet för ljud under 1 kHz är låg (Kastelein m. fl. 2017, Southall m. fl. 2019). Bullerdämpande åtgärder bör därför fokusera på att reducera ljuden i de höga frekvenserna. Bubbelgardiner har visat sig vara effektivast på att reducera ljudenergi över 1 kHz (Dähne m. fl. 2017, Tougaard och Dähne 2017).

Även den ökade aktiviteten inför anläggningsarbeten kan även den ha en undanträngande effekt på tumlare. Brandt m. fl. (2018) fann att tumlare började undvika anläggningsområden (inom 2 km) med minskade detektioner flera timmar innan pålningen hade startat och var fortsatt reducerat ungefär 1–2 dagar efter pålningen slutat. Maximala påverkansavstånd förekom endast under tiden som pålning skedde (Brandt m. fl. 2018). Även Rose m. fl. (2019) fann i alla elva studerade vindparker under anläggning att detektionerna av tumlare gick ner redan innan man började använda akustiska bortmotningsmetoder.

På grund av det höga energibehovet tillbringar tumlare en stor del av sin tid till att söka föda och behöver i princip jaga konstant (Wisniewska m. fl. 2016, Kyhn m. fl. 2018). Tumlare är därmed beroende av tillgång till platser där det finns goda födoresurser och deras utbredning är starkt kopplad till förekomsten av fisk (Embling m. fl. 2010, Gilles m. fl. 2011, Sveegaard m. fl. 2012a, b, Stalder m. fl. 2020).

Det tillfälliga undvikandet av områden i närheten av pålningsarbeten kan leda till att tumlarna behöver använda sin energi till att undvika området i stället för att leta efter föda. Undanträngningen från området närmast pålningsplatsen skulle också kunna påverka förflyttning mellan födosöksområden vilket skulle kunna resultera i minskat födointag. Tumlare är dock opportunistiska predatorer som rör sig över stora områden varför de kan ha viss förmåga att återhämta sig efter korta förlorade födosökmöjligheter (Booth 2020).

Under byggnation av vindparker fann Graham m. fl. (2019) att tumlare kan habitueras (tillvänjas) till förhöjda ljudnivåer. Vid en studie av beteendepåverkan vid pålning i Nordsjön kunde man med hjälp av passiv akustisk övervakning se att avståndet för beteendepåverkan minskade från den första pålningen (7,4 km) till den sista (1,3 km) (Graham m. fl. 2019).

Kumulativa effekter kan uppstå om flera vindparker anläggs samtidigt med kraftigt impulsiva ljud. Eller om man inom en och samma vindpark installerar fundament samtidigt. Detta kan då få en större påverkan på marina däggdjur än de enskilda projekten var för sig då individer kan motas mellan områden med kraftigt undervattensbuller. En övergripande planering av anläggningsarbeten inom havsområden och inom enskilda vindparker kan därför vara nödvändig så att sådana kumulativa effekter kan undvikas.

### 8.3.2 Driftsfas

Sammantaget är påverkan under driftsfasen liten. Undervattensljuden från vindkraftverken i drift kommer troligen endast överstiga bakgrundsnivåerna i nära anslutning till varje vindkraftverk och tumlare och sälar har observerats inom vindparker i samma omfattning som innan anläggningen (Tougaard m. fl. 2009, Brandt m. fl. 2011, Dähne m. fl. 2013, Brandt m. fl. 2018, Russel m. fl. 2016, Graham m. fl. 2019). Fundamenten i sig kan även leda till förbättrade födosöksområden för marina däggdjur genom reveffekten och minskat fiske (som även minskar risken för bifångster).



## UNDERVATTENSBULLER

Under driftsfasen kan ljud från turbinerna transplanteras ner i vattnet och ge upphov till lågfrekvent buller. Det lågfrekventa ljudet kan troligen detekteras av marina däggdjur i närheten av vindkraftverken men verkar inte skrämja bort vare sig sälar eller tumlare från vindparker (Scheidat m. fl. 2011, Russel m. fl. 2014).

Tumlare hör generellt dåligt inom de låga frekvenser som vindkraftverken ger upphov till. Vid studier av undervattensljud från vindparker i Nordsjön och Västra Östersjön under drift fann man att ljudet motsvarade tumlarnas hörseltröskel på 100 meters avstånd från turbinen vid maximal belastning (Elmer m. fl. 2007). Ljudet från flera vindkraftverk i drift kan resultera i förhöjda ljudnivåer upp till några få kilometer från en vindpark i tysta områden men är långt under bakgrunds nivåerna i områden med höga bakgrunds nivåer från till exempel fartygstrafik eller höga vindhastigheter (Tougaard m. fl. 2020). Möjliga kumulativa effekter bör analyseras både vid övergripande havsplanering och för individuella vindparker speciellt i tysta områden.

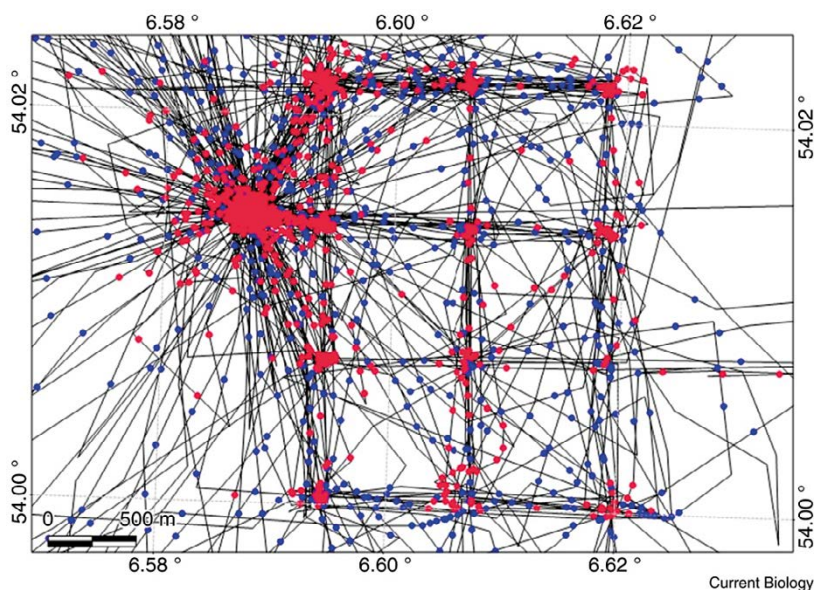
I samband med underhåll av vindparker förekommer det tillfälligt fartygstrafik till och från området med personal och utrustning. Tumlare har observerats reagera kraftigt på högfrekventa ljud från båttrafik även vid relativt låga ljudnivåer (Dyndo m. fl. 2015). Wisniewska m. fl. (2018) har studerat beteendet hos märkta vilda tumlare och såg att de simmade till botten och upphörde med sin ekolokalisering under flera minuter då ett fartyg närmade sig. Hur ljudkällan rör sig i förhållande till individen spelar troligen en stor roll för hur tumlare reagerar (Richardson m. fl. 1995, Wisniewska m. fl. 2018). Även individens tidigare erfarenheter, kön och vad den gör kan spela roll för vilken reaktionen blir (Southall m. fl. 2021). Troligen är dock båttrafiken inom vindparken under drift försumbar jämfört med annan båttrafik i havet. Genom att begränsa båttrafiken till vissa rutter inom vindparken under känsliga perioder och undvika båttrafik i närheten av sälarnas liggplatser på land kan påverkan minska.

## REVEFFEKT

Kring vindkraftsfundament och deras erosionsskydd kan det uppstå artificiella rev vilka kan innebära en aggregering av fisk. Effektens storlek är beroende av var i Sverige vindparken är placerad. I mera marina vatten kan man förvänta sig en starkare reveffekt då det är fler arter som koloniserar de nya hårbottenstrukturerna, se även avsnitt 7.2.2. Reveffekten för marina däggdjur i Östersjön är troligen liten.

Nyligen publicerades en studie där man fann ökade förekomster av tumlare kring olje- och gasplattformar trots att det förekom undervattensbuller. Tumlarna attraherades troligen av ökade förekomster av bytesdjur kring undervattensstrukturerna som utgör artificiella rev samt att områdena var fredade för fiske kring plattformarna (Clausen, m. fl. 2021).

I en studie av hur sälar rörde sig i och kring en vindpark i drift kunde man tydligt se hur sälarna sökte upp fundament och kablar för att leta efter föda (Russel m. fl. 2014), (figur 39). Vid studier av sälar i närheten av Nysted vindpark i Danmark fann man att sälarna födde sina kutar i sälreservatet cirka 4 km från vindparken under det första året i drift (Edrén m. fl. 2010).



Figur 39. Rörelsemönster från märkta knubbsälar kring vindparken “Alpha ventus” (12 vindkraftverk) samt forskningsplattformen (till vänster om vindkraftverken). Punkter visar positioner vid 30 minuters intervall, röd färg visar högre födosökningspotential (Russel m. fl. 2014).

## ELEKTROMAGNETISKA FÄLT

Det finns inga klara bevis för att tumlare eller sälar påverkas av magnetiska eller elektriska fält. Det är dock osannolikt att de skulle påverkas av de svaga magnetfält eller elektriska fält som bildas kring kablar från vindkraftverk i drift.

### 8.3.3 Hänsynsåtgärder

Noggrann planering av vindparkernas placering är grunden till hur marina däggdjur kan komma att påverkas. Särskild hänsyn behöver tas till platser för reproduktion under känsliga perioder på året.

Med korrekta hänsynsåtgärder kan risken för skador och hörselnedsättning minimeras. För att bedömningarna i denna rapport ska gälla förutsätts att de rekommenderade hänsynsåtgärderna i tabell 8 nedan följs. Hänsynsåtgärderna är avsedda för marina däggdjur men kommer även effektivt minska påverkan för fisk och övriga marina arter som kan vara känsliga för undervattensbuller.

För att närmare bedöma påverkan på marina däggdjur vid enskilda vindkraftsprojekt bör platsspecifika undervattensljudmodelleringar genomföras för tekniker som orsakar höga nivåer av impulsivt undervattensbuller, till exempel vid pålning och sprängning. Utifrån modelleringarna kan skyddsåtgärder anpassas till den specifika platsen och bedömningar av påverkan genomföras.

**Tabell 8. Rekommenderade hänsynsåtgärder som är en förutsättning för bedömningarna i denna rapport.**

**Rekommenderade hänsynsåtgärder vid byggnation av vindparker vid aktiviteter som orsakar höga nivåer av impulsivt undervattensbuller:**

- Anpassade akustiska bortmotningsmetoder
- Bullerdämpande åtgärder som förhindrar uppkomst av hörselnedsättning
- Mjukstart av pålningsarbeten med gradvis ökande slagstyrka, även vid avbrott

## ANPASSADE AKUSTISKA BORTMOTNINGSMETODER

Inför anläggningsarbeten som orsakar kraftigt impulsivt buller bör akustiska bortmotningsmetoder som är anpassade efter förekommande marina däggdjur användas för att tillse att individer inte befinner sig inom avstånd som kan orsaka skador. Om tumlare förekommer i området bör dessa vara anpassade efter tumlare så att de inte skrämmer i väg tumlare längre bort än nödvändigt för att förhindra skador.

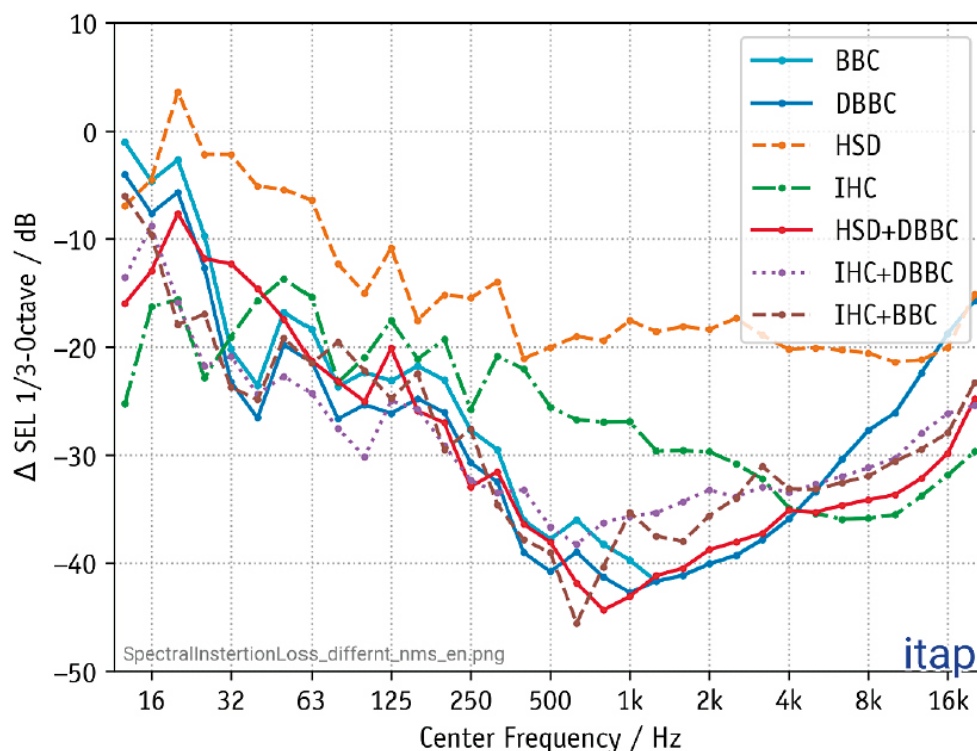
Pingers och sälskämror har tidigare ofta använts för att mota bort marina däggdjur innan pålning. Pingers är framtagna för att minska risken för tumlare att bifångas i fiskenät. Pingers avger ljudsignaler som skrämmer tumlare ut till 100–300 meter beroende på fabrikat (Kindt-Larsen m. fl. 2020). Sälskrämror avger kraftiga ljudsignaler som kan avskräcka sälar ut till några hundra meter (Mikkelsen m. fl. 2017). Sälskrämror har visat sig vara väldigt effektiva på att avskräcka tumlare och kan orsaka beteendepåverkan så långt ut som till 10–12 kilometer (Mikkelsen m. fl. 2017, Dähne m. fl. 2017). Därmed kan sälskämorna i sig orsaka beteendepåverkan som kan överstiga påverkansavstånden vid pålningsarbeten förutsatt att ljuddämpande åtgärder används (Dähne m. fl. 2017). Det är därför viktigt att akustiska bortmotningsmetoder är anpassade efter tumlare och använda en lägre källstyrka och eller högre frekvenser med kortare ljudspridning så att bortmotningen endast sker inom en lämplig säkerhetszon medan störningar på längre avstånd minimeras.

## BULLERDÄMPANDE ÅTGÄRDER

Vid anläggningsarbeten som orsakar höga nivåer av impulsivt undervattensbuller, så som pålning, bör bullerdämpande åtgärder användas för att förhindra skadlig påverkan. Att dämpa undervattensbuller är en av de viktigaste hänsynsåtgärderna för marina däggdjur.

Användandet av ljuddämpande åtgärder så som bubbelgardiner har visat sig effektivt minska ljuden från pålningsarbeten (till exempel Dähne m. fl. 2017, Bellmann m. fl. 2020) (figur 40). Bubbelgardiner är en av de tekniker som har använts mest för att dämpa buller vid pålning. Luft pumpas från ett fartyg till perforerade slangar som är lagda på botten runt om platsen för pålning. Lufttrycket i slangen skapar bubbelridåer (gardiner) från botten till vattenytan. Bubblorna bryter och reflekterar en betydande del av det utgående ljudet från pålningslagen, på grund av skillnaderna i ljudhastigheten mellan vatten-luft-vatten i bubblorna, och återstoden av ljudet som går igenom bubbelgardinen är avsevärt reducerat (Tsouvalas, 2020). Diederichs m. fl. (2014) fann att den bästa dämpningen med bubbelgardiner skedde med täta, relativt små, hål med ett väsentligt lufttryck. Olika bullerdämpande åtgärderna kan även kombineras för att få ytterligare ljuddämpning, figur 40.

De bullerdämpande åtgärderna och hur de används utvecklas ständigt i takt med utvärderingar av anläggandet av nya vindparker och nya tekniker håller på att tas fram där själva ljudalstringen från anläggningsarbetena minskas, till exempel så kallad blue piling.



Figur 40. Ljuddämpning för olika bullerdämpande åtgärder vid pålning. BBC-bubbelgardin, DBBC-dubbel bubbelgardin, HSD-hydro sound damper, IHC-Noise Mitigation Screen (från Bellmann m. fl. 2020).

## MJUKSTART

Vid risk för undervattensljud vid pålningsarbeten som kan inducera tillfällig eller permanent hörselnedsättning påbörjas pålningsarbetet med lägre energi i pålningslagen, så kallad mjukstart. Detta för att ge de marina däggdjuren möjlighet att avlägsna sig från anläggningsområdet innan ljudnivåerna riskerar att orsaka hörselnedsättning.

Energien i pålningslagen är direkt kopplad till ljudnivåerna som pålningen orsakar. Ju mindre energi desto lägre ljudnivåer. Dock krävs en viss mängd energi för att få ner pålar i sedimenten och tiden för pålningen blir förlängd då lägre energier i pålningslagen används (Nehls och Betke 2011). Andra tekniker som förlängd kontakttid vid hamarslagen kan också minska undervattensljud då energin i lagen överförs under en längre tid (Verfuß 2014).

Vid mjukstart påbörjas pålningslagen med låg energi och ökar sedan gradvis till full styrka under en tidsperiod, förslagsvis minst 30 minuter. Vid avbrott i pålningsarbeten bör mjukstart åter användas. Alternativt kan en ljudmodellering utföras som visar hur mjukstart kan användas i det specifika fallet för att undvika hörselnedsättning hos marina däggdjur.

## 9. Sammanställning av påverkan på marint liv

En sammanställning av påverkan på marina organismer beskrivna i avsnitt 5 bentisk biologi, avsnitt 6 sjöfågel, avsnitt 7 fisk och avsnitt 8 marina däggdjur återfinns i tabell 9. Alla arter/artgrupper som bedöms påverkas på ett ohållbart sätt om inte restriktioner av havsbaserad vindkraft tillämpas är utpekade. I sammanställningen förekommer.

I avsnitt 10 beskrivs utformningen av sådana restriktioner för att hålla påverkan inom en hållbar nivå och möjliggöra en kartanalys av byggbara ytor av bottenfast vindkraft i ett storskaligt perspektiv (avsnitt 11).

**Tabell 9. Sammanställning av påverkan på marina organismer som tas upp i rapporten.**

Art/livsstadie	Röd-lista 2020	Påverkans-period	Andel pot. negativt påverkad yta	Grad av negativ påverkan	Positiv påverkan	Behov av restriktioner	Säkerhet i bedömning
Bentiska organismer Östersjön	olika	Anläggning/drift	Liten	Låg	Ja	Nej	Hög
Alfågel övervintring	NT	Drift	Stor	Hög	Nej	Ja	Hög
Svårta/Sjööorre övervintring	VU/LC	Drift	Stor	Hög	Nej	Ja	Medel
Ejder övervintring/häckning	EN	Drift	Stor	Låg	Nej	Nej	Medel
Smålom/Storlom övervintring	NT/LC	Drift	Stor	Hög/-	Nej	Ja	Medel
Torsk – lekområden	VU	Anläggning	Stor	Låg	Ja	Ja	Medel
Sill/Strömning – lekområden	LC	Anläggning	Liten	Medel	Ja	Nej	Medel
Skarpsill – lekområden	LC	Anläggning	Mellan	Låg	Ja	Nej	Hög
Tumlare Östersjöpop. – sommar	CR	Anläggning	Stor	Medel	Nej	Ja	Hög
Tumlare Bälthavspop.	LC	Anläggning	Stor	Låg	Nej	Nej	Medel
Knubbsäl Östersjöpop. – reproduktion	VU	Anläggning	Stor	Medel	Nej	Ja	Medel
Knubbsäl Västerhavspop. – reproduktion	LC	Anläggning	Stor	Låg	Nej	Nej	Medel
Gråsäl	LC	Anläggning	Stor	Låg	Nej	Nej	Medel
Vikare	LC	Anläggning	Stor	Låg	Nej	Nej	Medel

Följande kategorier används i sammanställningstabellen, tabell 9:

## RÖDLISTA 2020

Aktuell hotstatus enligt Rödlistade arter i Sverige 2020 (SLU Artdatabanken 2020).

De klasser som används, listas i fallande ordning i tabell 10.

Tabell 10. Klassbeteckningar för status enligt Rödlistan (SLU Artdatabanken 2020).

Klassbeteckning	Betydelse
RE	Nationellt utdöd
CR	Akut hotad
EN	Starkt hotad
VU	Sårbar
NT	Nära hotad
DD	Kunskapsbrist
LC	Livskraftig

## PÅVERKANSPERIOD

**Anläggning:** Påverkan sker under anläggningsfasen som förväntas pågå 1–2 år. I ett tidsperspektiv är detta en påverkan som är begränsad till 1–2 fortplantningssäsonger eller övervintringar. Undersökningsfasen betraktar vi som en del av anläggningen. Även avvecklingsfasen är tidsbegränsad och kan förväntas ha liknande påverkan som anläggningen, fast i lägre grad. Avvecklingen bedöms därför inte separat utan i samma klass som anläggningen.

**Drift:** Påverkan under driftsfasen omfattar vindparkens livslängd som uppskattas till uppåt 40 år, men potentiellt kan komma att förlängas genom en ny tillståndsprocess.

## ANDEL POTENTIELLT NEGATIVT PÅVERKAD YTA

Under denna rubrik bedöms hur stor andel av ytan av en populations/artgrupps utbredning, rekryteringsområde eller övervintringsområde som potentiellt kan komma att påverkas av en storskalig utbyggnad av vindkraften enligt industrins preferenser för bottenfasta fundament så som den modellerats i avsnitt 3.2. Kartan över industrins preferenser har överlagrats de biologiska kartorna som presenterats i avsnitt 5–8, eller så har ett resonemang förts utifrån kunskapen om olika arters utbredning.

## GRAD AV NEGATIV PÅVERKAN

En samlad bedömning av hur allvarligt påverkan från utbyggnad och drift av vindkraft till havs är för den aktuella arten, till exempel hur känslig den är för buller eller sedimentöverlagring.

## POSITIV PÅVERKAN

Här anges om en positiv påverkan av en vindkraftsutbyggnad kan förväntas. Även indirekta effekter är inkluderade som ett minskat fiske i området.

