

EYSTRASALT
OFFSHORE AB



Eystrasalt Offshore

Sammanfattad MKB anpassad för bedömning
av gränsöverskridande påverkan i enlighet
med Esbokonventionen

Icke-teknisk sammanfattning

Om projektet

Eystrasalt Offshore är lokaliserat i Bottenhavet, i höjd med Hudiksvall. Projektområdet ligger i Sveriges ekonomiska zon utanför gränsen för Sveriges territorium, med närmaste avstånd cirka 60 km från den svenska kusten. Avståndet till den finska ekonomiska zonen är cirka 13 km och kortaste avstånd till finska kusten är cirka 110 km. Det planerade vindkraftparkområdet omfattar en area om cirka 949 km² med ett medeldjup om cirka 42 m. Inom projektområdet råder exceptionellt goda vindförhållanden, vilket bidrar till en beräknad årlig produktion av 15 TWh el från projektet.

För projektet har en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) på svenska tagits fram som omfattar anläggning, drift och avveckling av vindkraftparken Eystrasalt Offshore med tillhörande fundament, kablar och nät- och transformatorstationer. Föreliggande dokument är en sammanfattad version av MKB framtagen för Esboprocessen.

Ansökt verksamhet

Den havsbaserade vindkraftparken utgörs av flertalet vindkraftverk som omvandlar vindens energi till elektricitet, elkablar som för vidare elektriciteten inom vindkraftparken till en eller flera uppsamlade nätstationer samt fundament som förankrar konstruktionerna i havsbotten. I ansökan presenteras två exempellayouter som representerar rådande teknik samt den teknik som kan förväntas vid anläggningstidpunkten. Val av vindkraftverk (storlek, effekt m.m.), fundamentstyp och övriga tekniska specifikationer samt slutliga positioner kommer att fastställas i samband med detaljprojektering inför anläggningsfasen. Det görs utifrån hänsyn till bottenförhållanden, marina förhållanden samt miljömässiga, ekonomiska och tekniska förutsättningar.

Påverkansfaktorer

Skyborn har låtit genomföra flera expertbedömningar, undersökningar och modelleringar för att ta fram miljökonsekvensbeskrivningen. Bland annat har flera naturvärdesinventeringar utförts, yrkesfisket har undersökts, påverkan på landskapsbilden har visualiserats och analyserats och bullersimuleringar och modellering av suspenderade sediment genomförts. Dessa har legat till grund för konsekvensbedömningarna.

Konsekvensbedömning

Nedan görs en kort sammanfattning av de mottagare (till exempel fisk och fågel) som kan komma att påverkas i något skede av vindkraftparken och som är inkluderade i denna sammanfattade version av MKB.

Bottenflora och bottenfauna

Utförda undersökningar visar att förekomsten av bottenflora eller vegetation under vattenytan inom Eystrasaltbanken är mycket sparsam. Enligt undersökningar av bottenfauna (bottenlevande djur) finns hårda substrat med blåmusslor på små ytor av den planerade vindkraftparkens totala yta. Vid mjukbottensområdena där lera och finsand dominerar, noterades några olika djur som lever nedgrävda i sedimentet. Inga av de observerade arterna är rödlistade eller hotade.

Konsekvensen för bottenflora eller bottenfauna bedöms bli försumbar för alla skeden och påverkansfaktorer.

Fisk

Tillgängliga data och utförda undersökningar visar att fisksamhället vid Eystrasalt är typiskt för den här delen av Bottenhavet. Strömming är den vanligaste arten följt av skarpsill, röt- och hornsimpa, storspigg, tånglake och tobisfiskar (ej inbördes ordning). Eftersom strömmingen står för en betydande andel av områdets totala fiskbiomassa samt är den art som har högst kommersiellt och ekologiskt värde, har bedömningar av diverse påverkansfaktorer utförts baserat på rådande kunskap om strömmingens biologi.

Konsekvensen för strömmingen bedöms bli försumbar till liten för alla skeden och påverkansfaktorer. För övriga fiskarter anses konsekvensen vara likvärdig alternativt lägre.

Marina däggdjur

I Östersjön finns fyra olika arter av marina däggdjur, varav enbart gråsäl och vikare (mer sparsamt) påträffas vid Eystrasaltbanken. Den sökta verksamheten bedöms ge en försumbar konsekvens för alla skeden och påverkansfaktorer för marina däggdjur.

Fåglar

Vid undersökningar genomförda i projektområdet har östersjötrut noterats på väg till och från huvudsakliga födosöksområden längre ut till havs eller vid finska kusten. Även om inte huvudstråket av flyttfåglar passerar genom området förekommer periodvis en mindre andel flyttfågel. Studier av migrerande fåglar i Gävlebukten har visat att det i huvudsak är lommar, sångsvan och sädgås som passerar området i betydande antal och som därför har relevans för vindkraftsetablering. Antalet migrerande småfåglar i området bedöms vara litet. Området hyser sparsamt med rastande fågel.

För planerad vindkraftpark bedöms risken för kollisioner med vindkraftsbladen främst vara kopplade till de genomflygningar som görs av östersjötrut. Genomförda modelleringar visar att påverkan begränsas till enstaka individer. Övriga fågelarter bedöms antingen ha en så pass låg flyghöjd att de inte påverkas, uppvisa undvikandebeteenden vid vindkraftparker, eller inte förekomma i någon betydande omfattning i projektområdet.

Den sökta verksamheten bedöms ge en försumbar konsekvens för alla skeden och påverkansfaktorer.

Yrkesfiske

Genom att studera fiskefångster under tidigare år har en bedömning av yrkesfisket i området kunnat göras. Det är övervägande strömming som fiskas kommersiellt. Genomgången visar att endast en liten del av den totala fångsten görs i projektområdet och att områden utanför Eystrasaltbanken är viktigare. Fysisk påverkan av vindkraftparken i sig samt undervattensbuller bedöms kunna påverka yrkesfiske i projektområdet och dess närhet i viss men begränsad utsträckning. Konsekvensen bedöms bli försumbar eller liten beroende på skede.

Sjöfart

Etablering av vindkraftparken kan medföra att sjötrafik inte kan trafikera projektområdet på samma sätt som idag under anläggning, drift och avveckling. Det är framför allt trafik på väg till och från hamnarna i Örnsköldsvik och Husum som kommer att beröras då dessa fartygsstråk överlappar med projektområdet för Eystrasalt Offshore. Mindre fartyg och båtar bedöms fortsatt kunna trafikera projektområdet även under driftskedet. Den rutförlängning som uppkommer vid en omdirigering öster om projektområdet beräknas inte ge längre restider och därför bedöms konsekvensen för

sjötrafiken under drift bli försumbar. Eftersom trafikintensiteten på berörda fartygsstråk är mycket låg blir konsekvensen försumbar till liten beroende på skede.

Samlad bedömning

Konsekvenserna som uppkommer till följd av vindkraftparken bedöms uppstå under anläggnings-, drift- och avvecklingsskedet. Med vidtagna skyddsåtgärder varierar konsekvensen för de olika miljöaspekterna mellan försumbar och liten. Samtidigt kan vindkraftparken bidra med en exceptionellt stor mängd förnybar energi.

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	7
1.1	Projektbeskrivning.....	7
1.1.1	Projektområdet.....	7
1.1.2	Utgångspunkter för projektet.....	8
1.1.3	Exempellayouter.....	8
1.2	Om sökanden.....	11
1.3	Avgränsning av detta dokument.....	11
2	Samråd.....	11
2.1	Nationellt samråd.....	12
2.2	Genomfört samråd enligt Esbokonventionen.....	12
2.2.1	Sammanställning yttranden och bemötanden.....	12
3	Metod för konsekvensbedömning.....	16
3.1	Konservativ bedömning.....	16
3.2	Metoder för beskrivning av rådande miljöförhållanden.....	17
3.3	Metodbeskrivning för konsekvensbedömning.....	17
3.4	Miljöeffektens storlek.....	17
3.5	Mottagarens miljövärde.....	18
3.6	Miljökonsekvensbedömningen.....	18
4	Områdesbeskrivning.....	19
4.1	Lokalisering.....	19
4.2	Vind- och bottenförhållanden.....	21
4.2.1	Vindförhållanden.....	21
4.2.2	Bottenförhållanden.....	21
5	Alternativredovisning.....	23
5.1	Nollalternativ.....	23
5.2	Alternativa lokaliseringar.....	24
5.3	Alternativ utformning och omfattning.....	25
5.3.1	Antal verk och exempellayout.....	25
5.3.2	Fundament.....	26
6	Påverkansfaktorer.....	26
6.1	Förändrade djup- och strömförhållanden.....	27
6.2	Undervattensbuller.....	30
6.3	Suspenderade sediment och sedimentation.....	32
6.4	Ljus och skuggning.....	36
6.5	Elektromagnetiska fält.....	37

6.6	Fysisk påverkan ovan havsytan	39
6.7	Fysisk påverkan av havsbotten.....	39
6.8	Utsläpp av kylvatten	41
6.9	Visuell påverkan	41
7	Nationell nulägesbeskrivning och konsekvenser	44
7.1	Bottenflora och bottenfauna	44
7.1.1	Nulägesbeskrivning	44
7.1.2	Konsekvensbedömning bottenflora.....	47
7.1.3	Konsekvensbedömning bottenfauna	50
7.1.4	Övergripande konsekvensbedömning	54
7.2	Fisk.....	55
7.2.1	Nulägesbeskrivning	55
7.2.2	Konsekvensbedömning	61
7.2.3	Övergripande konsekvensbedömning	72
7.3	Marina däggdjur	72
7.3.1	Nulägesbeskrivning	72
7.3.2	Konsekvensbedömning	76
7.3.3	Övergripande konsekvensbedömning	79
7.4	Fågel.....	80
7.4.1	Nulägesbeskrivning	80
7.4.2	Konsekvensbedömning	81
7.4.3	Övergripande konsekvensbedömning	83
7.5	Yrkesfiske	83
7.5.1	Nulägesbeskrivning	83
7.5.2	Konsekvensbedömning	89
7.5.3	Övergripande konsekvensbedömning	91
7.6	Sjöfart	91
7.6.1	Nulägesbeskrivning	91
7.6.2	Konsekvensbedömning	93
7.6.3	Övergripande konsekvensbedömning	95
8	Följdverksamheter	96
8.1	Anläggning, drift och avveckling av exportkabel.....	96
8.2	Ökad aktivitet i anläggningshamnar	96
8.3	Hantering av schaktmassor.....	97
9	Kumulativa effekter och bedömningar	98
9.1	Anläggningsskede	100

9.1.1	Fisk och yrkesfiske	100
9.1.2	Sjöfart.....	100
9.2	Driftskede.....	101
9.2.1	Fisk	101
9.2.2	Vakeffekter mellan närliggande vindkraftparker	101
10	Gränsöverskridande påverkan.....	102
10.1	Fisk.....	102
10.2	Yrkesfiske	102
10.3	Visuell påverkan	103
10.4	Radar-, tele-, och radiokommunikation och flyg.....	103
10.5	Sammanfattande bedömning av gränsöverskridande påverkan	103
11	Preliminär tidplan.....	103
12	Kontroll och uppföljning	104
13	Referenser	106

1 Inledning

1.1 Projektbeskrivning

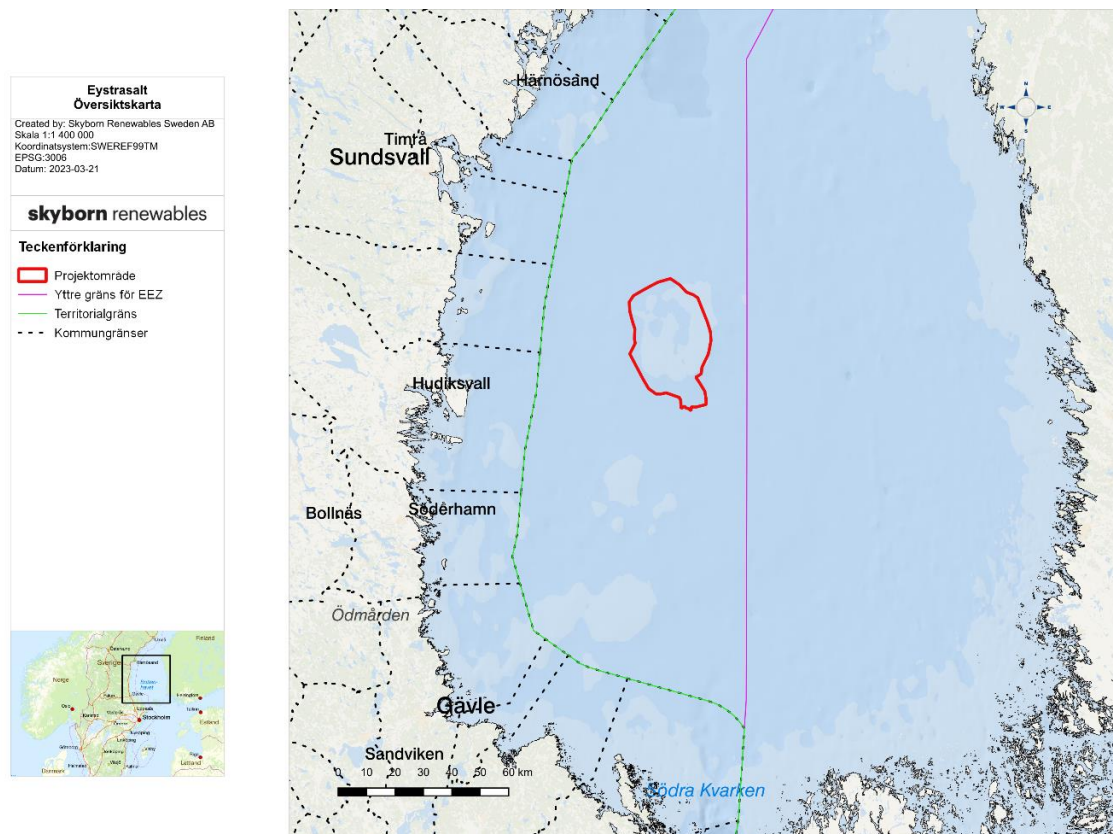
1.1.1 Projektområdet

Vindkraftparken Eystrasalt Offshore planeras att anläggas på Eystrasaltbanken i Bottenhavet. Projektet avser etablering av en vindkraftpark med en installerad effekt om cirka 3 900 MW med vindkraftverk med en maximal totalhöjd om 370 m. Projektet beräknas kunna producera cirka 15 TWh förnybar energi per år.

Projektområdet är lokaliserat kring utsjöbanken Eystrasaltbanken i Bottenhavet, i höjd med Hudiksvall inom Sveriges ekonomiska zon, se Figur 1-1. Utsjöbanken upptäcktes av Sjöfartsverket 1959 och gavs namnet Eystrasalt efter en fornnordisk benämning på Östersjön. Den etymologiska förklaringen är eystri "östra" och salt "hav", det vill säga "det östra havet".

Hela Eystrasaltbanken förutom vissa djupare partier av den mest östra delen av banken ingår i projektområdet. Djupförhållandena inom projektområdet varierar mellan cirka 13–70 m med ett medeldjup om cirka 42 m. Projektområdet utgör ett stort och sammanhållet område med konsistent jämnt djup, grundare än 50 m och djupare än 10 m, som lämpar sig väl för förankring av fundament.

Vindförhållanden, djupförhållanden och avståndet till andra vindkraftparker möjliggör produktion av en mycket stor mängd energi på en sammanhållen yta. Vindkraftparkens förväntade produktion om 15 TWh motsvarar cirka hälften av vad all landbaserad vindkraft i Sverige producerar per år (2021 hade Sverige totalt cirka 4 800 vindkraftverk som tillsammans producerade cirka 27,3 TWh el) (Energimyndigheten, 2023). Elproduktionen skulle kunna försörja nästan all förväntad vägtrafik och tunga arbetsmaskiner 2045 i Sverige (Transportföretagen, 2021) eller cirka 13 % av förväntat behov för en svensk elektrifierad stål- och järnindustri.



Figur 1-1. Översiktsskarta för Eystrasalt Offshore.

1.1.2 Utgångspunkter för projektet

Inom projektområdet planeras vindkraftverk, transformatorstationer, omriktarstationer, plattform för logi eller logistik och mätmaster. De olika delarna av anläggningen kopplas samman med undervattenskablar. Från projektområdet kommer exportkablar att anläggas på havsbotten till en nätanslutningspunkt. Lokalisering av anslutningspunkten är beroende av lokaliseringen av planerad utbyggnad av transmissionsnätet. Exportkablar prövas i särskild ordning och omfattas inte av framtagen MKB.

Utvecklingen av vindkraftverk har skett mycket snabbt de senaste decennierna och förväntas fortsätta de närmaste åren. Vidare sker prövningen av vindkraft i Sveriges ekonomiska zon och anslutning till nät stegvis och tar flera år i anspråk.

Anläggning av en vindkraftpark kräver lämpliga vindförhållanden men också lämpliga bottenförhållanden. Inom Eystrasaltbanken finns särskilt lämpliga bottenförhållanden med god bärighet. I Bottenhavet har områden långt från kusten generellt sett lägre naturvärden än kustnära områden. För att kunna anlägga en vindkraftpark långt ute till havs krävs relativt stora sammanhängande havsområden då kostnader för anläggning och anslutning ökar med stort avstånd till anslutningspunkt vid kusten. Eystrasaltbanken bedömdes på ett tidigt stadium intressant för anläggning av en vindkraftpark då det är ovanligt med så stora sammanhängande områden med låg grad av intressekonflikter. Placeringen med närhet till den finska kusten innebär också potential för sammankoppling mellan Sverige och Finland. Tillgång till farbara vattenvägar till projektområdet och lämpliga hamnar under anläggningsfasen med förutsättningar för kapacitetsutbyggnad är nödvändigt vilket bedömdes bland annat finnas i Söderhamn.

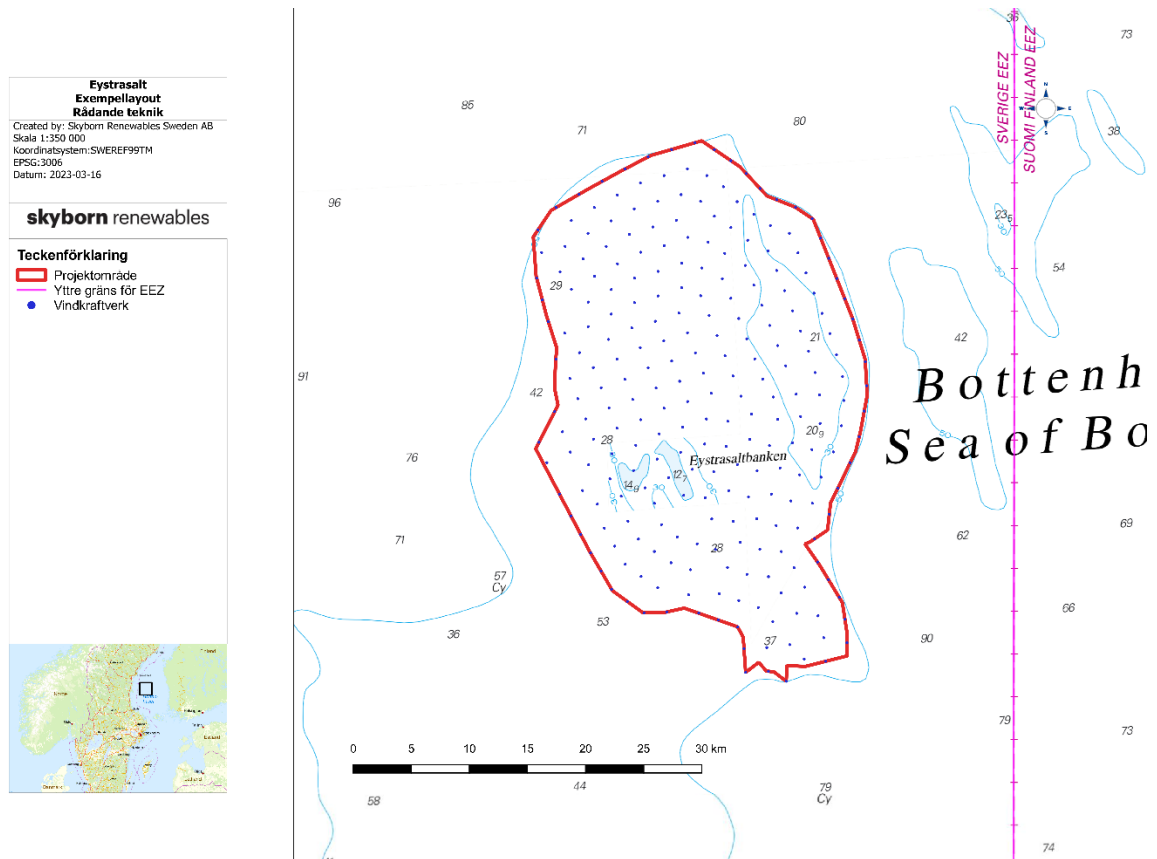
Olika typer av vindkraftverk skiljer sig åt avseende höjd, rotorstorlek och andra tekniska specifikationer. Höjd, storlek, bottenförhållanden m.m. är avgörande för hur vindkraftverken kan placeras inom ett projektområde. Vindkraftverken behöver också vara anpassade till de platsspecifika vindförhållandena för att uppnå längsta möjliga livslängd och minimera vakförluster. Det är således ett komplext förhållande som styr den slutliga utformningen i varje vindkraftpark.

Vindkraftverkens storlek är i sin tur avgörande för spänning i kablar, transformatorstationers storlek, bottenanspråk m.m. Djupets variationer och andra förhållanden medför att olika fundamentstekniker kan behöva användas vid anläggning av fundament. För att fastställa teknisk lösning behöver omfattande platsspecifik undersökning så som provborrning utföras vid platsen för varje enskilt fundament. Av både tekniska, finansiella och miljömässiga skäl är det svårt att göra platsspecifika undersökningar innan tillstånd för vindkraftparken erhållits. Det finns därför behov av att tillstånd utformas så att val av turbinstorlek och antal verk kan göras då kunskap finns om tillgänglig teknik och tillgång på turbiner.

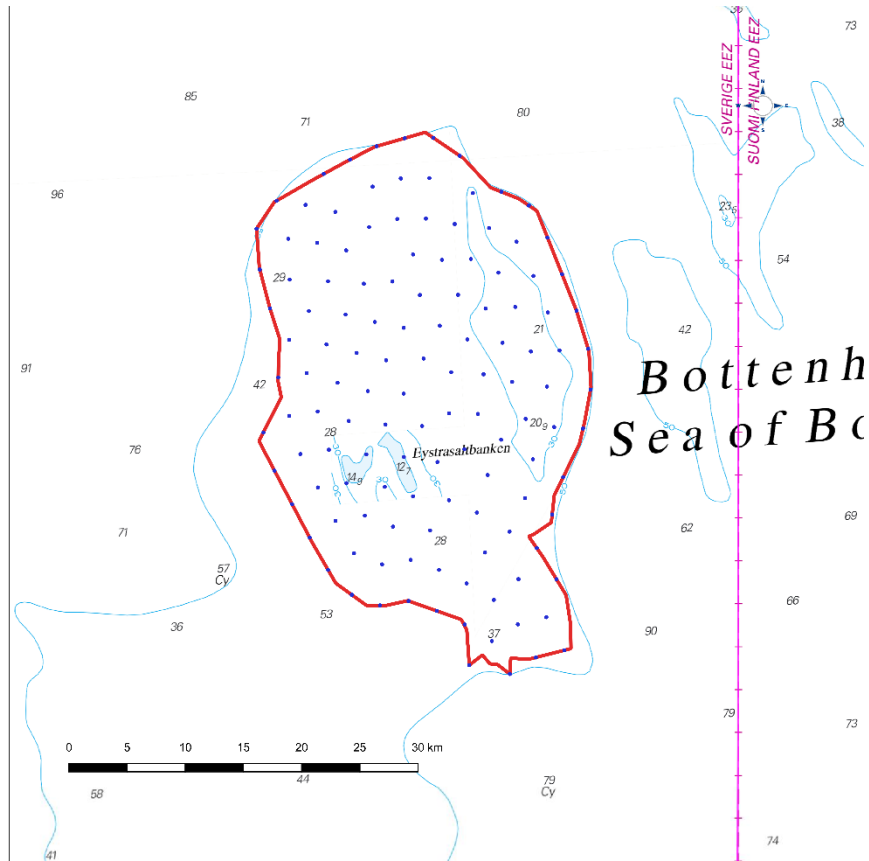
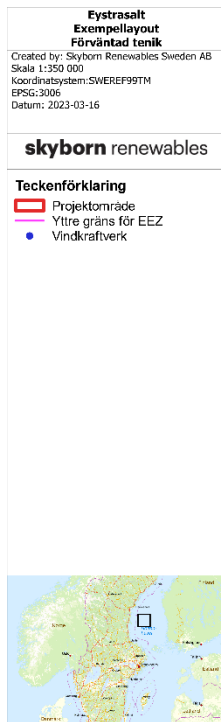
1.1.3 Exempellayouter

Utformning av vindkraftparken beskrivs utifrån två exempellayouter med olika antal och storlek på turbinerna, se Figur 1-2 och Figur 1-3. Layouterna utgår från två olika turbinstorlekar; turbiner med den storlek som finns på marknaden idag med en totalhöjd om 265 m, och turbiner som förväntas finnas på marknaden när vindkraftparken anläggs med en totalhöjd om 370 m. Större turbiner med större rotor behöver ett längre avstånd mellan vindkraftverken. Det är primärt den turbulens och de vakförluster som uppstår mellan vindkraftverken som måste balanseras för att uppnå optimal drift. I det fall större vindkraftverk etableras innebär det att färre antal verk kan placeras inom området, vid mindre storlek på verk blir det fler. För övergripande relation mellan höjd och antal se Figur 1-4. Exempellayouterna utgörs av 256 verk om totalhöjd 265 m respektive 129 verk om 370 m totalhöjd.

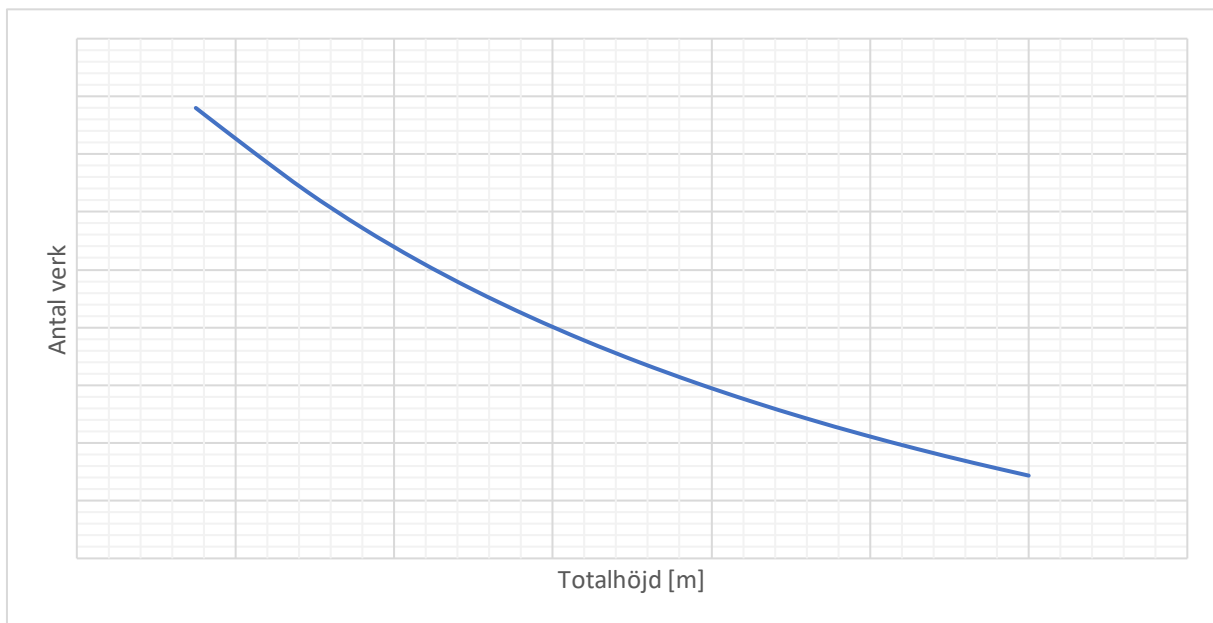
Syftet med exempellayouter är att beskriva en realistisk största påverkan utifrån ytterligheterna mellan maximala antalet vindkraftverk och storlek. Den maximala miljöpåverkan har tagits fram med ett worst case scenario (WCS) för varje påverkansfaktor, se avsnitt 3.1.



Figur 1-2. Exempellayout för rådande teknik med 256 vindkraftverk med en totalhöjd om 265 m.



Figur 1-3. Exempellayout för förväntad teknik med 129 vindkraftverk med en totalhöjd om 370 m.



Figur 1-4. Illustration utvisande sambandet mellan storleken på vindkraftverk och antalet verk som kan anläggas inom projektområdet. Ju större rotor och högre totalhöjd på vindkraftverken desto färre antal verk kommer kunna anläggas.

1.2 Om sökanden

Projektet Eystrasalt Offshore drivs av Eystrasalt Offshore AB som ägs av det tyska moderbolaget Skyborn Renewables GmbH (Skyborn). Skyborn är en global koncern som utvecklar och förvaltar vindkraftparker till havs. Sammantaget har koncernen cirka 20 års erfarenhet av utveckling, byggnation och drift av vindkraftparker. Fram till och med 2023 har sex havsbaserade vindkraftparker utvecklats och byggts på olika platser runt om i världen.

Skyborn gick tidigare under namnet wpd Offshore och ingick då i wpd-koncernen. Sedan hösten 2022 ägs Skyborn av Global Infrastructure Partners (GIP) och det finns inte längre någon anknytning till wpd AG och den tidigare ägaren.

Utvecklingsarbetet i Sverige bedrivs genom Skyborn Renewables Sweden AB. Bolaget fungerar som utvecklingsplattform i Sverige och är det bolag som håller de anställda i Sverige. Skyborn Renewables Sweden AB arbetar helt och hållet med utveckling av, samt på uppdrag av, koncernens svenska projekt- och nätbolag.

Idag utvecklar Skyborn Renewables Sweden vindkraftparkerna Eystrasalt Offshore, Storgrundet Offshore, Polargrund Offshore samt Fyrskippet Offshore. Sammantaget erbjuder den svenska projektportföljen en potential om cirka 10 GW installerad effekt vilket motsvarar omkring 40 TWh elproduktion som har potential att realiseras före 2035.

Skyborns verksamhet präglas av engagemang, utveckling och långsiktighet. Målsättningen är att i samspel med myndigheter, politiska beslutsfattare, näringsliv samt lokalbefolkning förverkliga lönsamma och hållbara projekt som försörjer samhället med stora volymer grön och billig energi.

1.3 Avgränsning av detta dokument

Detta dokument utgör en sammanfattning av den fullständiga MKB:n för projektet. Dokumentet har tagits fram som en del av Esbo-processen med Finland. Utöver beskrivningar av projektets gränsöverskridande påverkan, se kapitel 10, har även aspekter som finska samrådsparter uttryckt särskilt intresse för under samrådet inkluderats. Det innefattar påverkan och konsekvenser för bottenflora och bottenfauna, fisk, marina däggdjur, fågel, yrkesfiske, sjöfart samt förändrade djup- och strömförhållanden.