## BEHOV RESTRIKTIONER

Detta är den samlade bedömningen om en utbyggnad av vindkraft till havs enligt industrins preferenser (avsnitt 3) kan betraktas som ohållbar för den aktuella populationen / artgruppen. För alla populationer/artgrupper som bedöms påverkas på ett ohållbart sätt har restriktioner för vindkraftsutbyggnaden tagits fram vilka presenteras i avsnitt 10.

## SÄKERHET I BEDÖMNINGEN

Bedömningen av påverkan i en hållbarhetskontext och det påföljande behovet av restriktioner av vindkraftsutbyggnad har gjorts utifrån det rådande kunskapsläget och de kartunderlag som är tillgängliga. Det finns brister både i forskningen och inte minst saknas litteratur för att bedöma exakt på det sätt i ett rumsligt perspektiv som vi gör i denna studie. De kartunderlag vi är beroende av har också ojämn kvalitet och ibland saknas kartor för att kunna göra rumsliga bedömningar, som till exempel för flyttande fågel och fladdermöss. Vi har gjort en samlad bedömning av säkerheten i hållbarhetsbedömningen. Följande klasser har använts: Hög – Säkerheten i bedömningen är väl underbyggd, kunskapen om påverkan från vindkraft är god och kartunderlagen är tillförlitliga. Medel – Säkerheten i bedömningen har brister antingen i kunskapen om påverkan från vindkraft eller i kartunderlagen. Vid tolkningen av kartanalyserna i avsnitt 10 bör man ta hänsyn till säkerheten i bedömningarna i tabell 9.

# 10. Biologiska kartor för analys

För att kunna göra en kartanalys över hela Sveriges del av Östersjön med syfte att bedöma påverkan av en storskalig utbyggnad av havsbaserad vindkraft behövs kartor över de växter och djur som kan komma att påverkas. Under bakgrundsarbetet då påverkan på olika arter och artgrupper sammanställts (avsnitt 5–8) har det blivit tydligt att alla organismer inte riskeras att påverkas på ett ohållbart sätt och för dessa behöver vi därmed inte heller heltäckande kartor. För vissa arter är det ett visst stadium, till exempel rekryteringen för fiskar eller övervintringsmiljöer för vissa fåglar, som är kritiska ur ett hållbarhetsperspektiv och då är det dessa ytor vi behöver ha kartor på för att kunna analysera påverkan. I detta avsnitt beskrivs vilka kartor vi kunnat samla in eller skapa som underlag för rumsliga analyser av påverkan av vindkraft.

Den rumsliga analysen genomfördes med hjälp av publicerade kartor presenterade i avsnitt 5–8 och datauppsättningar från nationella inventeringar. LifeWatch-data, som inkluderar medborgarobservationer, användes för att visuellt bedöma den övergripande observerade utbredningen av arter, men medborgarvetenskapliga observationer användes inte direkt i analysen. Observera att Swedish LifeWatch-konsortiet upphörde 2021 och det ersattes av Swedish Biodiversity Data Infrastructure Consortium (SBDI).

Potentiella effekter av havsbaserad vindkraft bedömdes på övergripande populationsnivå. Detta är en mindre detaljerad nivå än vad som krävs för tillståndsansökningar och miljökonsekvensbeskrivningar för specifika vindparker där kunskap om förekomst och utbredning av arter inom området är viktig för att bedöma påverkan. För en sammanställning av kunskapsläget kring påverkan på marint liv från havsbaserad vindkraft se Bergström m. fl. (2022).

För varje artgrupp har vi bedömt vilken nivå av störning som kan betraktas som ohållbar. Arter är känsliga för olika typer av störning, till exempel buller, sediment-spridning eller barriäreffekter. Vid bedömning av ekologisk hållbarhet har vi valt en princip som bygger på hur stor andel av en organisms utbredning som får störas. För mobila arter behandlas kritiska ytor separat, till exempel lekomyråden, övervintrings-områden.



## 10.1 Teknisk beskrivning av kartanalys

För den rumsliga analysen användes ett hexagonalt ruttmönster (vector grid) med ett avstånd på 500 meter mellan centroiderna (mittpunkterna) och en yta på 216 506 m<sup>2</sup> (0,216506 km<sup>2</sup>) per hexagon. Hexagonernas centroider användes för att skapa de attributtabeller som användes för den rumsliga analysen där centroiden tilldelas ett värde där hexagonerna överlappar eller skär av de tillgängliga kartornas polygoner eller linjer (till exempel biologiska kartor, marina skyddade områden, havsområden, industrins preferenser, baslinjer). Sedan användes rumsliga frågor (spatial querying) för valda centroider för att skapa de polygoner av hexagoner som använts för att redogöra för de beräknade områdena i den rumsliga analysen och för att visualisera resultaten. Endast centroider i havsmiljö användes.

För att välja kartor och data för rumslig analys upprättades ett prioriteringsschema. Prioritet gavs till kartor publicerade av myndigheter och vetenskapliga publikationer, följt av punktobservationsdatauppsättningar från experter i nationella övervakningsinsatser, och manuell digitalisering guidad av experter för att identifiera hot spots som inte visades på tidigare publicerade kartor (främst för fåglar) eller för att justera gränserna för buffrade punktobservationer.

Det prioritetsbaserade schemat möjliggör en minskning av antalet kartor och datauppsättningar som används i den rumsliga analysen. Det ökar också chansen att täcka samexisterande områden för hotade arter, där brist på data skulle ha gjort det svårt att bedöma effekter. Därför delades artkartorna in i fyra kategorier: sjöfågel, marina däggdjur, fiskar och bentos. Det var inte nödvändigt att inkludera bentosarter i den rumsliga analysen eftersom vindkraftsutbyggnaden inte har en ohållbar påverkan på dessa (se bedömning av påverkan i avsnitt 5.2).

## 10.2 Hantering av osäkerheter i kartor

När stora datamängder sammanställs från olika källor och presenteras i kartform kommer ofta kvalitén att variera i olika delar av kartan. Det är viktigt att förstå brister i kartan som kan bero på olika typer av osäkerheter, hur viktiga olika typer av fel är och hur de skall hanteras (Walker, 2003). Att negligera osäkerheter kan leda till felaktiga förutsägelser eller rekommendationer, eller om kartorna används i rumsliga analyser till helt felaktiga resultat eller råd (Fisher 1999). Det saknas konsensus gällande terminologi och typindelning för osäkerheter, men experter på ämnet är överens om att trots att olika typer av osäkerheter förekommer som kan påverka modellbaserad beslutstagande så bör målet vara att beslut baserat på underlag som innehåller osäkerheter tar höjd för osäkerheterna och på så sätt undviker negativa effekter snarare än att försöka eliminera osäkerheterna (Walker, 2003). Modellerade kartor kan betraktas som en förutsägelse av artens utbredning baserat på den data som funnits tillgänglig för modelleringen. Ibland kan modelleringsresultat se väldigt detaljerat ut trots att modellen bygger på begränsad mängd data. Därför är det viktigt att förstå vad modellen bygger på och modelleringens utvärderingsresultat.

Här är några typer av brister och osäkerheter som förekommer i de biologiska kartunderlagen:

- Kartor baserade på lite data, eller ojämnt fördelad data, t. ex. bara på häckningsplatser man känner till.
- Kartor baserade på data från för kort eller fel tidsperiod.
- Kartor baserade på kvalificerade gissningar av experter, eller intervjustudier av t.ex. fiskare.
- Kartan har för låg upplösning.
- Modellerad karta bygger på svag modell eller modellen i sin tur baseras på dåliga underlag.
- Kartor saknas för vissa områden.
- Kartor saknas för vissa organismer eller för kritiska livsstadier för dessa. Till exempel saknas bra kartor över fågelmigration.

Sedan etablerandet av ”försiktighetsprincipen”, som involverar situationer där osäkerhet råder om beslut om aktiviteter som potentiellt kan orsaka skada, har det funnits ett trängande behov av mer konstruktiva tillvägagångssätt för ansvarskyldighet relaterat till osäkerhet och okunnighet i regulatoriska beslut (Walter 2003). Vilken grad av säkerhet är nödvändig för att begränsa eller till och med förbjuda en aktivitet som kan vara skadlig? Detta är verkligen en utmanande fråga! Frånvaron av kunskap är inte osäkerhet. Traditionellt definieras osäkerhet som otillräcklig information på grund av dess inexakthet, opålitlighet och gränsöverskridande okunskap (Funtowicz och Ravetz 1990). Osäkerhet råder ofta när mycket information finns tillgänglig, eller när ny information blir tillgänglig som antingen minskar eller ökar osäkerheten. I den här studien definieras osäkerhet genom en modifiering av Walter 2003 som ”varje avvikelse från det ouppnåeliga idealet av fullständig *rumslig* förutsägbarhet”. För att hantera det praktiskt har vi utvärderat en rad olika möjligheter och slutligen valt den rättframma metod som användes av Hammar m fl. (2020 och 2018). Där presenterar författarna ett enkelt sätt att presentera dataosäkerhet som härrör från rumslig analys och använts för att informera svensk förvaltning och havsplanering.

Vi genomförde osäkerhetskarteringen genom att ta fram separata konfidenskartor för ”paraplyarter” (se avsnitt 10.1) liknande de som användes av Hammar m fl. (2020). Det fanns fyra fördefinierade numeriska kategorier av datakvalitet: 0 = inget datavärde; 0,25 = interpolation; 0,5 = distributionsmodell; 0,75 = validerad korrekt modell; 1 = fältmätning. Kategorierna tilldelades varje centroid i det hexagonala rutnätet. Denna metod möjliggjorde enkel åtskillnad mellan områden med hög och låg indataosäkerhet, såväl som områden med begränsad datatillgänglighet. Även om indexet bara representerar en liten del av den övergripande modellosäkerheten, ger det en värdefull rumslig representation för användaren att bättre tolka eventuella begränsningar för en hållbar storskalig vindkraftsutbyggnad.

Osäkerheterna presenteras som en egen karta i avsnitten för varje organismgrupp (sjöfågel, fisk, tumlare och säl) i avsnitt 10.3 – 10.5.

## 10.3 Sjöfågel

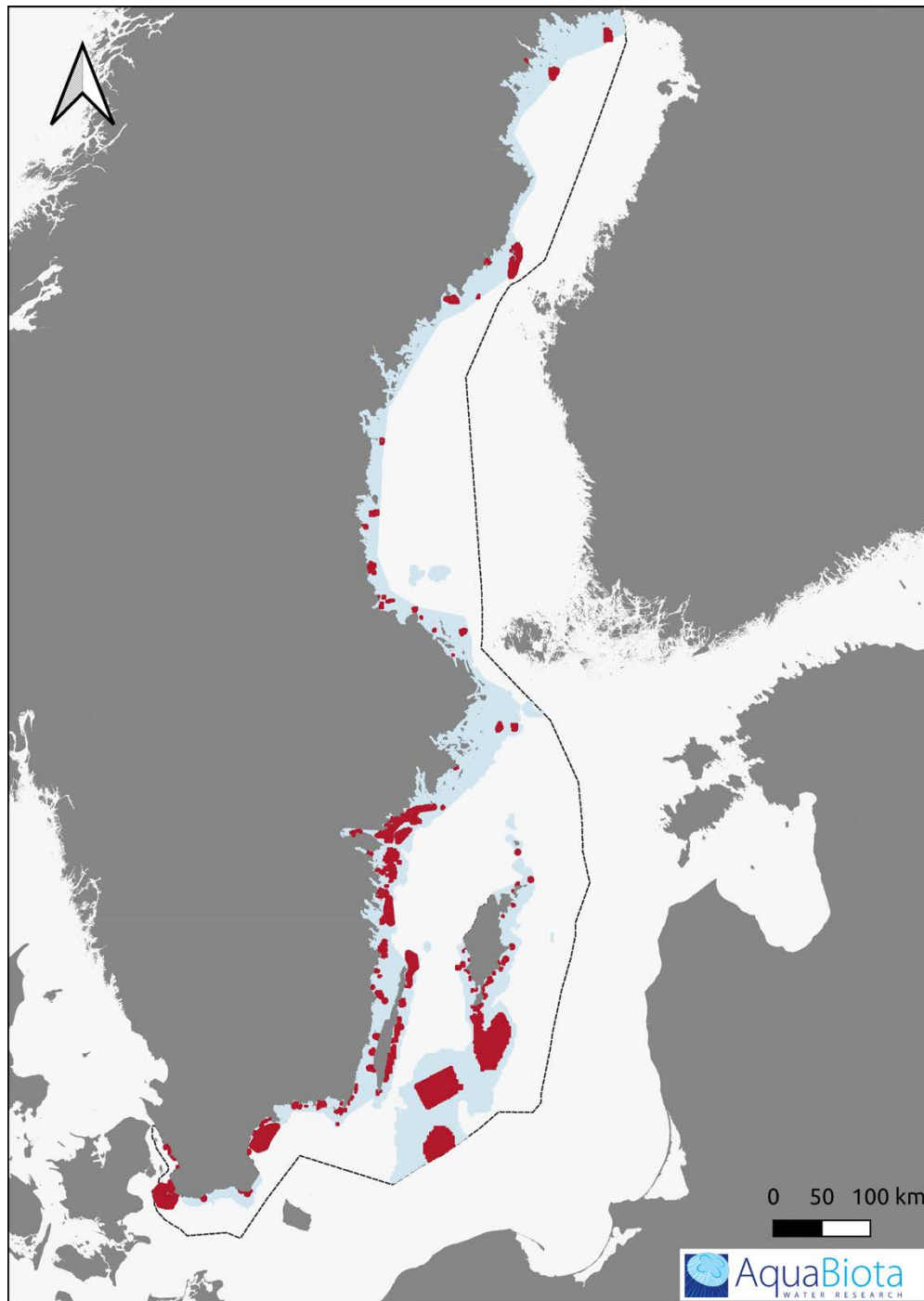
I Östersjön är övervintringsområden för sjöfågel särskilt känsliga för utbyggnad av havsbaserad vindkraft. Den hotade alfågeln har dokumenterats att aktivt undvika vindparker vilket gör att det är kritiskt att de viktiga övervintringsområdena undantas från utbyggnad av havsbaserad vindkraft. De områden som är viktiga för övervintring är starkt knutna till goda förekomster av musslor och har visat sig vara de samma år efter år (Larsson 2018). Dessa områden kan vara både kustnära och kring utsjöbankar, främst söder om Gotland. Kustnära områden kan vara av vikt för sjöfågel både under vintern och sommaren. Under sommaren häckar många sjöfåglar på kobbar och skär. De fiskätande alkorna sillgrissla och tordmule är starkt knutna till sina häckningsplatser under sommaren vid exempelvis Karlsöarna.

För att ta fram vilka områden i Östersjön som är särskilt viktiga övervintringsområden för sjöfågel användes data från HELCOM HOLAS II Dataset: Wintering areas for birds (2017) och data från Skov m. fl. (2011) med tätheter av alfågel på mer än 50 individer/km<sup>2</sup>. Detta eftersom dessa områden är kritiska för den hotade och sårbara populationen av alfågel som man har sett aktivt undviker områden med vindkraftverk. Diskussioner har även hållits med Leif Nilsson, Lunds universitet och övriga viktiga övervintringsområden för sjöfågel i Östersjön grundat på inventeringar har ritats in i direkt kartan. Dessa inventeringar omfattar räkningar av övervintrande fåglar inom övervintringsområden för sjöfågel från nationella inventeringar i Östersjön under 2009, 2011, 2015 och 2016 både längs kusterna och i utsjövatten (Leif Nilsson pers. kom. 2020). Sjöfåglar så som ejder, svärta och sjöorre förekommer i Östersjön under vintern men i mindre antal och inom områden som är så små att de försvinner i den övergripande skalan som denna rapport har. Området kring Falsterbohalvön är ett dokumenterat viktigt område för övervintrande ejder och småskrake (*Mergus serrator*) (Green & Nilsson 2015) samt svärta/sjöorre (Leif Nilsson pers. kom.).

Utöver områden för övervintrande fåglar har även häckande sjöfåglar undersökts. Där särskild hänsyn bör tas till kolonier av häckande fåglar. Häckningsområden för sjöfågel hämtades från HELCOM breeding areas for birds. Där till exempel Karlsöarna är utpekade där det finns kända kolonier av sillgrissla, tordmule och tobisgrissla.

Ur ett hållbarhetsperspektiv bör kärnområden för övervintrande fåglar, röda områden i figur 41, helt undantas från utbyggnad av havsbaserad vindkraft. Områdena som ska undantas är också utpekade viktiga häckningsområden för sjöfågel.

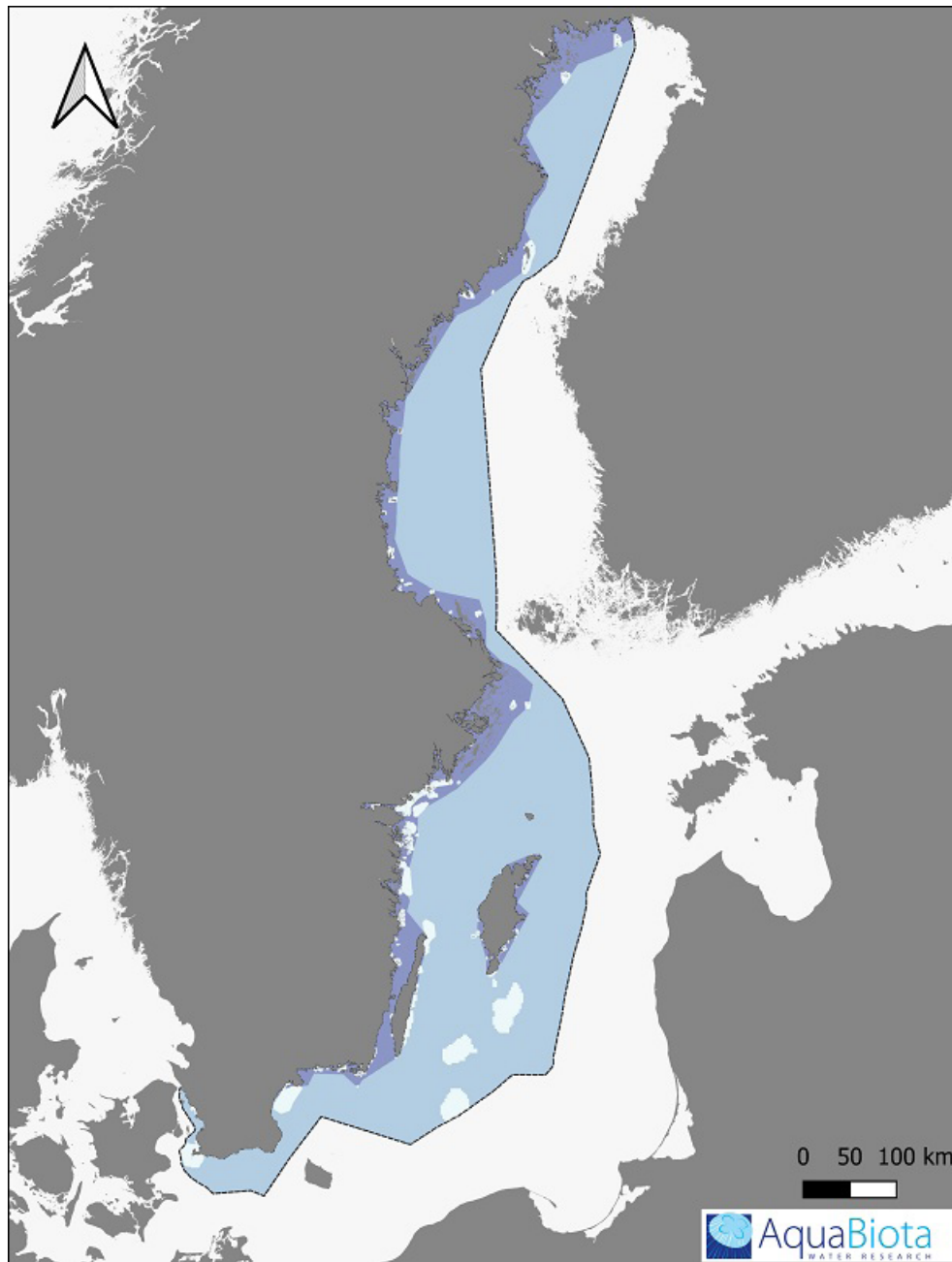
Som en försiktighetsåtgärd bör inte alltför stor andel av kustnära områden eller övriga övervintringsområden bebyggas av vindkraft då kustmiljön är viktig för många arter. Områden som därför inte bör bebyggas mer än 20 % av sin yta har därför också pekats ut, ljusblå områden i. Nivån 20 % sattes efter diskussion med Leif Nilsson (pers. kom 2020). De ljusblå områdena i figur 41 motsvarar områden med tätheter 5–50 individer/km<sup>2</sup> övervintrande alfågel (från Skov m. fl. 2011) och områden innanför baslinjen. Osäkerhetskartan (figur 42) visar en variation av osäkerhet som beror på att data från flera källor aggregerats i en karta.



#### Fåglar

- Olämpligt område
- Begränsning max utbyggnad 20%

Figur 41. Föreslagna ytor med begränsningar för havsbaserad vindkraft ur ett hållbarhetsperspektiv för sjöfåglar. Röda områden – ej lämpliga för vindkraft (byggnation eller drift), ljusblå områden – max utbyggnad 20 %. OBS. Migration av fågel ej inkluderad i modelleringen.



## Fåglar

Dataosäkerhet kompatibel med SYMPHONY (Hammar, L. et al 2018)

- 1,00: ingen data och extrapolering inte möjlig
- 0,75: dålig modell, extrapolering utan viktiga parametrar
- 0,50: bra modell
- 0,25: viss mätdata eller mycket god modell, validerad

Figur 42. Osäkerhetskarta gällande fågeldata som använts för rumslig analys. Osäkerheten varierar då data från olika källor utgjort underlag. De större mellanblå ytorna (0,50) är baserade på modellerade kartor av alfågel (Skov m. fl. 2011) och den ljusare blå (0,25) är bekräftad av ytterligare inventeringsdata.