Påverkansfaktorer beskrivs i kapitel 6. Endast de påverkansfaktorer som berör ovan nämnda aspekter samt påverkansfaktorer som är gränsöverskridande har inkluderats.

Nulägesbeskrivning samt konsekvensbedömningar av utvalda aspekter beskrivs i kapitel 7. Detta kapitel avser nulägesbeskrivning och konsekvenser inom Sveriges gränser.

Utöver gränsöverskridande påverkan och konsekvensbedömningar på utvalda miljöaspekter omfattar denna sammanfattning även en beskrivning av projektets följdverksamheter samt beskrivning och bedömning av kumulativa effekter.

Övriga beskrivningar och bedömningar som genomförts inom projektet återfinns i fullständig version av MKB (Bilaga T3). De bilagor som hänvisas till är bilagor till den svenska tillståndsansökan, dessa kan fås på begäran.

2 Samråd

För anläggning av en vindkraftpark som prövas för tillstånd i Sveriges ekonomiska zon ska en specifik miljöbedömning göras för verksamheter som kan antas ha betydande miljöpåverkan. Som en del av miljöbedömningen sker avgränsningssamråd enligt 6 kap. 29–31 §§ MB. Om verksamheten eller

åtgärden kan antas medföra en betydande miljöpåverkan i ett annat land ska dessutom enligt 6 kap. 33–34 §§ MB och 21–25 §§ miljöbedömningsförordning information lämnas om verksamheten och dess möjliga gränsöverskridande konsekvenser och vilken typ av beslut som kan komma att fattas till det land som kan bli påverkat.

2.1 Nationellt samråd

Avgränsningssamråd har genomförts för ansökan enligt lagen om Sveriges ekonomiska zon (LSEZ) och kontinentalsockellagen (KSL). Inför samrådet togs ett samrådsunderlag fram med information om vindkraftparkens lokalisering, omfattning och utformning samt identifierade motstående intressen. I samrådsunderlaget presenterades också information om den tänkta utformningen och innehåll för MKB.

Samråd genomfördes med myndigheter, näringsliv, föreningar och allmänhet under perioden februari 2021 till april 2021. Myndigheter, näringsidkare och föreningar som bedömdes kunna vara berörda bjöds in per mejl. Information om samrådet kungjordes i de lokala dagstidningarna Sundsvalls tidning och Hudiksvalls tidning, samt på projektets hemsida. På projektets webbsida gick det att ta del av information om projektet samt ladda ner samrådsunderlaget. Under samrådsperioden genomfördes samrådsmöten med Länsstyrelsen i Gävleborgs län, Havs- och vattenmyndigheten och föreningen Vision Jungfrukusten. Uppföljande samrådsmöten hölls med Sveriges Fiskares Producentorganisation, Swedish Pelagic Federation Producentorganisation och Länsstyrelsen i Gävleborgs län.

Skyborn har tagit emot sammanlagt 19 skriftliga yttranden från myndigheter, fem från företag och organisationer och fyra från föreningar. De vanligast förekommande synpunkterna gäller påverkan på yrkesfiske, fisk och sjöfart. De inkomna synpunkterna har beaktats både vid bedömning av vilka undersökningar och ytterligare utredningar som vidtagits, utformning av verksamheten samt redovisning i MKB. En utförlig beskrivning av avgränsningssamrådet, samrådsmöten med Länsstyrelsen i Gävleborgs län och andra parter samt samrådsyttranden och bemötanden av inkomna yttranden redovisas i samrådsredogörelsen, se Bilaga M1.

2.2 Genomfört samråd enligt Esbokonventionen

Samråd enligt Esbokonventionen har genomförts eftersom verksamheten kan antas innebära en gränsöverskridande miljöpåverkan i förhållande till Finland. Esbo-samrådet genomfördes under våren 2021 och samordnades av svenska Naturvårdsverket och finska Miljöministeriet. Totalt inkom 12 yttranden från finska parter. Flera av de finska samrådsparterna angav att de vill vara delaktiga i det fortsatta arbetet med MKB. Under hösten 2021 hölls möten med det finska Jord- och skogsbruksministeriet, Finlands havsplanering och Finlands yrkesfiskarförbund. En dialog har också hållits med Naturvårdsverket och det finska Miljöministeriet om utformning av MKB och översättning av ansökan och de delar av MKB som inkluderar potentiell gränsöverskridande miljöpåverkan. För utförlig redogörelse av både det nationella samrådet och samrådet enligt Esbokonventionen, se samrådsredogörelsen (Bilaga M1 till svenska MKB).

2.2.1 Sammanställning yttranden och bemötanden

Skriftliga yttranden inom samrådet enligt Esbokonventionen kom in från Ålands landskapsregering, Jord- och skogsbruksministeriet, Metsähallitus, Museiverket, Närings-, trafik- och miljöcentralen i sydvästra Finland, Närings-, trafik- och miljöcentralen i södra Österbotten, Finlands Miljöcentral, Finska Meteorologiska Institutet, Satakuntas Landskapsförbund, Finlands Havsplanering, Finlands Yrkesfiskarförbund och Fingrid. Nedan redovisas en sammanfattning av de inkomna yttrandena samt Skyborns kommentar på synpunkterna.

2.2.1.1 Ålands landskapsregering

Ålands landskapsregering angav att de vill vara delaktiga i det fortsatta arbetet med MKB.

Skyborn kommenterar:

Ansökan om tillstånd inklusive relevanta delar av MKB och samrådsredogörelsen kommer att skickas på remiss till berörda finska parter i samband med att tillståndsansökan kungörs i Sverige. Processen hanteras av svenska Naturvårdsverket och finska Miljöministeriet.

2.2.1.2 Jord- och skogsbruksministeriet

Ministeriet yttrar att de tycker att Finland ska vara delaktig i arbetet med MKB. Undersökningar av all slags fisk under hela dess livscyklar behöver göras och av påverkan på laxens vandring. Ministeriet anger att området är viktigt för finskt strömmingsfiske. Finsk fångst över de senaste 10 åren behöver undersökas och alternativa fiskeområden behöver presenteras. Bolaget behöver undersöka fisket under EU:s lagar, eftersom alla EU-länder i Östersjön har rätt till att fiska i området. Under samrådsmöte med myndigheten yttrade de att påverkan på harr också bör utredas.

Skyborn kommenterar:

Skyborn har beaktat de framförda synpunkterna och genomfört undersökningar av fisk, inklusive lax, i området. De redovisas i MKB avsnitt 9.2 och i detta dokument avsnitt 7.2. En kartläggning över både det svenska och finska fisket kring Eystrasaltbanken har genomförts av tredje part och redovisas i MKB avsnitt 9.7 och i detta dokument avsnitt 7.5 samt Bilaga M11A och M11B. Den ekonomiska påverkan på yrkesfisket har också utretts och redovisas i MKB avsnitt 9.7 och i detta dokument avsnitt 7.5 samt Bilaga M12. För att underlätta samexistens mellan energiutvinning och yrkesfisket kommer bolaget att initiera och finansiera ett samarbetsprojekt med berörd del av yrkesfisket. Arbetet ska syfta till uppföljning av vindkraftparkens påverkan på fiskbestånd och yrkesfiske i vindkraftparken samt dess närområde och identifiera åtgärder för att underlätta samexistens. I eDNA-provtagningen och provfisket vid Eystrasaltbanken upptäcktes ingen harr. Det finns inte heller några andra tecken på att Harr förekommer i området.

2.2.1.3 Forststyrelsen (Metsähallitus)

Forststyrelsen angav i sitt yttrande att Finland ska vara delaktig i arbetet med MKB eftersom projektområdet är så stort att finska vatten kan komma att påverkas.

Skyborn kommenterar:

Skyborn har haft samrådsmöten med de finska parter som önskat detta. Ansökan inklusive relevanta delar av MKB och samrådsredogörelsen kommer att skickas på remiss till berörda finska parter via svenska Naturvårdsverket och finska Miljöministeriet.

2.2.1.4 Finska Museiverket

Myndigheten anser det inte nödvändigt att vara med i arbetet med MKB.

2.2.1.5 Närings-, trafik- och miljöcentralen i sydvästra Finland

Närings-, trafik- och miljöcentralen i sydvästra Finland uppger i sitt yttrande att de anser det nödvändigt att medverka i arbetet med MKB. Om projektet installeras kommer projektet påverka planering för offshore vind i Finland. Fokus för Finland bör ligga på anslutningskabel till Finland. Fågel, fisk och fisket bör inkluderas i MKB.

Skyborn kommenterar:

Påverkan på fågel, fisk och fisket har utretts och redovisas i MKB kapitel 9 och i detta dokument kapitel 7. Ansökan inklusive relevanta delar av MKB och samrådsredogörelsen kommer att skickas på remiss till berörda finska parter via svenska Naturvårdsverket och finska Miljöministeriet. Denna

ansökan inkluderar vindkraftparken och det interna kabelnätet. Exportkabel och kabelkorridor för exportkabel kommer att hanteras i ett senare skede och i separat ansökan.

2.2.1.6 Närings-, trafik- och miljöcentralen i södra Österbotten

Myndigheter har uttryckt att Finland bör vara delaktig i arbetet med MKB. Viktigast är påverkan från anslutningskabel till Finlands elsystem. Kabeln kan påverka planering för land samt natur under vatten och vid kusten.

Skyborn kommenterar:

Skyborn har avgränsat den nu aktuella ansökan till vindkraftparken och dess anläggningar samt det interna kabelnätet. Samråd och ansökan om tillstånd för exportkabel och kabelkorridor kommer att ske senare.

2.2.1.7 Finlands Miljöcentral

Finlands Miljöcentral har uppgett att de anser att Finland ska vara delaktiga i arbete med MKB. Projektet kan påverka strömmar och sediment, samt föroreningar kan röras upp. Marina djur på botten och fisk kan påverkas. Fågel kan påverkas, exempelvis alkor.

Skyborn kommenterar:

En sedimentspridningsanalys har genomförts och redovisas i MKB avsnitt 7.4 och i detta dokument avsnitt 6.3. Utredning av påverkan på marinbiologin har genomförts och redovisas i MKB kapitel 9 och i detta dokument kapitel 7. Påverkan på fågel har utretts och redovisas i MKB avsnitt 9.4 och i detta dokument avsnitt 7.4 samt Bilaga M9.

2.2.1.8 Finska meteorologiska institutet

Finska meteorologiska institutet har angett att finska myndigheter bör vara del av arbetet med MKB. Projektet kommer påverka strömmar och biota i havsbotten, vilket i sin tur kan påverka fisken. Svårt att svara i detta stadiet om Finland kommer att påverkas.

Skyborn kommenterar:

Påverkan på strömmar i området har utretts och redovisas i MKB avsnitt 7.1 och i detta dokument avsnitt 6.1. Utredning av påverkan på fisk har genomförts och redovisas i MKB avsnitt 9.2 och i detta dokument avsnitt 7.2.

2.2.1.9 Satakuntas landskapsförbund

Satakuntas landskapsförbund uppger i sitt yttrande att Finland ska vara delaktig i arbetet med MKB. Viktigt med en öppen interaktiv och bred process för ett så stort projekt. De belyser att Finlands havsplan 2030 bör tas med i processen. Kumulativa effekter behöver utredas avseende påverkan från sjökabel och vindkraftprojekt i närheten. Påverkan på finska sidan behöver inkluderas avseende påverkan på fågel, fisk och fiske. Viktigt att finska yrkesfiskare inkluderas i processen. Viktigt att utreda påverkan på fraktfartyg och isförhållanden samt kumulativa effekter.

Skyborn kommenterar:

Skyborn har med anledning av synpunkterna haft möten med Finlands havsplanering och Finlands yrkesfiskarförbund. En kartläggning över både det svenska och finska fisket kring Eystrasaltbanken har genomförts av tredje part och redovisas i MKB avsnitt 9.7 och i detta dokument avsnitt 7.5 samt Bilaga M11A och M11B. Den ekonomiska påverkan på yrkesfisket har också utretts och redovisas i MKB avsnitt 9.7 och i detta dokument avsnitt 7.5 samt Bilaga M12. För att underlätta samexistens mellan energiutvinning och yrkesfisket kommer bolaget att initiera och finansiera ett samarbetsprojekt med berörd del av yrkesfisket. Arbetet ska syfta till uppföljning av vindkraftparkens påverkan på fiskbestånd och yrkesfiske i parken samt dess närområde och identifiera åtgärder för att

underlätta samexistens. Gränsöverskridande påverkan redovisas i MKB kapitel 15 och i detta dokument kapitel 10.

Avseende önskemål om en beskrivning av potentiell kumulativ påverkan från de vindkraftparker som planeras är Skyborn av synpunkten att det går utöver gällande krav på redovisning av kumulativa effekter enligt svensk lagstiftning. Situationen förändras dessutom mycket snabbt med vindkraftparker under planering som tillkommer och försvinner. I MKB kapitel 14 och i detta dokument kapitel 9 beskrivs de miljöeffekter som kan förväntas uppkomma till följd av kumulation med driftsatta respektive tillståndsgivna projekt samt Skyborns egna planerade vindkraftparker.

Skyborn har avgränsat den nu aktuella ansökan till vindkraftparken och dess anläggningar samt det interna kabelnätet. Samråd och ansökan om tillstånd för exportkabel och kabelkorridor kommer att ske senare.

2.2.1.10 Finlands havsplanering

Finlands havsplaner har uttryckt att de anser att Finland ska delta i arbetet med MKB. De anser att det är viktigt att utgå från de svenska Havsplanerna och de områden utpekade för vindkraft. Projektområdet är ett viktigt område för strömming för finska fiskare. Bolaget måste identifiera finska yrkesfiskare fiskeområden i Sverige och hur projektet kan påverka yrkesfiskarna. Utreda kumulativa effekter. Inget projekt får orsaka landsöverskridande påverkan, exempelvis beräknas ljud från Eystrasalt nå den finska sidan.

Skyborn kommenterar:

Skyborn har beaktat de framförda synpunkterna. Undersökning av fisk och marinbiologin i området har genomförts och redovisas i MKB kapitel 9 och i detta dokument kapitel 7. En kartläggning över både det svenska och finska fisket kring Eystrasaltbanken har genomförts av tredje part och redovisas i MKB avsnitt 9.7 och i detta dokument avsnitt 7.5 samt Bilaga M11A och M11B. Den ekonomiska påverkan på yrkesfisket har också utretts och redovisas i MKB avsnitt 9.7 och i detta dokument avsnitt 7.5 samt Bilaga M12. Kumulativa effekter redovisas i MKB kapitel 14 och i detta dokument kapitel 9. Gränsöverskridande påverkan behandlas och redovisas i MKB kapitel 15 och i detta dokument kapitel 10.

2.2.1.11 Finlands yrkesfiskarförbund

Finlands yrkesfiskarförbund har inkommit med yttrande både inom det svenska samrådet och samrådet enligt Esbokonventionen. Deras synpunkter sammanfattas och besvaras samlat nedan.

Yrkesfiskarförbundet anger att det finländska trålfisket efter strömming och vassbuk/skarpsill är volymmässigt omfattande i Bottenhavet, också i den planerade vindkraftsparkens närområde. De uppmanar bolaget att redan i ett tidigt skede beakta det finländska fisket i området. Den kommande miljökonsekvensbedömningen bör innehålla tillräckliga och kvalitativt goda utredningar om fisket och fiskbestånden samt om Eystrasaltbankens betydelse som möjligt reproduktions-, tillväxt- och/eller födosöksområde, speciellt för strömmingen. Yrkesfiskarförbundet ställer sig mycket kritiska till vindkraftparker till havs. Effekterna av projekt till havs är inte ännu till alla delar kända.

Skyborn kommenterar:

Skyborn har tagit de framförda synpunkterna i beaktande. En kartläggning över både det svenska och finska fisket kring Eystrasaltbanken har genomförts av tredje part och redovisas i MKB avsnitt 9.7 och i detta dokument avsnitt 7.5 samt Bilaga M11A och M11B. Den ekonomiska påverkan på yrkesfisket har också utretts och redovisas i MKB avsnitt 9.7 och i detta dokument avsnitt 7.5 samt Bilaga M12. För att underlätta samexistens mellan energiutvinning och yrkesfisket kommer bolaget att initiera och finansiera ett samarbetsprojekt med berörd del av yrkesfisket. Arbetet ska syfta till uppföljning

av vindkraftparkens påverkan på fiskbestånd och yrkesfiske i parken samt dess närområde och identifiera åtgärder för att underlätta samexistens. Påverkan på fisk och marinbiologi har utretts och redovisas i MKB kapitel 9.

2.2.1.12 *Fingrid*

Inga har svarat och angett att de inte har några kommentarer eftersom inga anslutningar till Finlands nät har presenterats.

Skyborn kommenterar:

Fingrids yttrande föranleder ingen kommentar.

3 Metod för konsekvensbedömning

Miljöbedömning är en process som ska integrera miljöaspekterna i planering och projektering av en verksamhet. De utredningar och inventeringar som utförts under arbetet med Eystrasalt Offshore utgör underlag till miljöbedömningen och är en viktig del i processen. Dokumentet miljökonsekvensbeskrivning sammanfattar processen och slutsatserna samt utgör en beskrivning av verksamheten, dess utformning och miljöpåverkan vid olika skeden. Underlaget med redovisning av alternativ utformning och lokalisering, åtgärder för att minska dess miljöpåverkan samt i förekommande fall kompensera för sådan miljöpåverkan som uppstår utgör ett viktigt underlag för prövning av verksamheten.

I metodiken används följande begrepp:

Miljöaspekt – Det värde eller intresse som kan komma att påverkas, till exempel marina däggdjur, yrkesfiske.

Miljöpåverkan – Den förändring i miljön som uppkommer till följd av verksamheten.

Miljöeffekt – En beskrivning av den skada som kan uppkomma för en miljöaspekt till följd av påverkan.

Miljövärde – Det värde som miljöaspekten har inom det område där en miljöeffekt uppträder.

Miljökonsekvens – En helhetsbedömning av den miljöpåverkan som den planerade verksamheten kan medföra för en miljöaspekt, som består av en sammanvägning av miljöeffekten och miljövärdet.

3.1 Konservativ bedömning

Som angetts i avsnitt 1.1.2 kan antal och storlek av vindkraftverk, teknikval och projektets exakta utförande i anläggnings-, drift- och avvecklingsskedena bestämmas först efter detaljprojektering, som kan ske efter att tillstånd för verksamheten har erhållits. Det kan således inte anges exakt hur verksamheten kommer att utformas i detta skede. I MKB beskrivs projektets miljöpåverkan och miljökonsekvenser ur ett bedömt värsta tänkbara scenario (WCS) för varje påverkansfaktor. Sedimentmodelleringen har till exempel utförts med utgångspunkt från den exempellayout som innebär störst påverkan (WCS) för denna påverkansfaktor. WCS är olika för respektive påverkansfaktor, se vidare kapitel 6.

Oavsett projektutformning, antingen enligt de presenterade exempellayouterna eller utformning mellan dessa (dvs. mellan 129–256 vindkraftverk med en höjd mellan 265–370 meter, se översiktligt samband mellan antal verk och totalhöjd i Figur 1-4) kommer verksamheten aldrig leda till en större påverkan och konsekvenser än det WCS som tagits fram för respektive påverkansfaktor. Det sagda innebär alltså att oavsett utformning av vindkraftparken kommer miljöpåverkan och miljökonsekvenserna inte att bli större än vad som beskrivits och bedömts i MKB.

För vissa påverkansfaktorer är WCS inte kopplat till antal vindkraftverk eller vindkraftverkens höjd. I de fallen har WCS bedömts på annat sätt, utifrån relevanta faktorer. Till exempel vad gäller fundamentstyper har påverkans- och konsekvensbedömningarna utgått från de fundamentstyper som innebär WCS för omgivande intressen.

3.2 Metoder för beskrivning av rådande miljöförhållanden

En nulägesbeskrivning har tagits fram med utgångspunkt i aktuell information från myndigheter, vetenskaplig litteratur. Utöver detta har Bolaget genomfört omfattande platsspecifika undersökningar, modelleringar och beräkningar för att fastställa en beskrivning av rådande miljöförhållanden. På detta sätt har en utgångspunkt för konsekvensbedömningen för den planerade vindkraftparken fastställts

3.3 Metodbeskrivning för konsekvensbedömning

Ett systematiskt arbetssätt har använts för att identifiera och bedöma projektets potentiella miljöeffekter och vilka konsekvenser som kan uppkomma under projektets anläggnings-, drift- och avvecklingskedje. För att mildra konsekvenser identifieras även olika skyddsåtgärder för att undvika, minimera eller minska miljöeffekten som, om det är ett åtagande, vägs in i den slutgiltiga bedömningen av konsekvenser.

Bedömningarna av miljöpåverkan, miljöeffekter, miljövärde och konsekvenser som görs i denna MKB utgår ifrån olika frågeställningar:

- > Hur stor är miljöeffekten? Hur ofta och när sker den? Är den temporär eller bestående?
- > Hur stort miljövärde har det som påverkas? Förändras värdet positivt eller negativt?
- > Vad blir konsekvensen för värdet i förhållande till omfattningen av miljöeffekten?

Konsekvensen bedöms utifrån miljöeffektens storlek och det aktuella miljövärdet för mottagaren på platsen. Konsekvensbedömningen omfattar den planerade verksamhetens miljöeffekter där hänsyn tagits till åtaganden om skyddsåtgärder.

Miljöeffektens storlek och mottagarens miljövärde är begrepp som ska anges så objektivt och transparent som möjligt och innebär att konsekvensbedömningen ska innehålla resonemang om hur dessa bestäms. Miljöpåverkan identifieras med utgångspunkt i projektets aktiviteter i olika skeden. Påverkan kan ha olika betydelse för olika mottagare. Utredningar och modellering har gjorts för att bedöma påverkan.

3.4 Miljöeffektens storlek

Miljöeffekten som kan uppkomma ska relateras till den mottagare som ska bedömas. Den kan till exempel utgå ifrån olika arters känslighet för ljud, föroreningshalter eller annan påverkan. Storleken bestäms efter miljöpåverkans omfattning och den effekt som kan uppstå hos mottagaren, till exempel en viss halt som ger en effekt på den mottagare som ska bedömas.

Följande omständigheter tas också i beaktande där så är aktuellt vid bedömning av miljöeffektens storlek:

- > Vilken geografisk utbredning miljöeffekten har (lokal inom projektområdet, regional, nationell eller global)
- > Vilken varaktighet miljöeffekten har – försumbar (≤ 1 dag), kortvarig (1 dag till 2 månad), långvarig (2 månad till enstaka år) eller permanent (vindkraftparkens livslängd inklusive avveckling)

- > Under vilken tid på året miljöeffekten pågår kopplat till mottagarens känslighet
- > Frekvens - ofta (flera gånger per dag), vanlig (1 gång/ månad) eller sällan (enstaka gånger per år)
- > Egenskaper hos effekten – till exempel tillfällig hörselnedsättning för marina däggdjur, hinder för vissa typer av fartyg.

3.5 Mottagarens miljövärde

Mottagarens miljövärde ska relateras till det område där en potentiell miljöeffekt uppkommer men också ses i ett vidare perspektiv. Till exempel om mottagaren är yrkesfisket ska en bedömning av miljövärdet beakta det fiske som bedrivs inom det område som påverkas i förhållande till fisket i ett regionalt perspektiv.

Ett ytterligare exempel, om mottagaren är säl ska miljövärdet bedömas i den mån sälarna utnyttjar det påverkade området och hur livskraftig populationen är regionalt.

Miljövärdet anger en känslighet eller mottaglighet för miljöeffekten i samband med verksamheten som stor, måttlig, liten eller ingen/försumbar. För de olika mottagarna är det till exempel specifika kvaliteter, särart och lagstadgat skydd viktigt vid bedömning. För biologiska mottagare kan olika kriterier användas för att bestämma nivån på miljövärde, exempelvis skyddsvärde, förändringskänslighet, anpassningsbarhet eller populationsstorlek. För socioekonomiska mottagare kan utnyttjandegrad och befintliga regleringar eller riktlinjer som till exempel beskriver bevarandevärde av specifika platser/aktiviteter eller sociala värderingar såsom kulturella, ekonomiska, historiska värden eller friluftsvärden, användas för att bestämma storleken.

Mottagarens miljövärde ska bestämmas med beaktande av det område där påverkan sker, till exempel i det område som fysiskt tas i anspråk eller i det område där en viss föroreningshalt eller ljudnivå föreligger. Även om en mottagares miljövärde på en nationell eller regional nivå är stor behöver den inte vara det på lokal nivå inom det område där påverkan sker.

3.6 Miljökonsekvensbedömningen

Miljökonsekvensbedömningen genomförs genom att förväntade miljöeffekter från projektet först beskrivs, vilket omfattar den förändring av rådande miljö som projektet ger upphov till. Därefter följer en beskrivning av rådande förhållanden och en bedömning av hur miljöeffekterna påverkar dessa. Konsekvensbedömningen genomförs i matris som presenteras i Figur 3-1.

		Miljöeffektens storlek			
		stor	måttlig	liten	Ingen/Försumbar
Mottagarens miljövärde	Stort	mycket stor konsekvens	stor konsekvens	måttlig konsekvens	ingen/försumbar konsekvens
	Måttligt	stor konsekvens	måttlig konsekvens	liten konsekvens	ingen/försumbar konsekvens
	Litet	måttlig konsekvens	liten konsekvens	liten konsekvens	ingen/försumbar konsekvens
	Inget/försumbart	ingen/försumbar konsekvens	ingen/försumbar konsekvens	ingen/försumbar konsekvens	ingen/försumbar konsekvens

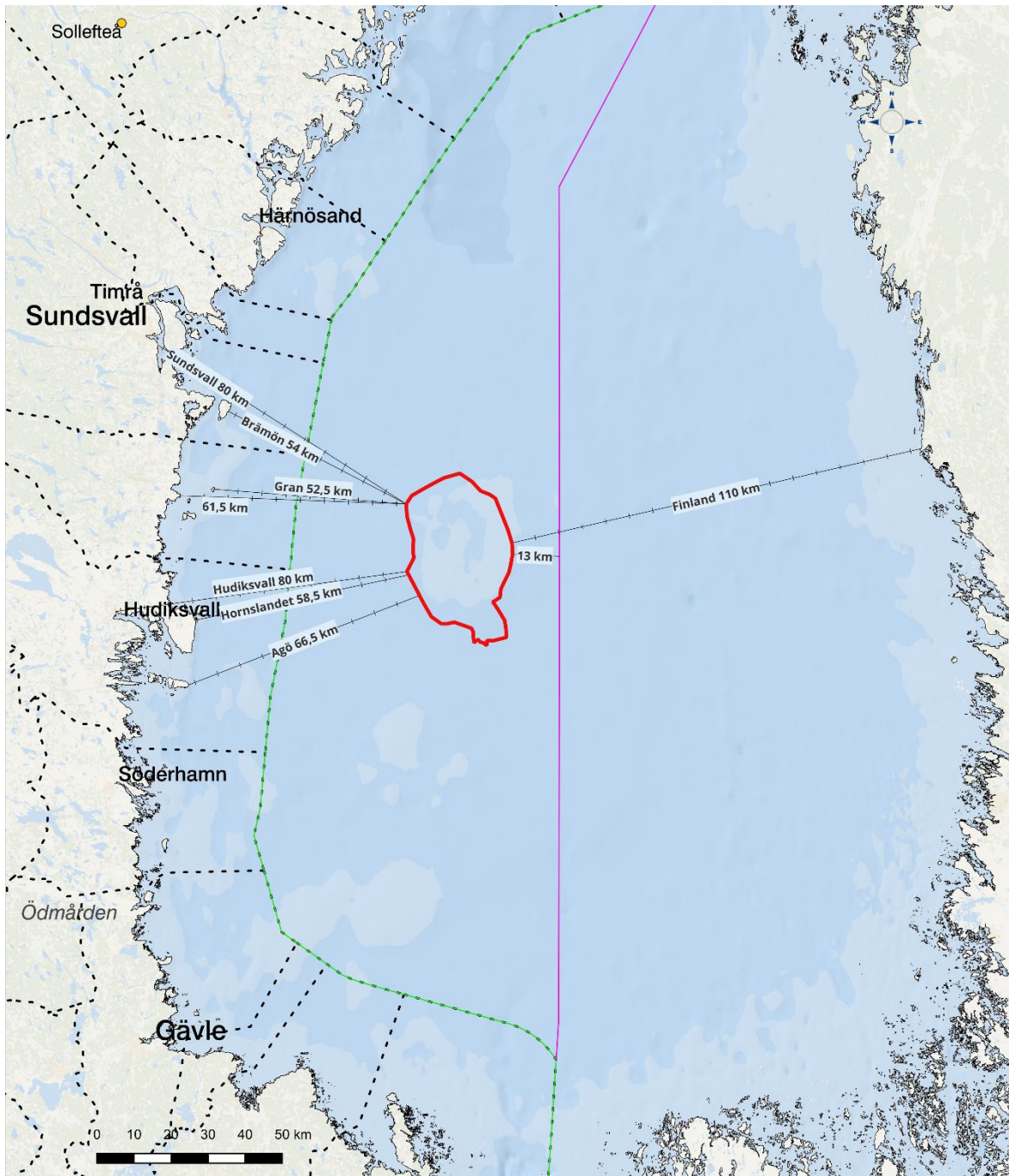
Figur 3-1. Matris för konsekvensbedömningen.

4 Områdesbeskrivning

4.1 Lokalisering

Den planerade vindkraftparken Eystrasalt offshore är lokaliserad kring utsjöbanken Eystrasaltbanken i Bottenhavet, inom Sveriges ekonomiska zon. Området består helt av öppet hav och saknar öar.

Projektområdet omfattar cirka 949 km² och kortaste avståndet från områdets västra gräns till svenska fastlandet är cirka 60 km och närmaste ö (Gran) cirka 53 km. Närmast belägna kommuner är Hudiksvall, Nordmaling och Sundsvall. Från områdets östra del är avståndet till den finska ekonomiska zonen 13 km och kortaste avstånd till den finska kusten 110 km, se Figur 4-1.



- Teckenförklaring**
- Projektområde
 - Yttre gräns för EEZ
 - Territorialgräns
 - Kommungränser

Eyrasalt
Översiktskarta med avstånd
 Created by: Skyborn Renewables Sweden AB
 Skala 1:1 300 000
 Koordinatsystem: SWEREF99TM
 EPSG:3006
 Datum: 2023-03-16

skyborn renewables

Figur 4-1. Översiktskarta för Eyrasalt Offshore med avstånd.

4.2 Vind- och bottenförhållanden

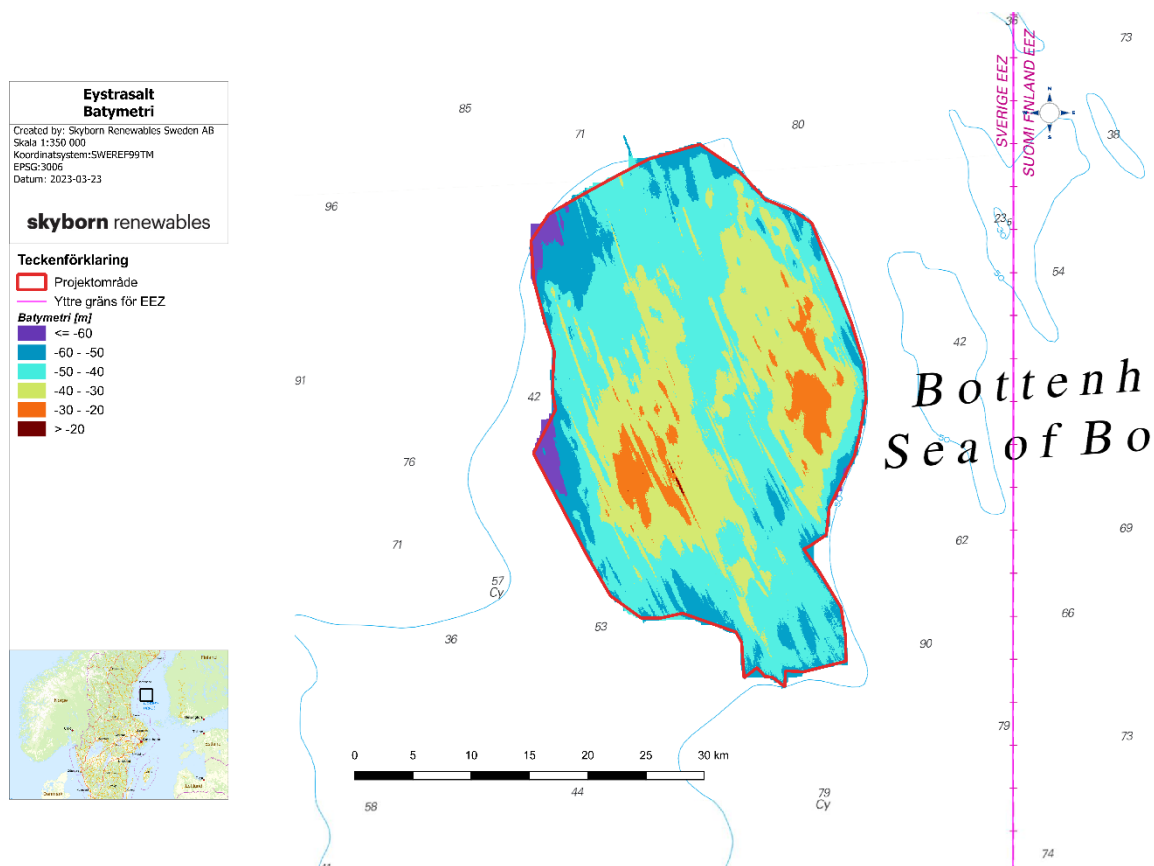
4.2.1 Vindförhållanden

Bolaget har analyserat meteorologiska data från flera olika källor vid kartläggning av rådande atmosfäriska förhållanden vid Eystrasaltbanken. Vindresursanalysen avser både meteorologiska studier via mätmaster från södra Bottenhavet och analys av globala re-analysserier.

Vindresursanalysen visar att den långtidskorrigerade medelvinden vid 150 m höjd vid Eystrasaltbanken uppgår till cirka 9,4 m/s. I relation till IEC 61400–1 klassas Eystrasaltbanken i närheten av en klass I-plats (högvindområde). Energiresursen vid Eystrasaltbanken bedöms således vara mycket hög.

4.2.2 Bottenförhållanden

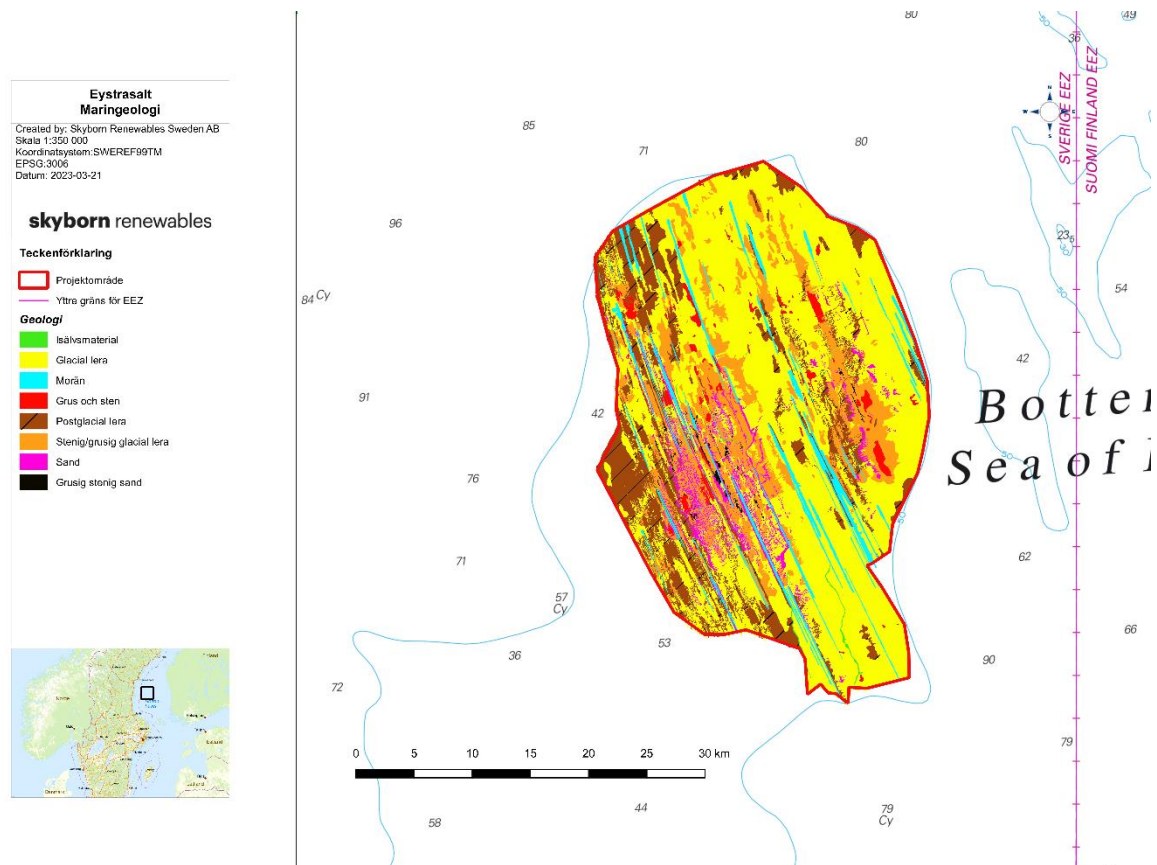
Bolaget har låtit genomföra sjömätningar inom projektområdet för att kartlägga områdets vattendjup och botten-topografi (batymetri). Mätningarna visar på att djupförhållandena inom projektområdet varierar mellan cirka 13 och 70 m. Medeldjupet inom området är cirka 42 m. I Figur 4-2 visas batymetridata för projektområdet.



Figur 4-2. Batymetri vid projektområdet (Clinton).

Bolaget har även låtit utföra geofysiska undersökningar av geologin i projektområdet, se Figur 4-3 för karta över ytgeologin i projektområdet. Resultaten visar att havsbotten inom projektområdet främst består av glacial eller postglacial lera med vissa inslag av morän, grus och sten. Glaciala strukturer och glacial lera dominerar området, vilket tyder på att geologin i området är karakteriserad av dynamiska processer från den senaste istiden. Idag är dessa processer inte aktiva, istället befinner vi oss i en marin lågenergimiljö (utan större sedimenttransport) som inte har någon signifikant påverkan på botten. Generellt tenderar strukturer och textur i området gå i nordnordostlig riktning. Yngre och mobilt sediment återfinns runt de stora glaciala linjära strukturerna då dessa ger skydd

mot vågor och strömmar och tillåter deposition av yngre sediment i de komplexa håliga områdena mellan strukturerna. De stora glaciala linjära strukturerna är täckta med morän. Botten har över lag bedömts vara hård och kompakt. Ungefär 16 % av projektområdets yta utgörs av postglaciala lerbottnar som även bedöms vara potentiella ackumulationsbottnar.



Figur 4-3. Maringeologi (ytgeologi) i projektområdet (Clinton).

AquaBiota har på uppdrag av Bolaget utfört provtagning av sediment inom projektområdet. Som beskrivet ovan utgörs bottenstrukturer till stor del av glaciallera. Glaciallera är ett substrat som kan anses vara fritt från miljöstörande ämnen. Glaciallera har avsatts i bottenmiljöerna i det som brukar kallas förindustriell tid, det vill säga i tidsperioden innan ämnen som påverkar levande organismer negativt (föroreningar, miljöstörande ämnen och miljögifter) spreds i naturen i stor skala. I och med de hårda glaciala lerorna i området utfördes provtagningen bara i områden som innehöll mjukare sediment på troliga ackumulationsbottnar. Notera därmed att proverna inte återspeglar föroreningsgraden inom hela området utan snarare ett worst case scenario (WCS) då föroreningar mest troligen återfinns på just ackumulationsbottnarna. Sedimentproven har analyserats med avseende på ett flertal föroreningsparametrar.

Sammanfattningsvis bedöms sedimenten inom projektområdet hålla en låg föroreningsgrad, även i ackumulationsområdena, med undantag för vissa förhöjda koppar- och PAH-halter. Dessa halter överstiger dock inte effektbaserade gränsvärden vilka kan innebära en risk för att negativa effekter kan uppstå.

5 Alternativredovisning

Enligt 6 kap. 35 § MB ska en MKB innehålla alternativa lösningar för verksamheten vilket bland annat ska innefatta alternativa platser och skälen för valet av plats med hänsyn till skillnader i miljöeffekterna mellan det valda området och alternativen. Alternativredovisningen ska också redogöra för effekterna om verksamhet inte kommer till stånd.

För en verksamhet eller åtgärd som tar ett markområde alternativt ett vattenområde i anspråk ska det enligt lokaliseringsprincipen i 2 kap. 6 § MB väljas en plats där ändamålet ska kunna uppnås med minsta möjliga intrång och olägenhet för människor och miljö. När det gäller val av plats för havsbaserad vindkraft behöver den planerade vindkraftsparken kunna producera så mycket el som möjligt samtidigt som miljöeffekterna undviks så långt som det är möjligt.

5.1 Nollalternativ

Nollalternativet ska beskriva konsekvenserna av att verksamheten inte kommer till stånd. I detta fall beskrivs nollalternativet i ett scenario där Eystrasalt Offshore inte etableras och ingen nedläggning av kablar genomförs.

Nollalternativet innebär att Eystrasaltbanken förblir ett öppet vattenområde fritt från vindkraftverk med tillhörande fundament, kablar och transformatorstationer. Om ingen vindkraftpark anläggs behåller området sin nuvarande karaktär av öppet vattenområde. De miljökonsekvenser som projektet för med sig uppstår inte såvida inget annat vindkraftsprojekt byggs i det utpekade området i dess ställe. Området är idag tämligen opåverkat av mänsklig aktivitet och inga aktiviteter för utveckling av naturvärden är aktuella för området. Då området är tämligen artfattigt i dagsläget förväntas utebliven anläggning av vindkraftsparken inte medföra positiv utveckling av befintliga miljövärden. Den lokala naturmiljön förblir i stort sett oförändrad jämfört med nuläget på kort och lång sikt.

De nationella och regionala klimatmålen blir svårare att uppnå om vindkraftsparken inte kommer till stånd. Om vindkraftsanläggningen inte uppförs produceras inte beräknad förnybar elproduktion om cirka 15 TWh per år. Den fossilfria elen behövs för såväl fordonsflottans elektrifiering som industrins elektrifiering. Uppförandet av Eystrasalt Offshore skulle leda till att minska koldioxidutsläppen med cirka 9 miljoner ton/år, vilket motsvarar cirka 18 % av Sveriges territoriella utsläpp av växthusgaser år 2018. En utsläppsminskning om nästan 1/5 av Sveriges territoriella utsläpp uteblir alltså. Möjligheterna att nå både de nationella och regionala klimatmålen till 2045 skulle minska väsentligt.

Elproduktionen i Gävleborgs län ska vara 100 % fossilfri till 2025. Därefter ska länet bli en nettoproducent. 2030 ska vindkraftsproduktionen uppgå till 5 TWh i länet (Länsstyrelsen Gävleborg, 2019). Om vindkraftsparken inte anläggs blir målet svårare att uppfylla. Elanvändningen i Gävleborg uppgick till 5 011 GWh 2020 medan elproduktionen uppgick till 5 962 GWh år 2020 (SCB, 2020). Då fossil energianvändning i industrin och transportsektorn ska ersättas genom elektrifiering förväntas regionens elanvändning öka med 50–65 % redan till 2030, enligt en rapport från Sweco. Den förväntade utsläppsreduktionen från Eystrasalt skulle kunna bli cirka åtta gånger större än de territoriella utsläppen av växthusgaser i hela Gävleborg, som 2020 uppgick till 1,2 miljoner ton uteblir om inte fossilfri energi i tillräckligt stor utsträckning produceras. En utebliven ökning av 15 TWh fossilfri elproduktion kan medföra ett stort elunderskott framöver i Gävleborgsregionen med utebliven omställning av energiintensiv industri och därmed sammanhängande tillväxt. Arbetstillfällen kopplade till anläggnings-, drift och avvecklingskedena skulle inte heller skapas (se Bilaga M21).

Vindkraftverken på Eystrasaltbanken gör inga intrång eller fysisk påverkan av betydelse på boendemiljö, naturvärden, kulturmiljövärden eller kulturmiljöobjekt. Den planerade verksamheten bedöms därför påverka miljömålet "God bebyggd miljö" positivt. Om projektet inte kommer till stånd skulle motsvarande mängd fossilfri energi behöva produceras på annan plats, antingen i havet eller på land vilket sannolikt skulle innebära större intressekonflikter och miljöpåverkan.

Vindkraftsproduktion på land är sällan möjlig att anlägga i samma omfattning/storlek som havsbaserad vindkraft varvid uppemot 200 stycken vindkraftparker på land skulle behöva uppföras (2021 fanns ca 384 stycken parker med en total produktion på 27,3 TWh vilket ger ca 71 GWh/vindkraftpark, Energimyndigheten/Vinbrukskollen).

Såväl miljömålen avseende luftkvalitet och minskad försurning skulle bli svårare att uppnå om vindkraftparker inte anläggs eftersom omställning till förnyelsebara bränslen leder till minskade utsläpp till luft med förbättrad luftkvalitet och minskad belastning av utsläpp av försurande ämnen till miljön som följd.

5.2 Alternativa lokaliseringar

Fördelen med att bygga vindkraftparker ute till havs är att det är generellt högre vindhastigheter och lägre turbulens jämfört med landbaserade vindkraftparker. Havsbaserade vindkraftparker har också fördelen att de kan byggas mer sammanhållet till följd av färre begränsande faktorer såsom bebyggelse, skyddsavstånd, annan infrastruktur etc. I syfte att identifiera lämpliga platser för anläggning av tre större vindkraftparker utförde Skyborn en detaljerad studie av möjlig lokalisering, se Bilaga M18. I studien har faktorer som anses ogynnsamma identifierats och områden med sådana faktorer har succesivt sorterats bort för att finna de mest lämpliga platserna för etablering av vindkraft. Lokalisering med försvårande förhållanden har bland annat bedömts vara naturreservat, nationalparker och Natura 2000-områden. Vidare har det bedömts svårt att etablera vindkraft inom flera av totalförsvarets riksintressen och yrkesfiskets riksintressen. Slutligen har byggbarhet och vindförhållanden bedömts. När områden med dessa begränsningar valts bort återstår ett begränsat antal lämpliga områden.

Med hänsyn tagen till det areella intrånget, de många olika skyddsvärdena, skyddsavstånd till bebyggelse samt byggbarhet bedöms ingen lämplig lokalisering för en stor vindkraftpark finnas på land. Lokaliseringar på land valdes därför bort.

Sju olika platser för lokalisering av tre vindkraftparker i havet valdes ut för en närmare studie av förutsättningar och jämförelse av miljöeffekter, se Bilaga M18 och Tabell 5-1. Aspekterna planförutsättningar, riksintressen för naturvård, kulturmiljövård och friluftsliv, biologiska värden, luftfart, riksintresse sjöfart, boendemiljö och byggbarhet användes i den fortsatta utvärderingen av förutsättningar och miljöeffekter. Av jämförda lokaliseringar bedömdes områdena utanför Kalix och Haparanda, ost om Finngrunden och vid Eystrasaltbanken vara de mest lämpliga lokaliseringarna, se Tabell 5-1. Skyborn valde därför att fortsätta arbetet med undersökning av förutsättningarna för att anlägga vindkraftparker i de tre områdena. Miljöbedömningsprocesser har inletts och samråd genomförts för de planerade vindkraftparkerna.

Eystrasaltbanken är ett område där naturvärden inte bedöms påverkas av betydelse vid en vindkraftsetablering. Andra intressen i området bedöms kunna samexistera med en vindkraftpark. Området har därför bedömts vara väl lämpat för etablering av en stor vindkraftpark.

Tabell 5-1. Alternativa områden för lokalisering av större vindkraftverk – jämförelse, grön färg - goda förutsättningar, ljusgrön färg - medelgoda förutsättningar, röd färg - ogynnsamma förutsättningar.

Område	Planförutsättningar	RI naturvård, kulturmiljövård och friluftsliv	Biologiska värden	Luftfart	RI Sjöfart	Boendemiljö	Byggbarhet
1 (Vattnen utanför Kalix och Haparanda)							
2 (Vattnen nordost Husum)							
3 (Vattnen vid Eyrasaltbanken)							
4 (Vattnen vid Sylen)							
5 (Vattnen ost Finngrundén)							
6 (Vattnen ost Gävle)							
7 (Vattnen syd Hoburgen)							

5.3 Alternativ utformning och omfattning

En alternativredovisning ska redogöra för alternativa utformningar och skälen för den valda utformningen med hänsyn till miljöeffekter. I följande avsnitt redovisas vilka alternativa utformningar som är möjliga avseende parklayout och olika fundamenttyper. De olika alternativa utformningarna har bedömts ha en mindre påverkan på vilka konsekvenser som uppkommer och det är framför allt de tekniska aspekterna som kommer att styra i detaljprojekteringen och ge den slutliga utformningen av verksamheten.

5.3.1 Antal verk och exempellayout

Det sökta området för vindkraftparken har successivt arbetats fram genom utredningen om alternativa lokaliseringar och genom avvägningar mellan olika intressen och synpunkter under samrådsprocessen. Framför allt är områdets utbredning begränsat av djupet. Med beaktande av genomförda undersökningar och de synpunkter som lämnats inom ramen för samrådsprocessen har Skyborn gjort anpassningar av den planerade verksamheten. Till exempel har områdets utbredning i den nordostliga delen reducerats från den ursprungligt tänkta utformningen. Vindkraftparken får därmed en mer sammanhållen geografisk utformning. Antalet vindkraftverk har reviderats från maximalt 286 vindkraftverk som var det antal som angavs vid samrådet, till maximalt 256 stycken vindkraftverk.

I den fortsatta utvecklingen av projektet har ytterligheterna för parklayout närmare definierats med utnyttjande av rådande teknik till 256 vindkraftverk med maximalt 265 m höjd och förutsedd framtida teknik när ett tillstånd tas i anspråk till cirka 129 verk med maximal höjd 370 m. Slutlig utformning kan bli ett mellanting mellan ytterligheterna. Båda exempellayouterna förväntas producera lika mycket energi. Det som skiljer förutom höjden är separationsavståndet mellan verken där det kommer att bli ett större avstånd med färre verk. Med färre verk kommer bottenanspråk för fundament och kablar bli mindre. I konsekvensbedömningen har hänsyn tagits till layouternas tekniska parametrar och bedömts efter ett Worst Case-scenari, WCS. Konsekvensen för olika aspekter har bedömts bli försumbar eller liten. Det kan dock konstateras att konsekvenserna blir något mindre om färre och större verk anläggs. Framkomligheten för sjötrafiken inom parkområdet blir något bättre med större separationsavstånd. Större verk innebär minskad tidsomfattning för undervattensbuller och suspenderade sediment under anläggningskedet vilket resulterar i mindre

påverkan på det marina livet. Möjligheterna till anläggning av större verk är dock beroende av teknikutveckling.

5.3.2 Fundament

Olika beaktade fundamentstyper har olika miljöeffekter vid anläggning och drift. I det aktuella området bedöms fundamentens bottenanspråk vara av mindre betydelse eftersom området idag till stor del består av hårdbotten. Huvudsakligen är det undervattensbuller och suspenderade sediment som kan ge upphov till tillfällig påverkan under anläggning.

Anläggning av monopile-fundament, fackverksfundament och tripod-fundament ger upphov till förhöjda ljudnivåer, där framför allt undervattensbuller kan påverka marina däggdjur och fisk. Monosugkassunfundament, sugkassunfundament och gravitationsfundament kan kräva omfattande schaktning med påföljande dumpning av massor vilket kan påverka den bentiska miljön och fisk.

Valet av fundament kommer att göras i ett senare skede och är beroende av geotekniska undersökningar och detaljprojektering. Med de skyddsåtgärder som planeras kommer val av fundament ha en mindre betydelse från miljösynpunkt. Konsekvensen överstiger inte försumbar eller liten oavsett val av fundament. Det bedöms därför inte finnas några avgörande skillnader från miljösynpunkt i förhållande till vilken fundamentstyp som används.

Teknik för att använda flytande fundament för vindkraftverken vid Eystrasaltbanken bedöms inte finnas på många år ännu eftersom tekniken fokuserar på förankring på stora djup. Det finns också tekniska utmaningar med havsis och flytande fundament som inte fullt ut är lösta. Det är således inte möjligt att presentera ett alternativ med flytande fundament om vindkraftsparken ska kunna byggas inom ramen för tidplanen.

6 Påverkansfaktorer

Med påverkansfaktorer menas de förändringar som sker i miljön till följd av verksamhetens aktiviteter och är således centrala i bedömningen av miljökonsekvenserna.

Miljöeffekterna uppkommer till följd av påverkan, till exempel ett intrång eller hinder. Storleken av påverkan och därmed miljöeffekten kan minskas genom olika projektanpassningar och skyddsåtgärder. Miljöeffekterna kan uppstå i olika skeden av verksamheten.

I Tabell 6-1 presenteras en sammanställning av identifierade påverkansfaktorer och i vilka skeden de kan ha en påverkan och som beskrivs i den fullständiga MKB (Bilaga T3). I denna sammanfattning beskrivs endast de påverkansfaktorer som berör de aspekter som finska samrådsparter uttryckt särskilt intresse för (se avsnitt 1.3) samt påverkansfaktorer som är gränsöverskridande. Påverkansfaktorn Förändrade djup- och strömförhållanden har också inkluderats eftersom även detta tagits upp i Esboprocessen med Finland.

Tabell 6-1. Sammanställning av påverkansfaktorer under alla projektfaser.

Påverkansfaktor	Anläggningskede	Driftskede	Avvecklingskede
Förändrade djup- och strömförhållanden		X	
Undervattensbuller	X	X	X
Luftburet buller	X	X	X
Suspenderade sediment och sedimentation	X		X
Ljus och skuggning		X	

Elektromagnetiska fält		X	
Fysisk påverkan ovan havsytan	X	X	X
Fysisk påverkan av havsbotten	X	X	X
Utsläpp av kylvatten		X	
Visuell påverkan		X	

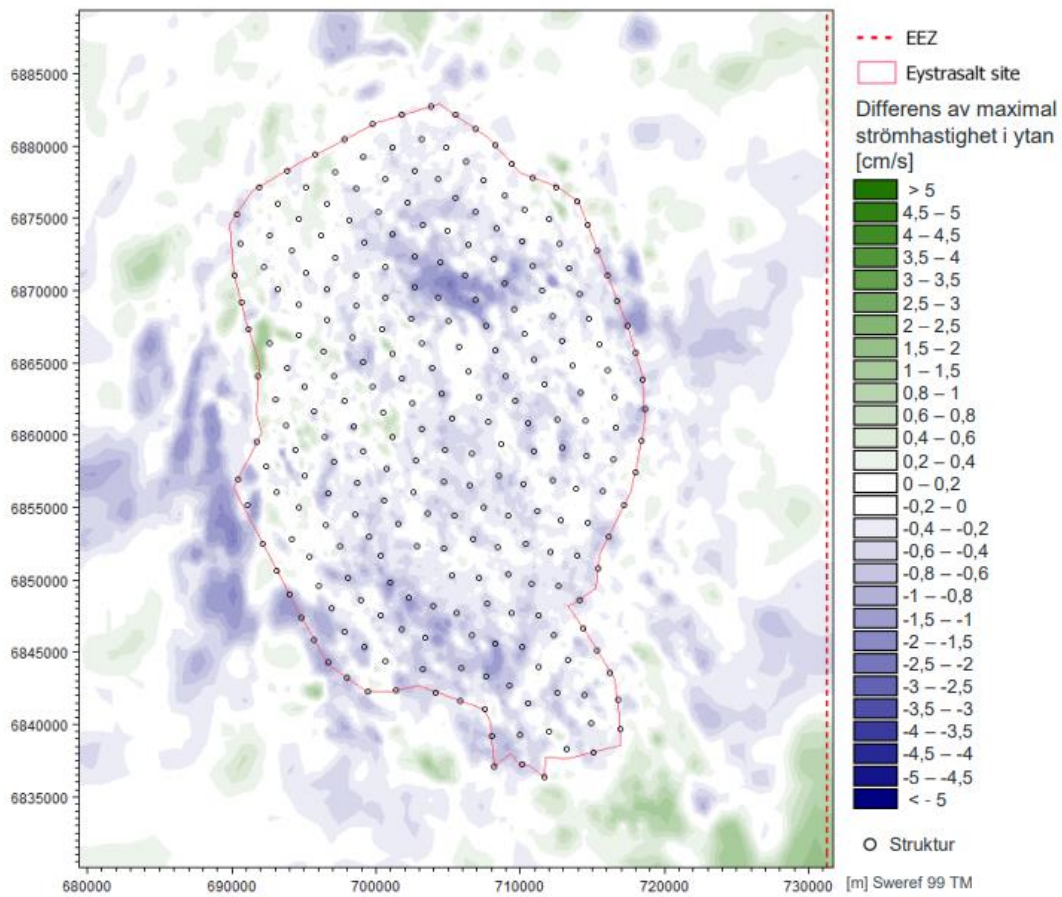
6.1 Förändrade djup- och strömförhållanden

När nya strukturer i form av vindkraftverk, transformator- och omriktarstationer samt kablar anläggs i ett havsområde kan batymetrin, eller djupförhållandena komma att förändras. Till exempel utgör fundamenten och erosionsskydd som läggs ut runt fundamenten en lokal förändring i batymetrin genom en minskning av djupet. På liknande sätt kan ett inte nedgrävt internkabelnät mellan verken bidra till förändringar i batymetrin.

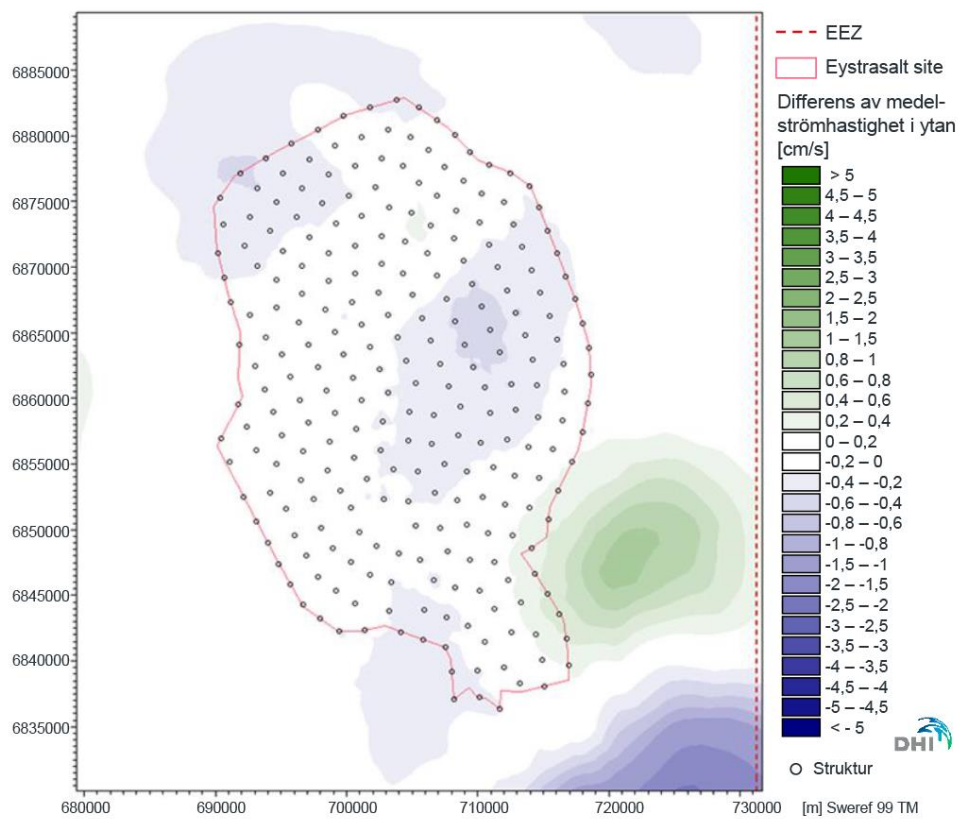
Vindkraftverken kan även komma att påverka strömmarna i vattenmassan lokalt runt vindkraftverken. Bottensubstrat som är tillräckligt finkornigt kan därmed komma att förflyttas med de lokala strömmarna. Botten inom projektområdet består huvudsakligen av glacial och postglacial lera med vissa inslag av morän, grus och sten, se avsnitt 4.2.2.

En modellering av strömpåverkan har tagits fram för projektet, se Bilaga M16. I modelleringen används WCS som i detta fall är 256 stycken fundament enligt rådande teknik (totalhöjd 265 m), 6 omriktarstationer samt en logi- och logistikplattform. Skillnaden i maximal strömhastighet respektive medelströmhastighet relativt referensläget utan vindkraftpark presenteras i Figur 6-1 och Figur 6-2. Kartorna är en sammanställning av vad som inträffat i respektive cell under simuleringen och representerar således inte en tidpunkt. Genomförd modellering visar en svag reducering av strömstyrkan inuti parken, på läsidan av strukturerna. En reducerad strömhastighet kan även observeras på läsidan om den samlade vindkraftparken. Observera att läsidan varierar beroende på rådande strömriktning. Vid sidan om vindkraftverkens strukturer sker en ökad strömhastighet då strömmen möter ett motstånd vid strukturerna. Sammanfattningsvis visar genomförd strömmodellering av vindkraftparken ha en utspridd men svag strömpåverkan.