## 10.4 Fisk

När det gäller hur fisk påverkas av vindkraft beror det på många faktorer. Av central betydelse är den lokala situationen då fiskfaunan skiljer sig åt beroende på var i Östersjön en etablering sker. En viktig anledning till skillnaderna är att salthalten varierar, men också att många andra faktorer spelar in. Påverkan på fisk handlar främst om ljud och sedimentspridning under anläggningsfasen och reveffekten under driftfasen. Generellt är påverkan på fisk begränsad på populationsnivå t.ex. om sill skulle reagera beteendemässigt pga. störande ljud, under anläggningen av ett monopile-fundament, kommer det med stor sannolikhet inte få en mätbar effekt på reproduktionen och överlevnaden för en hel population inom ett havsområde.

Åtgärder för att havsbaserade vindparker ska vara hållbara för fisk handlar främst om att tillämpa tillgängliga skyddsåtgärder och att undvika anläggning i områden, och under perioder, som är extra känsliga för en sårbar art t.ex. när leken i ett begränsat område är som mest intensiv. För flertalet fiskarter i Östersjön är detta ett problem av mindre betydelse, inte minst för att det är vanligt att lekperioden sker över flera månader och att lekområdena är spridda över stora ytor. Lekområdena kan också vara begränsade till ett visst djup så som sillen/strömmingen som leker på grunda bottnar ner till cirka 10 meters djup i Östersjön. De vindkraftverk som planeras för idag byggs i stort sett inte på så grunda områden då anläggningen sker från stora fartyg som kräver större djup. Påverkan från buller och sedimentspridning kan dock ske in till grundområden. Men då sillens/strömmingens lekområden är vidsträckta, se figur 23, blir påverkan på lek på populationsnivå väldigt begränsad. I specifika tillståndsärenden kan dock krav från myndigheterna på att begränsa påverkan på lokala populationer förekomma.

### 10.4.1 Torsk

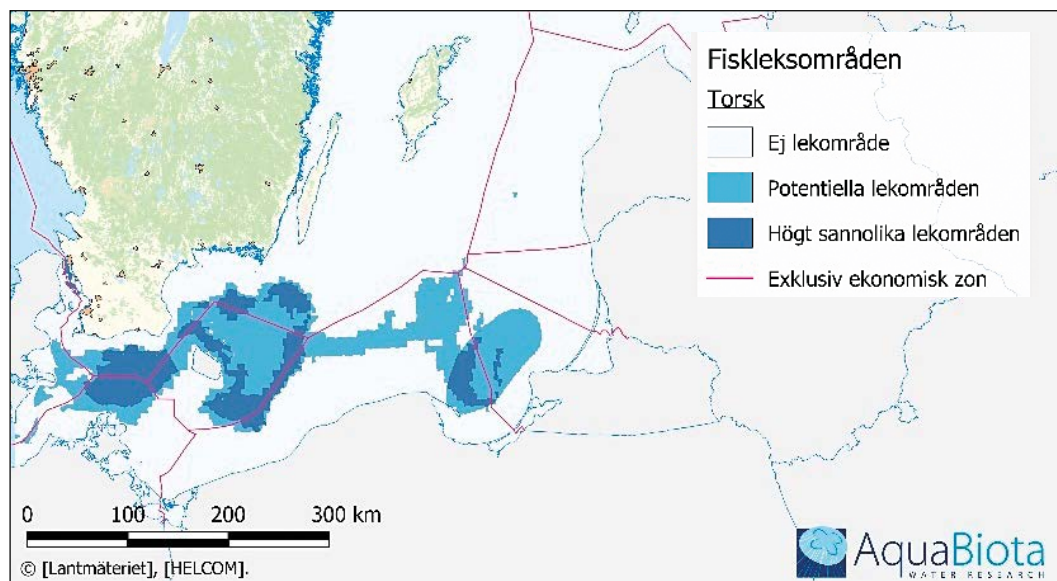
En närmare analys utförs här av torsk då det är en art som är sårbar (VU) (SLU Art-databanken 2022), det är en viktigt kommersiell art och det är en rovfisk som spelar en betydande roll i Östersjöns ekosystem (Bergenius m.fl. 2019). Det är en art som fanns i mycket större mängder i Östersjön tidigare, men som en följd av ett överfiske, förändrad vattenmiljö, födotillgång och sjukdomar har den minskat avsevärt under de senaste decennierna (Bryhn m.fl., 2020, Havs- och vattenmyndigheten, 2021d). De låga nivåerna har lett till att det riktade torskfisket har stoppats (ICES, 2021ab).

Torsk finns främst i södra Östersjön i två populationer: det större östra beståndet (ICES delområde 25–32) och det västra beståndet (ICES delområde 22–24). Bestånden har genetiska skillnader (Nissling och Westin 1997, Poćwierz-Kotus m. fl. 2015). För det västra beståndet sker leken i svenska vatten främst i Öresund, samt utanför Sveriges ekonomiska zon, i Bälthavet, Mecklenburgbukten och Kielbukten. Det viktigaste lekområdet för östra torskbeståndet är utanför svenska vatten, i Bornholmsdjupet (MacKenzie m. fl. 2000).

Om torsk befinner sig i närheten av anläggningen av ett monopile-fundament med höga ljud som följd, kan det leda till flyktbeteende och temporär hörselnedsättning (Mikaelsen m. fl. 2021) samtidigt som det finns studier som konstaterat att de kan tåla förhållandevis höga ljudvolymmer (Kastelein m. fl. 2008). De har dessutom en god förmåga att röra sig ifrån områden som upplevs som stressande. Det gäller även sedimentspridning där torsk kan välja att röra sig från vatten med suspenderat materia (Westerberg m.fl. 1996) samtidigt som den har visat sig tåla höga koncentrationer av sediment (Humborstad m.fl. 2006).

Torsk leker i bestämda områden under en viss period. En lyckad lek förutsätter att det råder goda förhållanden på platsen med syresatt vatten med rätt salthalt. Leken kan störas av yttre faktorer så som höga ljudnivåer från vindkraftsinstallationer (Hammar m.fl. 2014). Torsken har ett utvecklat lekbeteende som även inbegriper kommunikation med ljud (Fudge och Rose 2009, Hawkins och Picciulin 2019) vilket skulle kunna störas av yttre ljudpåverkan. Det är dock noterbart att torsk även leker i områden med höga ljudvolymmer som till exempel i Öresund (Havs- och vattenmyndigheten 2021), som är ett av världens mest trafikerade havsområden (Vieira m. fl. 2020).

Givet torskens känsliga tillstånd i Östersjön finns det goda anledningar till att minimera en eventuell påverkan från etablering av vindkraft. Särskilt torskleken blir viktig att beakta. Huvuddelen av torskleken i Östersjön sker utanför svenska vatten (Havs- och vattenmyndigheten 2021d) men en viss lek kan även förekomma i Sveriges zon som visas i kartan i figur 43. Om en etablering sker i dessa områden är det av central betydelse att använda tillgängliga skyddsåtgärder. Ljudspridningen kan reduceras med hjälp av bullerdämpande åtgärder som t.ex. bubbelgardiner och Hydro Sound Damper (Tsouvalas och Metrikine 2016). Det finns också tekniker som kan mota bort fisk innan installationsarbetet inleds (Naturvårdsverket 2008, Van der Meij m. fl. 2015). Anläggning av vindkraft kan också planeras så att det inte sker i närheten av viktigt lek område under en period när leken är som intensivast (figur 44).



Figur 43. Ytor i Östersjön där det kan förekomma torsklek (HELCOM). Det viktigaste lekområdet för östra torskpopulationen är Bornholmsdjupet som ligger i danska vatten. De viktigaste lek områdena för västra bestånden i svenska vatten är Öresund (övriga områden är Mecklenburgbukten, Kielbukten och Danska Bält).



Fisk  
■ Begränsning under peak torsklek

Figur 44. Blå ytor motsvarar områden i svenska vatten där torsklek kan förekomma (HELCOM Map and Data Service 2020) och där det är centralt att tekniska skyddsåtgärder tillämpas eller att anläggning av vindkraftverk som genererar högintensivt ljud undviks när torskleken är som intensivast.

Under driftfasen kan torsk gynnas av en vindpark givet den tydliga reveffekt vindkraftverk har på torsk (Bergström m. fl. 2013, De Troch m. fl. 2013, Reubens m. fl. 2013, 2014a, 2014b, Van Hal m. fl. 2017). Detta har även konstaterats på andra artificiella rev som t.ex. Hummerreven utanför Göteborg där det blev mer torsk som dessutom var mer välnärda än i omgivande vatten (Länsstyrelsen 2007). Dessutom brukar fisket reduceras i vindparksområden vilket gynnar torsk. Även livet på bottenarna, där torsk finner föda, kan gynnas om bottentrålning upphör (Coates m. fl. 2016).



Osäkerhetskartan (figur 45) visar på en homogen kvalitet av modellerade kartor som använts för analys av fisk.



### Fisk

Dataosäkerhet kompatibel med SYMPHONY (Hammar, L. et al 2018)

- 1,00: ingen data och extrapolering inte möjlig
- 0,75: dålig modell, extrapolering utan viktiga parametrar
- 0,50: bra modell
- 0,25: viss mätdata eller mycket god modell, validerad

Figur 45. Osäkerhetskarta med homogen kvalitet av modellerade kartor som använts för analys av fisk.

## 10.5 Marina däggdjur

För att havsbaserade vindparker ska vara hållbara för marina däggdjur krävs det hänsynsåtgärder vid anläggandet. Det handlar framför allt om bullerdämpande åtgärder vid kraftiga impulsiva förläggningsmetoder för fundament men även särskild hänsyn under reproduktionsperioder då ungar och honor troligen är speciellt störningskänsliga (Andersen m. fl. 2012, 2014, Bergström m. fl. 2022).

### 10.5.1 Tumlare

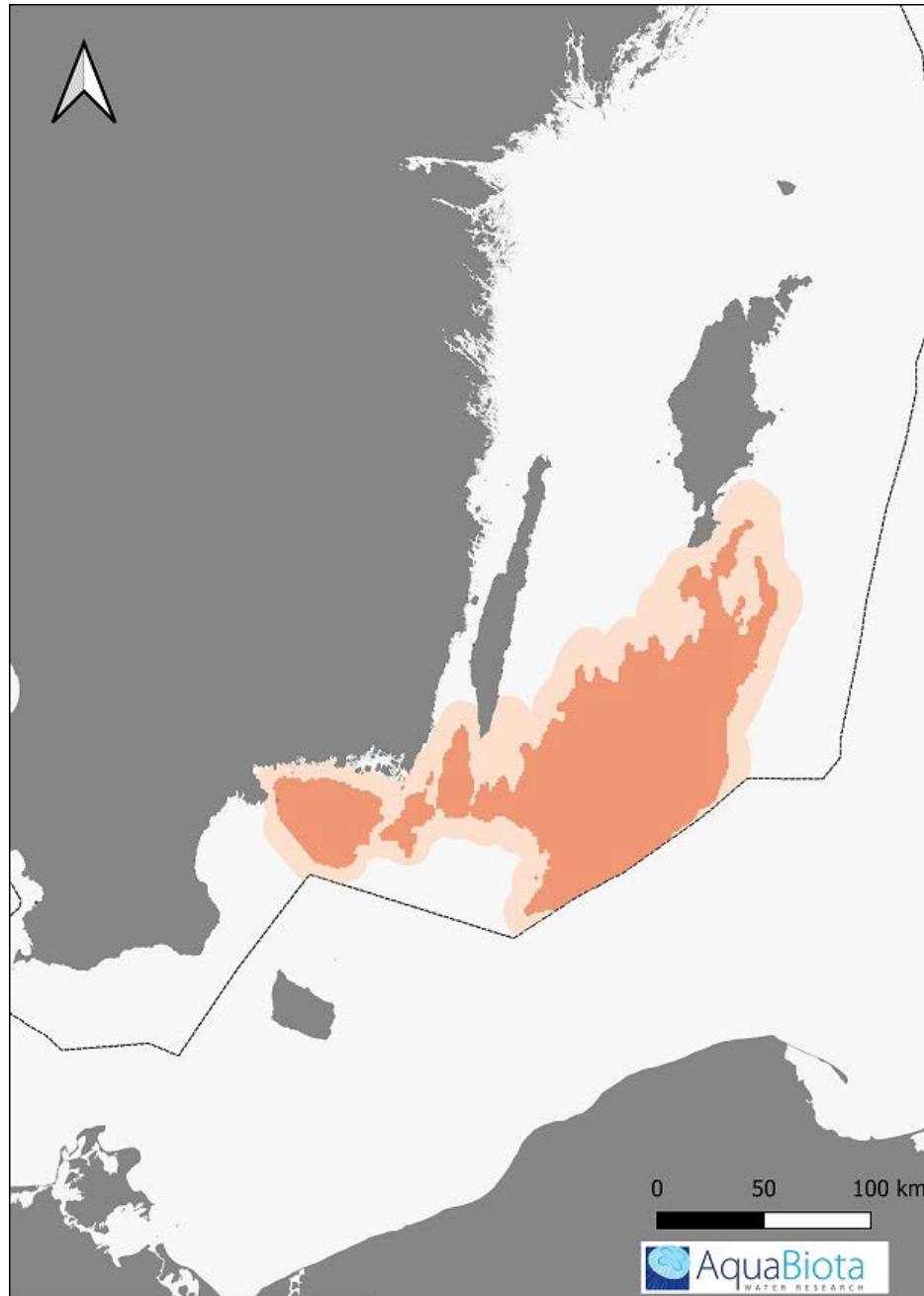
För tumlare är det särskilt viktigt att ta hänsyn till Östersjöpopulationen som är akut hotad (SLU Artdatabanken 2020) och därmed extra känslig för påverkan. Populationen i Östersjön är liten och därmed extra sårbar för påverkan. Tumlare är känsliga för undervattensljud året om men är troligen extra känsliga under sommaren då de föder sina kalvar och har små kalvar som diar. För att framgångsrikt reproducera sig är tumlarhonor beroende av föda med högt energiinnehåll och en god hälsa (Ijsseldijk 2021) och allvarliga störningar kan få konsekvenser för nästkommande års kalvning. Störningar under sommaren kan potentiellt orsaka långa separationer mellan mamma och kalv, som kan få negativa konsekvenser för kalvens överlevnad. Kalven är beroende av mamman under 8–10 månader men under denna period övergår kalvarna till en mer juvenil diet (Smith & Read, 1992) varför känsligheten för störning sannolikt minskar hos äldre kalvar.

Viktiga områden för tumlare från Östersjöpopulationen bör inte ha undervattensbuller som påverkar tumlarnas beteende under sommaren maj–augusti (figur 46). De utpekade viktiga områdena i denna rapport är grundade på utpekade viktiga områden för Östersjöpopulationen som tagits fram från SAMBAH-projektet och bygger på data från 2011–2013. Undersökningen omfattade Egentliga Östersjön i djupintervallet 0–70 m djup, vilket prioriterades utifrån litteraturuppgifter om tumlarens upphållsmiljöer. Osäkerhetskartan visar vilka områden som inkluderats i karteringen och övriga områden har klassningen att data saknas (figur 47). De modellerade utpekade områdena i figur 46 ringar in de områden som hyser cirka 30 % av Östersjöpopulationen under sommaren, maj–juli (Carlström och Carlén 2016). Restriktionsområdena i figur 46 (mörkorange) bör vara ostörda utan anläggningsarbeten eller högt undervattensbuller som kan orsaka undvikandebeteenden under sommarmånaderna maj–augusti eftersom en störning av tumlare under denna period kan få påverkan på populationsnivå. Tumlares utbredning är starkt kopplad till förekomsten av föda varför utbredningsmönster också kan variera över tid (Sveegaard m. fl. 2018). De utpekade viktiga områdena kan därmed förändras något över tid och en återkommande övervakning av Östersjöpopulationen av tumlare kan ge en mer uppdaterad bild över var kärnområden kan finnas.

Kring restriktionsområdena har en buffertzona lagts (ca 10 km bred) vilket är en ungefärlig visualisering av den zon inom vilken särskild hänsyn behöver tas under sommaren (maj–augusti) för att tillse att inte ljudnivåer från anläggningsarbeten som kan orsaka undvikandebeteende hos tumlare når restriktionsområdena. Det råder inte konsensus om tröskelvärden för undvikandebeteende för tumlare men 100 dB re. 1  $\mu$ Pa viktat för tumlare har föreslagits av Tougaard m. fl. (2015) baserat på tumlarnas hörsel och beteendereaktioner på buller av vilda tumlare.

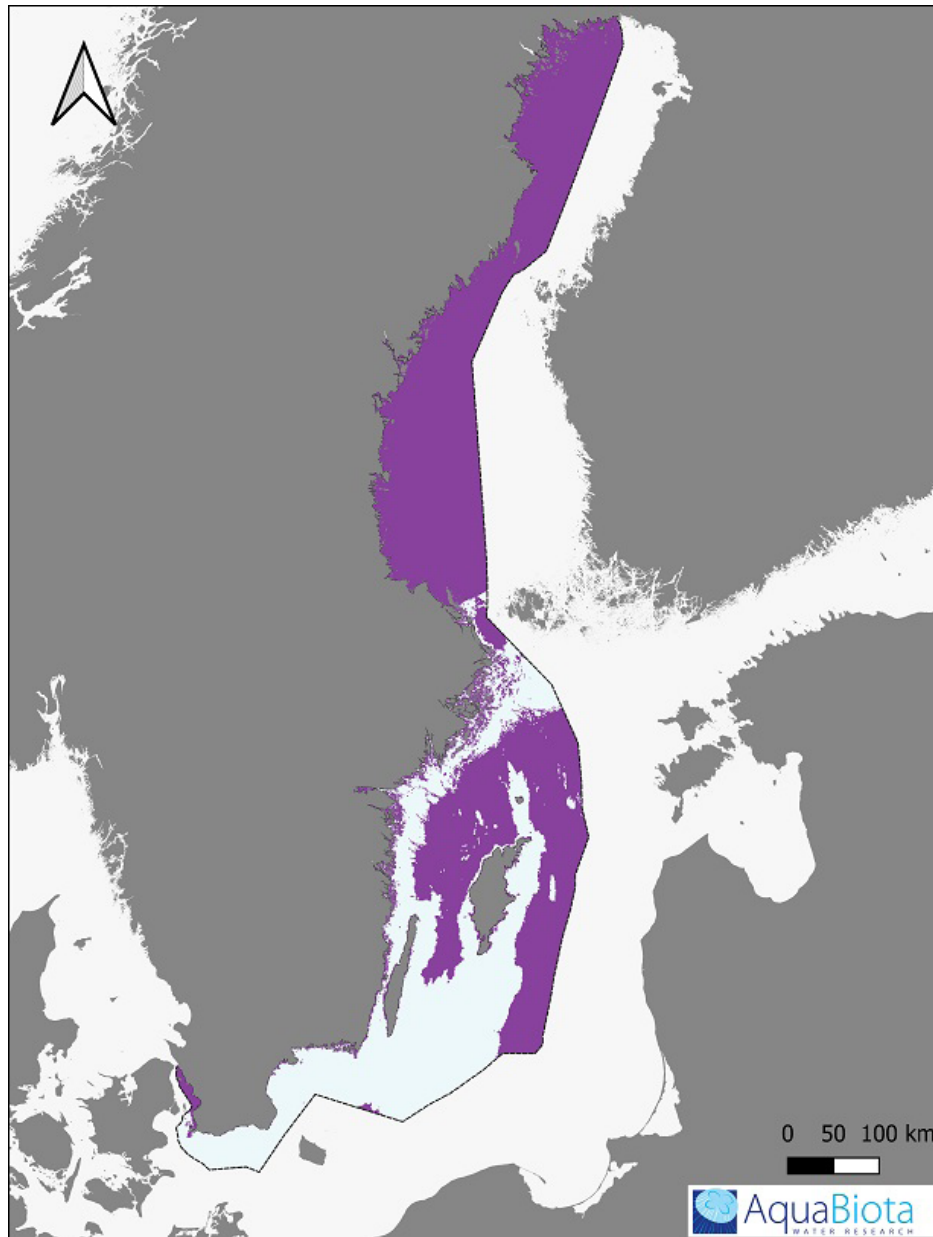
För att byggnation av vindkraft ska vara ekologiskt hållbar får inte utbyggnaden hota populationer eller påverka hotade populationer negativt. Utbyggnad av vindkraft bedöms inte påverka Bälthavspopulationen, som har en gynnsam populations-

status, så att den riskerar att bli hotad så länge som man vid byggnation använder hänsynsåtgärder som tar bort risken för skador (se 8.3.3). Påverkan blir en tillfällig undanträngning och habitatförlust under byggnationen av enskilda vindparker.



Tumlare  
■ Viktigt tumlarområde sommar  
■ Hänsynszon

Figur 46. Föreslagna ytor med begränsningar för havsbaserad vindkraft under sommaren ur ett hållbarhetsperspektiv för tumlare. Mörkorange-utpekade viktiga områden för tumlare från Östersjöpopulationen under sommaren (maj–juli) (modellering från Carlström och Carlén 2016) där inga anläggningsarbeten bör äga rum under maj–augusti. Inget undervattensbuller som orsakar beteendepåverkan ska nå det mörkorange området under maj–augusti.



### Marina däggdjur: tumlare

Dataosäkerhet kompatibel med SYMPHONY (Hammar, L. et al 2018)

- 1,00: ingen data och extrapolering inte möjlig
- 0,75: dålig modell, extrapolering utan viktiga parametrar
- 0,50: bra modell
- 0,25: viss mätdata eller mycket god modell, validerad

Figur 47. Osäkerhetskarta för tumlare av Östersjöpopulationen. Ljusblå områden (0,25) visar ytor som undersöktes med detektorer och modellering av insamlade data från djupintervallet 0–70 m djup i Egentliga Östersjön under projektet SAMBAH (Carlén m. fl. 2018). Övriga områden inventerades inte och saknar därför data.

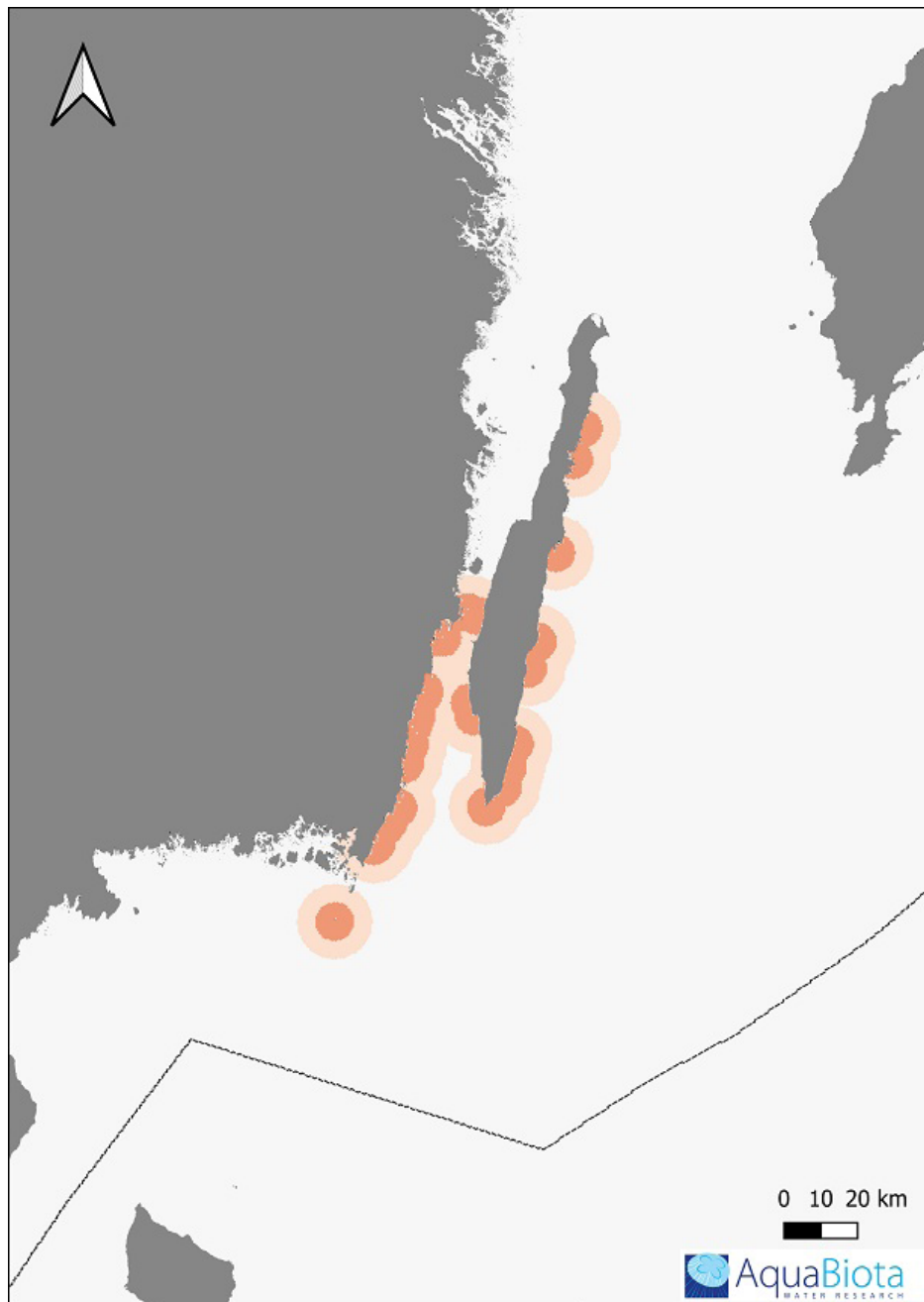
## 10.5.2 Sälar

Östersjöpopulationen av knobbsäl är listad som sårbar (SLU Artdatabanken) och är den enda av sälarterna i Sverige som bedöms kunna påverkas negativt på populationsnivå av en utbyggnad av havsbaserad vindkraft så länge som hänsyn tas i form av bullerdämpande åtgärder som förhindrar skada. Gråsäl och vikare har växande populationer i Östersjön och då sälart inte är så känsliga för undervattensbuller riskerar inte anläggning av vindparker påverka de populationerna så länge som hänsyn tas i form av bullerdämpande åtgärder som förhindrar skada. I denna rapport har vi endast tagit hänsyn till svenska populationer av sälart men vill uppmärksamma att de små populationerna av vikare i Finska viken och i Rigabukten kan behöva särskilda hänsyn för att inte påverka de populationerna vid byggnation av vindkraft där de har sina liggplatser under tider då vikare får sina kutar, diar och byter päls. Dessa tider skiljer sig från knobbsälarnas känsliga perioder.

Den känsligaste perioden för sälart är under tiden då de diar sina kutar på land (eller isen) och när de byter sin päls. Knobbsälart är starkt knutna till specifika liggplatser under denna tid (Andersen m. fl. 2012, 2014). För att inte påverka knobbsälpopulationen i Östersjön föreslås därför restriktionsområden kring kända liggplatser/kolonier (Ahola 2020) med omnejd (5 km) under sommaren (juni–augusti) (figur 48). Inom liggplatserna och restriktionsområdena ska det inte förekomma anläggningsarbeten eller förekomma undervattensbuller som påverkar sälarnas beteende under den känsliga perioden under sommaren.

Kring restriktionsområdena har en buffertzona lagts (ca 10 km bred) (figur 48), inom vilket särskild hänsyn behöver tas under sommaren (maj–augusti) för att tillse att inte ljudnivåer från anläggningsarbeten som kan orsaka undvikande beteende hos sälart når restriktionsområdena. Knobbsälart dock kan även söka föda på längre avstånd från sina liggplatser men är inte starkt knutna till specifika födosöksområden. Under den känsliga perioden när de föder upp sina kutar uppehåller de sig i närheten av liggplatsen (Andersen m. fl. 2012, 2014). Bedömningen av påverkan på sälart förutsätter att de rekommenderade hänsynåtgärderna som återfinns i avsnitt 8.3.3 följs.

Figur 49 visar en osäkerhetskarta över information om knobbsäl tillhörande Östersjöpopulationen som använts för analyserna. Liggplatser som populationen använder är begränsade till ett mindre område kring Öland och Kalmarsund och väl kända. Utifrån detta har underlagskartan få värde 0,50 i osäkerhetsmått.



- Knubbsäl
- Begränsning knubbsäl sommar
  - Begränsning knubbsäl med bullerdämping sommar

Figur 48. Föreslagna ytor med begränsningar för havsbaserad vindkraft under sommaren ur ett hållbarhetsperspektiv under juni–augusti ur ett hållbarhetsperspektiv för knubbsäl. Mörkorange – kända liggplatser med omnejd 5 km ska inte ha undervattensbuller som påverkar sälarnas beteende under den känsliga perioden under sommaren (Havs- och vattenmyndigheten och SMHI (2020) SHARKweb dataset).



### Marina däggdjur: knubbsäl

Dataosäkerhet kompatibel med SYMPHONY (Hammar, L. et al 2018)

- 1,00: ingen data och extrapolering inte möjlig
- 0,75: dålig modell, extrapolering utan viktiga parametrar
- 0,50: bra modell
- 0,25: viss mätdata eller mycket god modell, validerad

Figur 49. Östersjöpopulationen av knubbsäl använder frekvent liggplatser kring södra Öland. Dessa är väl kända och hela kartan har därför fått osäkerhetsmättet 0,50.

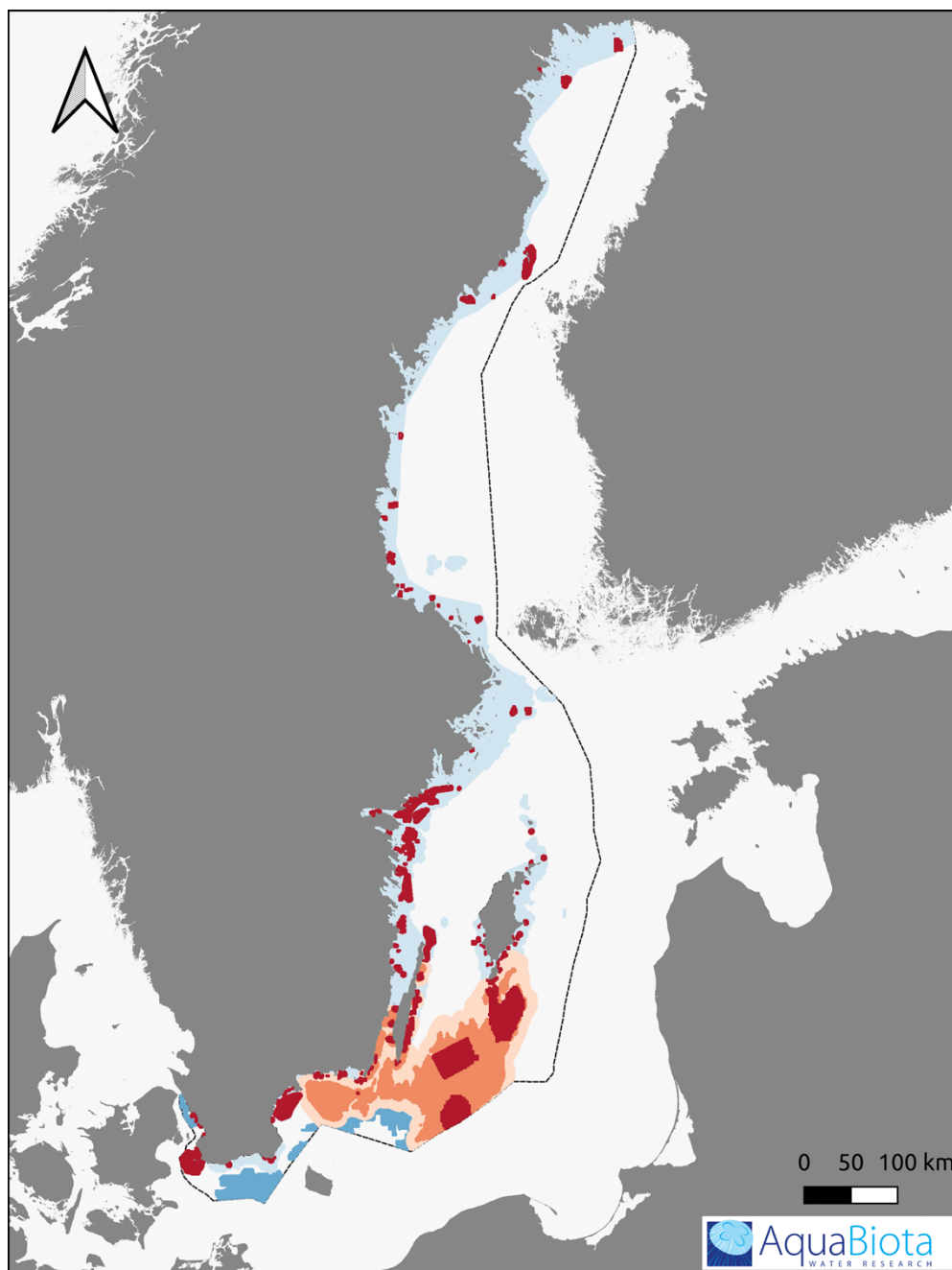
# 11. Byggbarhet utifrån ett hållbarhetsperspektiv

## 11.1 Byggbarhet med bottenfasta fundament

För att sälla fram ytor där vindparker med bottenfasta fundament kan byggas på ett ekologiskt hållbart sätt gjordes en kartanalys i GIS. Alla biologiska kartor (avsnitt 10) som visade olika restriktioner för byggande av havsbaserad vindkraft integrerades i en karta (figur 50). Röda ytor bedöms ej lämpliga att bebygga. Ytor med andra färger bedöms kunna bebyggas givet att restriktionerna och hänsynsåtgärder för marina däggdjur (avsnitt 8.3.3) följs, men notera att migrerande fågel och fladdermöss inte analyserats vilket kan begränsa omfattningen av de byggbara ytorna. Kartan visar att många av restriktionsytorna återfinns i södra Östersjön vilket speglar att fler känsliga arter fortplantar sig eller övervintrar där. Längs kusterna återfinns också restriktionsytor för att minska påverkan på framför allt fåglar som häckar, rastar eller övervintrar längs kusterna, men restriktionerna har effekt även på kustlekande fisk som till exempel strömming.

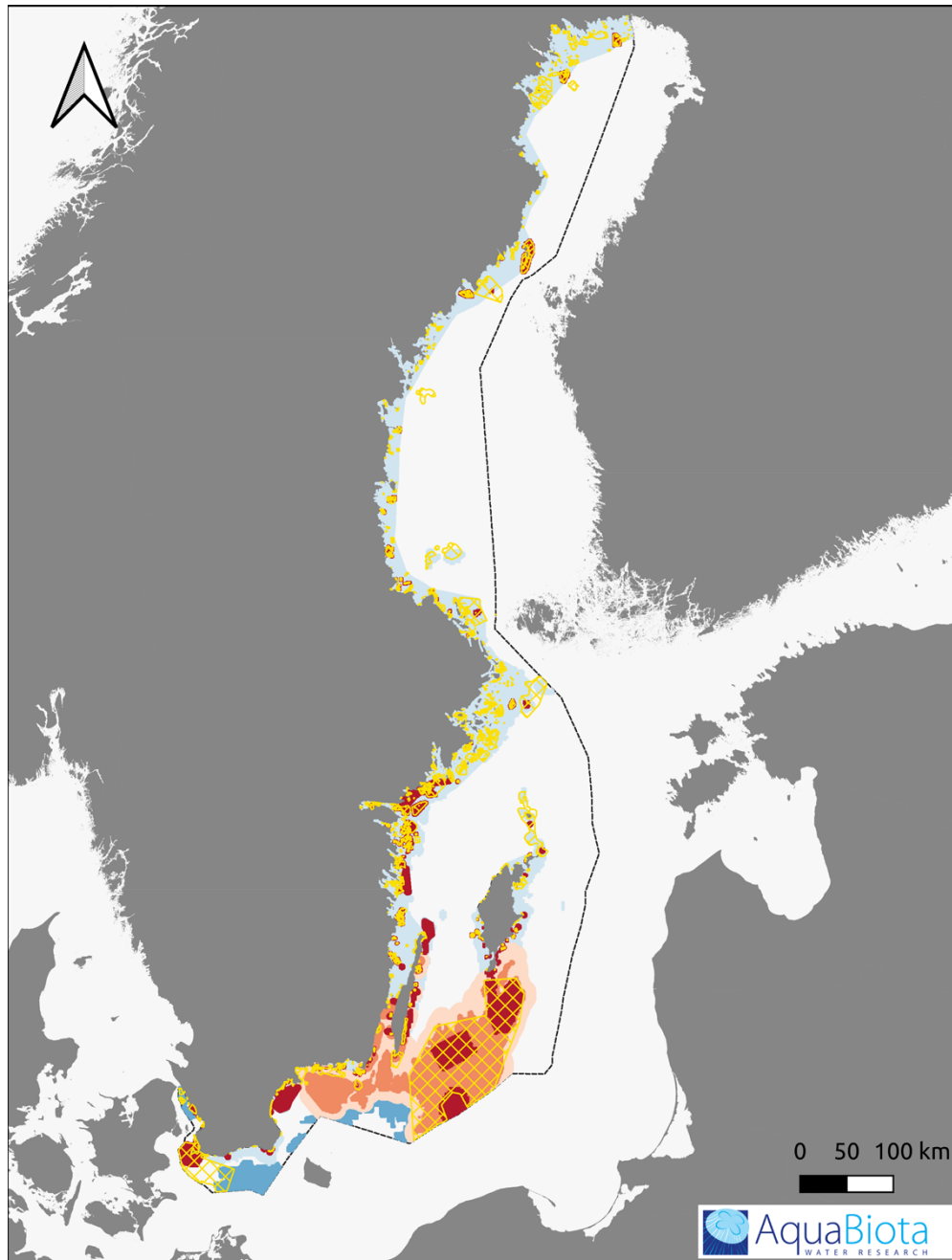
I nästa steg överlagrade vi ett lager som beskriver ytor med områdesskydd av klasserna nationalparker, naturreservat och Natura 2000-områden, figur 51. Som förväntat sammanfaller de skyddade områdena i viss mån med de ytor där restriktioner föreslås, men det finns också skillnader. Ytor som bedömts som olämpliga att bebygga återfinns ofta inom skyddade områden, medan endast en mindre del av ytor med restriktioner är skyddade. Sannolikheten att få tillstånd att bygga en vindpark i ett skyddat område bedömer vi som låg även om det inte är uteslutet. I det storskaliga perspektiv som används i denna studie bedömer vi att vindkraftsetablering i skyddade områden kommer vara så ovanligt att en bättre uppskattning av den samlade påverkan från en storskalig vindkraftsutbyggnad nås med antagandet att skyddade områden inte bebyggs. I figur 51 är de röda, det vill säga samma färg som olämpliga ytor att bebygga.











- Begränsning**
- Olämpligt område
  - Olämpligt område sommar
  - Hänsynszon
  - Begränsning max utbyggnad 20%
  - Begränsning under peak torsklek

Figur 50. Integrerad karta över alla föreslagna restriktionsytor.

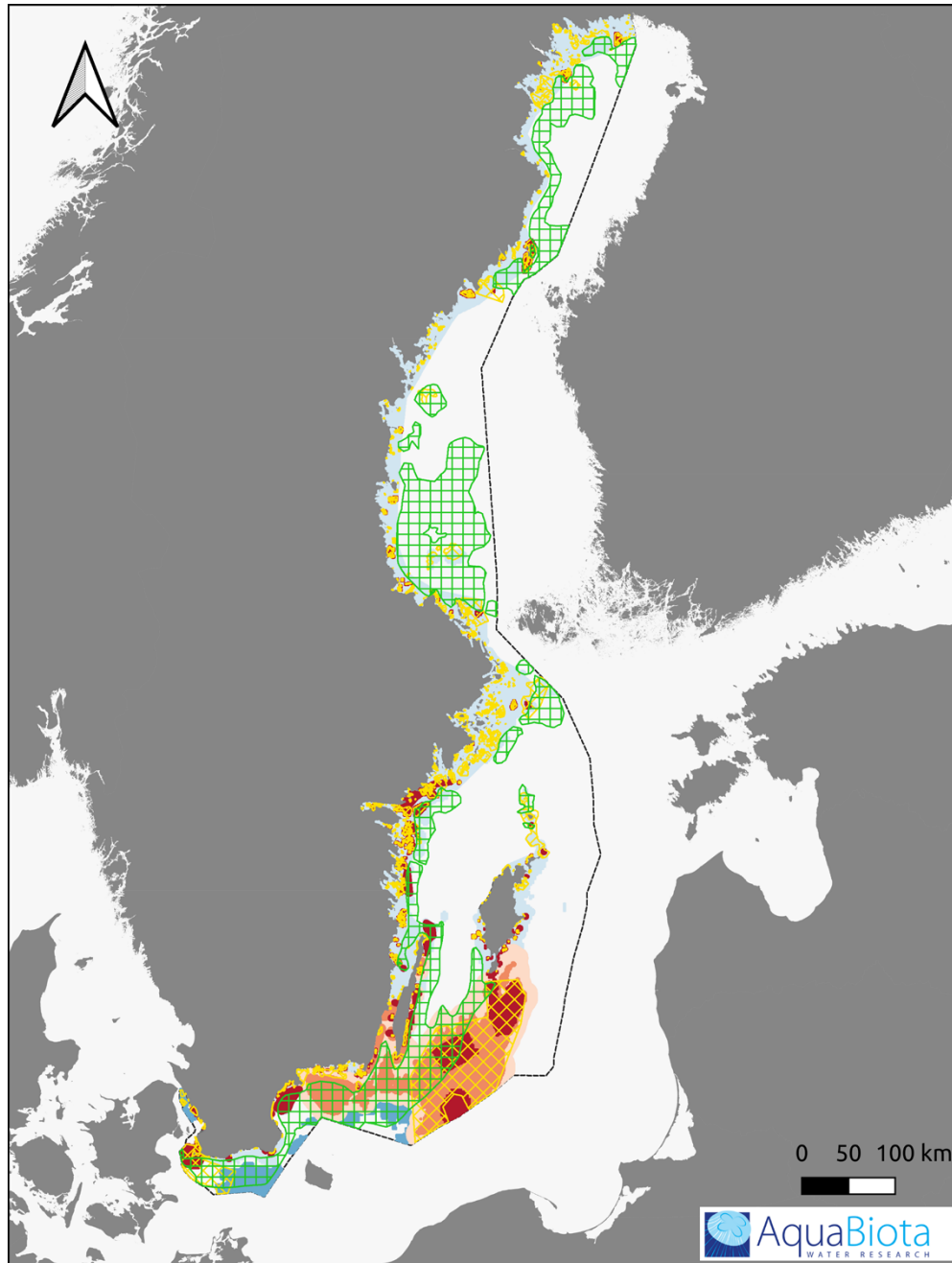


**Begränsning med befintligt områdesskydd**

-  Befintligt områdesskydd
-  Olämpligt område
-  Olämpligt område sommar
-  Hänsynszon
-  Begränsning max utbyggnad 20%
-  Begränsning under peak torsklek

Figur 51. Restriktionsytor och områden med befintligt områdesskydd (nationalparker, Natura 2000-områden och naturreservat).

Slutligen överlagrades restriktionsytorna med lagret som beskriver ytor industrin är intresserade av att bebygga med bottenfasta fundament utifrån modelleringen beskriven i avsnitt 3 (figur 52).



- |                                  |                                 |
|----------------------------------|---------------------------------|
| Vindkraftsindustrins preferenser | Olämpligt område sommar         |
| Vindkraftsindustrins preferenser | Hänsynszon                      |
| Befintligt områdesskydd          | Begränsning max utbyggnad 20%   |
| Olämpligt område                 | Begränsning under peak torsklek |

Figur 52. Restriktionsytor, områden med områdesskydd och vindkraftsindustrins preferenser för områden med bottenfasta fundament.

En översiktlig bild framträder där endast mindre ytor är byggbara för vindparker med bottenfasta fundament utan restriktioner i södra Östersjön. I Bottenhavet och även i Bottenviken, finns stora ytor som framstår som lämpliga för vindkraftsutbyggnad. Återigen måste vi framhålla att migrerande fågel och fladdermöss inte kunnat inkluderas i analysen vilket kan komma att begränsa ytornas storlek eller kräva hänsyns-åtgärder för att undgå/minska påverkan. I tabell 11 anges den sammanlagda arealen för områden där industrin föredrar att etablera vindkraft enligt modelleringen i avsnitt 3 Ytan, kallad *Industrins preferenser*, uppgår till sammanlagt 42 664 km<sup>2</sup>. Andelen av denna yta som klassats som olämplig uppgår till 5 %, medan 35 % klassats som lämpliga med restriktioner och 57 % utan restriktioner. Eftersom vi bedömer att vindkraft endast i ringa omfattning kommer att byggas inom ytor med områdesskydd räknad vi bort dessa. Områdesskydd motsvarar 13 % av industrins preferensområden för vindkraft och genom att ta bort ytor med områdesskydd reduceras de ytor som bedömts som lämpliga med restriktioner till 12 331 km<sup>2</sup> (29 %) och ytor bedömda som lämpliga utan restriktioner till 22 664 km<sup>2</sup> (53 %). Sammantaget uppgår ytor som bedöms som lämpliga att bebygga med eller utan restriktioner till 34 995 km<sup>2</sup>, vilket motsvarar 82 % av industrins prefererade ytor.