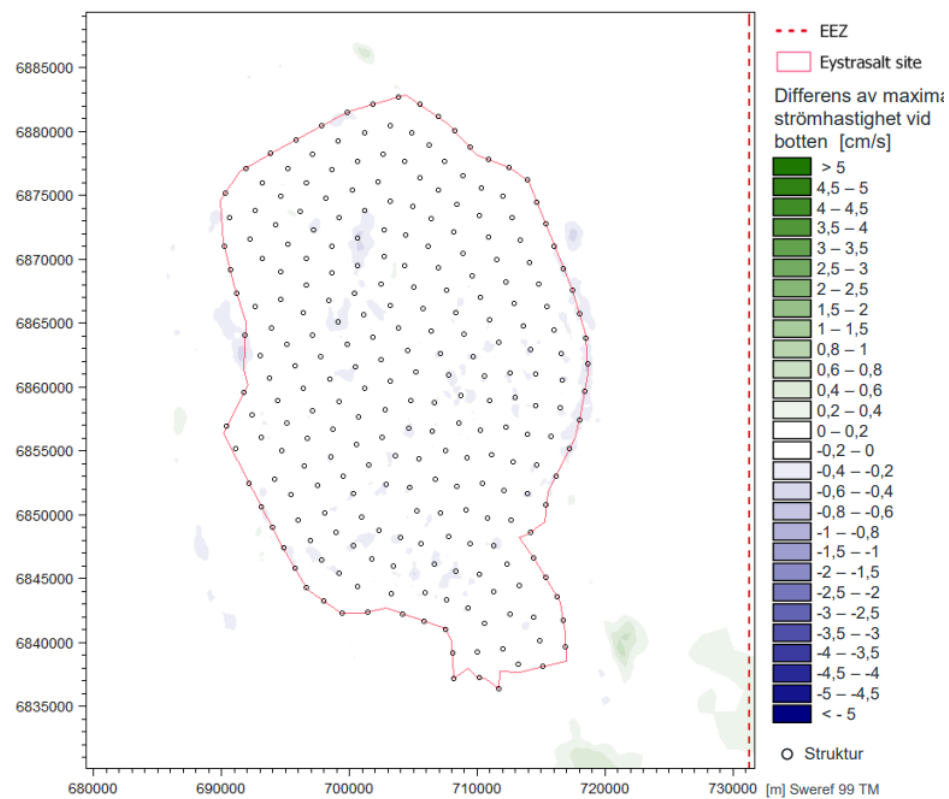
Vid strömhastigheter över 18 cm/s skulle nyligen sedimenterat material kunna erodera enligt DHI. Strömhastigheter på botten efter anläggande av vindkraftparken blir dock mycket låga, se Figur 6-3, därmed kan konstateras att ingen risk för ökad erosion av bottenmaterial inom projektområdet föreligger.



Figur 6-1. Kartan visar skillnad på strömmens maxhastighet (97e percentil) i ytan, som jämförelse mellan maxströmmen med vindkraftpark relativt referensläget utan vindkraftpark. Källa: DHI.



Figur 6-2. Kartan visar skillnad på strömmens medelhastighet i ytan, som jämförelse mellan medelströmmen med vindkraftpark relativt referensläget utan vindkraftpark. Källa: DHI.



Figur 6-3. Kartan visar skillnad i strömhastighet vid botten. Källa: DHI.

6.2 Undervattensbuller

Ljud från anläggning och drift av en vindkraftpark uppkommer i form av undervattensbuller och luftburet buller. Ljudhastigheten varierar beroende på media. Undervattensbuller uppkommer huvudsakligen i anläggningsskedet medan luftburet buller uppkommer både vid anläggning och vid drift.

Ljudutbredningen i vatten och i luft skiljer sig åt. Därför skiljer sig även referensnivåerna i vatten åt jämfört med nivåerna i luft, vilket innebär att ljudnivåer i vatten och i luft inte kan jämföras med varandra. 1 μPa i vatten motsvarar 20 μPa i luft. Den dämpning som finns i luft för ljudutbredningen är större än i vatten där ljudet kan spridas betydligt längre bort. Ljudet under vattnet bedöms kunna spridas upp till fyra gånger snabbare än i luft. Ljud passerar inte gränssnittet mellan vatten och luft (havsytan) utan reflekteras nästan fullständigt.

Ljudets utbredning i vatten styrs till stor del av hur miljön ser ut i området där vindkraftparken etableras. Spridningen av undervattensbuller beror på flera faktorer, bland annat salthalt, temperatur, djup, topografi, sedimentsstruktur och hydrografi. Ljud dämpas till exempel bättre av mjuka bottenar än av hårda.

Bakgrundsbullret i området kommer från både biotiska och abiotiska (icke-levande) faktorer och ligger i en frekvens mellan 1 Hz och cirka 100 kHz.

Undervattensbuller från verksamheten uppstår framför allt under anläggningsskedet då ett antal olika arbetsmoment utförs, bland annat borrhning eller slagning av pålar för fundament. Det mest ljudintensiva momentet är pålning som normalt är dimensionerande för undervattensljud vid anläggande av en havsbaserad vindkraftpark. Det finns även ytterligare ljudkällor som alstrar undervattensbuller, men dessa ljudkällor bedöms inte avge ljudnivåer med samma påverkansgrad som anläggningsarbetena. Dessa övriga ljudkällor inkluderar arbeten under anläggningsskedet, fartygstransporter, samt vindturbiner under drift inklusive service. Nedan beskrivs de ljudkällor som ger upphov till undervattensbuller.

Anläggning av bottenfundament

Ljudnivån som alstras vid anläggning av bottenfundament beror på vilken typ av fundament och teknik som används. Monopilefundament förväntas normalt ge högst ljudnivå om de slås ned. Storleken på fundament, hammarens slagfrekvens och hammarteknik är andra faktorer som påverkar ljudalstringen. För att minska ljudutbredningen kan olika ljudreducerande tekniker användas.

För att bedöma påverkan av buller vid pålning jämförs ljudnivåerna mot när risk för tillfällig hörselnedsättning (TTS), permanent hörselnedsättning (PTS) eller att förmågan att upptäcka och identifiera andra ljud försvåras (så kallad maskering) uppstår för marina däggdjur och fisk.

Inom projektet har en modellering av undervattensbuller vid pålning tagits fram, se Bilaga M17. I den empiriska modellen som företaget Itap GmbH (Institute of Technical and Applied Physics) använder för ljudutbredning i vatten har olika scenarier använts. Modellen uppfyller kraven i riktlinjerna om undervattensbuller (t.ex. BSH (2013) och NOAA (2018)) och danska Energimyndigheten (Danish Energy Agency, 2016). Det har bland annat undersökts bullerpåverkan av olika stora monopiles samt olika jacket-fundament. I modellen har salthalten satts till 5,4 ppt och vattentemperaturen till 4 °C, vilket motsvarar förutsättningar under vintertid och därmed WCS. Det har simulerats med ett vattendjup på 40 m och att sedimenten har en densitet på 1,9 g/cm³. Olika storlekar på monopiles samt jackets har undersökts med avseende på bullerutbredning. Det har i simuleringarna visat sig att de största fundamenten (monopile 17 m med energin 5500 kJ) ger störst bullerpåverkan varför detta

utgör WCS. Bullersimuleringarna har utförts med och utan skyddsåtgärder. Skyddsåtgärder som kan användas för att minska påverkan från undervattensbuller kan vara till exempel bubbelgardiner, mjuk uppstart och ramp up. Utvecklingen av skyddsåtgärder sker dock kontinuerligt varför det inte idag går att säga vilket som är mest lämpligt när anläggningen sker. Resultaten från modelleringen redovisas i Tabell 6-2.

Tabell 6-2. Resultat av bullernivåer vid olika avstånd, redovisade som SEL och L_p, pk för oviktat och viktat. Olika resultat beroende på skyddsåtgärd som vidtas. Sound exposure level (SEL) är ett mått som både tar hänsyn till mottagen nivå men även exponeringens varaktighet. L_p, pk betyder zero-to-peak Sound Pressure level. Skyddsåtgärderna avser enkel bubbelgardin s.k. BBC (eng. "Big Bubble Curtain") och dubbel bubbelgardin s.k. DBBC (eng. "Double Big Bubble Curtain").

Skyddsåtgärd	Viktning	Avstånd [m]	SEL[dB]	L_p, pk [dB]
Ingen	Nej	1	231	254
Ingen	Southall	1	213	254
Ingen	Nej	750	189	212
Ingen	Southall	750	171	212
BBC + ramp up och softstart	Nej	1	221	239
BBC + ramp up och softstart	Southall	1	198	239
BBC + ramp up och softstart	Nej	750	179	196
BBC + ramp up och softstart	Southall	750	155	196
DBBC+ ramp up och softstart	Nej	1	215	233
DBBC+ ramp up och softstart	Southall	1	192	233
DBBC+ ramp up och softstart	Nej	750	173	190
DBBC+ ramp up och softstart	Southall	750	149	190

För att beräkna påverkansavstånd för säl, strömming och fisklarver har beräkningarna utgått från litteratur enligt Tabell 6-3.

Tabell 6-3. Ingångsdata som använts för bedömning av påverkansavstånd för respektive receptor för bullerpåverkan.

Receptor	Påverkan	Mått	Fly hastighet (m/s)	Kriterie (dB)	Referens
Säl	PTS	$L_{p, pk}$	0	218	(Southall, o.a., 2019)
	PTS	SEL_{cum}	1,5	185	
	TTS	$L_{p, pk}$	0	212	
	TTS	SEL_{cum}	1,5	170	
Strömming	Dödliga skador	$L_{p, pk}$	0	207	(Andersson, o.a., 2016)
	Dödliga skador	SEL_{cum}	1,04	204	
	TTS	SEL_{cum}	1,04	185	(Popper, o.a., 2014)
Fisklarver	Dödliga skador	SEL_{cum}	0	207	(Andersson, o.a., 2016)

Resultaten på påverkansavstånd för fisk och säl redovisas under respektive avsnitt, 7.2.2.2 och 7.3.2.1.

Övriga anläggningsarbeten

Utöver undervattensbuller från pålningsarbeten förekommer andra bullerkällor i samband med anläggning så som schaktning och plogning. Tidigare undersökningar har visat att ljud från anläggning (inklusive plogning av havsbotten) i Östersjön är i samma storleksordning och kan jämföras med kontinuerligt ljud från sjöfartstrafik (Johansson & Andersson, 2012). För plogning var medelnivå från fartyget som användes 126,0 dB re 1 μ Pa med källnivå 183,5 dB re 1 μ Pa vid 1 m.

Fartygstrafik

Under samtliga skeden (anläggning, drift, avveckling) kommer antalet fartygsrörelser att öka. Det förekommer fartyg i området idag, och fartygstransporter kopplade till vindkraftparken kommer därmed inte att ge upphov till en helt ny ljudkälla. Ljud från passerande fartyg är inte varaktigt, i alla fall inte i mindre trafikerade havsområden. Däremot kommer fartyg under verksamhetens olika skeden att kunna uppehålla sig längre stunder i området. De genomsnittliga ljudnivåerna inom farleder för fartyg har visats variera mellan 100–130 dB re 1 μ Pa, inom frekvensomfång på 50–200 Hz (Nord Stream 2 AG, 2017).

Turbiner

Under drift kommer servicearbeten samt vindkraftverk att orsaka ljud. De ljud som uppstår från vindkraftverken under drift skiljer sig från ljudet från förbipasserande fartyg på ett sådant sätt att vindkraftverken varaktigt avger ljud från en fast källa. I en vindkraftpark kommer därmed en allmänt förändrad ljudnivå uppstå lokalt vid varje verk till följd av att vibrationer från turbinen fortplantas via tornet och ljudvågor i vattnet. Stomljudets frekvens och intensitet påverkas av vindhastighet, fundamentens egenskaper samt antalet turbiner och deras effekt. Det undervattensbuller vindkraftverken ger upphov till under drift bedöms inte vara högre än bakgrundsljudet i frekvensområdet över 1 kHz. Andra omkringliggande bakgrundsljud kan ha en maskerande effekt. Tougaard m.fl. (2020) uppger att fartyg inom 1 km från ett vindkraftverk alstrar mer ljud än själva vindkraftverket. Tougaard m.fl. (2020) kommer fram till slutsatsen att oavsett turbinens storlek är ljudet som alstras lågt i jämförelse med andra icke naturliga ljud (t.ex. fartyg) och driftljudet avtar dessutom kraftigt med ökat avstånd från fundamentet.

Servicearbeten

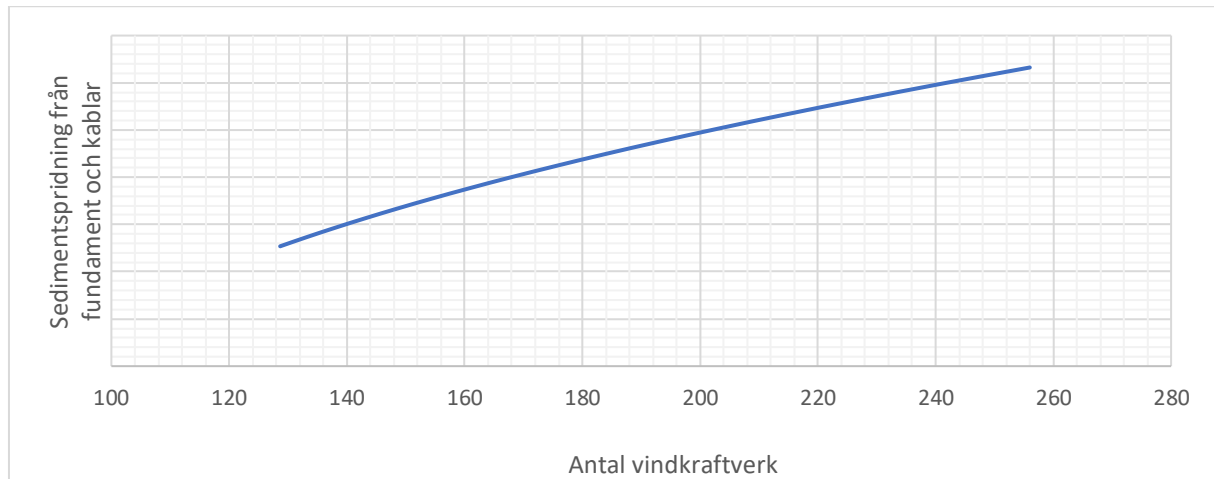
Under drift förekommer buller vid servicearbeten av vindkraftparken. Karaktären av ljudet som alstras under servicearbetena beror dels på typen av vindkraftverk, dels på typ av fundament. Betongfundament alstrar mer ljud än stålfundament i frekvenser under 50 Hz och mindre ljud i frekvensområdet 50 Hz till 500 Hz.

6.3 Suspenderade sediment och sedimentation

Anläggningsaktiviteter i vatten som muddring, dikning, övertäckning och installation av fundament och kabelsystem kan ge upphov till grumling genom att sediment rörs upp och blandas i vattenmassan. Omfattningen styrs bland annat av partikelstorlekar, typ av bottensediment och undervattensströmmar (Bergström m. fl., 2012). Finkorniga sedimentpartiklar svävar exempelvis fritt i vattenmassan längre än vad grövre partiklar gör och grumlingen blir normalt sett mer utspädd i exponerade havsområden med riklig vattenomsättning (Bergström m. fl., 2012). De suspenderade sedimenten sprids från platsen till kringliggande områden och en ökad grumlighet kan påverka den omgivande miljön. När sedimentpartiklarna sedan sjunker till botten (sedimenterar) påverkar även

detta omgivande bottenområden. En ökad spridning av suspenderade sediment kan därmed påverka miljön inom och i närheten av vindkraftparken.

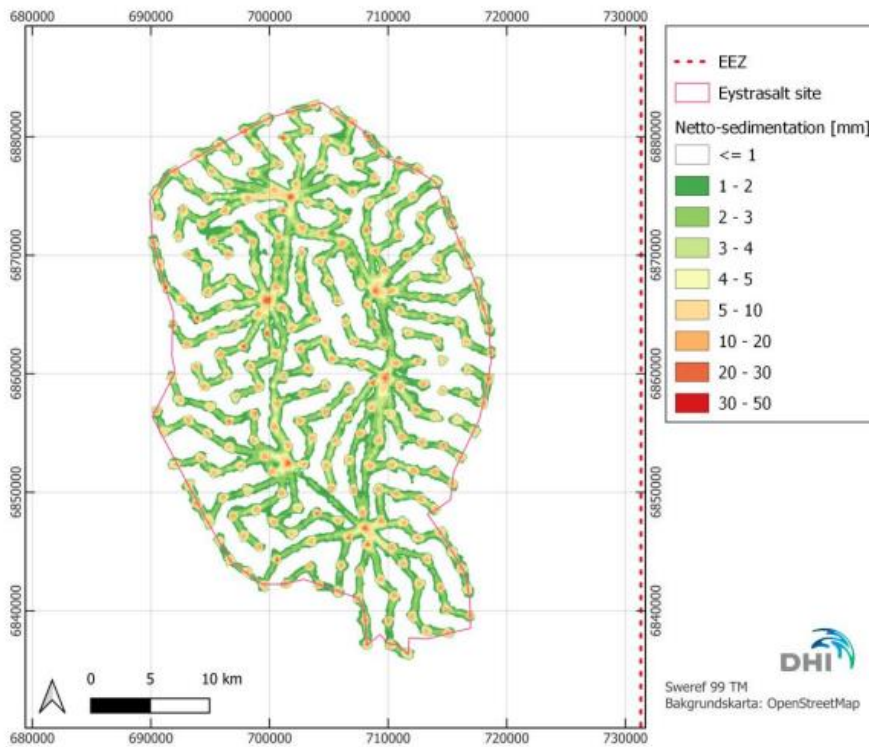
Bolaget har låtit utföra en analys av suspenderade sediment och sedimentation utifrån de värsta tänkbara grumlande aktiviteter som verksamheten kan ge upphov till. I simuleringarna har WCS använts vilket i detta fall är 256 stycken vindkraftverk enligt rådande teknik (totalhöjd 265 m). Denna layout har utöver mest schaktning, även mest kabellängd vilket inverkar på sedimentspridningen. Se Figur 6-4 för hur sedimentspridningen varierar kopplat till antal vindkraftverk.



Figur 6-4. Sedimentspridning i förhållande till antal vindkraftverk.

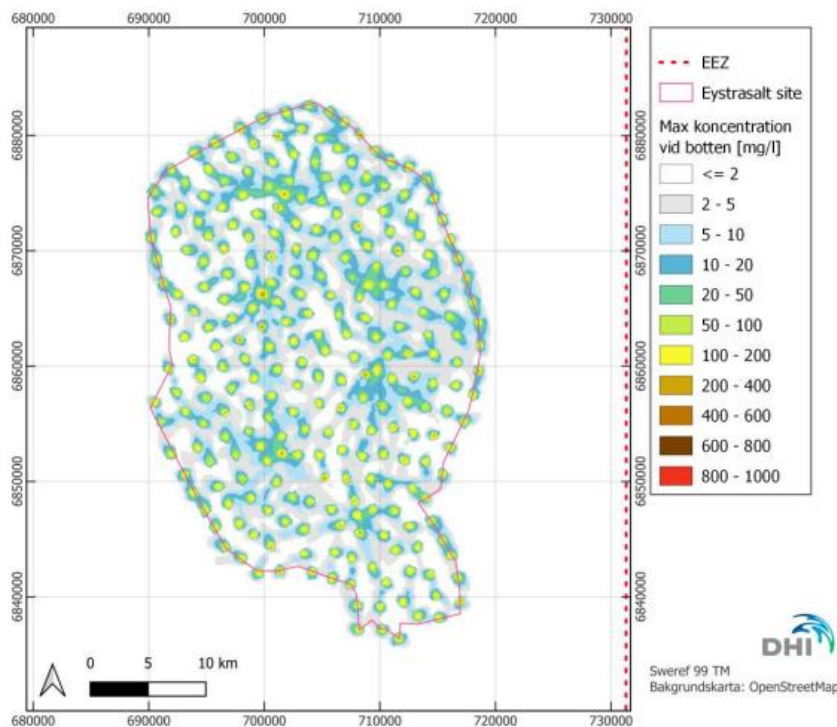
Moment som simulerats i modellen är grumlande arbeten som framför allt schaktning av sediment inför anläggande av fundament. I modellen har den schaktmetod som använts bedömts motsvara det WCS som kan komma att användas (tre parallella kuttersug mudderverk eng. "cutter suction dredgers") och som antagits ge ett sedimentspill på 10 %. Det motsvarar den andel av schaktmassorna som inte sugs upp på pråmen eller fartyget utan spills nära havsbotten. Utöver schaktning för fundament har även nedläggning av internkabelnätet och redundanskablar simulerats, där det i WCS har antagits att samtliga kablar ska grävas ned. I och med de hårda bottensubstraten kommer dock troligen inte merparten av kablar att grävas ned. Uppskattat sedimentspill för nedläggningen av kablarna har varit 10 % vilket motsvarar den andel av den uppgrävda sedimentvolymen som spills i vattenmassan nära botten. Muddermassor vid anläggande av fundament kan komma att tas upp och läggas på pråm för borttransport. I modellen har ett overflow från pråmen antagits som motsvarar ett spill på 5 %. Denna spridning av sediment sker från ytan till skillnad från de övriga spill som sker på botten. Modelleringen utfördes i MIKE 3 och återfinns i Bilaga M16.

Resultaten från modelleringen visar att utbredningen av nettosedimentationen, det vill säga när de uppgrumlande sedimenten sedimenterat, i huvudsak är begränsad till projektområdet och i stor utsträckning till den plats där aktiviteten sker. Den största sedimentationen kommer alltså att uppkomma vid transformator- eller omriktarstationerna och vindkraftsfundamenten, enligt Figur 6-5. Den högsta nettosedimentationen uppgår till 50–100 mm och täcker 8,64 km² av projektområdet. Denna sedimentation förekommer i nära anslutning eller under blivande fundament. Mellan fundamenten och längs kabelstråken uppkommer en mindre sedimentation, om cirka 5 mm. I områdena utanför där fundament anläggs eller kablar grävs ned avklingar sedimentationen fort.



Figur 6-5. Nettosedimentationen visar tjockleken hos pålagring på botten efter att alla grumlande arbeten gjorts och suspenderat material fallit ned.

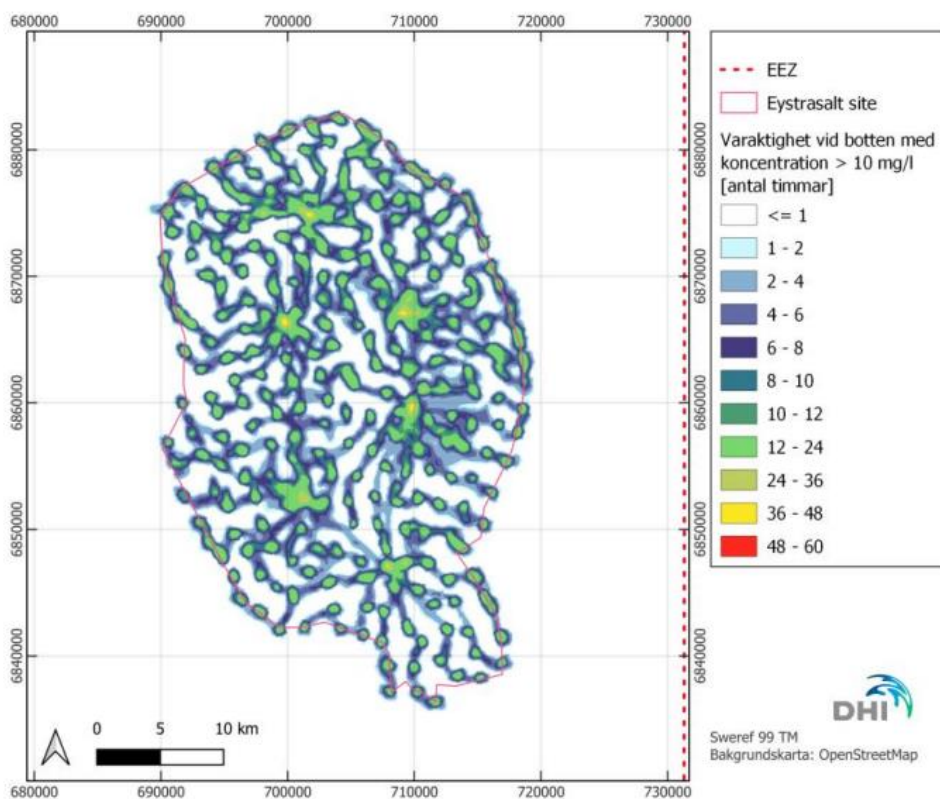
Figur 6-6 visar maximala koncentrationer av suspenderat sediment i bottenvatten. De högsta halterna är koncentrerade till områdena för transformator- eller omriktarstationerna samt vindkraftsfundamenten.



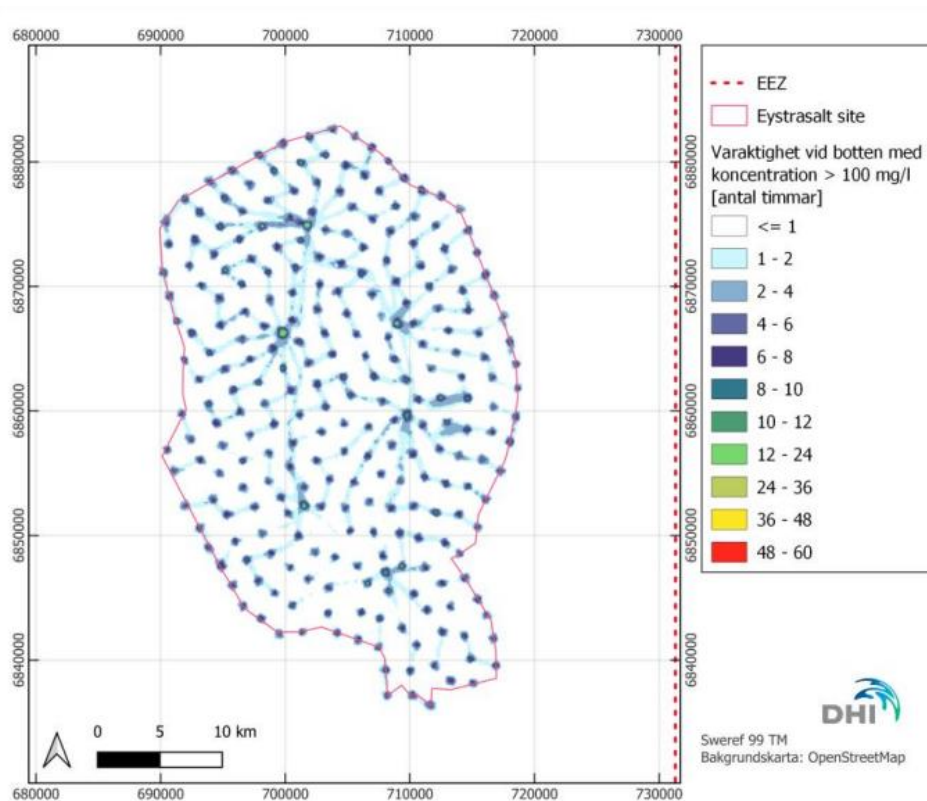
Figur 6-6. Maximala koncentrationer av suspenderat material i bottenvatten. Kartfiguren är en sammanställning av den högsta koncentrationen som inträffat under simuleringen i respektive cell.

Halten suspenderade material som överstiger 1 000 mg/l förekommer på få och mycket små områden. Överlag beräknas de maximala halterna ligga under 100 mg/l på de flesta ställena inom projektområdet (cirka 80 % av ytan).

Utöver resultaten för nettosedimentation och maximal suspenderad halt har även varaktigheten för den suspenderade halten vid koncentrationerna 10, 100, 300, 500 och 1 000 mg/l tagits fram, i bottenvatten och i ytvatten. Figur 6-7 och Figur 6-8 presenterar resultaten vid botten för koncentrationerna 10 respektive 100 mg/l, övriga resultat finns i Bilaga M16. Vid botten är koncentrationen över 10 mg/l under maximalt 48 timmar och över 100 mg/l under maximalt 36 timmar. Förhöjda halter av suspenderat sediment kommer mycket lokalt uppkomma i halter över 1 000 mg/l, med en maximal varaktighet på ett fåtal timmar. Vid ytan är koncentrationen över 10 mg/l under maximalt 24 timmar. Högre koncentrationer syns vid ytan bara lokalt under ett fåtal timmar.



Figur 6-7. Det samlade antalet timmar som koncentrationen suspenderat material överstiger 10 mg/l vid botten.



Figur 6-8. Det samlade antalet timmar som koncentrationen suspenderat material överstiger 100 mg/l vid botten.

I avsnitt 4.2.2 redovisas föroreningsituationen vid ackumulationsbottnar inom projektområdet, vilka dock utgör endast cirka 16 % av området. Huvuddelen av projektområdet utgörs av glacial lera som förväntas ha mycket låga föroreningshalter. I den mån planerad verksamhet kan medföra spridning av bottenmaterial bedöms det inte medföra risk för att omgivande bottenmiljöer förorenas, då majoriteten av sedimenten består av glaciallera. Även i de delar av området med ackumulationsbottnar, som kan innehålla miljöstörande ämnen, bedöms föroreningsgraden som låg eller med avseende på PAH:er och koppar något förhöjd mot bakgrund. Halten av PAH och koppar ligger dock med god marginal under effektbaserade gränsvärden och förväntas därför inte ha någon negativ påverkan på marina och bottenlevande organismer. Generellt kommer tungmetaller och organiska föroreningar vara bundna till sediment och endast en mindre fraktion att vara upplöst i vattenfasen vilket innebär att påverkan från föroreningar kommer att ha stark koppling till spridningen av finkorniga suspenderade sediment. Endast en bråkdel av föroreningarna och näringsämnen i de suspenderade sedimenten kommer att frigöras till vattenmassan i biotillgänglig form och ämnena kommer huvudsakligen att vara bundna till det organiska materialet. Vid återsedimentation kommer eventuella föroreningar att följa med partiklarna ned till havsbotten. Modelleringarna visar att detta sker lokalt i närheten av där de idag återfinns och ingen påverkan av betydelse kan därför bedömas. Därav kommer spridning av föroreningar från sediment inte att behandlas vidare under konsekvensbedömningarna i kapitel 7.

6.4 Ljus och skuggning

Vindkraftverken kommer förses med hindermarkering för sjöfarten och luftfarten i enlighet med Sjöfartsverkets och Transportstyrelsens anvisningar. Enligt Transportstyrelsens nuvarande föreskrifter och allmänna råd (TSFS 2020:88) ska en vindkraftpark med verk vars totalhöjd överskrider 150 m utrustas med ett högtintensivt, vitt, blinkande ljus i parkens utkanter. Övriga verk i vindkraftparken ska minst förses med lågintensiva ljus. Hinderbelysning kommer även att utformas

efter riktlinjer från IALA (The International Association of Marine Aids to Navigation and Lighthouse Authorities) och ICAO (International Civil Aviation Organisation). Viss ytterligare belysning kommer också att finnas på vindkraftverken. Vindkraftparken kommer därmed att ge upphov till ljusalstring. Ljuslstring från byggnation och anläggningar/vindkraftparker kan i vissa fall påverka människors hälsa. Inga människor bor eller vistas på ett sådant sätt och på ett sådant avstånd från vindkraftparken att det skulle kunna påverka människors hälsa. Påverkan av hinderbelysning redovisas under visuell påverkan, avsnitt 6.9.

Vindkraftverken kommer att ge upphov till skuggor vilka kan delas in i fasta och rörliga skuggor. För alla skuggor spelar molnighet, solens läge på himlen och vågrörelser i vattnet stor roll. Runt varje torn förekommer en relativt stationär skugga som följer solens rörelse runt tornet likt ett solur. Därtill förekommer skuggning från rotorbladen som ger en rörlig och hastig skuggning som varierar med vindhastigheten. Skuggor från rotorbladen är främst uppfattbara på avstånd upp till 1 500 m. Längden varierar beroende på solens höjd över horisonten. Ytan som påverkas av skuggning inom projektområdet kommer därmed att variera men sammantaget utgöra en mycket begränsad del av projektområdet.