**Tabell 11. Sammanlagd storlek av ytor inkluderade i industrins preferenser för vindkraft, samt andelar av denna yta som har områdesskydd, bedömts som olämpliga, lämpliga med restriktioner eller lämpliga utan restriktioner för utbyggnad av havsbaserad vindkraft.**

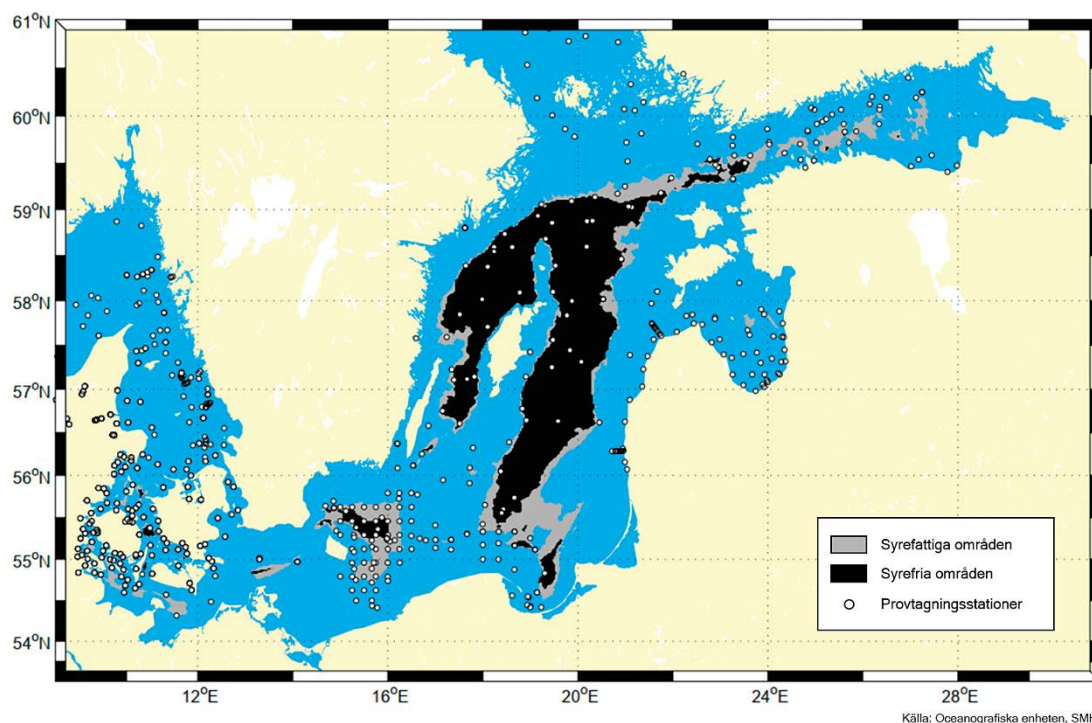
Kategori	km <sup>2</sup>	Andel
Industrins preferenser	42 664	
Områdesskydd	5 575	13 %
Olämpliga (områdesskydd inkluderat)	2 044	5 %
Lämpliga med restriktioner (områdesskydd exkluderat)	12 331	29 %
Lämpliga utan restriktioner (områdesskydd exkluderat)	22 664	53 %

## 11.2 Byggbarhet med flytande fundament

Samma karta med restriktioner som används för bottenfasta fundament (figur 51) är relevant även för flytande fundament och detta gäller även kartan där vi lagt till de skyddade områdena (figur 52). Vindparker med flytande fundament kommer att planeras för djupare områden jämfört med bottenfasta fundament vilket framgår av vår modellering av industrins preferenser gällande lokalisering av dessa (figur 8). Sedan denna modellering genomfördes har fler företag visat intresse för att bygga flytande vindparker, även på betydligt större djup och längre ut till havs. Utvecklingen går fort och vi ser att alla ytor i Egentliga Östersjön inom kort kommer att vara intressanta för etablering av vindkraft med flytande fundament. Därmed blir modelleringsapproachen meningslös. I stället väljer vi en helt annan approach, att peka ut de platser som vi bedömer som lämpliga att bygga vindkraft på och hoppas att detta kan fungera som en vägledning.

Generellt är både flora och fauna fattigare i djupa miljöer än i grunda, speciellt i Östersjön där marina arter som lever på djupa hårbotten saknas på grund av den låga salthalten. Ur ett hållbarhetsperspektiv är det bra att vindkraften tenderar att vilja bygga på djupare vatten då en vindpark placerad i ett djupt område medför en mindre störning på den bentiska miljön. I Östersjön är dessutom stora djupa bottenarealer dåligt syresatta, vilket beror på övergödningen som orsakar stor syreatgång vid ned-

brytning av organiskt material på bottenarna samt att vattenutbytet är otillräckligt för att motverka detta. För närvarande är syrebristen i vattnen djupare än ca 62 m (data från egna mätningar) så låg att i stort sett allt högre liv saknas där. En flytande vindpark med bottenförankring som byggs i ett sådant område har försumbar negativ påverkan på bottenmiljön och även på organismer i vattnets djupare lager. Men ovanför det syrefattiga vattnet, kring ytan och ovan ytan kan det finnas organismer att ta hänsyn till vid en bedömning av vindparkens miljöpåverkan. Figur 53 visar utbredningen av syrefattiga bottenar i Egentliga Östersjön hösten 2021 (Källa: Oceanografiska enheten, SMHI). Det är oklart vilken teknisk lösning som kommer att användas vid bottenförankring av flytande fundament framöver. Det kan inte uteslutas att mindre förankringspålar (så kallade pin piles) kan komma att användas. Dessa bankas normalt ner i botten vilket alstrar ett kraftigt impulsivt buller vilket måste dämpas eller beaktas i miljöbedömningen. Om en lösning som inte orsakar buller väljs kommer hela anläggningen av en flytande vindpark att ske med obetydlig negativ påverkan på havsmiljön och den biologiska mångfalden kan komma att öka genom att de rev som plattformen utgör. Eventuella flyttstråk för fågel och fladdermöss över Östersjön som passerar ovanför de syrefattiga miljöerna kan påverkas av vindparker lokaliserade där. Dessa flyttstråk är dock dåligt kartlagda i nuläget och har därför inte kunnat inkluderas i bedömningarna i denna studie. Generellt är vår bedömning att de syrefria områdena skulle vara de mest lämpade platserna att bygga flytande vindkraft på i Östersjön ur miljösynpunkt. De syrefattiga områdena är också mycket stora, över 20 000 km<sup>2</sup> i svenska vatten, och de ligger i huvudsak långt från kusten i bra vindlägen i Egentliga Östersjön.



Figur 53. Syrefattiga och syrefria områden i Östersjön och Västerhavet (Källa: Oceanografiska enheten, SMHI 2021).

## 12. Diskussion

Varje område har sina specifika förutsättningar och undersökningar kommer att krävas och specifika miljöbedömningar måste göras inom ramen för miljökonsekvensbeskrivningarna för de vindparker som planeras. De slutsatser som vi presenterar här gäller på en övergripande skala med fokus på populationer och ett regionalt geografiskt perspektiv baserade på den kunskap som idag finns kring påverkan och tekniker för havsbaserad vindkraft. Lokaliseringen av vindparker är av stor vikt för konsekvensen och de kartanalyser som vi genomfört har givit en tydlig vägledning för storskalig utbyggnad av vindkraft, och även en möjlighet att föreslå verk samma och proportionerliga restriktioner för att uppnå en ekologiskt hållbar utbyggnad. Det finns dock osäkerheter och brister i alla kartor vilket överförs till kartanalysernas resultat. Detta måste beaktas vid tolkning av resultaten, men i de kommande tillståndsärendena för enskilda vindparker kommer detaljerade undersökningar och utredningar att komplettera befintlig kunskap och säkerställa att beslutsunderlagen är tillfyllest.

Den låga salthalten i Östersjön medför en lägre artrikedom och mindre komplexa födovävar än i fullt marina miljöer. Trots det var det inte så många år sedan storspiggens viktiga ekologiska roll kunde påvisas vilket lett till en rad studier om effekter av förändringar i födoväven (Eriksson m fl. 2011). Även när det gäller vindkraft kan det finnas effekter som vi inte förutser med dagens kunskapsnivå vilket bör mana till försiktighet. De vindparker som etableras i de lågsalina miljöerna, i till exempel Bottenhavet där vindparker idag saknas, kommer successivt att kunna bidra med kunskap kring hur havsbaserad vindkraft påverkar dessa miljöer. Ett exempel är den varierande salthalten som gör att undervattensljud sprids olika mycket beroende på var i Östersjön man befinner sig. Modelleringar av undervattensljud behöver därmed göras för de specifika miljöförhållanden som råder på platsen för att kunna göra säkra bedömningar av påverkan på fisk och marina däggdjur i enskilda tillståndsärenden. Specifika forskningsinsatser kan också behövas, se avsnitt 12.4 nedan.

Kunskaperna kring påverkan från havsbaserad vindkraft är olika god för olika artgrupper. Till exempel är tumlare relativt välstuderade när det gäller påverkan från etablering av vindparker. Detta gör att säkerheten i bedömningen av påverkan på tumlare är hög. För flera fågel- och fiskarter klassar vi säkerheten i bedömningen som nivå medel vilket redovisar i avsnitt 9. Säkerheten i dessa bedömningar påverkar också våra slutsatser nedan.

Vår generella slutsats är att fisk och bentiska organismer kommer att gynnas av den havsbaserade vindkraftens utbyggnad i Östersjön genom att stora ytor med reducerat fiske kommer att skapas. Detta innebär att både fångster av fisk och bifångster av andra arter så som marina däggdjur och fåglar kommer att minska i vindparksområdena. En viss omfördelning av fisket kan förväntas varför en del av denna fångst kan komma att tas upp i andra områden istället. Om vindparker byggs i områden som idag trålas med bottentrål, främst i södra Östersjön, upphör trålningens påverkan och bottenmiljöerna i vindparkerna kan återhämta sig. Den negativa påverkan på fisk och bentiska organismer som kan uppkomma under anläggningen av vindparker är begränsad i tid och omfattning och får därför

endast ringa konsekvenser. Utifrån detta betraktar vi utbyggnaden av havsbaserad vindkraft i Östersjön som hållbar gällande fisk och bentiska organismer och denna förväntade effekt förstärks vid en omfattande utbyggnad. Det uppstår en konflikt med yrkesfisket, men den bedömer vi inte i denna studie utan lämnar till politiker och förvaltare att hantera då den handlar om en prioritering mellan olika näringar och denna studie endast fokuserar på ekologisk hållbarhet. Eventuellt kan de gynnsamma effekterna på fisk i parkerna bidra till att fiskbestånden byggs upp vilket skulle gynna fisket i längden, men denna fråga bestäms främst genom förvaltningen av fisket.

När det gäller marina däggdjur finns en risk för ohållbara konsekvenser vid anläggning av vindparker. Tumlarpopulationen i Östersjön är hotad och arten känslig för undervattensbuller. Vi har lagt stor vikt vid att utreda och föreslå hänsynsåtgärder och restriktioner för populationen och om de följs är vår bedömning att en storskalig utbyggnad kan ske även med avseende på denna population.

När det gäller fågel finns tyvärr en del kunskapsluckor som hindrar en slutgiltig bedömning. Främst är det avsaknaden av kartor över olika fågelarters migrationsstråk över Östersjön och migrationens omfattning för olika arter som saknas vilket också gäller för fladdermöss. I enskilda tillståndsärenden måste dock påverkan på flyttande fåglar och fladdermöss behandlas vilket kommer att leda till utredningar. Allteftersom industrin projekterar för större och högre turbiner kan eventuellt fåglar som flyger på högre höjd också komma att beröras. Denna kunskap krävs för att kunna uppskatta effekter av eventuella barriärer och kollisioner. En storskalig utbyggnad kan komma att innebära ohållbara effekter i ett kumulativt perspektiv och detta behöver studeras närmare innan det kan bedömas. När det gäller övervintrande fågel är kunskapsläget betydligt bättre och om de restriktioner som föreslås följs bedömer vi att en storskalig utbyggnad kan göras utifrån dessa utan att övervintring skall vara begränsande i övrigt.

## 12.1 Hur stor utbyggnad är hållbar?

I avsnitt 11.1–11.2 visade vi på lämpliga områden för vindkraft till havs, både för bottenfasta och flytande fundament, och även att byggbara områden är mycket stora. Nästa fråga är då hur stora ytor som kan bebyggas med vindkraft inom en ekologisk hållbar nivå? Om en stor del av de ytor som vi pekat ut som lämpliga skulle bebyggas skulle det sannolikt resultera i ohållbar påverkan på migrerande fågel och kanske även fladdermöss om inte hänsynsåtgärder kan tillämpas som reducerar påverkan. En så storskalig utbyggnad har inte skett någonstans i världen och dessutom är varje havsområde unikt med sin flora och fauna att ta hänsyn till så en hel del av kunskapen måste skaffas lokalt. Vi vet inte heller hur stora havsytor i andra länder i Östersjön som kommer att bebyggas och i detta perspektiv måste de räknas in i de kumulativa effekterna. Vi kommer snabbt till slutsatsen att vi inte kan avgöra vilket som är den maximala hållbara nivån, och det är nog dessutom klokt att avhålla sig ifrån att maximera då det alltid kommer att finnas osäkerheter i bedömningar som man bör ta höjd för och ny kunskap samt teknikutveckling kan också leda till att negativ påverkan kan minskas. Låt oss istället börja från andra hållet och uppskatta hur stora ytor samhället kan komma att vilja ta i anspråk, för att sedan jämföra med de ytor som pekats ut.

I de havsplaner som beslutades av regeringen (Havs- och vattenmyndigheten 2022) har områden pekats ut för utveckling av havsbaserad vindkraft om 20–30 TWh. Regeringen gav samtidigt ett uppdrag till Energimyndigheten om att ta fram förslag på ytterligare områden motsvarande ytterligare 90 TWh för utveckling av havsbaserad vindkraft. För att uppskatta ungefär vilka ytor som krävs för att producera denna energi har vi gjort ett överslag. Vi gick igenom samrådshandlingar från sex vindparker i Egentliga Östersjön och Bottenhavet. Från dem hämtade vi den sammanlagda uppskattade årliga elproduktionen och dividerade den med den sammanlagda ytan av alla vindparker. Resultatet blev att den genomsnittliga beräknade produktionen uppgick till 25,7 GWh/km<sup>2</sup>. Detta produktionstal har använts för att göra en överslagsberäkning av arealsbehovet för havsplaner och planeringsmål (tabell 12).

**Tabell 12. Arealbehov för vindparker till havs som motsvarar målen i havsplaner och planeringsmål samt Sveriges elanvändning.**

	Produktionstal	Uppskattad yta för motsvarande vindparker till havs
Havsplaner	20–30 TWh	777–1165 km <sup>2</sup>
Planeringsmål	90 TWh	3586 km <sup>2</sup>
Sveriges elanvändning	140 TWh	5578 km <sup>2</sup>

De uppskattade arealerna i tabell 12 kan jämföras med de ytor vi pekat ut för bottenfasta respektive flytande fundament, sammanfattade i tabell 13.

**Tabell 13. Tillgängliga ytor för vindparker till havs.**

	Ytor för vindparker till havs
Bottenfasta fundament, med restriktioner	12 331 km <sup>2</sup>
Bottenfasta fundament, utan restriktioner	22 664 km <sup>2</sup>
Bottenfasta fundament, sammanlagt	34 995 km <sup>2</sup>
Syrefattiga bottnar lämpliga för flytande	20 000 km <sup>2</sup>
Bottenfast och flytande sammanlagt	54 995 km <sup>2</sup>

Sammanfattningsvis skulle relativt små andelar av de ytor vi föreslår för vindkraftsutbyggnad behöva tas i anspråk för att uppfylla planer och planeringsmål, och som jämförelse producera elektricitet motsvarande Sveriges förbrukning 2021, se tabell 14.

**Tabell 14. Andel av utpekade ytor som havsplaner, planeringsmål och Sveriges elanvändning motsvarar.**

	Andel av utpekade ytor
Havsplaner	1,4–2,1 %
Planeringsmål	6,5 %
Sveriges elanvändning	10,1 %



Det är rimligt att anta att den beslutade havsplaneringen kan uppfyllas inom hållbarhetens ram förutsatt att hänsyn tas till flyttstråk för fågel och fladdermöss vid lokalisering av vindparkerna, eller att annan hänsynsåtgärd används för att minimera negativ påverkan på dessa djurgrupper, samt att övriga restriktioner och hänsynsåtgärder beskrivna i denna rapport efterlevs. Det är också möjligt att regeringens planeringsmål om 90 TWh och kanske även en utbyggnad motsvarande Sveriges elkonsumention 2021 kan vara hållbar enligt samma förutsättningar, det är svårt att veta var gränsen går. För att inte äventyra att gränserna för hållbarhet överskrids bör man använda en genomtänkt utbyggnadsstrategi.

## 12.2 Förslag till strategi för storskalig utbyggnad av vindkraft till havs

En storskalig utbyggnad av vindkraften i Östersjön har inte utförts tidigare och vi har inte fullständig kunskap på förhand om dess konsekvenser. Vi har dock kunskap från tidigare vindkraftsprojekt, andra forskningsresultat som hjälper oss i bedömningarna och en snabbt ökande erfarenhet från utbyggnad av havsbaserad vindkraft runt om i världen som stöd. Inte minst har forskningsprogrammet VindVal sedan 2005 varit inriktat på att bygga upp kunskapen om vindkraftens påverkan på miljön. Likväl bör vi använda en strategi där vi successivt bygger upp kunskap som vi använder i nästa steg i utbyggnaden, inte minst gällande kumulativa effekter som, om de uppstår, kommer märkas i takt med att utbyggnaden sker. En stegvis strategi ger oss en chans att få våra tidigare bedömningar utvärderade innan vi går vidare och nya frågeställningar som dyker upp kan adresseras och utredas eller undersökas successivt. Optimalt för kunskapsuppbyggnaden vore om 5–10 vindparker byggdes spridda i utsjön i svenska vatten från södra Östersjön till Bottenviken, och några av dem hade flytande fundament då dessa inte tidigare använts i Östersjön. Det pågår redan tillståndsärenden som skulle kunna uppfylla detta men om tillstånd beviljas återstår ju att se. Tillståndsärendena har stort fokus på anläggningsfasens miljöpåverkan men ur ett hållbarhetsperspektiv, och ett kumulativt perspektiv, är det ännu viktigare att se till driftsfasen då även en mindre årlig påverkan kan få konsekvenser på populationsnivå över tid. Viktigt att följa är därför hur växter och djur återkommer till vindparksområdet efter anläggningen och hur de utvecklas där över tid. Det är också viktigt att följa om arterna anpassar sig (habitueras) vilket kan leda till ändrade bedömningar av påverkan. Kolonisation av nya ytor i vindparken och den succession som följer tar flera år, och även uppföljning av det biologiska samhällets utveckling och eventuell anpassning bör övervakas under längre tid än kontrollprogrammen vanligtvis har varit i liknande projekt. Ett förslag på anpassning av kontrollprogrammen är att de inkluderar undersökningar under två år innan anläggning, vid ett år under anläggningsfasen, samt ett, två, fem och åtta år efter anläggningen. Fokus i undersökningarna skall ligga på de arter som påverkas av anläggningsarbetet och de som man befärrar kan påverkas under drift. Referensundersökningar från andra områden behövs för att kunna skilja på allmänna trender för populationer från effekter av verksamheten. En möjlighet till kunskapsuppbyggnad är också att göra kompletterande undersökningar i vindparker som byggts i andra länders vatten i Östersjön efter att deras kontrollprogram avslutas.

Utifrån den kunskap vi har idag kan vi påbörja den havsbaserade vindkraftsutbyggnaden nu, och utifrån den kunskap vi bygger upp från den första omgången vindparker kan vi sedan skala upp utbyggnaden om vi fortfarande gör bedömningen att detta är hållbart.

## 12.3 Syresättning av bottenvatten

En möjlighet som uppstår vid etablering av vindparker i eller vid syrefattiga områden är att använda den infrastruktur som vindparken utgör till att syresätta bottenvattnet och på det sättet åter ge liv till djupa vatten och bottenmiljöer. De potentiella miljövinsterna med detta är mycket stora och innebär även att produktionen av ekosystemtjänster som lekmiljöer för fisk skulle kunna återuppstå, t ex för torsk tidigare lekte i Gotlandsdjupet där det nu är dött. Om dessa ytor dessutom skyddas från fiske av vindparken skulle det kunna ha stor betydelse för östra beståndet av torsk. En syresättning av bottenvattnet förväntas också minska flödena av fosfor från sedimenten och på sätt motverka övergödningseffekterna (Stigebrandt m. fl. 2015). Det finns även farhågor om att miljögifter skulle kunna frisättas från sedimenten vid syresättning (Conley m. fl. 2009). Naturligtvis måste alla konsekvenser vara väl utredda innan en syresättning sätts i verket, men i stor utsträckning handlar det om en återställning av en situation som rådde tidigare vilket bör underlätta. Idén att syresätta Östersjöns bottenvatten är inte ny men de har inte satts i verket trots flera pilotprojekt. Ett grundproblem har varit att det kostar mycket pengar och många ansett att åtgärder istället skall riktas mot grundproblemet som är övergödningen av Östersjön. Trots stora åtgärder under många år runt hela Östersjön är dock syrebristen i bottenvattnen större än någonsin. I det läget är det intressant att se den roll som vindkraften kan spela. Det helt nya är också att vätgasproduktion planeras vid ett flertal vindparker, och om denna verksamhet får tillstånd kommer syrgas att utgöra biprodukt. De första överslagsberäkningarna visar att ett fåtal parker (beroende på storlek) skulle kunna producera så mycket syrgas som krävs för att syresätta i hela Östersjön, vilket uppskattats till 2 M ton (avsåg hösten 2013) (Stigebrandt 2016). Detta är en möjlighet som absolut bör utredas. Vi har varit i kontakt med några vindkraftsutvecklare som alla visat stort intresse för att delta i syresättningen, vilket i så fall både kräver tillstånd att bygga de aktuella vindparkerna och att få utföra syresättningen.

## 12.4 Kunskapsluckor

En uppenbar brist som nämnts många gånger i rapporten är avsaknaden av kartering av flyttande fågel och fladdermöss. Det behövs kunskap om huvudsakliga flyttstråk, omfattning för olika arter, och även flyghöjder och beteenden i olika vädersituationer för att kunna bedöma risker för barriäreffekter och kollisioner.

Kunskapen om påverkan från flytande fundament behöver byggas upp, speciellt med tanke på att vindparkerna potentiellt kan bli mycket stora. Internationellt pågår flera pilotprojekt med flytande fundament (t.ex. i Skottland och Portugal). Redan nu går det dock att bedöma effekter av buller och sedimentspridning så länge som industrin preciserar vilka anläggningsmetoder som ska användas och i flera avseenden kan lägre nivåer förväntas än för bottenfasta fundament. Reveffekter från flytande

fundament kan i viss mån bedömas utifrån erfarenheter från oljeplattformar men erfarenheter från sådana strukturer i Östersjön är få.

Syresättning av Östersjöns bottenvatten skulle potentiellt kunna innebära en mycket stor miljönytta, men farhågor om negativa effekter finns också. Nu när denna möjlighet åter är aktuell genom utbyggnaden av havsbaserad vindkraft bör en konsekvensanalys göras. Frågan berör alla Östersjöns kuststater så ett internationellt deltagande i utredningen vore att föredra.

En storskalig utbyggnad av vindkraft skulle innebära att vissa arter gynnas medan andra eventuellt kan missgynnas, antingen direkt eller indirekt via t ex ett förändrat fiske. Sådana förändringar kan påverka födovävar och ge kaskadeffekter, önskade eller oönskade. Allt eftersom kunskapen om effekter av havsbaserad vindkraft i Östersjön byggs upp bör även analyser av de med komplexa effekterna i födovävarna undersökas.

Denna rapport berör endast Sveriges södra och östra havsområden men frågan är lika aktuell även för västerhavet. Kunskapsläget har förbättrats gällande Västerhavets utsjömiljöer och nu bedömer vi det vara möjligt att genomföra en likande studie även där. En analys av hela Östersjön skulle också vara möjlig då en stor del av kunskapsunderlaget som byggs upp innefattar hela Östersjön. Då populationerna rör sig fritt över alla gränser i Östersjön vore en sådan analys mycket relevant och bidra till en samlad bild av hållbar och önskvärd utveckling av havsbaserad vindkraft i hela Östersjön.

## 13. Tillgång till resultat

Projektet har presenterats vid konferensen Vind 2021 och vid en serie workshops under hösten 2021. En inspelning av en presentation finns att se på <https://www.aquabiota.se/projekt/medvind/> där även denna rapport finns att ladda ner. Alla resultatkartor som presenterats i avsnitt 11 finns också att ladda ner där. Dessa kan öppnas i t ex QGIS som är en gratis GIS-programvara och kan laddas ner här <https://qgis.org/en/site/>

# Tack

Stort tack till alla som har deltagit i arbetet i projektet, eller deltagit med bedömningar och synpunkter i samband med presentationer. Särskilt tack till Amanda Östman, Emilia Benavente Norrman, Terese Berggren, Mathilda Karlsson, Olov Tiblom, Leif Nilsson, Zandra Gerdes, Johan Näslund, Melina Malafry, Magnus Wahlberg och Antonia Nyström Sandman.

Tack även till projektets följare Julia Stempa Taylor (Naturvårdsverket) och Thomas Johansson (Havs- och vattenmyndigheten) och alla som deltagit i de workshops och webinarier som projektet har arrangerat.

Speciellt tack till er som har delat med er av information som vi har kunnat använda i våra kartor, Leif Nilsson och Fredrik Haas (Lunds universitet), Ainārs Auniņš (Latvia University), Markus Ahola (Naturhistoriska riksmuseet).

Slutligen ett stort tack till de vetenskapliga granskarna och relevansgranskarna utsedda av Vindval, Martin Snickars (Åbo Akademi), Jakob Tougaard (Aarhus universitet), Gonçalo Carneiro och Jan Schmidtbauer Crona (Havs- och vattenmyndigheten), Jesper Kyed Larsen (Vattenfall) och Robert Dobak (Länsstyrelsen Kalmar), för era värdefulla synpunkter och kommentarer på rapporten.

# Referenser

- Aarts, G., Brasseur, S. & Kirkwood, R. (2017) Behavioural response of grey seals to pile driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.
- Ahola, M., Halkka, A., Jussi, I., Jussi, M., Kunnasranta, M., Laine, A., Nordström, M., Tolvanen, P., Verevkin, M. & Vysotsky, V. (2017). The Baltic Ringed Seal – An arctic seal in European Waters. WWF Finland report 36.
- Antti Halkka and Petteri Tolvanen (eds.) 2017. The Baltic Ringed Seal – An Arctic Seal in European Waters – WWF Finland report 36.
- Ahola, M. (2020), Shark Harbour Seal 2020. The Swedish Museum of Natural History, Havs- och vattenmyndigheten och SMHI.
- Ahtiainen, H. & Öhman, M. C. (2014). Ecosystem Services in the Baltic Sea – Valuation of Marine and Coastal Ecosystem Services in the Baltic Sea. TemaNord 2014: 563, pp 74.
- Andersen, S.M., Teilmann, J., Dietz, R., Schmidt, N. & Miller, L. (2012). Behavioural responses of harbour seals to human-induced disturbances. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 22. 10.1002/aqc.1244.
- Andersen, S.M., Teilmann, J., Dietz, R., Schmidt, N., Miller, L. (2014). Disturbance-induced responses of VHF and satellite tagged harbour seals. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 24. 10.1002/aqc.2393.
- Andersson, M.H., Berggren, M., Wilhelmsson, D., Öhman, M.C., (2009). Epibenthic colonization of concrete and steel pilings in a cold-temperate embayment: a field experiment. *Helgol. Mar. Res.* 63, 249–260.
- Andersson, M. H., & Öhman, M. C. (2010). Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, 61: 642–650.
- Andersson, M. H., Andersson, B. L., Pihl, J., Persson, L. K., Sigra, P., Andersson, S., Ahlsén, S., Wikström, A., & Hammar, J. (2016). Underlag för reglering av under-vattensljud vid pålning. Rapport 6723, Vindval, Naturvårdsverket.
- Axenrot, T. & Didrikas T (2012). Effekter av havsbaserad vindkraft på pelagisk fisk. Naturvårdsverket Vindval 6481.
- Benhemma-Le Gall A., Graham, I. M., Merchant, N. D., Thompson, P. M. (2021). Broad-scale response of harbour porpoises to pile-driving and vessel activities during offshore windfarm construction. *Frontiers in Marine Science* 8: 664724.
- Dierschke, V., Furness, R.W. & Garthe, S. (2016). Seabirds and offshore winds in European waters: avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202:59–68.
- Bass, A. H. & Clark, C. W. (2003). The physical acoustics of underwater sound communication. In *Acoustic communication* (pp. 15–64). Springer, New York, NY.

- Bellmann, M. A., May, A., Wendt, T., Gerlach, S., Remmers, P., & Brinkmann, J. (2020). Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Oldenburg, Germany: ITAP.
- Benke, H., Bräger, S., Dähne, M., Gallus, A., Hansen, S., Honnef, C. G., Jabbusch, M., Koblitz, J. C., Krügel, K., Liebschner, A., Narberhaus, I. & Verfuß, U. (2014). Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. *Marine Ecology Progress Series*, 495: 275–290.
- Bergenius, M., Casini, M., Lundström, K., Orio, A., Ovegård, M., Hentati Sundberg, J., & Hjelm, J. (2019). Östersjöns torskar illa ute.
- Bergström, L., Bergström, U., (1999). Species diversity and distribution of aquatic macrophytes in the Northern Quark, Baltic Sea. *Nord. J. Bot.* 19, 375–383.
- Bergström, L., Tatarenkov, A., Johannesson, K., Jönsson, R.B., Kautsky, L., (2005). Genetic and Morphological Identification of *Fucus Radicans* Sp. Nov. (fucales, Phaeophyceae) in the Brackish Baltic Sea. *J. Phycol.* 41, 1025–1038.
- Bergström, L., Westerberg, H., Olofsson, H., Axenrot, T. & Sköld, M. (2007). Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskbestånden. Fiskeriverket, rapport 2007:6.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R & Åstrand Capetillo, N. (2012). Vindkraftens effekter på marint liv. En syntesrapport. Rapport 6488, Vindval, Naturvårdsverket.
- Bergström, L., Sundqvist, F., & Bergström, U. (2013). Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series* 485: 199–210.
- Bergström, L., Öhman, M.C., Berkström, C., Isaeus, M., Kautsky, L., Nyström Sandman, A. Ohlsson, H. Ottvall, R., Schack, H. & Wahlberg, M. (2022). Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv – En syntesrapport om kunskapsläget 2021. Vindval.
- Berntsson, K.M., Jonsson, P.R., Lejhall, M., Gatenholm, P., (2000). Analysis of behavioural rejection of micro-textured surfaces and implications for recruitment by the barnacle *Balanus improvisus*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 251, 59–83.
- Bohnsack, J.A. (1989) Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preferences. *Bulletin of Marine Science* 44: 631–645.
- Bohnsack, J. A., & Sutherland, D. L. (1985). Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of Marine Science*, 37: 11–39.
- Bochert, R., Zettler, M., (2006). Effect of Electromagnetic Fields on Marine Organisms. pp. 223–234.
- Bolle, L. J., de Jong, C. A. F., Bierman, S. M., van Beek P. J. G., van Keeken, O. A., Wessels, P. W., van Damme, C. J. G., Winter, H. V., de Haan, D. & Dekeling, R. P. A. (2012). Common Sole Larvae Survive High Levels of Pile-Driving Sound in Controlled. Exposure Experiments. *PloS ONE* 7: e33052.
- Bolle, L. J., Jong, C. D., Blom, E., Wessels, P. W., van Damme, C. J., & Winter, H. V. (2014). Effect of pile-driving sound on the survival of fish larvae. *IMARES*. No. C182/14.

- Boverket (2021). Havsbaserad energiproduktion. Hämtad från: <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/oversiktsplan/allmanna-intressen/hav/maritima-naringar/energiproduktion/> (2021-10-27).
- Brandt, M. J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G. (2011): Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421, 205–216.
- Brandt, M. J., Dragon, A.-C., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., Nehls, G., Wahl, V., Michalik, A., Braasch, A., Hinz, C., Ketzer, C., Todeskino, D., Gauger, M., Laczny, M. & Piper, W. (2016). Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight. GESCHA final report.
- Brandt, M., Dragon, A.C., Diederichs, A., Bellmann, M.A., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J. & Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*. 596. 10.3354/meps12560.
- Bryhn A, Vitale F, Königson S, Ovegård M, Lundström K, Bergström U, Valentinson D, Sköld M, Dahlgren E, Ek C, Ljungberg P, Bergek S, Lunneryd SG & Wennhage H. (2020). Kunskapsunderlag om möjliga icketorskfiskerelaterade åtgärder för att torskbestånd ska bevaras och återhämta sig i svenska vatten. SLU rapport.
- Bulleri, F., Airoldi, L., (2005). Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *J. Appl. Ecol.* 42, 1063–1072.
- Burdick, D., Short, F., (1999). The Effects of Boat Docks on Eelgrass Beds in Coastal Waters of Massachusetts. *Environ. Manage.* 23, 231–240.
- Båmstedt, U., Larsson, S., Stenman, Å., Magnhagen, C., & Sigra, P. (2009). Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken. Naturvårdsverket.
- Bäcklin, B.M., Moraeus, C., Strömberg, A. Karlsson, O. & Härkönen T. (2016) Sälpopulationer och sälhälsa. Havet 2015/2016.
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblit, J. C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L. A., Ljungqvist, C. T., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K. E. & Acevedo-Gutiérrez, A. (2018). Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation*, 226:42–53.
- Carlström, J. & Carlén, I. (2016). Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. *AquaBiota Report*, 2016:04. 90 sid.
- Casper, B. M., Popper, A. N., Matthews, F., Carlson, T. J., & Halvorsen, M. B. (2012). Recovery of barotrauma injuries in Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* from exposure to pile driving sound. *PloS one*, 7(6), e39593.
- Casper, B. M., Smith, M. E., Halvorsen, M. B., Sun, H., Carlson, T. J., & Popper, A. N. (2013). Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 166(2), 352–360.



Castro, J. J., Santiago, J. A., & Hernández-García, V. (1999). Fish associated with fish aggregation devices off the Canary Islands (Central-East Atlantic). *Scientia Marina*, 63: 191–198.

Cervin, L., Harkonen, T., & Harding, K. C. (2020). Multiple stressors and data deficient populations; a comparative life-history approach sheds new light on the extinction risk of the highly vulnerable Baltic harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environment International* 144 (2020) 106076: 2–12.

Chebotareva, Y. V., Izyumov, Y. G., & Krylov, V. V. (2009). The effect of an alternating electromagnetic field upon early development in roach (*Rutilus rutilus*: Cyprinidae, Cypriniformes). *Journal of Ichthyology*, 49(5), 409–415.

Churchill, J.H., (1989). The effect of commercial trawling on sediment resuspension and transport over the Middle Atlantic Bight continental shelf. *Cont. Shelf Res.* 9, 841–865.

Clausen, K., Teilmann, J., Wisniewska, D., Balle, J., Delefosse, M., & van Beest, F. (2021). Echolocation activity of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, shows seasonal artificial reef attraction despite elevated noise levels close to oil and gas platforms. *Ecological Solutions and Evidence*, 2:e12055.  
<https://doi.org/10.1002/2688-8319.12055>

Coates, D.A., Deschutter, Y., Vincx, M., Vanaverbeke, J., (2014). Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Mar. Environ. Res.* 95, 1–12.

Coates, D.A., van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M., Vanaverbeke, J., (2015). Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756, 3–18.

Coates, D.A., Kapasakali, D.A., Vincxa, M. & Vanaverbeke, J. (2016) Short-term effects of fishery exclusion in offshore wind farms on macrofaunal communities in the Belgian part of the North Sea. *Fisheries Research* 179: 131–138

Cohen, D. M., & Russo, J. L. (1979). Variation in the fourbeard rockling, *Enchelyopus cimbrius*, a North Atlantic gadid fish, with comments on the genera of rocklings. *Fishery Bulletin*, 77(1), 91.

Coombs, S. H., Morgans, D., & Halliday, N. C. (2001). Seasonal and ontogenetic changes in the vertical distribution of eggs and larvae of mackerel (*Scomber scombrus*) and horse mackerel (*Trachurus trachurus*). *Fisheries Research*, 50: 27–40.

Conley, D.J., Bonsdorff, E., Carstensen, J., Destouni, I., Gustafsson, G. B., Hansson, L-A., Rabalais, N. N., Voss, M., Zillén, L., (2009). Tackling Hypoxia in the Baltic Sea: Is Engineering a Solution? *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, 3407–3411.

Dafforn, K.A., Glasby, T.M., Airoidi, L., Rivero, N.K., Mayer-Pinto, M., Johnston, E.L., (2015). Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Front. Ecol. Environ.* 13, 82–90.

Daly, E., & White, M. (2021). Bottom trawling noise: Are fishing vessels polluting to deeper acoustic habitats?. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111877.

- Debusschere E, Hostens K, Adriaens D, Ampe B, Botteldooren D, De Boeck G, De Muynck A, Kumar Sinha A, Vandendriessche S, Van Hoorebeke L, Vincx M, Degraer S (2016) Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution* 208: 747–757
- Degraer, S., Carey, D.A., Coolen, J.W.P., Hutchison, Z.L., Kerckhof, F., Rumes, B., Vanaverbeke, J., (2020). Offshore wind farm artificial reefs affect ecosystem structure and functioning: A Synthesis. *Oceanography* 33, 48–57.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B., Degraer, S., (2015). Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756, 37–50.
- Derweduwen, J., Ranson, J., Wittoeck, J. & Hostens K (2016). Feeding behaviour of lesser weever (*Echiichthys vipera*) and dab (*Limanda limanda*) in the C-Power wind farm. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences: OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section 143–166.
- De Troch M, Reubens JT, Heirman E, Degraer S, Vincx M (2013) Energy profiling of demersal fish: A case-study in wind farm artificial reefs. *Marine Environmental Research* 92: 224–233.
- Di Carlo, G., Kenworthy, W.J., (2008). Evaluation of aboveground and belowground biomass recovery in physically disturbed seagrass beds. *Oecologia* 158, 285–298.
- Dierschke, V., Furness, R.W., Garthe, S. (2016). Seabirds and offshore winds in European waters: avoidance and attraction. *Biological Conservation* 202:59–68.
- Dong Energy, Vattenfall, Danish Energy Authority, The Danish Forest & Nature Agency (2006) Danish offshore wind-key environmental issues. Prinfo Holbæk-Hedehusene, Denmark. 244 p Essink 1999.
- Duarte, C. M., Chapuis, L., Collin, S. P., Costa, D. P., Devassy, R. P., Eguiluz, V. M., Erbe, C., Lamont, T., Halpern, B., Harding, H., Havlik, M., Meekan, M., Merchant, N., Miksis-Olds, J., Parsons, M., Predragovic, M., Radford, A., Radford, C., Simpson, S. & Juanes F. (2021). The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371(6529).
- Dunlop, E.S., Reid, S.M. & Murrant, M, (2016) Limited influence of a wind power project submarine cable on a Laurentian Great Lakes fish community. *Journal of Applied Ichthyology* 32: 18–31
- Durrieu de Madron, X., Ferré, B., Le Corre, G., Grenz, C., Conan, P., Pujó-Pay, M., Buscail, R., Bodiot, O., (2005). Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Cont. Shelf Res., Impact of Natural and Trawling Events on Resuspension, dispersion and fate of Pollutants (INTERPOL)* 25, 2387–2409.
- Dähne, M., Tougaard, J., Carstensen, J., Rose, A., & Nabe-Nielsen, J. (2017). Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Marine Ecology Progress Series*, 580, 221–237.

- Edrén, S., Andersen, S.M., Teilmann, J., Carstensen, J., Harders, P.B., Dietz, R. & Miller, L.A. (2010). The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science*, 26(3): 614–634.
- Edenhofer, O., Madrugá, R. P., & Sokona, Y. (eds.) (2012). *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation – Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Technical Support Unit Working Group III, Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK), Cambridge University Press.
- Energimarknadsinspektionen (2022). Elområde. <https://ei.se/konsument/el/sa-har-fungerar-elmarknaden/elomrade>
- Eighania, M., Paighambaria, S.Y., Taquetb, M. & Gaertner, J.C. (2019) Introducing nearshore fish aggregation devices (FAD) to artisanal Persian Gulf fisheries: A preliminary study. *Fisheries Research* 212: 35–39.
- Elith, J., Gramham, C.H., Anderson, R.P. m. fl. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151.
- Elith, J. & Leathwick, J.R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 40, 677–697.
- Elmer, K. H., Gerasch, W. J., Neumann, T., Gabriel, J., Betke, K., Schultz, V., & Glahn, M. (2006). Measurement and reduction of offshore wind turbine construction noise. In DEWEK 2006 Conference. pp. 22–23.
- Embling, C. B., Gillibrand, P. A., Gordon, J., Shrimpton, J., Stevick, P. T., & Hammond, P. S. (2010). Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Biological Conservation*, 143 (2), 267–279.
- Engell-Sørensen, K., & Skyt, P. H. (2001). Evaluation of the effect of sediment spill from offshore wind farm construction on marine fish. Report to SEAS, Denmark.
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., & Dooling, R. (2016). Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Marine pollution bulletin*, 103(1–2), 15–38.
- Eriander, L., Laas, K., Bergström, P., Gipperth, L., Moksnes, P.-O., (2017). The effects of small-scale coastal development on the eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution along the Swedish west coast – Ecological impact and legal challenges. *Ocean Coast. Manag.* 148, 182–194.
- Erickson, W. P., Johnson, G. D., Strickland, D. M., Young Jr, D. P., Sernka, K. J., & Good, R. E. (2001). Avian collisions with wind turbines: a summary of existing studies and comparisons to other sources of avian collision mortality in the United States. 10.2172/822418.
- Eriksson, B.K., Sieben, K., Eklöf, J. et al. Effects of Altered Offshore Food Webs on Coastal Ecosystems Emphasize the Need for Cross-Ecosystem Management. *AMBIO* 40, 786 (2011). <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0158-0>
- Erismán, B., Heyman, W., Kobara, S., Ezer, T., Pittman, S., Aburto-Oropeza, O., & Nemeth, R. S. (2017). Fish spawning aggregations: where well-placed management actions can yield big benefits for fisheries and conservation. *Fish and Fisheries*, 18(1), 128–144.