6.5 Elektromagnetiska fält

Ström som transporteras genom en ledare bildar ett elektromagnetiskt fält vilket varierar beroende på strömstyrkan, material i kabeln, typ av ström m.m. Det elektromagnetiska fältet består av två fält; ett elektriskt fält och ett magnetiskt fält. Fältets styrka beror på strömstyrkan som är högst vid maximal elproduktion. Dess styrka kring ledaren avtar snabbt med ökat avstånd från ledaren och anses försumbar efter några få meter. Karaktären på fälten kring ledaren kommer att vara olika beroende på om 1-faskablar eller 3-faskablar används.

Det elektriska fältets utbredning kring ledaren kan blockeras av material inuti kabeln, men det magnetiska fältet kan inte blockeras på ett lika effektivt sätt. Det magnetiska fältet kan i sin tur inducera ett elektriskt fält utanför ledaren. Det magnetiska fältet kring ledaren avtar dock snabbt med avståndet och blir försumbart i förhållande till jordens egna statiska magnetfält som har en fältstyrka på cirka 50 μT (Energiforsk, 2022). Däremot kommer magnetfältet kring en växelströmsledare att skifta med strömmens frekvens, vilket skiljer sig från jordens statiska magnetfält.

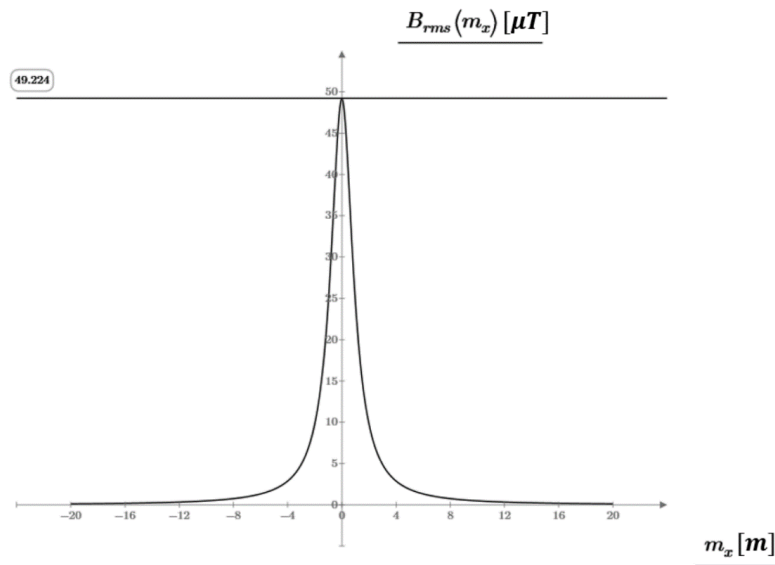
Nedgrävning av kablar eller användning av externa skydd innebär ett ökat avstånd mellan ledare och marint djurliv. Strömstyrkan i de olika delarna av det interna kabelnätet beror på hur vindkraftverkens kablar kopplas samman.

Inom vindkraftparken Eystrasalt beräknas mellan ca 400 och 900 km internkabel behövas när parkområdet är i drift. Under driftskedet genereras värme och ett elektromagnetiskt fält runt kablarna. Kablarna ligger antingen ovanpå sedimentet med externt skydd på maximalt 2 m höjd, eller nedgrävda maximalt 3 m ner i sedimentet.

Interkablarna har en isolering och skärm runt kabeln, vilket skärmar av det elektriska fältet och det som når utanför kablarna är då det magnetiska fältet. Det elektromagnetiska fältets styrka runt kablarna är beroende på kablarnas egenskaper samt om det är HVAC (växelström) eller HVDC-kablar (likström).

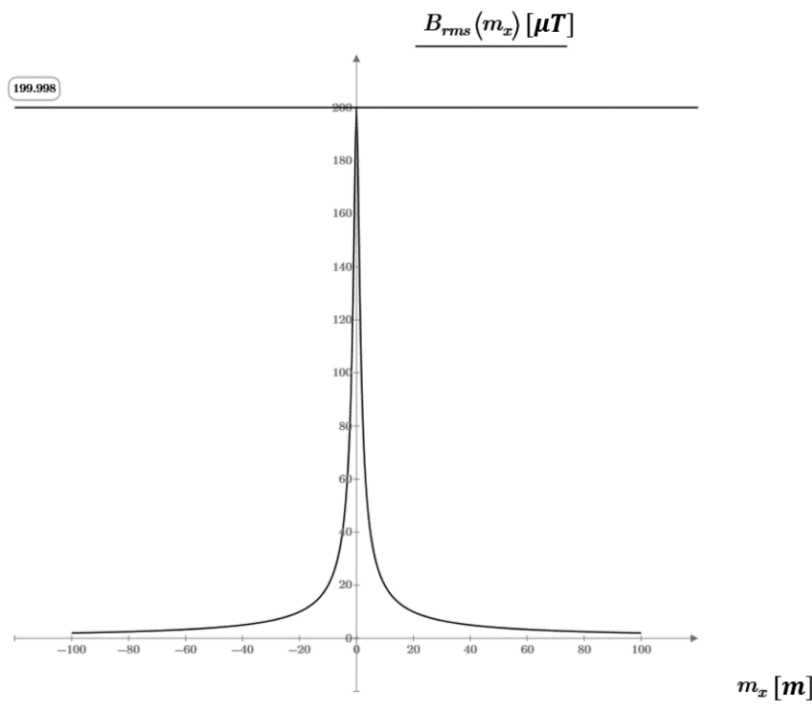
HVAC-kablar för internkabelnät eller redundanskablar kan generera en maximal elektromagnetisk fältstyrka på 12,5 μT , om kablarna ligger nedgrävda 2 m under sedimentet. Styrkan avtar med ökat avstånd och beräknas vara under 1 μT efter 8 m. Är de nedgrävda 1 m i sedimenten kommer elektromagnetiska fältstyrkan vara cirka 50 μT vid ytan och avtar till cirka 1 μT på 8 m avstånd från

källan vilket visas i Figur 6-9. Graferna visar magnetfält i μT ovan kabeln med ökat avstånd i m längs med sjöbotten bort från kabeln.



Figur 6-9. Indikativ maximal styrka på magnetfältet [μT] över en AC-kabel nedgrävd 1 m under sjöbotten vid maximal produktion och en ström om cirka 1 000 A.

Användning av HVDC i redundanskablarna utgör WCS. WCS är oberoende av antalet verk och storlek på verken. I WCS uppskattas den maximala magnetfältstyrkan till 200 μT vid sedimentytan när kabeln är nedgrävd 1 m. Vid 10 m avstånd från källan har den avtagit till cirka 25 μT vilket visas i Figur 6-10. Vid 2 m nedgrävningsdjup för en HVDC-kabel är det estimerade magnetfältets styrka cirka 100 μT direkt ovan kabeln och avtar till cirka 20 μT vid 10 m. Vid nedläggning i par kommer magnetfältet från vardera pol i viss mån att ta ut varandra och uppskattas till maximalt 65 μT ovan kabeln vid 1 m nedgrävningsdjup och avtar till cirka 1 μT efter 8 m.



Figur 6-10. Indikativ maximal styrka på magnetfältet [μT] över separat DC-kabel nedgrävd 1 m under sjöbotten vid maximal produktion och en ström om 1000 A.

6.6 Fysisk påverkan ovan havsytan

En vindkraftpark kan medföra begränsningar avseende tillgång till området. Turbinerna och den svepyta som tas i anspråk av rotorbladen kan påverka omgivningen genom sin fysiska närvaro vid havsytan eller på en höjd ovan den.

Etablering av vindkraftpark kan medföra begränsningar för flygplan med hänsyn till olika typer av hinderbegränsande ytor (som Minimum Sector Altitude, MSA) i luftrummet kring flygplatser. En flyghinderanalys har utförts av Luftfartsverket som konstaterar att inga flygplatser är berörda av vindkraftparken.

Installerade konstruktioner ovan vattenytan kan även utgöra fysiska hinder för militär verksamhet med fartyg, flygplan, helikoptrar och drönare.

En vindkraftpark kan under vissa förhållanden påverka kommunikation så som radarutrustning och signalstråk. Exempelvis kan etablering av vindkraft störa radiolänkkommunikation om vindkraftparken är belägen i radiolänkens frisksiktlinje, dvs skymd sikt mellan sändare och mottagare. Enligt uppgift från Post- och Telestyrelsen finns dock inga radiolänkstråk genom projektområdet se Bilaga M1.

För sjöfarten innebär anläggning av en vindkraftpark påverkan genom att manöverutrymmet i vattnet minskar. Stora fartygs möjlighet att navigera inom ett parkområde är ofta begränsade. Mindre fartyg och båtar kan vanligtvis fortsatt trafikera området. Möjligheterna till ankring blir ofta begränsade till följd av internkabelnätet på botten.

Sjöfarten kan även påverkas av den ökade fartygstrafiken som anläggningsskedet genererar med anläggningsfartyg i och kring projektområdet. För att undvika olyckor och kollisioner med andra båtar och fartyg kommer arbetsområdet tydligt att märkas ut i syfte att förhindra påsegling. Bolaget avser även att begära att Transportstyrelsen beslutar om avlysning av arbetsområdet från övrig sjötrafik under anläggningsfasen. Detta kan påverka fartygstrafik och fiske i området.

Fiske i en vindkraftpark kan påverkas dels genom att manöverutrymmet minskar och dels genom att internkabelnätet på botten kan innebära hinder. Det pelagiska fisket följer fiskstimmen i vattenmassan och kan därför ha ett oförutsägbart rörelsemönster. Fiske med större pelagisk trål bedöms därför bli svår att genomföra. Fiske med bottentrål bedöms inte vara möjlig på grund av internkabelnätet.

En vindkraftpark kan även innebära en undanträngning av fåglar och fladdermöss om livsmiljön förändras på ett sådant sätt att den blir oattraktiv. Barriäreffekter som innebär att fåglar undviker att flyga i närheten av vindkraftparken kan även uppstå. Fåglar och fladdermöss kan förolyckas till följd av kollision med kraftverkens roterande vingar.

Flyghinderanalys, samrådsremiss hos Försvarsmakten och sjöfartsanalys utfördes i tidigt skede av samrådsprocessen för Eystrasalt Offshore och bygger därför på ett WCS om 286 stycken vindkraftverk som är 370 m höga. Fågelundersökningarna bygger på ett WCS om 256 stycken vindkraftverk som är 370 m höga.

6.7 Fysisk påverkan av havsbotten

Fysisk påverkan av havsbotten innebär en tillfällig, långvarig eller permanent påverkan av havsbotten på grund av de konstruktioner som anläggs samt från installationer under anläggningsskedet. Den fysiska påverkan av havsbotten uppkommer under alla skeden, till exempel genom bottenanspråk, habitatförändring och reveffekter.

Långvarigt fysiskt ianspråktagande av havsbotten sker genom att fundament och kablar placeras på havsbotten i projektområdet. Hur stort område som tas i anspråk av fundamenten beror på vilken typ av fundament som används, hur många vindkraftverk som anläggs, hur mycket kabelskydd och kabelkorsningar som kommer att behövas samt i vilken utsträckning erosionsskydd används kring fundamenten. I dagsläget är det ännu inte helt utrett vilka typer av fundament som slutligen kommer användas, utan det kommer beslutas i ett senare skede.

Anläggning av fundament på botten gör att en del av den befintliga bottenytan blir otillgänglig som substrat för bottenorganismer, och att den eventuella förekomsten av befintlig bottenflora och bottenfauna försvinner från platsen. Eventuella mjukbottnar kommer att försvinna för att ersättas av ett hårbottenssubstrat. En påverkan på habitat kan uppkomma även i de områden där internkabelnätet och redundanskablar förläggs. Denna påverkan kan vara temporär om bottensubstratet återställs när kablarna lagts på plats, vilket möjliggör återkolonisering av bottenfauna och eventuell bottenflora. Om kablarna inte kan grävas ned uppstår en permanent habitatförändring med introduktion av nya hårda strukturer på havsbotten.

Artificiella reveffekter kan uppstå när det genom vindkraftverkens fundament, erosionsskydd eller kabeltäckning sker en introduktion av nya hårda strukturer på havsbotten. Reven skapar en tredimensionell struktur som ger en variation av ytor i olika lutning och exponeringsgrad vilket kan bidra till att öka områdets biologiska mångfald då olika arter och organismer gärna söker sig till dessa strukturer. Reveffekter kan vara både positiva och negativa beroende på dess lokala förutsättningar och i vilken miljö den konstgjorda strukturen tillförs (Naturvårdsverket, 2010). Om introduktionen sker i en redan existerande hårbottenmiljö tillför de nya revstrukturerna ett likartat substrat för bottenorganismer att breda ut sig på. Om introduktionen i stället sker i en mjukbottenmiljö erbjuder det hårda substratet plats för hårbottenarter som tidigare inte kunnat etablera sig på platsen och därmed kan artsammansättningen på platsen förändras. Beroende på i vilken miljö de artificiella strukturerna introduceras kan de nya ytorna som uppstår kompensera för en eventuell habitatförändring.

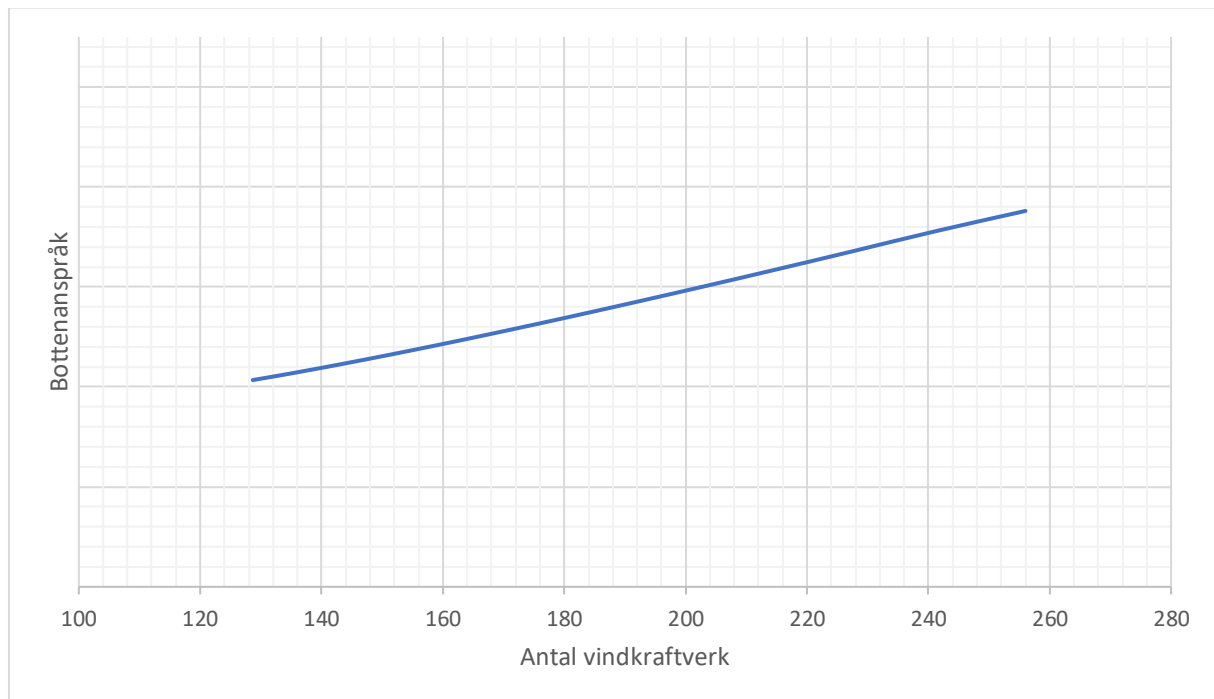
En skillnad från andra typer av artificiella rev är att vindkraftverket (fundamenten) under driftskedet sträcker sig genom hela vattenkolumnen. Detta innebär att det uppstår vertikala ytor, och horisontella för vissa fundamentstyper, som sträcker sig hela vägen från havsbotten upp till ytan vilket skapar nya förutsättningar för organismer att etablera sig på.

Som mest kommer 256 vindkraftverk att anläggas tillsammans med maximalt sex transformator- eller omriktarstationer inom projektområdet vilket motsvarar det största bottenanspråket som ett WCS, se Figur 6-11. Maximalt motsvarar detta en bottenyta på cirka 0,16 % av projektområdets totala yta.

Vid nedläggning av undervattenskablar kommer rensning av block och större stenar att behöva genomföras på havsbotten innan själva kabelnedläggningen. I detta förfarande kan sedimenten läggas på sidan av kabeldiket för att sedan återanvändas som täckmaterial när kabelsystemen är på plats. På hårda bottnar då nedgrävning inte är möjlig kommer de behöva täckas med annat material vilket bidrar till en introduktion av artificiella rev liknande de för fundamenten och erosionsskydden. Denna habitatförändring motsvarar vid WCS cirka 0,8 % av projektområdets totala yta på grund av nedläggning av internkabelnätet och redundanskablar. Sammantaget med fundamenten och erosionsskydden innebär det en påverkan på havsbotten på cirka 1 % av projektområdets totala yta.

Under anläggningsskedet kan annan bottenyta kortvarigt behöva tas i anspråk. Vid installation av vindkraftparkens olika delar kan "jack up"-fartyg komma att användas. Dessa fartyg har stödben vilka förs ned på havsbotten för att ge en stabil plattform under de olika installationerna. Stödbenen

kommer att medföra ett tillfälligt bottenanspråk där de används. "Jack up"-fartyg kan även komma att användas vid underhåll och reparationer under vindkraftparkens drift.



Figur 6-11. Bottenanspråk i förhållande till antal vindkraftverk.

6.8 Utsläpp av kylvatten

Inom Eystrasalt kan uppemot sex omriktarstationer byggas. Stationerna genererar värme och behöver kylas ned med antingen luft eller vatten. Det alternativ som ger WCS är att havsvatten används och kylvatten kyls ned innan det släpps tillbaka till havet. Använt havsvatten som leds tillbaka i havet uppskattas vara 10–20 °C varmare än havsvattnet. Vattentemperaturen i närområdet till omriktarstationen kommer därmed att öka. Sådana temperaturökningar kan ha en viss påverkan på bottenflora, bottenfauna och fisk.

För att uppskatta omfattningen av den påverkan som kan uppstå på grund av utsläpp av kylvatten har två omriktarstationer med maximal kyleffekt använts. Det skulle generera störst uppvärmning per en enskild plats vilket motsvarar WCS. Utsläppspunkten är belägen cirka 10 m under havsytan där vatten som är 20 °C varmare än omgivande vatten släpps ut kontinuerligt. Flödet på kylvattnet som släpps ut är cirka 0,7 m³/s motsvarar maximal temperaturhöjning givet den el-infrastruktur och potentiell kylning som kan behövas från en enskild station. I WCS antas att de två omriktarstationerna placeras i grundare områden (≤20 m) i projektområdet och därmed kan ge en potentiell temperaturökning över bottenytan jämfört med om stationerna placeras i djupare områden.

Beräkningar utifrån ovan beskrivna behov och antaganden visar på en ungefärlig temperaturökning om 5 grader vid cirka 5,5 m från utsläppspunkten och 10 grader cirka 3 m från utsläppspunkten. Vid maximalt flöde och temperatur påverkas en yta av omkring 0,009 % respektive 0,002 % av de grundare områdena av uppvärmt vatten.

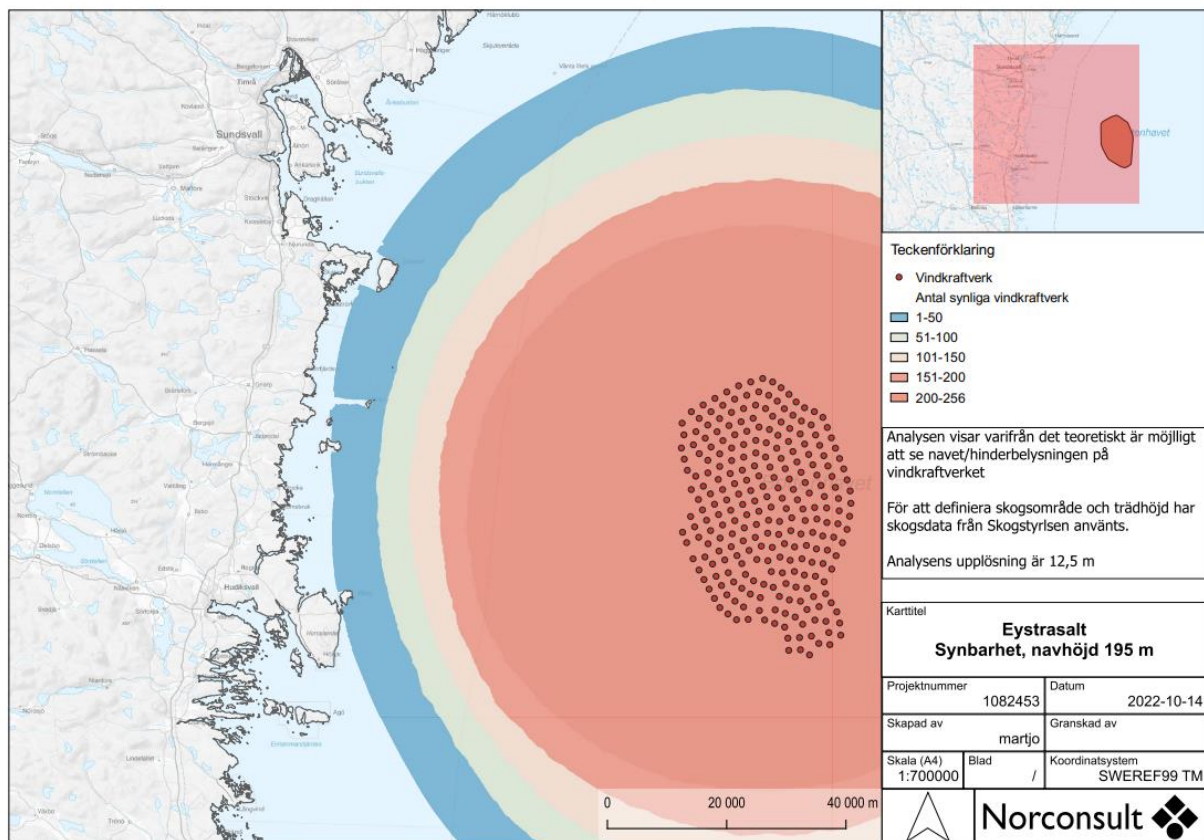
6.9 Visuell påverkan

Projektområdet är beläget cirka 60 km från fastlandet och samlad bebyggelse i städer och byar. Siktlinjerna är långa i havsområden och vid goda väderförhållanden kan havsbaserade vindkraftverk

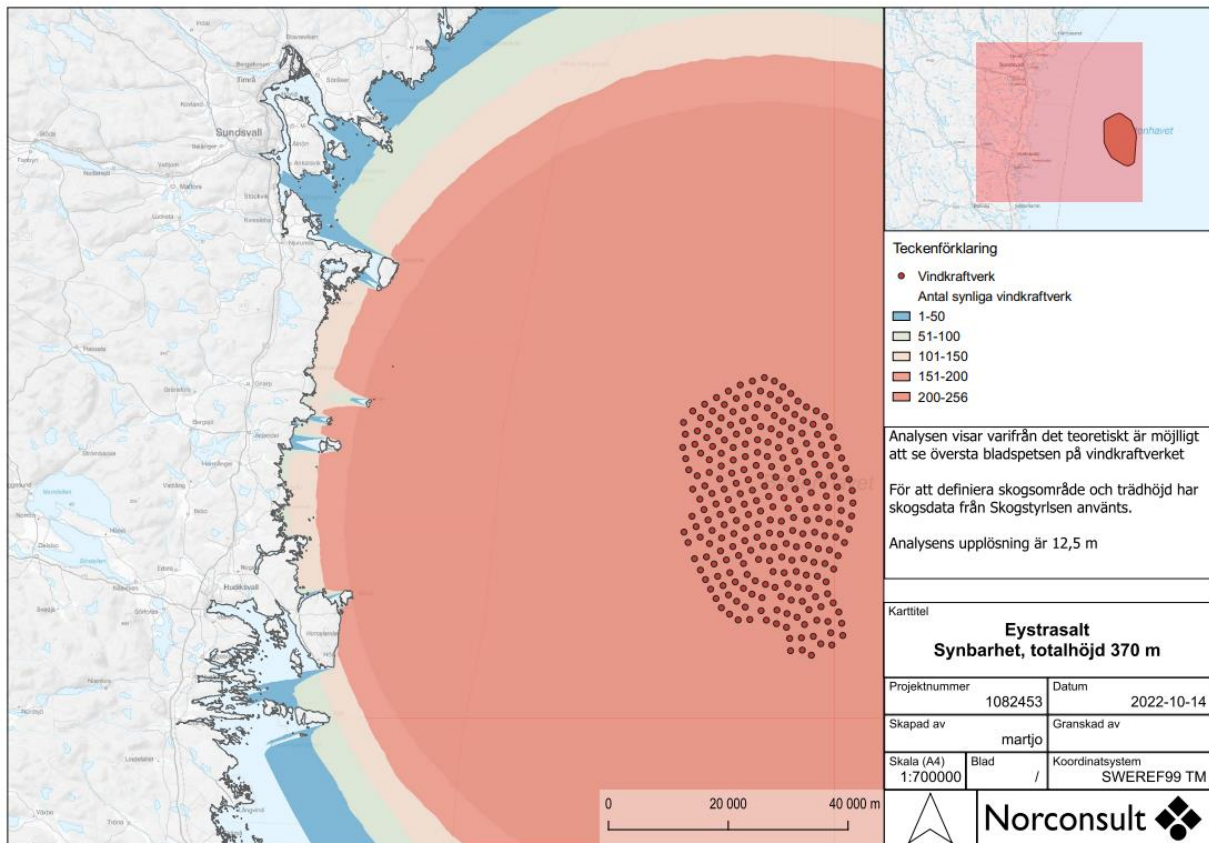
synas på stora avstånd. Vindkraftverken kommer främst att synas för sjötrafik och den trafik som utgörs av fritidsbåtar som uppehåller sig längre från kusten.

För vindkraftpark Eystrasalt har en synbarhetsanalys (ZVI) utförts som visar varifrån det teoretiskt är möjligt att se vindkraftverkens nav/hinderbelysning respektive översta bladspetsen (Bilaga M20B), se Figur 6-12 respektive Figur 6-13. Synbarhetsanalysen är utförd utifrån en layout med maximalt antal turbiner (256 stycken) och maximal höjd (370 m). Synbarhetsanalysen bygger således på konservativa antaganden. Den påverkan som visas är i realiteten till viss del överdriven då den bygger på en utformning av vindkraftparken som inte kommer att genomföras.

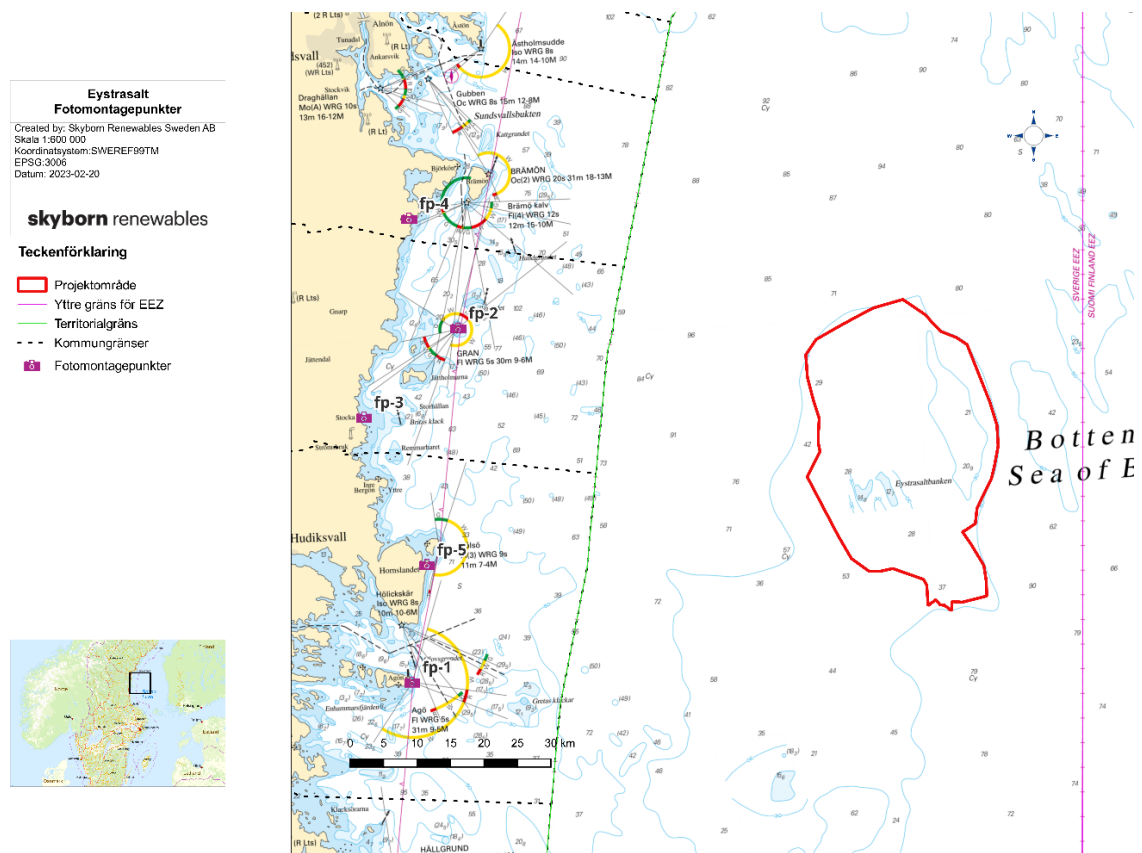
Inom projektet har även fotomontage från fastlandet och olika öar längs kusten tagits fram, se Bilaga M20A. Fotopunkter presenteras i Figur 6-14. För de fotopunkter närmast vindkraftparken, fp2 och fp5, varifrån hinderbelysningen teoretiskt kan synas enligt synbarhetsanalysen, har även hinderbelysningsanimering tagits fram som redovisas i Bilaga M26 och på projekthemsidan. För fotomontage och hinderbelysning har samma layout som vid synbarhetsanalysen använts vilka visar WCS.



Figur 6-12. Synbarhetsanalys av nav/hinderbelysning för vindkraftverk i Eystrasalt.



Figur 6-13. Synbarhetsanalys av översta bladspets för vindkraftverk i Eystrasalt.



Figur 6-14. Lokalisering av de fotopunkter som använts för fotomontage.

Inom projektet har även en siktanalys genomförts där siktdata från två av SMHI:s mätstationer längs kusten använts för att beräkna hur stor del av året som sikten är större än 50 km. Mätstationerna som data hämtats från är Brämön A och Kuggören A. Resultatet från analysen visar att vid Brämön A är sikten över 50 km cirka 47 % av årets timmar. Vid Kuggören är sikten över 50 km cirka 43 % av årets timmar. Om bara data för kl 06:00–18:00 tas med i analysen visar beräkningarna att sikten vid Brämön A är över 50 km cirka 39 % av tiden. Vid Kuggören har motsvarande siffror beräknats till cirka 34 %.