- Esgro, M.W., Lindholm, J., Nickols, K.J. & Bredvik, J. (2020) Early conservation benefits of a de facto marine protected area at San Clemente Island, California. *PLoS ONE* 15: e0224060
- Essink, K., (1999). Ecological Effects of Dumping of Dredged Sediments; Options for Management. *J. Coast. Conserv.* 5, 69–80.
- Fey, D. P., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulowicz, E., Otrembab, Z., Urban-Malingaa, B. (2019). Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish? *Aquatic Toxicology*, 209: 150–158.
- Finstad, J. L., & Nordeide, J. T. (2004). Acoustic repertoire of spawning cod, *Gadus morhua*. *Environmental Biology of Fishes*, 70(4), 427–433.
- Fisher, P. F. (1999). Models of uncertainty in spatial data. *Geographical information systems*, 1, 191–205.
- Formicki, K., & Winnicki, A. (1998). Reactions of fish embryos and larvae to constant magnetic fields. *Italian Journal of Zoology*, 65(S1), 479–482.
- Forney, K. A., Skuthall, B. L. Slooten, E., Dawson, S. Read, A. J., Baird, R. W., Brownell Jr., R. L. (2017). Nowhere to go: noise impact assessments for marine mammal populations with high site fidelity. *Endangered Species Research*, 32:391–413.
- Fowler, A.M., Jørgensen, A.-M., Coolen, J.W.P., Jones, D.O.B., Svendsen, J.C., Brabant, R., Rumes, B., Degraer, S., (2020). The ecology of infrastructure decommissioning in the North Sea: what we need to know and how to achieve it. *ICES J. Mar. Sci.* 77, 1109–1126. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz143>
- Fox, A.D & Petersen, I.K. (2019) Offshore wind farms and their effects on birds. *Dansk ornithologisk forenings tidsskrift* 113:86–101
- Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S., & Leggett, W. C. (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308(5728), 1621–1623.
- Froese, R. & Pauly, D. (2021) FishBase. World Wide Web electronic publication.
- Fudge, S.B. & Rose, G.A. (2009) Passive- and active-acoustic properties of a spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*) aggregation. *ICES Journal of Marine Science* 66: 1259–1263.
- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1990). Uncertainty and quality in science for policy (Vol. 15). Springer Science & Business Media.
- Galatius, A., Kinze, C. C. & Teilmann, J. (2012). Population structure of harbour porpoises in the Baltic region: Evidence of separation based on geometric morphometric comparisons. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92.
- Gallagher, C., Grimm, V., Kyhn, L., Kinze, C. & Nabe-Nielsen, J. (2020). Movement and Seasonal Energetics Mediate Vulnerability to Disturbance in Marine Mammal Populations. *The American Naturalist*. 197. 10.1086/712798.

Gauld, J. G., Silva, J. P., Atkinson, P. W., Record, P., Acácio, M., Arkumarev, V., Blas, J., Bouten, W., Burton, N., Catry, I., Champagnon, J., Clewley, G. D., Dagys, M., Duriez, O., Exo, K-M, Fiedler, W., Flack, A., Friedemann, G., Fritz, J., Garcia-Ripolles, C., Garthe, S., Giunchi, D., Grozdanov, A., Harel, R., Humphreys, E. M., Janssen, R., Kölzsch, A., Kulikova, O., Lameris, T. K., López-López, P., Masden, E. A., Monti, F., Nathan, R., Nikolov, S., Oppel, S., Peshev, H., Phipps, L., Pokrovsky, I., Ross-Smith, V. H., Saravia, V., Scragg, E. S., Sforzi, A., Stoynev, E., Thaxter, C., Van Steelant, W., van Toor, M., Vorneweg, B., Waldenström, J., Wikelski, M., Žydelis, R. & Franco, A. M. (2022). Hotspots in the grid: Avian sensitivity and vulnerability to collision risk from energy infrastructure interactions in Europe and North Africa. *Journal of Applied Ecology*, 00:1–17. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14160>

Gill, A. B., & Taylor, H. (2001). The potential effects of electromagnetic fields generated by cabling between offshore wind turbines upon elasmobranch fishes (Vol. 33, No. 10). Bangor (UK: Countryside Council for Wales).

Gilles, A., S. Adler, K. Kaschner, M. Scheidat, and U. Siebert. (2011). Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: Implications for management. *Endangered Species Research* 14:157–169.

Glasby, T.M., Connell, S.D., (1999). Urban Structures as Marine Habitats. *Ambio* 28, 595–598.

Goodman, S. (1998). Patterns of extensive genetic differentiation and variation among European harbour seals (*Phoca vitulina vitulina*) revealed using microsatellite DNA polymorphisms. *Molecular Biology and Evolution*, 15:104–118.

Graham, I., Merchant, N., Farcas, A., Barton, T., Cheney, B., Bono, S. & Thompson, P. (2019). Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *Royal Society Open Science*. 6. 190335. [10.1098/rsos.190335](https://doi.org/10.1098/rsos.190335).

Green, M. & Nilsson, L. (2015) The importance of offshore areas in southern Öresund, Sweden, for staging and wintering sea ducks. *ORNIS SVECICA* 25:24–39.

Hammar, L., Andersson, S., & Rosenberg, R. (2008). Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Rapport 5828, Vindval, Naturvårdsverket.

Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., Granmo, Å., (2009). Miljöeffekter vid muddring och dumpning en litteratursammanställning. Rapport 5999, Naturvårdsverket.

Hammar, L., Wikström, A. & Molander, S. (2014). Assessing ecological risks of offshore wind power on Kattegat cod. *Renewable Energy*, 66, 414–424.

Hammar, L., Perry, D. & Gullström, M., (2016). Offshore Wind Power for Marine Conservation. *Open J. Mar. Sci.* 6, 66–78.

Hammar, L., Schmidtbauer Crona, J., Kågesten, G., Hume, D., Pålsson, J., Aarsrud, M., Mattsson, D., Åberg, F., Hallberg, M. & Johansson, T. (2018). Symphony Integrerat planeringsstöd för statlig havsplanering utifrån en ekosystemansats. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:1.

- Hammar, L., Molander, S., Pålsson, J., Crona, J.S., Carneiro, G., Johansson, T., Hume, D., Kågesten, G., Mattsson, D., Törnqvist, O. and Zillén, L., 2020. Cumulative impact assessment for ecosystem-based marine spatial planning. *Science of the Total Environment*, 734, p.139024.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V. Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys.
- Haarder, S., Kania, P. W., Galatius, A., & Buchmann, K. (2014). Increased *Contracaecum osculatum* infection in Baltic cod (*Gadus morhua*) livers (1982–2012) associated with increasing grey seal (*Halichoerus gryphus*) populations. *Journal of Wildlife Diseases*, 50: 537–543.
- Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Woodley, C. M., Carlson, T. J., & Popper, A. N. (2012). Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS One*, 7(6), e38968.
- Harding, C. K., & Härkönen, T. (1999). Development in the Baltic Grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *Ambio*, 28: 619–627.
- Hastings, M. C., & Popper, A. N. (2005). Effects of sound on fish (No. CA05-0537). California Department of Transportation.
- Havet (2021). Fakta om Egentliga Östersjön. Hämtad från: <https://www.havet.nu/egentliga-ostersjon> (2022-01-03).
- Havs- och vattenmyndigheten (2017). Arter och Livsmiljöer, Nors. Hämtad från: <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/arter-och-naturtyper/nors.html> (2022-01-19).
- Havs- och vattenmyndigheten (2018). Arter och livsmiljöer, Piggvar. Hämtad från: <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/arter-och-naturtyper/piggvar.html> (2021-10-20).
- Havs- och vattenmyndigheten (2019a). Arter och livsmiljöer, Tånglake. Hämtad från: <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/arter-och-naturtyper/tanglake.html> (2022-01-20).
- Havs- och Vattenmyndigheten (2019b). Nationell förvaltningsplan för Gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön. Reviderad 2019. Rapport 2019:24.
- Havs- och vattenmyndigheten (2021a). Arter och livsmiljöer, Sill/Strömning. Hämtad från: <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/arter-och-naturtyper/sill-stromming.html> (2021-10-20).
- Havs- och vattenmyndigheten (2021b). Kvoter i Östersjön. Hämtad från: <https://www.havochvatten.se/fiske-och-handel/kvoter-uppfoljning-och-fiskestopp/kvoter-och-fiskestopp/kvoter-i-ostersjon.html>
- Havs- och vattenmyndigheten (2021c). Arter och livsmiljöer, Hornsimpa, fyrhornig. Hämtad från: <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/arter-och-naturtyper/hornsimpa-fyrhornig.html> (2021-10-20).

- Havs- och vattenmyndigheten (2021d). Fisk-och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020: Resursöversikt. Rapport 2021: 6.
- Havs- och vattenmyndigheten (2020). Arter och livsmiljöer, Rödspätta. Hämtad från: <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/arter-och-naturtyper/rodspatta.html> (2021-10-20).
- Havs- och vattenmyndigheten (2021) Fisk-och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020: Resursöversikt. Rapport 2021: 6.
- Havs- och vattenmyndigheten (2022). Havsplaner för Bottniska viken, Östersjön och Västerhavet, statlig planering i territorialhav och ekonomisk zon.
- Hawkins, A.D. & Picciulin, M. (2019). The importance of underwater sounds to gadoid fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America* 146: 3536–3551.
- Hawkins, A. D., & Rasmussen, K. J. (1978). The calls of gadoid fish. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 58(4), 891–911.
- Heery, E.C., Sebens, K.P., (2018). Artificial structures as a source of elevated detrital loads for sedimentary environments. *Bull. Mar. Sci.* 94, 1429–1446.
- Heinänen, S. & Skov, H. (2018) Offshore Wind Farm Eneco Luchterduinen. Ecological monitoring of Seabirds. T3 (Final) report.
- HELCOM (2013) Red list of species. <https://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-baltic-species/>
- HELCOM (2018a). HELCOM Thematic assessment of biodiversity 2011–2016. Hämtad från: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/biodiversity-and-its-status/>
- HELCOM (2018b) Distribution of Baltic seals. Helcom core indicator report. HELCOM core indicator report.
- HELCOM (2019). Noise sensitivity of animals in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings*, no. 167.
- HELCOM (2021) Excerpt – Warfare materials in the Baltic Sea. Draft v0.025. <https://portal.helcom.fi/meetings/RESPONSE%2029-2021-877/MeetingDocuments/8-1%20Excerpt%20-%20Warfare%20materials%20in%20the%20Baltic%20Sea.pdf>
- Hinrichsen, H. H., von Dewitz, B., Lehmann, A., Bergström, U., & Hüsey, K. (2017). Spatio-temporal dynamics of cod nursery areas in the Baltic Sea. *Progress in Oceanography*, 155, 28–40.
- Hislop, J.R.G., Robb, A.P., Bell, M.A. & Armstrong, D.W. (1991) The diet and food consumption of whiting (*Merlangius merlangus*) in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 48: 139–156.
- Humborstad OB, Jørgensen T, Grotmol S (2006) Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. *Marine Ecology Progress Series* 309: 247–254, 2006.
- Hutchison, Z.L., Bartley, M., Degraer, S., English, P., Khan, A., Livermore, J., Rumes, B., King, J., (2020a). Offshore Wind Energy and Benthic Habitat Changes: Lessons from Block Island Wind Farm. *Oceanography* 33, 58–69.

- Hutchison, Z.L., Gill, A.B., Sigray, P., He, H., King, J.W., (2020b). Anthropogenic electromagnetic fields (EMF) influence the behaviour of bottom-dwelling marine species. *Sci. Rep.* 10, 4219.
- Hüssy, K., Hinrichsen H. H., Eero, M., Mosegaard, H., Hemmer-Hansen, J., Lehmann, A., Lundgaard, L. S. (2016). Spatio-temporal trends in stock mixing of eastern and western Baltic cod in the Arkona Basin and the implications for recruitment. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 293–303.
- Hylkema, A., Debrot, A.O., Osinga, R., Brona, P.S., Heesink, D.B., Izioka, A.K., Reida, C.B., Rippena, J.C., Treibitze, T., Matan Yuvale M., Murk, A.J. (2020) Fish assemblages of three common artificial reef designs during early colonization. *Ecological Engineering* 157: 105994.
- Härkönen, T. (2006). Populationsinventeringar av knobbsäl i Kalmarsund. (Eds: Naturhistoriska riksmuseet i Stockholm, Miljögiftgruppen).
- Härkönen, T. (2011). Klimatförändringar – så påverkas våra sälar. *Havet 2011*, Havsmiljöinstitutet, pp 93–95.
- ICES (2014) Database of Trawl Surveys (DATRAS), 2014. ICES, Copenhagen.
- ICES (2017). Manual for the Baltic International Trawl Surveys (BITS). Series of ICES Survey Protocols SISP 7 – BITS. 95 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.2883>
- ICES (2019). Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES Scientific Reports. 1:22. 131 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.4980>
- ICES (2020). Workshop on fisheries emergency measures to minimize bycatch of short-beaked common dolphins in the Bay of Biscay and harbour porpoise in the Baltic Sea (WKEMBYC).
- ICES (2021a). Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24–32, eastern Baltic stock (eastern Baltic Sea). In Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021, cod.27.24–32. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7745>
- ICES (2021b). Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports: 3:53. 717 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8187>
- IJsseldijk, L., Hessing, S., Mairo, A., ten Doeschate, M.T.I., Treep, J., van den Broek, J., Keijl, G., Siebert, U., Heesterbeek, H., Gröne, A. & Leopold, M. (2021). Nutritional status and prey energy density govern reproductive success in a small cetacean. *Scientific Reports*. 11. 19201. [10.1038/s41598-021-98629-x](https://doi.org/10.1038/s41598-021-98629-x).
- IUCN (2012) IUCN Red List categories and criteria, version 3.1, second edition.
- Jakubowska, M., Urban-Malinga, B., Otremba, Z., Andrulowicz, E., (2019). Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*. *Mar. Environ. Res.* 150, 104766.
- Johnston, D. D., & Wildish, D. J. (1982). Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 29(3), 261–267.
- Jørgensen, H. B., Pertoldi, C., Hansen, M. M., Ruzzante, D. E., & Loeschcke, V. (2008). Genetic and environmental correlates of morphological variation in a marine fish: the case of Baltic Sea herring (*Clupea harengus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(3), 389–400.



- Karlsson, O., Hiby, L., Lundberg, T., Jussi, M., Jussi, I., & Helander, B. (2005). Photo-identification, site fidelity, and movement of female Grey seals (*Halichoerus grypus*) between haul-out sites in the Baltic Sea. *Ambio*, 628–634.
- Karlsson, M., Kraufvelin, P., & Östman, Ö. (2020). Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlighetens dos och varaktighet. *Aqua reports*, 2020:1.
- Kastelein, A., Heulm S., Verboom, W.C., Jennings, N., Veen, J. & Haan, D. (2008) Startle response of captive North Sea fish species to underwater tones between 0.1 and 64 kHz. *Marine Environmental Research* 65:369–377.
- Kastelein, R., Gransier, R., Marijt, M. & Hoek, L. (2015). Hearing frequency thresholds of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) temporarily affected by played back offshore pile driving sounds. *The Journal of the Acoustical Society of America* 137:556–564.
- Kastelein, R., Helder-Hoek, L., Covi, J. & Gransier, R. (2016). Pile driving playback sounds and temporary shift in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*): Effects of exposure duration. *The Journal of the Acoustical Society of America* 139 (5): 2842–2851.
- Kastelein, R., Helder-HOEK, L., & Van de Voorde, S. (2017). Hearing threshold of a male and a female harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). *The Journal of the Acoustical Society of America* 142 (2): 1006–1010.
- Kautsky, L., Kautsky, N., (2000). The Baltic sea, including bothnian sea and bothnian bay, in: *Seas at the Millennium: An Environmental Evaluation*. *Mar. Pollut. Bull.*, pp. 121–133.
- Kjørboe, T., Frantsen, E., Jensen, C., & Sørensen, G. (1981). Effects of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13(1), 107–111.
- Kellison, T. G., & Sedberry, G. R. (1998). The effects of artificial reef vertical profile and hole diameter on fishes off South Carolina. *Bulletin of marine science*, 62(3), 763–780.
- Kelly, P. B., Badajos, H. O., Kunnasranta, M., Moran, R. J., Martinez-Bakker, M., Wartzok, D., & Boveng, P. (2010). Seasonal home ranges and fidelity to breeding sites among ringed seals. *Polar Biology*, 33: 1095–1109.
- Keszka S, Paniczb R, Stepanowskaa, Biernaczyka M, Wrzecionkowskic K, Zybaład M (2020) Characteristics of the grey seal (*Halichoerus grypus*) diet in the Vistula River mouth (Mewia Łacha Nature Reserve, southern Baltic Sea), based on the osteological and molecular studies of scat samples. *Oceanologia* 62: 387–394.
- Krone, R., Gutow, L., Brey, T., Dannheim, J. & Schröder, A. (2013) Mobile demersal megafauna at artificial structures in the German Bight – Likely effects of offshore wind farm development. *Estuarier, Coastal and Shelf Science* 125: 1–9.
- Kullander, S.O. (2002). Svenska fiskar: Förteckning över svenska fiskar. World Wide Web elektronisk publikation; Naturhistoriska riksmuseet. <http://www2.nrm.se/ve/pisces/allfish.shtml>, 2005-11-23

- Kullander, S.O. Nyman, L., Jilg, K., Dellling, B. (2012). Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Strålfeniga fiskar. Actinopterygii. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Kyhn, L. A., I. Carlén, J. Carlström, & Tougaard, J. (2018). BALHAB Project report to ASCOBANS for the project “Baltic Sea Harbour porpoise foraging habitats (BALHAB).
- Lagenfelt, I., Andersson, I., Westerberg, H. (2012). Blankålsvandring, vindkraft och växelströmsfält, 2011. Rapport 6479, Naturvårdsverket.
- Lah, L., D. Trense, H. Benke, P. Berggren, P. Gunnlaugsson, C. Lockyer, A. Öztürk, B. Öztürk, I. Pawliczka, A. Roos, U. Siebert, K. S. Ra, G. Víkingsson, and R. Tiedemann. (2016). Spatially explicit analysis of genome-wide SNPs detects subtle population structure in a mobile marine mammal, the harbor porpoise. PLoS ONE 11.
- Langhamer, O., Dahlgren, T. G. & Rosenqvist, G. (2018). Effect of an offshore wind farm on the viviparous eelpout: Biometrics, brood development, and population studies in Lillgrund, Sweden. Ecological Indicators 84: 1–6
- Langston, W. H. R., & Pullan, D. J. (2003). Windfarms and Birds: An analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Strasbourg.
- Larsson, K. (2018). Sjöfåglars utnyttjande av havsområden runt Gotland och Öland: betydelsen av marint områdesskydd. Länsstyrelsen i Gotlands län. 2018:2.
- Larsson, K. & Skov, H. (2005). Utbredning av övervintrande alfågel och tobisgrissla på Norra Midsjöbanken mellan 1987 och 2001. Rapport Högskolan på Gotland.
- Last, K., Hendrick, V., Beveridge, C., & Davies, A. J. (2011). Measuring the effects of suspended particulate matter and burial on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging.
- Laursen, K., & Møller, A.P. (2014). Long-Term Changes in Nutrients and Mussel Stocks Are Related to Numbers of Breeding Eiders *Somateria mollissima* at a Large Baltic Colony. PLOS ONE 9(4): e95851. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0095851>
- Leonhard, S. B., Stenberg, C., & Støttrup, J. G. (Eds.). (2011). Effect of the Horns Rev 1 offshore wind farm on fish communities: follow-up seven years after construction. Danish Energy Authority.
- Lesage, V., Hammill, M., & Kovacs, K. (1999). Functional classification of harbor seal (*Phoca vitulina*) dives using depth profiles, swimming velocity, and an index of foraging success. Canadian Journal of Zoology, 77, 74–87.
- Limburg, K. E., Olson, C., Walther, Y., Dale, D., Slomp, C. P., & Høie, H. (2011). Tracking Baltic hypoxia and cod migration over millennia with natural tags. Proceedings of the National Academy of Sciences, 108(22), E177–E182.
- Lindeboom, H. J., Kouwenhoven, H. J., Bergman, M. J. N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., Hille Ris Lambers, R., ter Hofstede, R., Krijgsveld, K.L., Leopold M. & Scheidat, M. (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. Environmental Research Letters, 6(3), 035101.

- Lombarte, A., & Popper, A. N. (1994). Quantitative analyses of postembryonic hair cell addition in the otolithic endorgans of the inner ear of the european hake, *merluccius merluccius* (gadiformes, teleostei). *The Journal of Comparative Neurology*, 345(3), 419–428. <https://doi.org/10.1002/cne.903450308>
- Lucke, K., Lepper, P. A., Blanchet, M. A., & Siebert, U. (2011). The use of an air bubble curtain to reduce the received sound levels for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 130(5), 3406–3412.
- Lundström, K. (2012). Assessment of dietary patterns and prey consumption of marine mammals: Grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy. Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg.
- Länsstyrelsen (2007) Hummerrevsprojektet Slutrapport. Länsstyrelsens i Västra Götalands Län rapport nr 2007:41.
- Lövgren, O. (2021). Expeditionsrapport BITS, februari/mars 2021.
- MacKenzie, B.R., Hinrichsen, H.-H., Plikshs, M., Wieland, K. & Zezera, A.S. (2000). Quantifying environmental heterogeneity: estimating the size of habitat for successful cod egg development in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 193:143–156.
- Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., & Tyack, A. P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, 309, 279–295.
- Malafry, M., & Öhman, M. C. (2022). Rättsliga förutsättningar för havsbaserad vindkraft. Rapport 7028, Vindval, Naturvårdsverket.
- Malm, T., Engkvist, R., (2011). Bentiska processer på och runt artificiella strukturer i Sveriges kustvatten. Rapport 6414, Vindval, Naturvårdsverket.
- Mann, J., & Teilmann, J. (2013). Environmental impact of wind energy. *Environmental Research Letters*, 8(3), 035001.
- Meißner, K., Sordyl, H., (2006). Literature review of offshore wind farms with regard to benthic communities and habitats. *Ecol. Res. Offshore Wind Farms Int. Exch. Exp. 1. Ecology and Evolution*.
- Marcon Windpower (2022) [www.marconwind.com](http://www.marconwind.com)
- May, R., Nygård, T., Falkdalen, U., Åström, J., Hamre, Ø., Stokke, B. G. (2020) Paint it black: Efficacy of increased wind turbine rotor blade visibility to reduce avian fatalities., *Ecology and Evolution*, [doi.org/10.1002/ece3.6592](https://doi.org/10.1002/ece3.6592)
- McConnell, B. J., Chambers, C., Nicholas, K. S., & Fedak, M. A. (1992). Satellite tracking of grey seals (*Halichoerus grypus*). *J. Zool., Lond.*, 226: 271–282.
- McKeown, N. J., Carpi, P., Silva, J. F., Healey, A. J., Shaw, P. W., & van der Kooij, J. (2020). Genetic population structure and tools for the management of European sprat (*Sprattus sprattus*). *ICES Journal of Marine Science*, 77(6), 2134–2143.
- McQuinn, I. H. (1997). Metapopulations and the Atlantic herring. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7(3), 297–329.