7 Nationell nulägesbeskrivning och konsekvenser

7.1 Bottenflora och bottenfauna

7.1.1 Nulägesbeskrivning

Eystrasaltbankens bottenflora och bottenfauna inventerades 2009 i samband med Naturvårdsverkets arbete med kartläggning av utsjöbankar (Naturvårdsverket, 2010). Kartläggningen genomfördes på uppdrag av regeringen. Området har även inventerats under AquaBiotas fältundersökningar i augusti 2022 (Bilaga M4A).

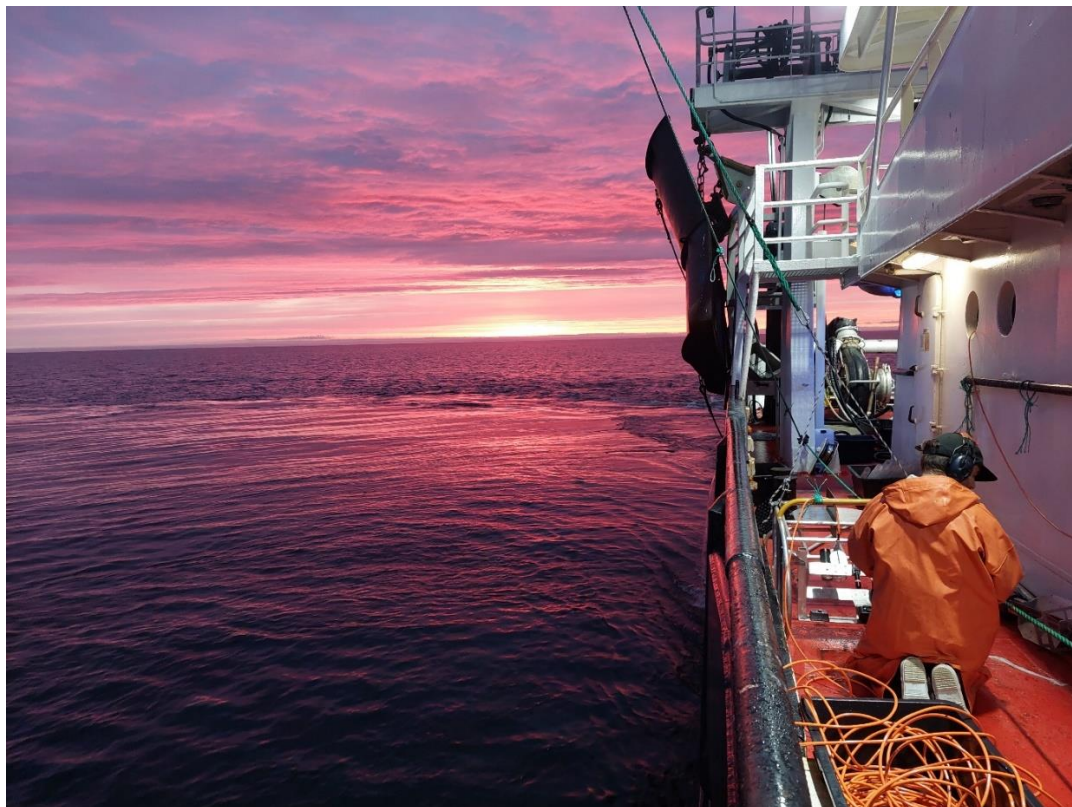
Vid Naturvårdsverkets utsjöbanksinventering 2009 dokumenterades flora och fauna översiktligt med video- och dyktransekter. Det undersökta djupet varierade mellan 12,9 och 31,1 m och resultaten visade att bottensubstratet utgjordes av hårda material som block, sten och grus, som stundtals övergick till sandbotten.

Fältundersökningarna som gjordes av AquaBiota under augusti 2022 för att kartlägga bottenflora och bottenfauna i området innehöll videoundersökningar med dropvideo samt bottenhugg (redovisas i Figur 7-1). Djupet varierade mellan 13 och 66 m och bottensubstratet dominerades av hårt substrat med grus, sten och block. Vid de djupare delarna förekom även mjukare substrat i form av sand och lera. En mer utförlig version av nulägesbeskrivningen återfinns i Bilaga M7.

Den fotiska zonen beskriver den gräns i vattenmassan dit solljuset når och där bottenflora därför kan förekomma. Gränsen för den fotiska zonen inom Eystrasalt är bestämd till 25 m djup. Litteraturen refererar till en generell gräns för Östersjön på 20 m djup (Snoeijs-Leijonmalm & Andrén, 2017; Dahl & Näslund, 2018), men vegetationen har noterats ner till 22 m djup under fältundersökningarna inom Eystrasalt. Inom andra delar av Östersjön har vegetationen noterats vid större djup vid gynnsamma förhållanden.



Figur 7-1. Provpunkter för bottenhugg i AquaBiotas undersökning i augusti 2022.



Figur 7-2. Foto taget ute vid Eyrasaltbanken av Marie Norstedt under fältturen 2022. Till höger i bilden syns en filmrigg som används för att detektera bottenhabitatet på havsbotten.

7.1.1.1 Bottenflora

Naturvårdsverkets inventering visade på ett artfattigt växtliv där några olika arter av flora noterades. Ishavstofs (*Battersia arctica*) var den dominerande arten och återfanns på djup om 12,9–22,3 m. Ytterligare taxa som noterades var rödris (*Rhodomela confervoides*) och brunhudar (*Pseudolithoderma sp.*), men med en mer sparsam utbredning. Under AquaBiotas inventering i augusti 2022 kunde ishavstofs ihop med obestämda fintrådiga rödalger noteras vid videoundersökningarna, där ishavstofs liksom 2009 var dominerande och kunde noteras ner till drygt 18 m djup. Brunhudar/havsstenhinna (*Pseudolithoderma sp./Hildenbrandia rubra*) var också relativt vanliga på större stenar. Enligt modellering av vegetationens utbredning inom Eystrasalt (Bilaga M3) förekommer vegetation på en yta motsvarande endast cirka 0,6 % av vindkraftparken, där ishavstofs har den största utbredningen.

Samtliga av de nämnda taxa noterades på hårdare substrat i form av stenar och stenblock. Inga av de observerade arterna är rödlistade eller hotade, och är relativt allmänna inom såväl projektområdet som Bottenhavet i stort.



Figur 7-3. Steniga substrat ned till 18 meters djup var ofta beväxna med fintrådiga brun- eller rödalger, såsom ishavstofs. Stillbild från video filmad av Aquabiota under fältturen 2022.

7.1.1.2 Bottenfauna

Under utsjöbanksinventeringen 2009 kunde enstaka exemplar av blåmusslor (*Mytilus edulis*), slät havstulpan (*Amphibalanus improvisus*), båtsnäckor (*Theodoxus fluviatilis*), tångbark (*Einhornia crustulenta*) samt hydroider (*Hydrozoa*) noteras. Faunan undersöktes betydligt mer i samband med AquaBiotas inventering 2022 där även ishavsgåsugga (*Saduria entomon*) och pungräkan *Mysis relicta* noterades, utöver de redan observerade arterna, där samtliga var relativt vanliga mellan 13 och 25 m. Faunan djupare ned var mer sparsam, men noterades ned till 36 m. Vid de grundare delarna klassades några stationers habitat som Natura 2000-naturtypen rev (1170), varav fyra klassades som undertypen biogena rev (1171) då de uppvisade en hög täckningsgrad av blåmusslor. Enligt habitatmodelleringen inom Eystrasalt förväntas hårda substrat med blåmusslor förekomma på ytor motsvarande cirka 1,7 % av den planerade vindkraftparkens totala yta (Bilaga M3).

Vid mjukbottensområdena där lera och finsand dominerar, noterades sammanlagt sju olika taxa av infauna (djur som lever nedgrävda i sedimentet) på djup mellan 26,3 och 66 m. Arterna som förekom var östersjömussla, nordamerikansk havsborstmask, vattengråsuggor, pungräkor, ishavsgråsugga samt vitmärla och den närbesläktade arten *Pontoporeia femorata*. Inga av de observerade arterna är rödlistade eller hotade.

En sammanställning av bottenfauna som påträffades vid undersökningarna 2022 redovisas i Tabell 7-1.

Tabell 7-1. Epifauna som noterades i videoundersökning och infauna som noterades i sedimenten från bottenhugg inom Eyrasalt augusti 2022.

Epifauna	Mossdjur (Bryozoa)	Tångbark (<i>Einhornia crustulenta</i>)
	Leddjur (Arthropoda)	Slät havstulpan (<i>Amphibalanus improvisus</i>) Ishavsgråsugga (<i>Saduria entomon</i>) Pungräkor (Mysidae)
	Nässeldjur (Cnidaria)	Hydroider (Hydrozoa)
	Blötdjur (Mollusca)	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>)
Infauna	Ringmaskar (Annelida)	Nordamerikansk havsborstmask (<i>Marenzelleria spp.</i>)
	Leddjur (Arthropoda)	Vattengråsuggor (<i>Gammarus spp.</i>) Vitmärla (<i>Monoporeia affinis</i>) (<i>Pontoporeia femorata</i>)
	Blötdjur (Mollusca)	Östersjömussla (<i>Macoma balthica</i>)

Enligt modelleringen av biotoper klassificerade i enlighet med Helcom Underwater Biotopes (HUB) dominerar biotoper med sparsam eller ingen bottenfauna, däribland AB.B2T/AB.B4U (hård lera karakteriserat av sparsamt epibentiskt makrosamhälle/inget makrosamhälle). Den rödlistade biotopen AB.H3N1 (lerigt sediment dominerat av *Monoporeia affinis* och/eller *Pontoporeia affinis*) förekommer också och beräknas utgöra cirka 5 % av den planerade vindkraftparkens yta. Biotopen förväntas dock vara vanligt förekommande i omkringliggande områden (Bilaga M3).

7.1.2 Konsekvensbedömning bottenflora

Detta avsnitt beskriver den potentiella påverkan på bottenflora. I Tabell 7-2 visas en översikt av identifierade påverkansfaktorer.

Tabell 7-2. Potentiell påverkan på havsbottens flora.

Potentiell påverkan	Anläggning	Drift	Avveckling
Suspenderande sediment och sedimentation	x		x
Fysisk påverkan av havsbotten	x	x	x
Ljus och skuggning		x	
Utsläpp av kylvatten		x	

7.1.2.1 *Suspenderade sediment och sedimentation*

Anläggningskede och avvecklingskede

En ökad sedimentsuspension kan försämra ljusförhållandena i vattnet och därmed hämma bottenfloras fotosyntetisering. Det skulle i sin tur kunna leda till en negativ påverkan på tillväxt och överlevnad hos alger och kärlväxter (Lyngby & Mortensen, 1996; Davison & Hughes, 1998; Larson & Sundbäck, 2012). Om uppgrumlingen är mycket kraftig kan det även leda till en påtaglig sedimentering, vilket riskerar att övertäcka undervattensvegetationen. Övertäckningen kan skada plantor dels genom tyngden från det sedimenterade materialet, dels genom en försämrad fotosyntetisering. Om sedimenteringen är mycket kraftig och helt täcker över vegetationen finns en risk att påverkad flora dör. I en litteratursammanställning av Erftemeijer & Lewis (2006) som undersöker effekterna av muddring på olika arter av sjögräs nämns till exempel att ålgräs (*Zostera marina*) har en ökad dödlighet med upp till omkring 50 % om de övertäcks med cirka 25 % av deras totala höjd. I Naturvårdsverkets rapport *Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning* av Hammar m. fl. (2009) nämns att en liknande känslighet sannolikt gäller för många makroalger.

Spridningen av suspenderade sediment bedöms enligt den modellering som utförts, och redovisas i avsnitt 6.3, ge låga haltökningar som snabbt avtar och återgår till förhållanden inom den naturliga variationen. Sedimentation av betydelse sker endast i direkt anslutning till plats där bottenarbeten sker. Miljöeffektens storlek bedöms därför som liten.

Bottenfloran inom Eystrasalt är sparsam och endast ett fåtal algararter förekommer. De arter av bottenflora som förekommer är vanliga i större delen av Östersjön. Eftersom utbredningen av de suspenderade sedimenten bedöms vara lokal kring kablar och fundament påverkas endast en liten andel av den bottenflora som förekommer inom projektområdet. Mottagarens miljövärde bedöms därmed som försumbart för både anläggnings- och avvecklingskedet. Påverkan från suspenderade sediment på bottenfloran under anläggnings- och avvecklingskedet bedöms därmed ge en försumbar konsekvens.

7.1.2.2 *Fysisk påverkan av havsbotten*

Anläggningskede

Vid installation av vindkraftverk och erosionsskydd i grundare områden (≤ 25 m) kommer bottenfloran vid installationsplatsen att gå förlorad. Där kablar förläggs uppkommer också en habitatförlust, vilken kan vara permanent eller temporär beroende på metod. Eftersom ingen bottenflora förekommer under gränsen för den fotiska zonen, bedöms ingen påverkan uppkomma i dessa djupområden. Tidigare studier av effekter vid anläggning av havsbaserade vindkraftparker har visat en temporär påverkan på bottenflora och att återkolonisationen kunnat ske igen inom några år (Malm, 2005; Vanagt & Faasse, 2014). Havsbotten som berörs av fysisk påverkan uppgår till cirka 1 % av den totala ytan i projektområdet. Eftersom berörd bottenflora avlägsnas har en god förmåga att återetablera sig när nytt hårt substrat tillkommer bedöms miljöeffektens storlek vara liten.

Bottenfloran inom projektområdet består av arter vanligt förekommande i större delen av Östersjön. Endast en liten del av arternas utbredning i projektområdet kommer att beröras av fysisk påverkan av havsbotten under anläggningskedet. Mottagarens miljövärde bedöms därför som försumbar.

Med en liten miljöeffekt och ett försumbart miljövärde bedöms konsekvensen bli försumbar.

Driftskede

Under driftskedet utgör vindkraftverken och annat tillhörande material en konstant fysisk påverkan på havsbotten genom sin närvaro. Fysisk påverkan av havsbotten sker endast i de områden där fundament och kablar lokaliseras vilket gör att reveffekterna blir lokala. Alla vindkraftverk kommer anläggas förhållandevis djupt (≥ 13 m), där florans utbredning varierar mellan att vara liten eller till och med obefintlig i vissa områden.

Bottensubstratet inom Eystrasalt domineras av hårdbotten, vilket innebär att tillskottet av material i samband med etablering av en vindkraftpark är av liknande karaktär som de redan existerande bottensubstraten. Det nya tillskottet av material kan därför delvis kompensera för den habitatförlust som uppkommer. Vindkraftparken kommer sannolikt ge upphov till en viss reveffekt där enstaka arter lokalt kan komma att utöka sin utbredning i anslutning till vindkraftverkens fundament och erosionsskydd. Reveffekten kommer med största sannolikhet inte ge upphov till en större ökad biologisk mångfald av bottenflora för området i stort, utan den flora som etableras kommer sannolikt redan vara vanlig i området. Tillskottet av hårdbottenytan av fundament och erosionsskydd utgör ingen risk för introduktion av främmande arter eftersom hårdbotten redan förekommer i området. Om vindkraftparken anlades i ett område med stor utbredning av mjukbotten skulle en hårdbotten kunna medföra att för platsen främmande hårdbottenarter kan etablera sig. Miljöeffektens storlek bedöms bli försumbar till följd av att området redan domineras av ett hårdbottensamhälle.

Bottenfloran inom projektområdet består av arter som är vanligt förekommande i större delen av Östersjön. Eftersom ytorna där fundamenten placeras är begränsade kommer endast en liten del av bottenfloran att beröras av fysisk påverkan. Mottagarens miljövärde bedöms som försumbart. Konsekvensen av fysisk påverkan av havsbotten under driftskedet bedöms sammantaget bli försumbar.

Avvecklingskedde

Formerna för avvecklingen kommer att bestämmas i samråd med tillsynsmyndighet vid tiden för avveckling. Påverkan i avvecklingskedet har bedömts utifrån att fundament tas bort i sin helhet förutom för pålade fundament där pålar under bottenytan lämnas kvar. Detta eftersom miljöpåverkan bedöms bli större om pålar i bottensubstratet ska avlägsnas jämfört med om de lämnas kvar. Bedömningen utgår vidare från att alla kablar tas bort.

Om vindkraftverkens fundament och erosionsskydd av miljömässiga skäl lämnas kvar efter parkens avveckling kommer påverkan från dessa kvarstå, men i mindre grad än under driftfasen. Skulle fundament och erosionsskydd däremot avlägsnas helt försvinner förutsättningarna för reveffekter att upprätthållas och områdets ekologiska förutsättningar skulle på sikt sannolikt återgå till de förhållanden som rådde innan parken anlades. Miljöeffektens storlek bedöms som liten under förutsättning att fundamenten avlägsnas, och ingen om de lämnas kvar.

Mottagarens miljövärde bedöms vara försumbart precis som under anläggningsfasen. Med liten eller ingen miljöeffekt och försumbart miljövärde bedöms konsekvensen bli försumbar.

7.1.2.3 Skuggning

Driftskede

Djuputbredningen av alger och kärleväxter styrs av tillgången av ljus, där olika grupper har utvecklat olika strategier för att ta vara på solens energi. Djupet inom Eystrasalt överstiger generellt den fotiska zonen som ligger vid cirka 25 m djup, vilket innebär att det endast är ett mycket litet område inom projektområdet där bottenfloran kan komma att påverkas av skuggning. Enligt djupinformation från EMODnet är cirka 7,3 km² av området 25 m eller grundare, vilket motsvarar cirka 0,77 % av

projektområdets totala yta. Av den ytan är en ytterst liten andel som kan påverkas av skuggning av verken utifrån storlek och avstånd mellan verken.

En minskad förmåga till fotosyntetisering kan hämma algers tillväxt och leda till en förskjutning i djuputbredningen av olika arter. Känsligast är de alger som växer på gränsen till det djupa de klarar av (Andrulewicz & Otremba, 2011) och studier har bland annat visat att rödalger i vissa fall ersatt den nedre djuputbredningen av brunalger vid minskat siktdjup (Eriksson, Johansson, & Snoeijs, 1998). De tåligare arterna såsom ishavstofs, som växer på den nedre delen av den fotiska zonen, förväntas tåla skuggningen bättre. Vid långvarig skuggning, såsom på nordsidan av breda fundamenten, kan dock de individer som växer vid de djupaste delarna förskjuta sin övre djupgräns lite grundare.

Skuggningens utbredning kommer vara långvarig men rörlig och ha liten omfattning inom projektområdet. Därmed bedöms miljöeffektens storlek som liten.

Alla fotosyntetiserande arter är mer eller mindre ljuskrävande. Algsamhället inom Eystrasalt domineras av djupt växande arter som ishavstofs och olika arter av fintrådiga rödalger som generellt är väl anpassade till en miljö med begränsat ljusinsläpp. De påverkade algerna är inte rödlistade eller hotade utan är allmänt förekommande inom såväl projektområdet som i Bottenhavet. Andelen av algernas totala artutbredning som påverkas av skuggning är mycket liten. Miljöeffekten kommer inte hota någon art på populationsnivå. Bottenfloras miljövärde bedöms därmed som försumbart.

Konsekvensen från skuggning på bottenfloran under driftsfasen bedöms därmed som försumbar.

7.1.2.4 Utsläpp av kylvatten

Driftskede

Vid ökade temperaturer från vattenutsläpp riskerar utbredningen av bottenfloran att minska, och i vissa fall försvinna i områdena närmast transformator-/omriktarstationerna. Ju längre ifrån utsläppskällan bottenfloran befinner sig, desto mindre påverkan uppkommer. Inom Eystrasalt förekommer alger som är väl anpassade för de låga bottentemperaturförhållanden som råder inom området och därmed skulle kunna missgynnas av en högre vattentemperatur. Hit hör bland annat ishavstofs, som ursprungligen kommer från Norra ishavet (Sjøtun m. fl., 2015). Algarter som kan växa och trivas i varmare vatten skulle kunna öka i täckningsgrad i det varmare vatten, men med begränsad utbredning till följd av det generellt stora djupet i området.

Algerna inom projektområdet är väl anpassade för den låga bottentemperaturen som råder, men bedöms även ha en viss tolerans för ökade temperaturer. De har även en förmåga att återkolonisera området efter vindkraftparkens avveckling. Som en WCS antas algerna kunna klara en temperaturökning av 5 grader innan en påverkan av betydelse kan noteras. Området där påverkan av kylvattenutsläppet uppstår är mycket litet (cirka 0,009 % av de grunda områdena). Därför bedöms miljöeffektens storlek som försumbar.

De förekommande arterna av bottenflora, däribland rödslickar och ishavstofs, är vanliga även i andra delar av Bottenhavet samt i Östersjön i stort. Eftersom den potentiella värmepåverkan är mycket lokal och uppkommer främst vid utsläppskällan är ytutbredningen av floran som påverkas av ökade vattentemperaturer mycket begränsad. Mottagarens miljövärde har bedömts som försumbar.

Den sammanlagda bedömningen av konsekvens blir därmed försumbar.

7.1.3 Konsekvensbedömning bottenfauna

Detta avsnitt beskriver den potentiella påverkan på bottenfauna. I Tabell 7-3 visas en översikt av identifierade påverkansfaktorer.

Tabell 7-3. Potentiell påverkan på havsbottens fauna.

Potentiell påverkan	Anläggning	Drift	Avveckling
Suspenderade sediment och sedimentation	x		x
Fysisk påverkan av havsbotten	x	x	x
Elektromagnetiska fält		x	
Utsläpp av kylvatten		x	

7.1.3.1 Suspenderade sediment och sedimentation

Anläggningskedde och avvecklingskedde

Precis som för bottenfloran kan suspenderade sediment ha en påverkan på bottenlevande djur. Generellt är mobila arter som har möjlighet att förflytta sig från påverkade områden, eller organismer som lever nedgrävda i sedimentet (infauna), mer toleranta än fastsittande eller mindre rörliga djur som lever ovanpå sedimentet (epifauna). I en kunskapsammanställning utförd av institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges lantbruksuniversitet (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020), som bland annat tittat på effekter på skaldjur orsakad av muddring och dumpning, nämns att vid påverkan på dessa är partikelkoncentrationen och exponeringstiden viktiga faktorer att beakta. I studien konstateras det att koncentrationer under 100 mg/l suspenderat material under kortare tid än 14 dagar generellt har låg direkt påverkan, även om det finns skillnader i känslighet mellan arter och livsstadier. Under kortare tids exponering (timmar) klarar många arter uppåt 1 000 mg/l. Det konstateras dock att bristen på långtidsstudier motiverar försiktighet, särskilt kring effekter av låga koncentrationer under långa exponeringstider.

Om spridningen av suspenderande sediment leder till kraftig sedimentation kan även denna påverkan ha negativa effekter för bottenfaunan. Blåmusslor har exempelvis visat sig vara mindre toleranta för övertäckning, trots sin tolerans för höga grumlingshalter. I en studie av Hutchison m.fl. (2016) undersöktes dödligheten hos blåmusslor under experimentella former genom att täckas över av sediment av olika kornstorlekar vid olika nedgrävningdjup (20, 50 & 70 mm). Resultaten visade att dödligheten ökade med tiden, med en dödlighet på 4 % efter två dagar till en dödlighet på 44 % efter 32 dagar, där mortaliteten inte varierade mellan de olika nedgrävningdjupen. Litteraturen visar dock att skillnaden i tolerans mellan arter och organismgrupper är väldigt stor. Till exempel visade Powilleit m.fl. (2008) att östersjömussla och sandmussla (*Mya arenaria*) är betydligt mer toleranta än blåmusslan och klarade övertäckning av upp till omkring 400 mm sediment.

Spridningen av suspenderande sediment bedöms enligt vad som redovisas i avsnitt 6.3 ge låga haltökningar av suspenderat material som snabbt avtar och återgår till förhållanden inom den naturliga variationen. Generellt är de arter av bottenfauna som noterats inom Eystrasalt relativt toleranta för en temporär suspenderade sediment. För högre koncentrationer (>500 mg/l) är varaktigheten så kort (timmar) att de suspenderande sedimenten inte bedöms ge någon effekt. Miljöeffektens storlek bedöms därför som liten.

Förekommande arter av bottenfauna inom projektområdet är inte rödlistade utan är vanliga i övriga delar av Östersjön. Andelen bottenfauna inom projektområdet som påverkas av grumling och sedimentation är liten eftersom utbredningen av suspenderade sediment bedöms vara lokal kring kablar och fundament. Mottagarens miljövärde bedöms därmed som försumbar under både anläggning och avveckling av parken.

Den sammanlagda påverkan från suspenderade sediment och sedimentation på bottenfaunan under anläggnings- och avvecklingsfasen bedöms därmed ge en försumbar konsekvens.

7.1.3.2 Fysisk påverkan av havsbotten

Anläggningskedde

Förekomsten av fastsittande bottenfauna kommer gå förlorad på de positioner där fundament och erosionskydd placeras. Mobila arter som kan förflytta sig från anläggningsplatsen har större chans att klara sig, medan fastsittande djur av naturliga skäl inte kan ta sig undan. Fastsittande arter som noterades i utsjöbanksinventeringen på Eystrasaltbanken 2009 samt vid AquaBiotas undersökningar 2022 är kopplade till grunda (≤ 25 m), blockrika miljöer. I dessa områden kommer hårbottenarter att påverkas i olika grad, men eftersom fundament och erosionskydd utgör hårbottensubstrat som hårbottenarter kan breda ut sig på, finns stor möjlighet till återetablering. Ett exempel på en sådan art är blåmussla. Där fundament anläggs kommer blåmusslor att försvinna lokalt, men kommer sedan kunna återetablera sig på fundamenten. Om vindkraftverken i stället anläggs på mjukbotten, trängs mjukbottenarter bort från detta område, där återetablering inte blir möjlig. I de områden där kablar förläggs kan däremot en återetablering ske även för mjukbottenarter. I mjukbottenområdena förekommer arter som är vanliga i stora delar av Östersjön.

Fastsittande bottenfauna kommer att gå förlorad där installationer sker men har sedan stor möjlighet att återetablera sig när hårbottensubstrat tillkommer. Området där miljöeffekten uppkommer är litet. Sammantaget bedöms miljöeffektens storlek vara liten.

Bottenfauna inom projektområdet består av arter som inte är rödlistade utan vanligt förekommande i större delen av Östersjön. Endast en liten del av arternas utbredning i projektområdet kommer att beröras av fysisk påverkan av havsbotten under anläggningskedet. Mottagarens miljövärde bedöms därför som försumbar.

Med en liten miljöeffekt och ett försumbart miljövärde bedöms konsekvensen bli försumbar.

Driftskede

Konsekvenserna för bottenfaunan under driftskedet blir i huvudsak samma som för bottenfloran. Bottenfaunan inom projektområdet består av arter som inte är rödlistade utan vanligt förekommande i större delen av Östersjön. Då ytorna där fundamenten anläggs är begränsade kommer endast en liten del av bottenfaunan att beröras av fysisk påverkan av havsbotten. Miljöeffektens storlek bedöms bli försumbar till följd av att området redan domineras av ett hårbottensamhälle.

Mottagarens miljövärde bedöms som försumbart. Konsekvensen av fysisk påverkan av havsbotten under driftskedet bedöms sammantaget bli försumbar.

Avvecklingskedde

Bedömningen av fysisk påverkan av havsbotten under avvecklingskedet är för bottenfauna i huvudsak samma som för bottenfloran. Miljöeffektens storlek bedöms som liten för det fall fundament och kablar avlägsnas. Om de lämnas kvar bedöms ingen miljöeffekt uppstå. Mottagarens miljövärde bedöms vara försumbar.

Med liten miljöeffekt och försumbart miljövärde bedöms konsekvensen bli försumbar.

7.1.3.3 Elektromagnetiska fält

Driftskede

Hur det elektromagnetiska fältet påverkar bottenfauna har bland annat studerats av Albert m.fl. (2020), som visat att påverkan är begränsad. I andra studier av Bochert & Zettler (2006) och Stankevičiūtė m.fl. (2019) har man utsatt några olika bottenlevande arter för magnetfält med en styrka på 1 mT. Studierna har inte kunnat påvisa någon påverkan av elektromagnetiska fält på arternas överlevnad. För vissa arter fann man i stället några begränsade fysiologiska effekter. Dock var magnetfältstyrkan som användes i studierna mycket högre än effekten man maximalt kan förvänta sig i drift från Eystrasalts internkabelnät. Vid WCS är den maximala magnetfältstyrkan uppskattad till 200 μT ($200 \mu\text{T}=0,2 \text{ mT}$) vid sedimentytan när kabeln är nedgrävd 1 m och avtar till cirka 25 μT vid 10 m avstånd från källan.

Trots att kunskapsläget fortfarande är begränsat är det inte troligt att påverkan från elektromagnetiska fält ger någon betydande effekt på bottenfaunan. Det elektromagnetiska fältet som vindkraftparkens kabelnät ger upphov till avtar snabbt med ökat avstånd. Miljöeffektens storlek bedöms därför som försumbar.

Det elektromagnetiska fältet som vindkraftparkens kabelnät ger upphov till berör endast en liten del av bottenfaunans utbredning. Förekommande arter inom projektområdet är inte rödlistade utan är vanliga i övriga delar av Östersjön. Bottenfaunans miljövärde bedöms därmed som försumbar.

Med en försumbar miljöeffekt och ett försumbart miljövärde bedöms den sammanlagda konsekvensen är försumbar.

7.1.3.4 Utsläpp av kylvatten

Driftskede

Bottenfaunans toleransnivåer för ökade temperaturer varierar mellan olika arter. Flera arter är anpassade till den låga temperaturen som råder på botten runt i området. En del av arterna begränsas även av kallare temperaturer, däribland ishavsgråsuggan som har ett ursprung från Norra ishavet. Ishavsgråsuggor migrerar ner till kallare vatten under sommarhalvåret, för att sedan förflytta sig till grundare områden under vinterhalvåret. Därmed är det högst troligt att arten kommer påverkas av den beräknade temperaturökningen, lokalt vid omriktarstationerna. Vid stationernas omedelbara närhet kommer förekomsten av ishavsgråsuggor att vara obefintlig, då temperaturen är alltför hög för deras toleransnivå, men eftersom de är mobila djur så kan de röra sig från områdena. Även vitmärlor som förekommer inom Eystrasalt kom ursprungligen ifrån arktiska områden och påverkas negativt av temperaturökning (Jacobson, Prevodnik, & Sundelin, 2008). Vitmärlor är precis som ishavsgråsuggor en mobil art som kan förflytta sig från transformator-/ omriktarstationerna.

De arter som kan komma att påverkas mest är de fastsittande eller stationära arterna som inte kan förflytta sig. Ett exempel på en sådan art som förekommer inom Eystrasalt är blåmussla. Enligt Tyler-Walters (2008) anses blåmusslor vara relativt toleranta för ökade temperaturer. Dess övre toleransnivå för temperatur har rapporterats vara 29 °C samtidigt som Bayne m.fl. (1976) visade på att temperaturer mellan 10 °C och 20 °C hade en liten effekt på tillväxt.