- Messieh, S. N., Peterson, R. H., & Wildish, D. J. (1981). Possible impact from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. Biological Station.
- Mikaelsen, M., Olsen, K.H. & Wilson, M. (2021). OX2 Offshore Wind Farm Galatea Galene, Underwater Sound Propagation Technical Report, NIRAS.
- Moriyasu, M., Allain, R., Benhalima, K., Claytor, R., (2004). Effects of seismic and marine noise on invertebrates: a literature review. Canadian Science Advisory Secretariat.
- Müller, C. (2008). Behavioural reactions of cod (*Gadus morhua*) and plaice (*Pleuronectes platessa*) to sound resembling offshore wind turbine noise.
- Nabe-Nielsen J, Sibly RM, Tougaard J, Teilmann J, Sveegaard S (2014) Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecological Modelling* 272:242–251.
- Nabe-Nielsen J, van Beest FM, Grimm V, Sibly RM, Teilmann J, Thompson PM (2018) Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. *Conservation Letters* 2018:11:e12563
- Naturhistoriska riksmuseet (2012). Dietstudier av Gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön och Knubbsäl (*Phoca vitulina*) i Skagerak och Kattegatt insamlade 2010. Rapport nr: 5:2012.
- Naturvårdsverket (2006). Inventering av marina naturtyper på utsjöbankar. Rapport 5576, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2008b) Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Rapport 5828.
- Naturvårdsverket (2010). Undersökning av utsjöbankar: inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Rapport 6385, Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2022)  
<https://www.naturvardsverket.se/lagar-och-regler/beslut/sal/>
- Nehls, G., & Betke, K. (2011). Darstellung und Bewertung der Auswirkungen von Schallemissionen durch Offshore-Rammarbeiten auf Meeressäugetiere. P. 45. BioConsult SH, Husum.
- Neuenfeldt, S., Hinrichsen, H. H., Nielsen, A., & Andersen, K. H. (2007). Reconstructing migrations of individual cod (*Gadus morhua* L.) in the Baltic Sea by using electronic data storage tags. *Fisheries Oceanography*, 16: 526–535.
- Newcombe, C. P., & MacDonald, D. D. (1991). Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American journal of fisheries management*, 11(1), 72–82.
- Nichols, T. A., Anderson, T. W., & Širović, A. (2015). Intermittent noise induces physiological stress in a coastal marine fish. *PLoS One*, 10(9), e0139157.
- Nielsen, B., Hüseyin, K., Neuenfeldt, S., Tomkiewicz, J., Behrens, J. W., & Andersen, K. H. (2013). Individual behaviour of Baltic cod *Gadus morhua* in relation to sex and reproductive state. *Aquatic Biology*, 18(2), 197–207.
- Nilsson, L. (2012) Distribution and numbers of wintering sea ducks in Swedish offshore waters. *Ornis Svecica* 22: 39–59.

- Nilsson, L. & Haas, F. 2016. Distribution and numbers of wintering waterbirds in Sweden in 2015 and changes during the last fifty years. *Ornis Svecica* 26:3–54.
- Nissling, A. & Westin, L. (1997). Salinity requirements for successful spawning of Baltic and Belt Sea cod and the potential for cod stock interactions in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 261–271.
- Oksanen, M. S., Niemi, M., Ahola, P. M., & Kunnasranta, M. (2015). Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. *Movement Ecology*, 3, 33.
- Olsen, M.T., Andersen, L. W., Dietz, R., Tielmann, J., Härkönen, T., Siegismund, H. R. (2014). Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and managements units. *Molecular Ecology* 23, 815–831.
- Orphanides, C., Wenzel, F., & Collie, J. (2020). Diet of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) on the continental shelf off southern New England. *Fishery Bulletin*. 118. 184–197. 10.7755/FB.118.2.7.
- Otremba, Z., Jakubowska, M., Urban-Malinga, B., & Andrulewicz, E. (2019). Potential effects of electrical energy transmission—the case study from the Polish Marine Areas (southern Baltic Sea). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 48(2), 196–208.
- OSPAR Commission. (2008). Case Reports for the OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. Nomination Arctica Islandica Ocean Quahog.
- Pangerc, T., Theobald, P. D., Wang, L. S., Robinson, S. P., Lepper, P. A. (2016). Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW mono-pile wind turbine. *The Journal of the Acoustical Society of America* 140:2913–2922.
- Peck, M. A., Baumann, H., Bernreuther, M., Clemmesen, C., Herrmann, J. P., Haslob, H., & Voss, R. (2012). The ecophysiology of *Sprattus sprattus* in the Baltic and North Seas. *Progress in Oceanography*, 107, 31–46.
- Pena, H., Handegard, N. O. & Ona E (2013). Feeding herring schools do not react to seismic air gun surveys. *ICES Journal of Marine Science* 70:1174–1180
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., & Blair, M. E. (2017). Opening the black box: An open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887–893.
- Phillips, S.J., Dudík, M. & Schapire, R.E. (2020) Maxent software for modeling species niches and distributions. Available from url: [http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent/](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/)
- Poćwierz-Kotus, A., Kijewska, A., Petereit, C., Bernaś, R., Więcaszek, B., Arnyasi, M., ... & Wenne, R. (2015). Genetic differentiation of brackish water populations of cod *Gadus morhua* in the southern Baltic, inferred from genotyping using SNP-arrays. *Marine genomics*, 19, 17–22.
- Popper, A. N., & Fay, R. R. (1999). The auditory periphery in fishes. In *Comparative hearing: Fish and amphibians* (pp. 43–100). Springer, New York, NY.
- Quillfeldt, P., Morkūnas, J., Kruckenberg, H., Kondratyev, A., Loshchagina, J. Aarvak, T., Øien, I. J., Bellebaum, J. & Glazov, P. (2022) Year-round movements of Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* from Kolguev Island, Barents Sea. *Polar Biology* 45:71–87.

- Regeringen (2019).  
[www.regeringen.se/regeringens-politik/energi/mal-och-visioner-for-energi/](http://www.regeringen.se/regeringens-politik/energi/mal-och-visioner-for-energi/)
- Regeringen (2021). [www.regeringen.se/presmeddelanden/2021/10/svenska-kraftnat-ska-bygga-for-framtidens-havsbaseade-elproduktion](http://www.regeringen.se/presmeddelanden/2021/10/svenska-kraftnat-ska-bygga-for-framtidens-havsbaseade-elproduktion)
- Regeringen (2022a). [www.regeringen.se/presmeddelanden/2022/02/sveriges-forsta-havsplaner-mojliggor-snabbare-utbyggnad-av-havsbasead-vindkraft/](http://www.regeringen.se/presmeddelanden/2022/02/sveriges-forsta-havsplaner-mojliggor-snabbare-utbyggnad-av-havsbasead-vindkraft/)
- Regeringen (2022b). <https://www.regeringen.se/regeringens-politik/globala-malen-och-agenda-2030/17-globala-mal-for-hallbar-utveckling/>
- Reichart, G.-J., Mienis, F., Duineveld, G., Soetaert, K., Fillipidi, A., Westerlund, S., (2017). Measuring the SHADOW of an artificial structure in the North Sea and its effect on the surrounding soft bottom community. NIOZ Royal Netherlands Institute for Sea Research and Utrecht University.
- Reubens, J.T., Vandendriessche, S., Zenner, A.N., Degraer, S. & Vincx, M. (2013) Offshore wind farms as productive sites or ecological traps for gadoid fishes? – Impact on growth, condition index and diet composition. *Marine Environmental Research* 90: 66–74.
- Reubens, J.T., Degraer, S. & Vincx, M. (2014a) The ecology of benthopelagic fishes at offshore wind farms: a synthesis of 4 years of research. *Hydrobiologia* 727: 121–136.
- Reubens, J.T., Maarten, D.R., Degraer, S. & Vincx, M. (2014b) Diel variation in feeding and movement patterns of juvenile Atlantic cod at offshore wind farms. *Journal of Sea Research* 85: 214–221.
- Rose, A., Brandt, M., Vilela, R., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., Nehls, G., Volkenandt, M., Wahl, V., Michalik, A., Wendeln, H., Freund, A., Ketzner, C., Limmer, B., Laczny, M., & Piper, W. (2019). Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014–2016 (Gescha 2). Report by IBL Umweltplanung GmbH.
- Rowe, S., & Hutchings, J. A. (2006). Sound production by Atlantic cod during spawning. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(2), 529–538.
- Rydell, J., Ottvall, R., Pettersson, S., & Green, M. (2017). Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss: Uppdaterad syntesrapport, 2017.
- Sandström, O. (2000). Fisk och fiske i svenska kustvatten. Fiskeriverket rapport: 2000:1.
- Slavik, K., Lemmen, C., Zhang, W., Kerimoglu, O., Klingbeil, K., Wirtz, K.W., (2019). The large-scale impact of offshore wind farm structures on pelagic primary productivity in the southern North Sea. *Hydrobiologia* 845, 35–53.
- Scharff-Olsen, C. H., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Andersen, S. M., Jarnit, S., Kroner, A.-M., Botnen, A. B., Lundström, K., Moller, P. R., & Olsen, M. T. (2019). Diet of Seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 284–297.
- Sherwood, J., Chidgey, S., Crockett, P., Gwyther, D., Percival, H., Stewart, S., Strong, D., Whitely, B. & Williams, A. (2016) Installation and operational effects of a HVDC submarine cable in a continental shelf setting: Bass Strait, Australia. *Journal of Ocean Engineering and Science* 1:337–353.

- Siebert, U., Stürznickel, J., Schaffeld, T., Oheim, R., Rolvien, T., Prenger-Berninghoff, E., Wohlsein, P., Lakemeyer, J., Rohner, S., Schick, L. A., Gross, S., Nachtsheim, D., Ewers C., Becher, P., Amling, M., M. Morell (2022). Blast injury on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea after explosions of deposits of World War II ammunition. *Environment International*, 159. 10.1016/j.envint.2021.107014.
- Sjöberg, M., & Ball, M. (2000). Grey seal, *Halichoerus grypus*, habitat selection around haulout sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging? *Canadian Journal of Zoology*, 1661–1667.
- Skov, H., Heinanen, 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, 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.
- Slotte A, Kansen K, Dalen J, Ona E (2004) Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research* 67, 143–150.
- SLU Artdatabanken (2020). Rödlistade arter i Sverige 2020.
- SLU Artdatabanken (2022). <https://www.artdatabanken.se/>
- Smith, R., & Read, A. (1992). Consumption of euphausiids by harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) calves in the Bay of Fundy. *Canadian Journal of Zoology* 70(8):1629–1632.
- Smith, G. T., Stirling, I. (1975). The breeding habitat of the ringed seal (*Phoca hispida*). The birth lair and associated structures. *Canadian Journal of Zoology*, 53: 1297–1305.
- Smith, M. E., Kane, A. S., Popper, A. N., (2004). Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (*Carassius auratus*). *Journal of Experimental Biology* 207: 427–435.
- Smith, M. E., Coffin, A. B., Miller, D. L., & Popper, A. N. (2006). Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure. *Journal of Experimental Biology*, 209(21), 4193–202.
- Soldal, A. V., Svellingen, I., Jørgensen, T., & Løkkeborg, S. (2002). Rigs-to-reefs in the North Sea: hydroacoustic quantification of fish in the vicinity of a “semi-cold” platform. *ICES Journal of marine Science*, 59(suppl), S281–S287.
- Sokolova, M., Buchmann, K., Huwer, B., Kania, P. W., Krumme, U., Galatius, A., Hemmer-Hansen, J., Behrens, J. W. (2018). Spatial patterns in infection of cod *Gadus morhua* with the seal-associated liver worm *Contracaecum osculatum* from Skagerrak to the central Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 606: 105–118.
- Sørli M, Nilssen KT, Bjørgeb A, Freitas C (2020) Diet composition and biomass consumption of harbour seals in Telemark and Aust-Agder, Norwegian Skagerrak. *Marine Biology Research* 16:299–310.
- Southall, B., Finneran, J., Reichmuth, C., Nachtigall, P., Ketten, D., Bowles, A., Ellison, W.T., Nowacek, D.P. & Tyack, P. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125–323.

- Southall, B.L., Nowacek, D.P., Bowles, A.E., Senigaglia, V., Bejder, L. & Tyack, P.L. (2021) Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Assessing the Severity of Marine Mammal Behavioral Responses to Human Noise. *Aquatic Mammals*, 47(5), 421–464.
- Stalder, D., F. M. van Beest, S. Sveegaard, R. Dietz, J. Teilmann, & Nabe-Nielsen. J. (2020). Influence of environmental variability on harbour porpoise movement. *Marine Ecology Progress Series* 648:207–219.
- Stankevičiūtė, M., Jakubowska, M., Pažusienė, J., Makaras, T., Otremba, Z., Urban-Malinga, B., Fey, D.P., Greszkiewicz, M., Sauliutė, G., Baršienė, J., Andrulewicz, E., (2019). Genotoxic and cytotoxic effects of 50 Hz 1 mT electromagnetic field on larval rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), Baltic clam (*Limecola balthica*) and common ragworm (*Hediste diversicolor*). *Aquat. Toxicol.* 208, 109–117.
- Stenberg, C., Støttrup, J. G., van Deurs, M., Berg, C. W., Dinesen, G. E., Mosegaard, H., Grome, T. M., Leonhard, S. B. (2015). Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 528: 257–265.
- Stigebrandt, A., Rosenberg, R., Råman, L., Ödalen, M. (2015) Consequences of artificial deepwater ventilation in the Bornholm Basin for oxygen conditions, cod reproduction and benthic biomass – a model study. *Ocean Sci.*, 11, 93–110.
- Stigebrandt, A. (2016) Restoration of the Baltic Proper by decadal oxygenation of the deepwater. *Ocean Sci. Discuss.*, doi:10.5194/os-2016-17, 2016, 1–13.
- Svedäng & Berkow. (2020). Kommissionen kvotförslag blottar negativ trend för Östersjöns fiskbestånd. <https://balticeye.org/sv/hallbart-fiske/kommissionens-kvotforstag-for-2021/>
- Sveegaard, S., H. Andreassen, K. N. Mouritsen, J. P. Jeppesen, J. Teilmann, & Kinze. C.C. (2012a). Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Marine Biology* 159:1029–1037.
- Sveegaard, S., Nielsen, J.N., Stæhr, K.-J., Jensen, T.F., Mouritsen, K.N., & Teilmann, J. (2012b). Spatial interactions between marine predators and their prey: herring abundance as a driver for the distributions of mackerel and harbour porpoise. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 468, 245–253.
- Svenska kraftnät 2022. Elområden. <https://www.svk.se/om-kraftsystemet/om-elmarknaden/elomraden/>
- Sveriges vattenmiljö (2022). Tillstånd för säl i kust och öppet hav. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/sa-mar-vara-vatten/2021/variabelgrupper/85/0/60>
- Teilmann, J., Galatius, A., Sveegaard, S. (2017). Marine mammals in the Baltic sea in relation to the Nord stream 2 Project. Baseline report, DCE – Danish Centre for Environmental and Energy, No: 236.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., & Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd, 62, 1–62.
- Tollit, D., Black, A., Thompson, P., Mackay, A., Corpe, H., Wilson, B., m. fl. (1998). Variations in harbour seal *Phoca vitulina* diet and dive-depths in relation to foraging habitat. *Journal of Zoology*, 244, 209–222.



- Tougaard, J., Hermannsen, L., Madsen, P. T. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of Acoustical Society of America* 148: 2885.
- Tougaard, J., & Teilmann, J. (2007). Rødsand 2 Offshore Wind Farm. Environmental Impact Assessment-Marine Mammals. Commissioned Report to DONG Energy, National Environmental Research Institute.
- Tougaard, J., Hermannsen, L. & Madsen, P.T. (2020) How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America* 148: 2885.
- Tsouvalas, A. & Metrikine, A.V. (2016) Noise reduction by the application of an air-bubble curtain in offshore pile driving. *Journal of Sound and Vibration* 371: 150–170.
- Tsouvalas A (2020) Underwater noise emission due to offshore pile installation: A Review. *Energies* 13: 12.
- Tverin, M., Esparza-Salas, R., Strömberg, A., Tang, P., Kokkonen, I., Herrero, A., Karlsson, O., Tiilikainen, R., Vetemaa, M., Sinisalo, T., Käkälä, R., Lundström, K. (2019). Complementary methods assessing short and long-term prey of a marine top predator – Application to the grey seal-fishery conflict in the Baltic Sea. *PloS one*, 14: e0208694.
- Vallejo, G.C., Grellier, K., Nelson, E.J., McGregor, R.M., Canning, S.J., Caryl, F.M. & McLean, N. (2017). Responses of two marine top predators to an offshore wind farm. *Ecology and Evolution* 7:8698–8708.
- Van der Meij, H., Kastelein, R., van Eekelen, E., & van Koningsveld, M. (2015). Fauna-Guard: a scientific method for deterring marine fauna. *Terra et Aqua* 138: 17–24.
- Vanagt, T., Van de Moortel, L., Faasse, M., (2013). Development of hard substrate fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring 3.5 years after construction (No. 2011036), eCOAST Report.
- van Hal, R., Griffioen, A.B. & van Keeken, O.A. (2017) Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research* 126: 26–36.
- Verfuß, T. (2014). Noise mitigation systems and low-noise installation technologies. ISBN: 978-3-658-02461-1: 10.1007/978-3-658-02462-8\_16.
- Vester, H.I., Folkow, L.P. & Blix, A.S. (2004) Click sounds produced by cod (*Gadus morhua*). *The Journal of the Acoustical Society of America* 115, 914.
- Vieira, M., Amorim, C.P., Sundelo, A., Prista, N & Fonseca, P.J. (2020) Underwater noise recognition of marine vessels passages: two case studies using hidden Markov models. *ICES Journal of Marine Science* 77:2157–2170.
- Von Benda-Beckmann, A. M., Aarts, G., Özkan Sertlek, H., Lucke, K., Verboom, W. C., Kastelein, R. A., Ketten, D. R., van Bemmelen, R., Lam, F.-P. A., Kirkwood, R. J., Ainslie, M. A. (2015). Assessing the impact of underwater clearance of unexploded ordnance on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the southern North Sea. *Aquatic Mammals* 41(4), 503–534.

- Walker, W.E., P. Harremoës, J. Rotmans, J.P. van der Sluijs, M.B.A. van Asselt, P. Janssen, and M.P. Kreyer von Krauss. "Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support." *Integrated Assessment* 4, no. 1 (March 1, 2003): 5–17. <https://doi.org/10.1076/iaij.4.1.5.16466>
- Wahlberg, M., & Westerberg, H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288: 295–309.
- Welcker, J. & Vilela, R. (2019). Weather-dependence of nocturnal bird migration and cumulative collision risk at offshore wind farms in the German North and Baltic Seas. ProBIRD report.
- Westerberg, H. (1994). Fishery investigations at wind farm 'Svante 1' 1990–1993. Swedish National Board of Fisheries.
- Westerberg H, Rönnbäck P, Frimansson H (1996). Effects on suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. ICES Council Meeting Papers 13.
- Westerberg, H., & Begout-Anras, M.-L. (2000). Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. Proc. 3rd conference on fish telemetry in Europe. Norwich 20–25 juni, 1999.
- Westerberg, H., & Lagenfelt, I. (2008). Sub-Sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15:369–375.
- Whitfield, P.E., Kenworthy, W.J., Hammerstrom, K.K., Fonseca, M.S., (2002). The Role of a Hurricane in the Expansion of Disturbances Initiated by Motor Vessels on Seagrass Banks. *J. Coast. Res.* 86–99.
- Wieland, K., Waller, U., & Schnack, D. (1994). Development of Baltic cod eggs at different levels of temperature and oxygen content. *Dana*, 10, 163–177.
- Wiemann, A., L. W. Andersen, P. Berggren, U. Siebert, H. Benke, J. Teilmann, C. Lockyer, I. Pawliczka, K. Skóra, A. Roos, T. Lyrholm, K. B. Paulus, V. Ketmaier, and R. Tiedemann. (2010). Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conservation Genetics* 11.
- Wiernicki, C. J., Liang, D., Bailey, H., & Secor, D. H. (2020). The Effect of Swim Bladder Presence and Morphology on Sound Frequency Detection for Fishes. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 28(4), 459–477.
- Wikström, A., Granmo, Å. (2008). En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs Rapport 5856, Vindval, Naturvårdsverket.
- Wilhelmsson, D., Malm, T. (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79, 459–466.
- Wisniewska, D. M. M., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., Miller, L. A. A., Siebert, U. & Madsen, P. T. T. (2016). Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology* 26:1441–1446.
- World Commission on Environment and Development (1987) *Our common future*. Oxford; New York: Oxford University Press.

- Wright, S. R., Lynam, C. P., Righton, D. A., Metcalfe, J., Hunter, E., Riley, A., Garcia, L., Posen, P., & Hyder, K. (2020). Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 77(3), 1206–1218.
- Würsig, B., Greene Jr, C. R., & Jefferson, T. A. (2000). Development of an air bubble curtain to reduce underwater noise of percussive piling. *Marine environmental research*, 49(1), 79–93.
- Young, G. B., & Ferguson, H. S. (2013). Seasons of the ringed seal: pelagic open-water hyperphagy, benthic feeding over winter and spring fasting during molt. *Wildlife research*, 40, 52–60.
- Öhman, M.C. (2006). Konstgjorda marina rev och fiskbiotoper. *Kustfiske och fiskevård*, sid. 187–191 (redaktörer Lindgren B, Carlstrand H).
- Öhman, M. C., Sigray, P. & Westerberg, H. (2007). Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio* 36: 630–633.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# Ekologiskt hållbar vindkraft i Östersjön

## Slutrapport för projekt Marin MedVind – Underlag för storskalig hållbar vindkraft till havs

Syftet med rapporten är att undersöka möjligheterna för storskalig och hållbar utbyggnad av vindkraft i svenska vatten i Östersjön och utifrån detta ge underlag till vägledning.

Forskarna har tagit fram kartor för sjöfågel, fisk, tumlare och säl som visar föreslagna restriktioner för vindkraft. Dessa kartor har överlagrats med kartor med områdesskydd och industrins önskemål om vindkraftsetablering. Därefter har tillgängliga ytor, med och utan restriktioner, räknats fram.

Resultaten visar att det finns stora ytor lämpliga för vindparker med bottenfasta fundament. I Egentliga Östersjön har en stor del av dessa någon form av restriktion för att säkerställa hållbarhet. I Bottenhavet och Bottenviken finns även stora ytor utan föreslagna restriktioner. Vindkraft med flytande fundament, som generellt har lägre påverkan, gör ännu större delar av Östersjön intressanta för vindkraftsutbyggnad.

Forskarna föreslår en etappvis utbyggnad där kunskap från kontrollprogram tas till vara. Den första etappen kan innehålla 5–10 vindparker spridda i Östersjön där gärna några har flytande fundament då denna teknik är ny och därför extra viktig att lära från.