Det finns en del arter som förekommer inom Eystrasalt, och som även har ett utbrett förekomstområde inom Östersjön, som tolererar att leva på grundare djup med högre vattenmedeltemperatur. Dessa arter skulle teoretiskt kunna trivas närmare transformator-/omriktarstationer med högre temperatur än omkringliggande vatten om ytsubstratet vid dessa område är idealiska för arternas preferens. Dit hör bland annat vattengråsuggor (*Gammarus sp.*), den nordamerikanska havsborstmasken (*Marenzelleria spp.*) samt hydroider (Hydrozoa). Även fler varmvattenlevande arter skulle kunna få en ökad utbredning i de områdena närmast transformator-/ omriktarstationerna.

Bottenfaunan inom Eystrasalt består av arter anpassade för kalla vatten samt arter som har en större temperaturlöslighet. Vissa arter av bottenfaunan är mer mobila och kan fly undan områden som missgynnar dem och deras överlevnad medan andra är mindre mobila och har svårare att röra sig bort. Som ett WCS antas bottenfloran kunna klara en temperaturökning av 5 °C innan en påverkan kan antas. Området där påverkan av kylvattenutsläppet uppstår är mycket litet (cirka 0,009 % av de grunda områdena). Bottenfaunans ringa utbredning, anpassningsförmåga, rörlighet och tolerans gör att miljöeffektens storlek bedöms som försumbar.

Berörd bottenfauna består av arter som är vanliga även i andra delar av Bottenhavet samt Östersjön i stort. Eftersom den potentiella värmepåverkan är lokal och uppkommer främst vid utsläppskällan är yttutbredningen av faunan som påverkas av ökade vattentemperaturer begränsad. Mottagarens miljövärde har bedömts som litet. Konsekvensen blir därmed försumbar.

7.1.4 Övergripande konsekvensbedömning

I Tabell 7-4 och Tabell 7-5 sammanfattas konsekvensbedömningarna för bottenflora och bottenfauna.

Tabell 7-4. Övergripande bedömning av konsekvenserna för bottenflora.

Påverkansfaktor	Miljöeffektens storlek	Mottagarens miljövärde	Konsekvens
Anläggningskedje			
Suspenderade sediment och sedimentation	Liten	Försumbar	Försumbar
Fysisk påverkan av havsbotten	Liten	Försumbar	Försumbar
Driftskede			
Fysisk påverkan av havsbotten	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Skuggning	Liten	Försumbar	Försumbar
Utsläpp av kylvatten	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Avvecklingskedje			
Suspenderade sediment och sedimentation	Liten	Försumbar	Försumbar
Fysisk påverkan av havsbotten	Liten/Ingen	Försumbar	Försumbar

Tabell 7-5. Övergripande bedömning av konsekvenserna för bottenfauna.

Påverkansfaktor	Miljöeffektens storlek	Mottagarens miljövärde	Konsekvens
Anläggningskedje			
Suspenderade sediment och sedimentation	Liten	Försumbar	Försumbar
Fysisk påverkan av havsbotten	Liten	Försumbar	Försumbar
Driftskede			
Fysisk påverkan av havsbotten	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Elektromagnetiska fält	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Utsläpp av kylvatten	Försumbar	Liten	Försumbar
Avvecklingskedje			
Suspenderade sediment och sedimentation	Liten	Försumbar	Försumbar
Fysisk påverkan av havsbotten	Liten/Ingen	Försumbar	Försumbar

7.2 Fisk

7.2.1 Nulägesbeskrivning

7.2.1.1 Fiskförekomst

För att undersöka vilka fiskarter och vilka mängder av respektive art som förekommer inom projektområdet över olika säsonger har flera studier genomförts. Informationen som samlats in är främst baserad på AquaBiota Water Research fältundersökningar utförda under sommar och höst år 2020 (se Bilaga M2), men även landningsdata från yrkesfisket har tillämpats. En mer utförlig version av nulägesbeskrivning för fisk återfinns i (Bilaga M6). Som en följd av den låga salthalten i Bottenhavet är artrikedomen av fisk låg. De fiskarter som har observerats inom det planerade projektområdet Eystrasalt Offshore är typiska för Bottenhavet. Området håller både bottenlevande och pelagiska fiskarter. Strömming är den vanligaste arten, både i AquaBiotas fältundersökningar samt i yrkesfiskets landningsdata.

Utöver strömming fångades även mindre havsnål, röt- och hornsimpa samt tånglake i nätprovfisken under fältundersökningarna år 2020. Fångstdata från yrkesfisket visar även på förekomst av skarpsill, storspigg, hornsimpa, lax, torsk, nors och makrill. Samtliga fiskemetoder är selektiva, vilket gör att vissa arter och storleksklasser har en lägre sannolikhet att fångas. För att få en mer detaljerad bild över Eystrasaltbankens fisksamhälle utförde AquaBiota därför också upprepade eDNA-undersökningar med vattenprover från området (Bilaga M2). Även denna undersökning visade att strömming var den vanligaste arten samt att fler arter än de som påträffats under provfisket förekommer, se Tabell 7-6.

I följande avsnitt presenteras arter som anses vara av särskilt intresse utifrån undersökningar, samråd och dialog med berörda myndigheter och organisationer. Torsk förekommer inom området men Eystrasaltbanken utgör inte ett viktigt lek- eller uppväxtområde för arten. Detektionsfrekvensen för torsk var också låg vid undersökningarna och torsk inkluderas därför inte nedan.

Tabell 7-6. Detekterade fiskarter från eDNA-undersökningarna på Eystrasaltbanken i juni och september år 2020. Antalet prover med detektion av respektive art visas i kolumnen för respektive månad (t.ex. DNA från lax detekterades i 0 av 36 prover i juni och 7 av 40 prover i september). Notera att fyra av proverna i juni inte kunde amplificeras varvid en analys av dessa inte kunde genomföras.

Fiskart	Vetenskapligt namn	Juni (Antal prover med detektioner)	September (Antal prover med detektioner)
Lax	<i>Salmo salar</i>	0/36	7/40
Ringbukar	<i>Liparis sp.</i>	4/36	3/40
Sik	<i>Coregonus maraena</i>	0/36	2/40
Simpor	<i>Myoxocephalus sp.</i>	34/36	39/40
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	32/36	13/40
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	1/36	0/40
Spetslågebarn	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	2/36	1/40
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	0/36	1/40
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	19/36	40/40
Strömring	<i>Clupea harengus</i>	34/36	40/40
Tobisfiskar	<i>Ammodytes sp.</i>	34/36	18/40
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	2/36	2/40
Tånglake	<i>Zoarces viviparus</i>	35/36	39/40
Öring	<i>Salmo trutta</i>	1/36	0/40

7.2.1.2 Strömring

Resultaten från eDNA-undersökningar och nätprovfisken som genomfördes vid Eystrasaltbanken år 2020 visar att strömring är den vanligaste arten i området. Strömringen är en ekotyp av sill som fångas i Östersjön norr om Kalmar. Generellt sett är arten en pelagisk stimfisk som främst lever i den fria vattenmassan ner till ett djup omkring 200 m. Grunda områden är av stor betydelse för juvenila individer under uppväxtperioden samt som lekhabitat (Kullander, Nyman, Jilg, & Dellings, 2012).

Strömringen förvaltas inom ramen för EU:s gemensamma fiskeripolitik (GFP) där International Council for the Exploration of the Sea (ICES) ger råd för tre förvaltningsområden i Östersjön. Strömringen som förekommer vid Eystrasalt förvaltas inom beståndet "Bottniska viken" som inkluderar samtliga strömringar i Bottenhavet och Bottenviken, det vill säga ICES-områdena 30 och 31. Nutida populationsgenetiska studier har visat att det existerar flera delpopulationer i Östersjön (Han, o.a., 2020). Dessa delpopulationer skiljer sig från varandra i genvarianter som är av betydelse för överlevnad i den lokalspecifika miljön, exempelvis salinitet, temperatur och ljusförhållanden. Tack vare dessa genetiska anpassningar har arten lyckats etablera sig över stora geografiska områden. Idag pågår ett omfattande forskningsarbete med forskare från flera svenska universitet (däribland Sveriges lantbruksuniversitet, Stockholm universitet och Uppsala universitet) med syfte att kvantifiera antalet delpopulationer i Östersjön samt kartlägga var dessa populationer har sina lekområden. Kunskapsläget uppdateras fortlöpande.

Enligt lokala yrkesfiskare är strömmingen storvuxen på Eystrasaltbanken (se Bilaga M11B). Huruvida strömmingsindivider vid Eystrasalt utgör en egen homogen population eller om det rör sig om en blandad grupp med individer från olika populationer är inte fastställt i dagsläget. Det är heller inte fastställt om strömmingen som fångas vid Eystrasaltbanken är ditmigrerande fiskar från andra områden eller om strömmingen vid Eystrasalt är stationär året om. Mot bakgrund därav och att strömmingen i Bottniska viken förvaltas som ett bestånd utgår konsekvensbedömningen ifrån att strömmingen på Eystrasaltbanken är en del av det totala beståndet i Bottniska viken. Det planerade projektområdet för vindkraftparken Eystrasalt Offshore utgör då 0,8 % av beståndets totala areal. Under våren 2023 planeras studier för att utreda nämnda osäkerheter.

Strömmingen är en art med stort kommersiellt intresse vilket har bidragit till ett omfattande överfiske. Över tid har detta fått stor påverkan på artens förekomst där en kraftig reduktion av individtätheten kan ses över hela Östersjön. Exempelvis visade en ny studie att strömmingen i Södra Bottenhavet minskat i tätheter med hela 92 % sedan 70- och 80-talet (Bergström, Svahn, & Adill, 2023). Det är därför av värde att nämna sentida empiriska studier som visat att havsbaserade vindkraftparker har en positiv effekt på fisktätheter. Exempelvis visade en metaanalys som omfattade 13 adekvata studier att tätheterna av fisk inom parkområdena i jämförelse med utvalda referensområden signifikant högre. En förklaring till denna trend kan vara att parkområden blir så kallade "Marine Protected Areas", det vill säga säkra refugområden där strömmingen och andra arter kan existera utan risk att dö på grund av kommersiellt fiske (Methratta & Dardick, 2019).



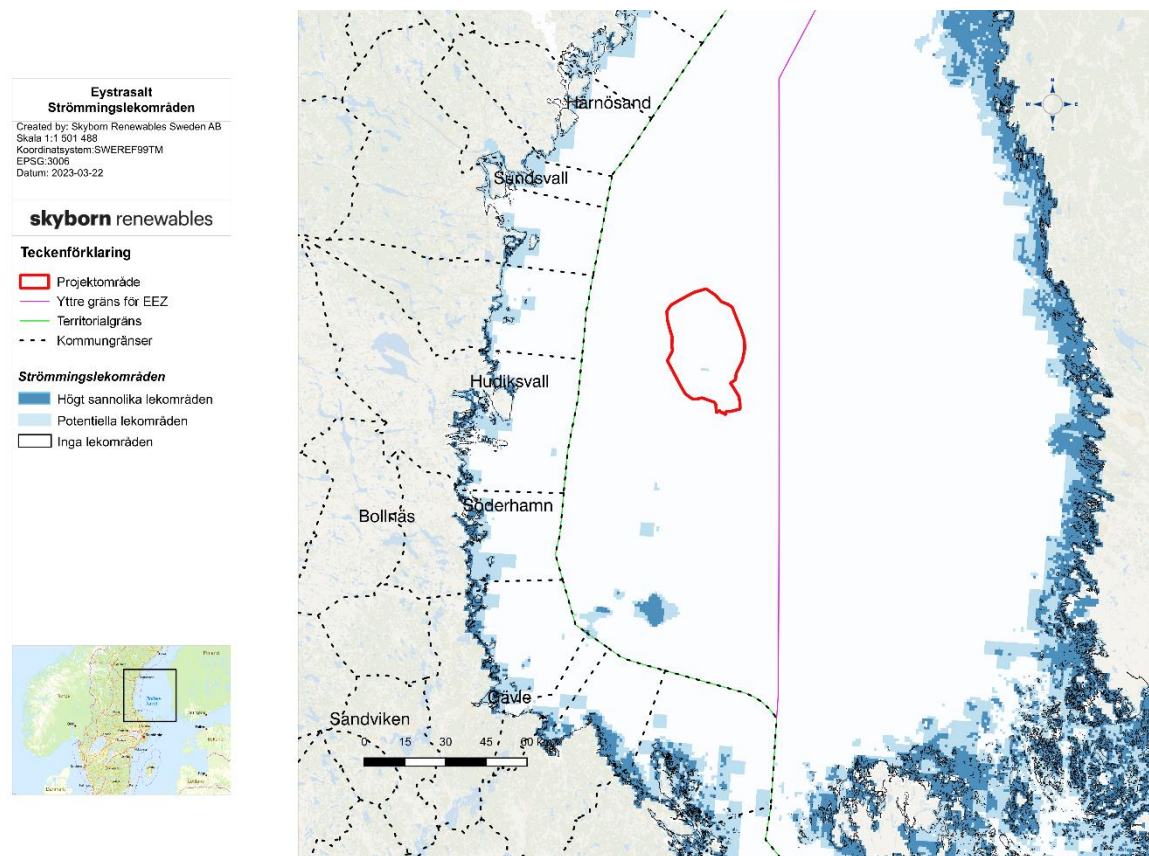
Figur 7-4. Strömming fångad vid Eystrasaltbanken. Foto taget av Nicklas Wijckmark under fältturen 2020.

Strömmingen är tämligen unik på det viset att den inte har specifika krav på leksäsong utan kan leka under både vår och höst. Inkluderade populationer utanför Östersjön förekommer även sommar- och vinterlekande populationer (Geffen, 2009). Trots att arten är en generalist gällande leksäsongen har den väldigt specifika krav på leklokalernas abiotiska och biotiska karaktärer (Geffen, 2009). Under leken aggregerar adulta individer nära botten där honorna genom specifika rörelser släpper äggen på

bottensubstratet vilka omedelbart befruktas av hanarnas mjölke (Haegle & Schweigert, 1985). Äggen innehar högre densitet än vatten och har ett klibbigt ytskikt med syfte att fixera äggen på substratet. För framgångsrik rekrytering behöver äggen vara fixerade på substratet under hela inkubationsfasen (Aneer, Florell, Kautsky, Nellbring, & Sjöstedt, 1983; Trenkel, o.a., 2014). Struktur är således en central karaktär för en leklokals kvalitet och för den reproduktiva framgången. För att finna leklokaler med lämplig bottenstruktur antar adulta strömmingar säsongsbundna lekmigrationer till grundare områden, där bottnar med undervattensvegetation samt sten och grus förekommer. Generellt migrerar de vårlekande strömmingarna in till kusten. Höstlekande strömmingar leker vid kusterna men kan också leka på utsjöbankar (Parmanne, Rechlin, & Sjöstrand, 1994). Enligt litteraturen sker lek ofta på ett djup om 0,5–4 m (Aneer, Florell, Kautsky, Nellbring, & Sjöstedt, 1983) där leklokaler djupare än 10 m är sällsynt (Aneer, 1989). Elmer (1983) nämner dock att höstlekande strömming i södra Östersjön kan leka på djupare vatten, ned till cirka 20 m. Efter leken migrerar de adulta strömmingarna åter ut till öppet hav (Parmanne, Rechlin, & Sjöstrand, 1994).

Äggens inkubationstid, det vill säga tiden från befruktning till kläckning, är temperaturberoende, men tar cirka 10–20 dagar. Efter kläckning är leklokalernas grunda och kustnära områden av stor betydelse för larvernas överlevnad (Urho & Hildén, 1990). Under larvstadiet består dieten enbart av diverse zooplankton, men i takt med ökad kroppsstorlek utgör större kräftdjur så som pungräkor och märilkräftor samt havsborstmaskar och fisk en större del av dieten (Casini, Cardinale, & Arrhenius, 2004; Möllman, Kornilovs, Fetter, & Köster, 2004; Dziaduch, 2011). Vid undersökningarna utförda inom projektområdet undersöktes inte mognadsgrad eller förekomst av lekande individer. Rinnande rom och mjölke, som kan indikera lekande fisk, observerades endast hos ett fåtal individer vid undersökningstillfällena.

HELCOM har identifierat havsområden i Östersjön i tre olika kategorier gällande sannolikhetsgraden för strömmingslek, från ”hög sannolikhet för strömmingslek” och ”potentiellt lekområde för strömming” till ”inget lekområde”. I Bottenhavet är en total yta om 970 km² klassad som hög sannolikhet för strömmingslek. Dessa områden är främst lokaliserade inne vid kusten, se Figur 7-5. Inom projektområdet för Eyrasalt Offshore finns ett område om 2,9 km² som klassats som potentiellt lekområde (HELCOM, 2020). Området utgör endast cirka 0,3 % av projektområdets totala yta.



Figur 7-5. Potentiella lekområden för strömming enligt HELCOM.

Eftersom strömmingen är en av de ekonomiskt och ekologiskt viktigaste arterna för Östersjön har omfattande kartläggning av de faktorer som är av vikt för rekryteringen gjorts. Man vet därför att det är viktigt att lekområden erbjuder ett bottensubstrat som tillåter att äggen kan vara fixerade vid goda syrgasnivåer under hela inkubationsfasen (Aneer, Florell, Kautsky, Nellbring, & Sjöstedt, 1983; Trenkel, o.a., 2014). Längs svenska kusten har ålgräs och blåstång visats vara viktiga för leken (Elmer, 1983). Fältstudier gjorda i Östersjön har visat att substratet i sig påverkar äggmortaliteten signifikant, där exempelvis bäddar av rödalger kan resultera i upp till 100 % mortalitet (Rajasilta, Laine, & Eklund, 2006). Exempelvis fann Rajasilta, Eklund, Kääriä, & Ranta-Aho (1989) att ägg fästa på grönalger, nateväxter eller musslor hade en mortalitetsgrad under 5,0 % medan ägg fästa på rödalger hade en mortalitetsgrad om 63,2 % (*Furcellaria spp.*) och 95,2 % (*Phyllophora spp.*).

År 2022 undersökte AquaBiota bottensubstratet i området för Eystrasalt Offshore med hjälp av en droppvideokamera. Totalt undersöktes 71 stationer som var jämnt spridda över hela området. Undersökningen gjordes under totalt fem dagar i början av augusti månad. Analyserna från dessa videoundersökningar visar att undervattensvegetation förekommer sparsamt eftersom stora partier av området är för djupt för att solljus ska kunna nå ner till botten. Vid steniga områden grundare än 18 m noterades dock en del växtlighet, men som då helt dominerades av brun- och rödalger, vilka som tidigare nämnts inte är fördelaktiga för äggens överlevnad (Bilaga M4A).

Resultaten från den eDNA-studie som AquaBiota utförde år 2020 visar att förekomsten av eDNA från strömming är vanligare i projektområdet under juni jämfört med september månad (se Bilaga M2). Halterna av eDNA från strömming var högre på grundare områden i jämförelse med de mer djupa lokalerna men effekten av djup var endast signifikant under juni månad. Högre halter eDNA skulle kunna indikera aggregering av individer för lek och då på de grundare områdena i juni. Det går inte att fastställa att fyndet beror på förekomst av lek. Dels för att fisk kan aggregera av andra orsaker,

exempelvis födosök eller som strategi för att undvika predationsangrepp alternativt flykt från fisket som förekommer på djupare lokaler i närområdet eller dels för att nedbrytnings- och transportfaktorer kan skilja mellan juni och september beroende på rumsliga och temporala variationer i miljön. Man vet att multipla faktorer, liksom UV-ljus, temperatur, salinitet och mikrober påverkar nedbrytningshastigheten, och det har exempelvis visats att den processen är snabbare i kustnära miljöer än i utsjömiljöer (Collins, o.a., 2018).

I syfte att utreda förekomst av strömmingslek utfördes en undersökning med en ny komplementär eDNA-metodik som jämför kvoten mellan halten nukleärt DNA (nDNA) med halten mitokondriellt-DNA (mtDNA) (se Bilaga M5). Gameterna (könscellerna) innehåller signifikant mer nDNA än de somatiska cellerna (alla kroppens celler undantaget könscellerna), vilket gör att kvoten nDNA/mtDNA ökar under en lek. I kontrast till fyndet av högre koncentrationer eDNA under juni månad visade resultaten att kvotmedelvärdet var något högre i september än juni (cirka 13 %), medan provtagningslokalens djup inte hade någon effekt på kvotvärdet. Undersökningsmetoden är förenad med vissa osäkerheter bland annat på grund av att halterna nDNA och mtDNA påverkas av nedbrytnings- och transportprocesser vilka ej kontrollerats för i studien. Metodiken att använda kvoten mellan nDNA och mtDNA som en proxy för när i tid och rum lek sker är ny och har än så länge enbart kunnat bekräftas i mindre vattendrag (Bylemans, o.a., 2017), vilken är en miljö olik den i öppna havsområden som Eystrasaltbanken. Resultaten gav ingen tydlig indikation på att lek förekommer, varken under våren eller hösten. Undersökningen har dock inte helt kunnat utesluta förekomst av lek.

7.2.1.3 Storspigg

Storspigg är vanligt förekommande längs hela den svenska kusten och finns även i Mälaren, Vänern och Vättern, samt i en del mindre sjöar och vattendrag (Kullander, Nyman, Jilg, & Delling, 2012). I Östersjön uppehåller sig storspiggen under senhösten och vintern pelagiskt, långt ut från kusten. Under perioden maj-juli, uppehåller sig individer av arten kustnära på grunt vatten. Förekomsten av storspigg har under senare tid ökat dramatiskt i Östersjön (Ljunggren m.fl., 2010; Eriksson m.fl., 2011; Bergström, o.a., 2015), bland annat som en följd av att rovfiskarnas utbredning i ytterskärgårdarna minskat kraftigt vilket fått konsekvensen att predationstrycket på storspigg reducerats. Idag anses de höga tätheterna av storspigg utgöra en störning i ekosystemet som bland andra faktorer bidrar till att fintrådiga alger tar över och konkurrerar ut annan kustnära vegetation som följd av en förändrad näringsväv (Bergström m.fl., 2015). Storspiggen äter dessutom andra fiskars rom vilket visat sig påverka tätheterna av abborre och gädda negativt (Bergström m.fl., 2015).

Storspigg förekom i samtliga eDNA-prov som samlades in under september år 2020 och var, sett till sekvensantal, den näst vanligaste arten efter strömming. I juni detekterades storspigg i omkring hälften av proverna men utgjorde denna gång en mycket liten andel av totalen (<2 %). Förklaringen till denna säsongsvariation beror med största sannolikhet på artens vandring mellan lekområden vid kusten under vår och försommar och utsjömiljön under hösten och vintern.

7.2.1.4 Sik

Sik tillhör ordningen laxartade fiskar. Enligt internationella naturvårdsunionen (IUCN) och HELCOMs rödlista är sik klassificerad som sårbar (Freyhof, 2011; HELCOM, 2013). I Sveriges rödlista (år 2020) är arten klassad som livskraftig där de kustlevande bestånden förmodligen har gynnats av de förvaltningsinsatser som gjorts, däribland fredningstider (SLU Artdatabanken, 2020). För beståndet i Bottenhavet visar provfisker på stabila fångster över tid, men förekomsten av äldre individer och en tidigare minskning i yrkesfiskets fångster indikerar att beståndet har minskat historiskt men att denna minskning har upphört de senaste 10 åren (Sundelöf m.fl., 2022).

De undersökningar som genomförts tyder på att förekomsten av sik på Eystrasaltbanken är mycket begränsad. I nuläget finns det ingen kännedom om att sik leker i projektområdet. I fältundersökningarna utförda under augusti 2022 (Bilaga M4A) observerades inga lämpliga lekstränder för sik inom vindkraftsparken Eystrasalt och inga sikar fångades under nätprovfisket.

7.2.1.5 Lax

Laxen är en anadrom art vilket innebär att den tillväxer i saltvatten men fortplantar sig i sötvatten. Den lax som förekommer i Östersjön och som alltså berör Eystrasalt, stannar kvar i Östersjön under hela sin tillväxt. Tiden som de tillbringa i havet varierar mellan 1–5 år och de återvänder någon gång under våren, sommaren eller hösten (Kullander, Nyman, Jilg, & Dellings, 2012). Leken sker i strömmande vatten över grusbotten, vanligtvis i oktober till januari. Roken kläcks sedan i april-maj och de unga fiskarna stannar sedan i födelseälven i 1–5 år. På grund av mänskliga aktiviteter som vattenregleringar och kraftbyggen har laxens naturliga lekmiljöer kraftigt reducerats och många bestånd är idag beroende av kompensationsutsättningar för att upprätthållas (Länsstyrelsen, 2016).

Antalet prover med detektioner av lax var få vid eDNA-undersökningarna år 2020. Vidare var det totala sekvensantalet mycket lågt. Vid en liknande eDNA-undersökning genomförd samma år och månad på Storgrundet, sydväst om vindkraftpark Eystrasalt, såg resultaten emellertid helt annorlunda ut. Vid det tillfället var lax den vanligast förekommande arten i juni och stod för nära 45% av det totala sekvensantalet bland alla detekterade arter. Ur det avseendet tycks Eystrasalt vara av mindre betydelse för laxen jämfört med mer kustnära grundområden. Med tanke på den låga förekomsten av lax i eDNA-proverna samt att inga laxar fångades under nätprovfiskena är det inte troligt att Eystrasalt utgör ett viktigt område för lax i Bottenhavet.

7.2.2 Konsekvensbedömning

Detta avsnitt beskriver den potentiella påverkan på fisk. I Tabell 7-7 visas en översikt av identifierade påverkansfaktorer.

Tabell 7-7. Potentiell påverkan på fisk.

Potentiell påverkan	Anläggning	Drift	Avveckling
Suspenderade sediment och sedimentation	x		x
Undervattensbuller	x	x	x
Fysisk påverkan av havsbotten		x	
Utsläpp av kylvatten		x	
Elektromagnetiska fält		x	

7.2.2.1 Suspenderade sediment och sedimentation

Anläggningskede

Under anläggningsfasen pågår aktiviteter, exempelvis schaktning för vindkraftverkens fundament och dikning för installation av kablagen vilka genererar spridning av suspenderade sediment med efterföljande sedimentation. Hur fiskfaunan påverkas av detta styrs i stor utsträckning av hur omfattande grumlingen respektive sedimentationen är i tid och rum samt vilka arter, livsstadier och lekmiljöer som finns på platsen. De flesta fiskarter har en viss tolerans för kortvarig grumling då de är anpassade till de variationer som förekommer naturligt i haven (Hammar, Magnusson, Rosenberg, & Granmo, 2009), särskilt bottenlevande arter eftersom de lever i nära anslutning till bottensedimentet. Naturliga variationer är ofta kortvariga och påverkar normalt inte fisken negativt.

Vid påverkan på fisk är det främst partikelkoncentrationen och exponeringstiden som bör tas i beaktande för att utröna negativa effekter (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). I en kunskapssammanställning utförd av institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges lantbruksuniversitet konstateras att även om det finns skillnader i känslighet mellan arter och livsstadier, har koncentrationer under 100 mg/l suspenderat material under kortare tid än 14 dagar en generellt låg påverkan på fisk (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). Under kortare tidsexponeringar (timmar) klarar många arter uppåt 1000 mg/l (undantaget ägg och larver som ofta innehar en högre känslighet).

Planktonätande fiskarter verkar vara känsligare för påverkan av grumling än fiskätande fisk (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). Strömming som är en planktonätande fisk har uppvisat undvikande beteende redan vid grumlingshalter omkring 3 mg/l (Westerberg m.fl., 1996). Vid övervakning av fisk i samband med anläggningsfasen av Lillgrunds vindkraftpark uppmättes grumlingshalten till 10 mg/l, men man fann ingen påverkan på fördelningen av fisk eller påverkan på förekomsten av juvenila individer (Bergström m.fl., 2012). Eftersom strömmingen reagerar på relativt låga grumlingshalter baseras följande bedömning på denna art då detta gör att den anses vara känsligast inom området.

Som nämnts ovan anses känsligheten för grumling av vattnet vara generellt större hos ägg och larver än hos vuxna fiskar. Fiskägg och larver saknar förmågan att aktivt förflytta sig som vuxna fiskar och kan således inte undvika grumliga områden manuellt. Känsligheten är således lägre hos fullt utvecklade fiskar (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). Som beskrivits ovan förekommer inget känt lekområde för strömming inom det planerade projektområdet. Däremot förekommer ett mindre delområde som av HELCOM är utpekade som ett potentiellt lekområde.

Som ovan nämnts fäster strömmingen ofta sina ägg på undervattensvegetationen vilket är fördelaktigt eftersom dylika växter ofta rör sig i vattenmassorna på grund av strömmar och vågor, vilket i sig försvårar fästning av suspenderat sediment på och omkring äggen (Kiirikki, 1996; Sandström, Eriksson, Karås, Isæus, & Schreiber, 2005). Tillgången till vegetation inom det utpekade potentiella lekområdet på Eystrasaltbanken är sparsam till följd av att en stor del av området är för djupt för att solljus ska kunna nå ner till botten. Vid steniga områden grundare än 18 m noterades vid utförda fältundersökningar en del växtlighet, men som då helt dominerades av brun- och rödalger (Bilaga M4A).

Den sparsamma och ogynnsamma vegetationen medför att en andel av äggen troligtvis hade placerats direkt på botten om lek skulle förekomma vilket vid spridning av bottensediment med stor sannolikhet hade minskat äggens överlevnadschanser (Bilaga M3). Kläckningsförmågan för strömmingens ägg har dock visat sig vara framgångsrik även vid koncentrationer upp till 7 000 mg/l. Vid fullständig övertäckning kläcks dock inte äggen alls (Messieh m.fl., 1981).

Enligt modelleringar kommer de högsta koncentrationerna av grumling uppstå i bottenvattnet under anläggningsfasen. Koncentrationerna når som högst 500 mg/l med en varaktighet kortare än sex timmar. Enligt Karlsson m.fl. (2020) överlever ägg generellt sådana koncentrationer i en veckas tid.

Strömmingslarver klarar sig sämre vid höga koncentrationer suspenderat sediment än vad ägg gör (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). Detta kan bero på att de suspenderade partiklarna sätter sig på andningsorgan eller att grumlingen försvårar födosök. Larver flyter ofta med strömmar i den övre delen av vattenmassan där påverkan av suspenderade sediment under anläggning är lägre än vid botten, se avsnitt 6.3. Studier har visat att fisklarver kan påverkas fysiologiskt vid halter om 100 mg/l om denna koncentration håller i sig i mer än en dag. För att grumling ska medföra en dödlig effekt behöver den överstiga 500 mg/l (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020). I en studie av Johnston &

Wildish (1982) visades dock att larver av strömming fick försämrat födointag redan vid koncentrationer omkring 20 mg/l.

Enligt modelleringar (se avsnitt 6.3) över grumling i parken kommer maxkoncentrationen i den övre delen av vattenmassan inte bli högre än 300 mg/l och då med en varaktighet om cirka 8–10 timmar. Om larver förekommer i området kommer en sådan koncentration och varaktighet inte leda till en direkt dödlighet (Karlsson, Kraufvelin, & Östman, 2020).

Efter att sediment har blivit suspenderat i vattenmassan följer en sedimentation, vilket betyder att sedimenten faller ner till botten igen. Sedimentationen har en mindre direkt påverkan på de flesta vuxna fiskar då de är mobila. Hårdbottensarter kan dock påverkas om sedimentationen medför habitatförlust. Störst påverkan av sedimentation sker på ägg och larver som är fästa på eller befinner sig i den absoluta närheten av botten. Pelagiska ägg och larver påverkas inte av sedimentation. Den största sedimentationen som väntas uppstå predikteras vara omkring 50–100 mm och täcka en total yta om cirka 8,64 km². Det skulle i teorin kunna påverka reproduktionsframgången hos arter vilka lägger sina ägg på botten eller som fäster dem på olika former bottenstrukturer. Predikterad yta förlekplatser för strömming är inom projektområdet dock försumbara ur ett beståndsperspektiv.

Grumling som modellerats är inom de koncentrationer och varaktigheter som vuxna fiskar väl klarar av. Om strömmingslek skulle förekomma i projektområdet bedöms de modellerade koncentrationerna och dess varaktighet vara för låga/korta för att leda till en betydande dödlighet hos ägg och larver. Undvikandebeteende för fisk eller försämrat födointag för larver kan dock uppstå vid lägre koncentrationer det vill säga vid koncentrationer som modelleringarna predikterar. Förhöjda koncentrationer av suspenderade sediment förekommer lokalt inom projektområdet. Sedimentationen kan leda till att strömmingens ägg övertäcks och riskerar att kvävas, det bedöms dock inte förekomma lek av betydelse i området. Sammantaget bedöms miljöeffektens storlek vara liten.

Fisk som uppehåller sig lokalt inom projektområdet kan påverkas av suspenderade sediment. Området för Eystrasaltbanken utgör ett till ytan litet område av hela Bottniska viken där typiska lekhabitat inte förekommer, undantaget för några få eventuella grundområden vilka totalt utgör en liten fraktion av hela projektområdet. Eftersom bedömningen utgår ifrån att strömmingen på Eystrasaltbanken inte tillhör en egen delpopulation kan berörd strömmingspopulation antas ha gott om lekstrukturer utanför projektområdet med hög potential för lek vid kusten och vid vissa andra utsjöbankar. Sammantaget bedöms miljövärde som liten.

Med en liten miljöeffekt och ett litet miljövärde är den slutliga bedömningen att konsekvensen blir liten.

Avvecklingskede

Formerna för avvecklingen kommer att bestämmas i samråd med tillsynsmyndighet vid tiden för avveckling. Påverkan i avvecklingskedet har bedömts utifrån att fundament tas bort i sin helhet förutom för pålade fundament där pålar under bottenytan lämnas kvar. Detta eftersom miljöpåverkan bedöms bli större om pålar i bottenstrukturer ska avlägsnas jämfört med om de lämnas kvar. Bedömningen utgår vidare från att alla kablar tas bort. Påverkan från suspenderat sediment och sedimentation under avvecklingskedet bedöms bli lägre än under anläggningsfasen eftersom bottenarbeten i mindre utsträckning förväntas utföras.

Mottagarens miljövärde bedöms utefter samma motivering som under anläggningskedet. Spridning av suspenderat sediment och sedimentation kommer dock troligtvis bli av en mindre omfattning än i

anläggningsskedet. Eftersom miljöeffekten av suspenderade sediment och sedimentation bedöms som liten under anläggningsskedet bedöms den även som liten under avvecklingsskedet. Detta då påverkan kommer vara lägre eller som störst lika stor som under anläggningsskedet. Konsekvensen av suspenderat sediment och sedimentation på fisk bedöms därmed bli liten.

7.2.2.2 Undervattensbuller

Fisk kan uppfatta undervattensljud på två olika vis, dels genom tryckvågor, dels genom partikelrörelser. Nästan alla fiskar har god förmåga att höra ljud med frekvens under 100 Hz (det vill säga inklusive så kallat infraljud). Vid högre frekvenser beror hörsselförmågan på om fisken har simblåsa samt hur välfylld simblåsan är och om det finns en förbindelse mellan simblåsan och innerörat. Strömmingen är den vanligaste fiskarten inom projektområdet och är också den art som har lägst tröskelvärde för att uppfatta ljud och innehar således störst känslighet för undervattensbuller. Konsekvenserna av undervattensbuller för fisk bedöms därför med fokus på strömming.

Anläggningsskede

Anläggningsarbete under vatten ger upphov till undervattensljud. Anläggningsarbeten som pålning ger upphov till frekvenser av ljud vilka kan påverka fisk i närområdet. Gällande effekterna av ljud på fisk är anläggningsfasen av störst betydelse, både för vuxen och juvenil fisk och då i synnerhet om installationen sker via pålning. Det råder ingen konsensus angående var gränsen i decibel (dB) går för hörselskador hos fisk från undervattensljud (Popper & Hastings, 2009). Trots att kunskapsläget är osäkert är det högst troligt att vuxen fisk undviker områden med kraftiga ljud (Engås m.fl., 1996; Slotte m.fl., 2004; Kok, o.a., 2021).

Det finns flera svenska forskningsstudier som undersökt undervattensljud i relation till etablering av havsbaserade vindkraftparker. I Andersson m.fl. (2016) ges förslag på dödliga ljudnivåer för fisk, se Tabell 7-8. Studien betonar att det är ljudexponeringsnivån under ett händelseförlopp (SEL(enkel)) och särskilt medelvärdet av flera händelseförlopp (SEL(kum)) som har störst relevans för fiskar.

Tabell 7-8. Predikterade värden för dödliga skador och TTS för strömming.

Art	Påverkan	Mått	Kriterie (dB)	Referens
Strömming	Dödliga skador	SEL _(kum)	204	(Andersson, o.a., 2016)
	TTS	SEL _(kum)	185	(Popper, o.a., 2014)

Ljudnivåer där temporär hörselnedsättning (TTS) induceras har predikterats av Popper m.fl. (2014). För fiskar med simblåsa (exempelvis strömming) kan TTS uppstå vid ljudnivåer kring 185 dB re 1 μ Pa_{2s} SEL(kum). Det är denna information som använts vid följande modellering och motivering av konsekvensbedömning gällande undervattensbuller. Fisk har dock förmågan att återställa hårceller i innerörat som skadats eller gått av varför TTS är ett övergående tillstånd (Smith m.fl., 2006; Smith & Monroe, 2006).

Som nämnts ovan har strömmingen ett relativt lågt hörseltröskelvärde (Popper, o.a., 2014) och påverkan från det pålningsarbete som äger rum under anläggningsfasen har därför bedömts utifrån predikterade effekter på strömming. Konsekvensen för andra fiskarter inom projektområdet bedöms således vara lägre eller som högst lika stor som konsekvensen av strömming.

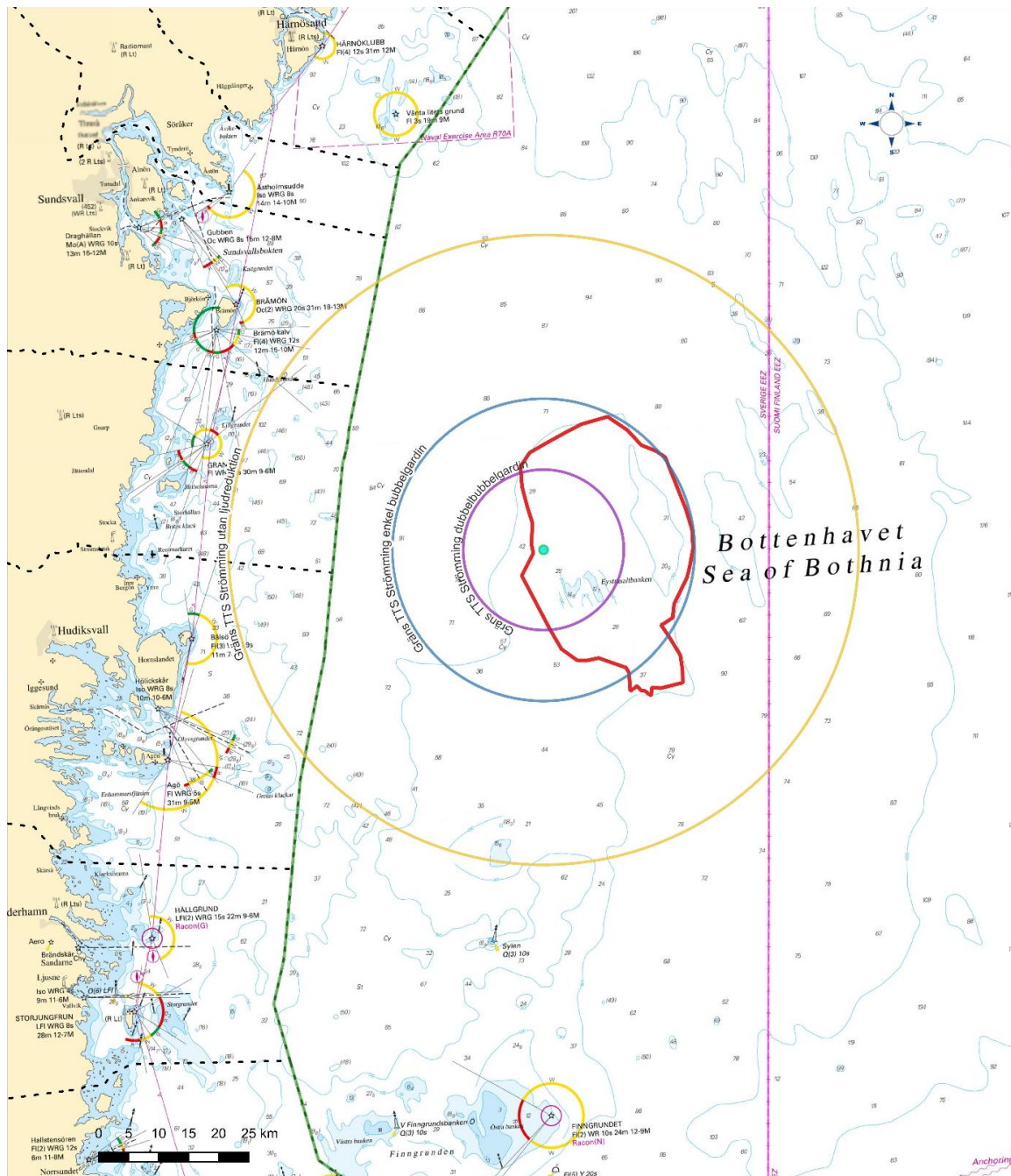
Ljudets spridning under etablering av Eystrasalt Offshore har modellerats utifrån WCS, se vidare i avsnitt 6.2. Utifrån predikterade ljudnivåer för skadliga effekter på fisk från Andersson m.fl. (2016) och Popper m.fl. (2014) har även påverkansdistanser beräknats.

Utan skyddsåtgärder sprids, enligt WCS, ljud som kan orsaka TTS på strömming cirka 50 km bort från pålningskällan och når därmed lekområden vid kusten på den svenska sidan, men även en bit in i finskt vattenområde, se Figur 7-6. För att begränsa ljudets spridning och minska den negativa påverkan på fisk kommer ljudreducerande skyddsåtgärder att vidtas.

I situationer där pålning kan komma att bli en aktuell metodik kommer skyddsåtgärder med effekt motsvarande användning av mjuk uppstart (30 min), ramp up (30 min) och dubbel bubbelgardin (DBBC) tillämpas. Åtgärderna mjuk uppstart och ramp up ämnar till att skrämja bort fisk från området innan ljudet når skadliga nivåer medan bubbelgardin reducerar ljudspridningen. Beroende på kommande års teknikutveckling kan andra mer moderna skyddsåtgärder med högre eller minst liknande effekt eventuellt komma att ersätta de ovan angivna metoderna. Åtgärderna innebär att ljudet reduceras till värdet SEL 173 dB oviktat för en puls och på ett avstånd av 750 m från ljudkällan. Värdet har valts utifrån den ljudnivå som enligt ljudmodelleringen uppnås med de beskrivna skyddsåtgärderna (mjuk uppstart, ramp up och dubbel bubbelgardin) och som anses acceptabel utifrån den potentiella påverkan som kan uppstå på fisk (se Bilaga M17). Anledningen till att avståndet 750 m används är eftersom det är praxis vid beräkning av undervattensbuller.

Med vidtagna skyddsåtgärder kommer avståndet där undervattensbuller överskrider ljudnivåer som kan orsaka skador på inre organ (se Tabell 7-8) att vara mycket begränsat, endast en radie om 3 m runt pålningskällan, enligt genomförd ljudmodellering. Det är alltså en signifikant reduktion av området för dödligt ljud med modellerade skyddsåtgärder jämfört med inga skyddsåtgärder.

Med föreslagna skyddsåtgärder kommer ljudnivåer som kan orsaka TTS förekomma i en radie om cirka 13 km från ljudkällan (se Figur 7-6). Modelleringen har gjorts med antagandet att simhastigheten för en vuxen strömming är 1,04 m/s. Under en timme hinner strömmingen förflytta sig 3,7 km. Detta betyder att individer som befinner sig mer än 9,3 km från pålningskällan kommer hinna lämna området innan TTS uppstår (Smith, Coffin, Miller, & Popper, 2006; Smith & Monroe, 2006).



Teckenförklaring

- ▭ Projektområde
- Yttre gräns för EEZ
- Territorialgräns
- - - Kommungräns
- Pålningplats
- Gräns TTS Strömning utan ljudreduktion
- Gräns TTS Strömning enkel bubbelgardin
- Gräns TTS Strömning dubbelbubbelgardin

Eystrasalt Undervattenbullen Strömning

Created by: Skyborn Renewables Sweden
Skala: 1:800 000
Koordinatsystem: SWEREF99TM
EPSG: 3006
Datum: 2023-02-15

skyborn renewables

Figur 7-6. Gränser inom vilka TTS på strömning riskerar att uppstå vid pålning (WCS) givet olika skyddsåtgärder (itap, 2023). Den gula, yttersta cirkeln har en radie om cirka 50 km från pålningsskällan och visar gränsen för TTS strömning utan några skyddsåtgärder. Den blå, mellersta cirkeln har en radie om cirka 25 km och visar gränsen för TTS strömning med skyddsåtgärd enkel bubbelgardin. Den lila, innersta cirkeln har en radie om cirka 13 km och visar gränsen för TTS strömning med skyddsåtgärd dubbel bubbelgardin.

I en ny studie av van der Knaap m.fl. (2022) fann forskarna att pålningsljudet under anläggningsfasen fick torskindivider att röra sig bort från källan och uppehålla sig närmare botten än vanligtvis. Det är troligt att beteendepåverkan på strömning och andra fiskarter inom Eystrasalt Offshore kommer generera ett liknande flyktbeteende. Få studier har dock undersökt beteendeförändringar hos fisk till följd av pålningsljud, men beteenderesponser som exempelvis förändrade simmönster och simhastigheter har noterats och är att förvänta (Thomsen, Lüdemann, Kafemann, & Piper, 2006; Mueller-Blenkle, 2010). Dyliga beteendeförändringar kan förmodligen även förekomma under TTS-nivåer.

Larver och ägg har inte möjligheten att röra sig bort från ljudexponeringen i samma utsträckning som vuxen fisk har. Enligt modelleringarna kan ljudnivåer för dödliga skador uppstå på ägg och larver inom en radie om cirka 1,8 km från pålningskällan (Andersson, o.a., 2016). Eftersom utförda undersökningar inte kunnat konstatera lek i området för Eystrasalt finns det inte heller skäl att misstänka att området är viktigt för ägg och larver. Således bedöms påverkan från undervattensbuller från pålning ha en liten effekt på dessa tidiga livsstadier (Bergström, o.a., 2022).

Med ovan nämnda skyddsåtgärder, vid installation av monopiles enligt WCS, blir området där skadliga ljudnivåer kan uppstå signifikant reducerat i jämförelse med utan ljudreducerande skyddsåtgärder. Fisk som uppehåller sig i området kommer sannolikt att söka sig bort från ljudkällorna under mjuk uppstart och ramp up (totalt 60 min) vilket i sig kommer reducera antalet fiskar som kan komma att påverkas. Ljudnivåer som kan orsaka TTS kommer förekomma inom ett område vars radie motsvarar cirka 13 km från ljudkällan. TTS är ett övergående tillstånd.

Beteendepåverkan på strömning är att förvänta, exempelvis flyktbeteende från ljudkällan, men den är temporär och nödvändigtvis inte negativ ur ett överlevnadsperspektiv. Ljudnivåer som kan orsaka TTS sprids i en radie motsvarande 13 km från ljudkällan vid pålning. Med skyddsåtgärderna mjuk uppstart och ramp up kan strömningen förflytta sig bort cirka 3,7 km innan pålning med full kraft tar vid. Detta betyder att strömningar som befinner sig inom en radie om 9,3 km från pålningskällan kan utsättas för TTS, medan strömning som är 9,3 km eller längre ifrån ljudkällan hinner fly området innan TTS-nivåer uppstår. Trots detta bedöms miljöeffektens storlek som måttlig eftersom ytan inom vilken TTS kan uppstå på individer som befinner sig inom den är relativt stor. Bedömningen är en samlad påverkan inklusive alla livsstadier men baseras på de känsligaste livsstadier, vilka är vuxen och juvenil fisk.

En temporär påverkan kan uppstå hos strömning inom och till viss del utanför projektområdet. Strömningen i Bottniska viken förvaltas som ett homogent bestånd, där Eystrasaltbanken utgör ett till ytan litet område av hela Bottniska viken (0,8 %). Vidare är lekhabitat inte typiska för området, med undantaget för några få grundområden vilka totalt utgör en liten fraktion av hela projektområdet. Därför bedöms inte projektområdet utgöra ett viktigt område för Bottniska vikens strömmingsbestånd och därmed bedöms mottagarens miljövärde för undervattensbuller som liten.

Baserat på en måttlig miljöeffekt och ett litet miljövärde bedöms konsekvensen bli liten.

Driftskede

Under driftskedet genereras ett konstant undervattensljud från turbinerna via fundamenten. Ljudnivåerna varierar beroende av aktuella vindförhållanden men är förhållandevis låga och under de nivåer som kan medföra TTS på fisk (Andersson, Sigray, & Persson, 2011).

Olika arter av fisk har olikstora hörbarhetszoner, det vill säga det avstånd som en ljudkälla kan detekteras på. Vid en vindstyrka om 8 m/s kan exempelvis en torsk detektera ett vindkraftverk på 13

km medan en lax har signifikant mindre hörbarhetszon och behöver befinna sig inom cirka 0,4 km från källan för att detektera samma ljudnivåer (Wahlberg & Westerberg, 2005). Detektionsavståndet beror inte enbart på artspecifika hörsselförmågor utan även abiotiska faktorer som vind, salinitetsnivå och temperaturer. Det råder därför ingen konsensus angående hur långt detektionsavståndet för ett vindkraftverk i drift är för en hörselspecialist som strömming, men någonstans mellan 4–16 km (Thomsen, Lüdemann, Kafemann, & Piper, 2006; Andersson, o.a., 2016).

Fisk använder ljud för diverse biologiska processer, inklusive intraspecifik kommunikation, predator-undvikande och för födosök (Ladich, 2015). Strömming använder exempelvis ljud för intraspecifik kommunikation. Kommunikationsljudet avges i korta pulser inom frekvensområdet 1,7–22 kHz (Wilson, 2004), alltså ett frekvensområde som ligger långt över det lågfrekventa ljud som ett vindkraftverk i drift genererar, vanligtvis runt 100 Hz (Betke, 2014). Det är därmed osannolikt att strömmingens kommunikation kommer påverkas negativt av ljudet som genereras av ett vindkraftverk i drift.

Tidigare studier med uppmätta ljudvågor från den partikelacceleration som sker i vattnet från ett vindkraftverk i drift har gett stöd för att torsk, abborre, rödspätta och lax inte visar ett negativt reflexmässigt beteende när de befinner sig mer än 10 m ifrån ett verk (Sigray m. fl., 2009). Wahlberg & Westerbergs (2005) modelleringar visar vidare att under driftskedet produceras en ljudnivå som skrämmer bort fisk men då endast inom det absoluta närområdet (13 m/s). Baserat på dessa modeller argumenterar forskarna för att en eventuell ljudpåverkan på fisk berör maskering av naturliga ljud men saknar förmodligen en betydande fysiologisk påverkan. Slutsatserna bör tas med en viss försiktighet då det ej kunnat bekräftas av fältstudier (Hvidt & Jensen, 2005; Hvidt, Brüner, & Knudsen, 2005; Hvidt, Leonhard, Klaustrup, & Pedersen, 2006; Leonhard, Hvidt, Klaustrup, & Pedersen, 2006). Laboratorieförsök har dock visat att ljudnivåer motsvarande dem som ett vindkraftverk i medeltal genererar på cirka 80 meters avstånd inte gav några beteenderesponser hos abborre, mört och öring (Båmstedt, Larsson, Stenman, Magnhagen, & Sigray, 2009).

Av betydelse i sammanhanget är hur förekomsten av fisk ser ut i området före och efter anläggningen av ett vindkraftverk, detta eftersom det ger indirekta indikationer på hur ljudnivåerna från driftfasen påverkar fiskesamhället. Kunskapsläget i denna fråga är ännu i sin linda men en relativt ny meta-analys omfattande totalt 13 adekvata studier ger stöd för högre tätheter av fisk inom utvalda vindkraftsområden i jämförelse med utvalda referensområden (Methratta & Dardick, 2019).

Effekter på fiskars beteende under driftskedet är svåra att studera, men bedöms ofta som låg, eller i alla fall inte hämmande för fiskens beteende (Wahlberg och Westerberg 2005, Hammar m.fl. 2014, Bergström m.fl. 2013ab). Som jämförelse finns det exempel på fiske i områden med höga ljudnivåer från fartygstrafik som Öresund (torsk: Højgård Petersen m.fl. (2018)) och Kiel-kanalen (sill: Gollasch och Rosenthal (2006)), samt i närhet av fartyg (sill: Skaret m.fl. (2005)), vilket antyder att fiskens motivation för lek övervägt motivationen att undvika ljud i dessa miljöer.

Fisk av olika arter kommer detektera ljudet som genereras under driftskedet och detta ljud kan i närområdet av parken maskera naturliga ljud och på så vis påverka biologiska processer negativt. En direkt fysiologisk påverkan från driftskedets ljudnivåer är dock osannolik och tätheter av fisk har visats vara relativt höga inom dylika vindkraftparksområden. Därav bedöms miljöeffektens storlek som liten.

Bedömningen utgår ifrån att strömmingen på Eystrasaltbanken inte tillhör en egen delpopulation och att en eventuell påverkan av undervattensbuller från driftskedet på strömming är lokal inom projektområdet. Mottagarens miljövärde inom projektområdet bedöms som liten.

Med en liten miljöeffekt och ett litet miljövärde bedöms konsekvensen av undervattensbuller för fisk under driftskedet bli liten.

Avvecklingskede

Formerna för avvecklingen kommer att bestämmas i samråd med tillsynsmyndighet vid tiden för avveckling. Påverkan i avvecklingskedet har bedömts utifrån att fundament tas bort i sin helhet förutom för pålade fundament där pålar under bottenytan lämnas kvar. Detta eftersom miljöpåverkan bedöms bli större om pålar i bottensubstratet ska avlägsnas jämfört med om de lämnas kvar. Då metoden för avveckling ännu inte är beslutad är påverkan under detta skede svår att förutse. Trots att en del undervattensbuller är att förvänta kommer ljudnivåerna med största sannolikhet att vara lägre än under anläggningsskedet. Miljöeffektens storlek bedöms därmed som liten och mottagarens miljövärde bedöms som liten.

Sammantaget bedöms konsekvensen bli liten.

7.2.2.3 Fysisk påverkan av havsbotten

Driftskede

Vid anläggandet av planerad vindkraftpark introduceras en ny livsmiljö i form av fundament som medför en tillförsel av hård yta genom hela vattenkolumnen, se avsnitt 6.7. I och med introduktionen av vindkraftverk kan artificiella reveffekter uppstå. Att fisk attraheras till undervattensstrukturer som exempelvis vrak, vågbrytare och bryggpålar är ett välkänt fenomen som troligtvis kan förklaras av den ökade tillgången på skydd och föda (Bergström m.fl., 2012). Även i flera vindkraftparker har en tilldragande effekt på fisk observerats (Andersson & Öhman, 2010; Leonhard, Stenberg, & Støttrup, 2011; Krone, Gutow, Brey, Dannheim, & Schröder, 2013; Vandendriessche, Derweduwien, & Hostens, 2015; Bergström, Sundqvist, & Bergström, 2013b; Methratta & Dardick, 2019).

Ansamlingen av fisk till vindkraftparken bedöms till största del uppstå genom en omfördelning av fisk från närområdet, men om fiskarnas överlevnad och tillväxthastighet gynnas genom skydd och ökad födotillgång kan reveffekten på sikt leda till en ökad lokal reproduktion (Bergström m.fl., 2012; Enhus m.fl., 2017). Det kommer att finnas förutsättningar för en permanent reveffekt inom projektområdet för Eystrasalt så länge vindkraftparken är i drift. Fundamenten i Eystrasalt Offshore kommer dock att anläggas med stora avstånd till varandra vilket medför att en reveffekt blir som mest tydligt runt de enskilda fundamenten (Andersson & Öhman, 2010; Bergström, Sundqvist, & Bergström, 2013b).

En viktig aspekt i sammanhanget är även i vilken miljö revstrukturerna tillförs. Om introduktionen sker i en redan existerande hårbottenmiljö tillför det nya materialet ett likartat substrat för fiskar att breda ut sig på och effekten blir sannolikt mindre. Om introduktionen i stället tillförs i en mjukbottenmiljö skapas en ny livsmiljö som kan öppna för etablering av andra arter som normalt föredrar hårbottenmiljöer. På Eystrasaltbanken förekommer redan stora inslag av hårbottensubstrat och det är därför inte sannolikt att artsammansättningen skulle förändras i området som helhet, utan främst skapa nya livsmiljöer för den befintliga förekomsten av fisk. De mjukbottenarter som förekommer i de till ytan mindre områdena av mjukbottenmiljöer som ändå förekommer inom projektområden kan bli påverkade om dessa miljöer ersätts av hårbotten. Eftersom fiskar är mobila djur kan de dock flytta från dessa områden till ett annat mjukbottenområde i närheten.

Introduktionen av vindkraftverk på Eystrasaltbanken kommer sannolikt att leda till en viss reveffekt lokalt runt fundamenten dit flera fiskarter förväntas söka sig. Eftersom ansamlingen till stor del

bedöms uppstå genom en omfördelning av redan förekommande fisk bedöms miljöeffektens storlek som försumbar.

Strömning kan söka skydd vid fundamenten men då arten naturligt rör sig över stora områden kommer den troligtvis påverkas i mindre omfattning av reveffekten. Antalet arter och individer som kan påverkas av reveffekter är därför få. Fiskar som förekommer på hårda bottenar kring Eystrasalt och som kan tänkas attraheras till fundament och erosionsskydd är bland annat rötsimpa och tånglake. Till viss del kan även hornsimpa och även torsk söka sig till området men där den sistnämnda torsken är relativt ovanlig i denna del av Bottenhavet. Till följd av att artrikedomen är låg och förekomsten av rödlistade arter så som sik, torsk och lax anses vara ovanliga i området bedöms mottagarens miljövärde vara försumbar.

Konsekvensen bedöms sammantaget bli försumbar.

7.2.2.4 Utsläpp av kylvatten

Driftskede

Arter som skulle kunna påverkas av temperaturförändringar är tånglake och simpbor. Tånglake är en stationär fiskart som räknas som en ishavsrelikt som över tid anpassat sig till de högre temperaturerna i Östersjön. En fortsatt temperaturökning anges som det primära hotet för artens fortlevnad i Östersjön (Artdatabanken 2020). Deras huvudsakliga utbredningsområde hör dock till kustnära lokaler och fångsterna som skedde inom projektområdet under fältundersökningarna år 2020 var få och indikerar att området inte är av synnerligen vikt för arten (färre än 25 individer fångades under de båda provfiskena).

Enligt litteraturen finns inga uppgifter om temperaturoptima för arter inom släktet simpbor vilket gör det svårt att prediktera eventuella effekter från en temperaturökning inom projektområdet. Det är rimligt att anta att effekterna kommer vara försumbara eftersom arterna aktivt kan söka sig till områden med mer optimala temperaturförhållanden inom eller utanför projektområdet. Projektområdet utgör förmodligen inte en viktig leklokal för simpbor då djupet anses vara för stort.

Även strömning skulle kunna påverkas av en temperaturändring. Strömning har ett fysiologiskt temperaturoptimum kring cirka 16 °C (Moyano, o.a., 2020). Globalt sett är arten vida spridd och förekommer i både västra och östra delarna av Atlanten. Den stora geografiska spridningen gör att arten förekommer i en heterogen miljö med stor variation i både abiotiska och biotiska faktorer, inklusive ett stort temperaturspann. Att ökade temperaturer påverkar reproduktionen hos sill/strömning negativt har till exempel kunnat konstaterats från fysiologiska data (Moyano, o.a., 2020). Som tidigare nämnt är det inte troligt att strömmingslek av betydelse för beståndet sker på Eystrasaltbanken men om det skulle göra det kan en potentiell temperaturförhöjning möjligtvis ha påverkan på larver. Studier har visat att tillväxten hos larver är positivt korrelerad till temperaturen, det vill säga att högre temperatur ökar tillväxthastigheten (Oeberst, Dickey-Collas, & Nash, 2009). För att detta samband ska gälla krävs förmodligen hög tillgång på näring, annars riskerar tillväxthastigheten att i stället påverkas negativt av förhöjda temperaturer (Allan, o.a., 2022). Sammantaget är det svårt att prediktera effekterna av förhöjda temperaturer på strömningens reproduktion, men eftersom larverna flyter med strömmarna kommer en exponering av marginellt förhöjda temperaturer vara begränsade i tid och rum.

Beräkningar indikerar en temperaturökning om 5 °C vid cirka 5,5 m från utsläppspunkten i projektområdet, se avsnitt 6.8. Detta tyder på en högst lokal påverkan runt omriktarstationerna och kommer troligen ha en obetydlig påverkan på temperaturen över lag i vattenmassan inom Eystrasalt Offshore. Därmed är det troligt att individer som förhåller sig i närheten av omriktarstationerna

kommer känna av en viss temperaturförändring. De fiskar som föredrar lägre temperaturer, exempelvis tånglake och simpbor kommer fortfarande ha gott om yta i parkområdet vars temperaturer kommer vara opåverkade. Temperaturförändringarna bedöms därmed inte ha någon effekt på vare sig rödlistade eller livskraftiga arters beståndsutveckling. Om lek sker i parkområdet där omriktarstationerna placeras kan ägg och larver möjligtvis påverkas av temperaturförändring. En eventuell påverkan på ägg och larver anses i sammanhanget dock obetydlig för populationens utveckling. Miljöeffektens storlek bedöms därför bli försumbar.

Eftersom bedömningen utgår ifrån att strömmingen på Eyrstrasaltbanken inte tillhör en egen delpopulation kan berörd strömmingspopulation antas ha gott om lekomyråden utanför projektområdet med hög potential för lek vid kusten och vid vissa andra utsjöbankar. Det är ytterst få individer som kan påverkas av kylvattenutsläppet då ytan som påverkas är mycket liten. Mottagarens miljövärde inom projektområdet bedöms därför som försumbar.

Med en försumbar miljöeffekt och en försumbar effekt på miljövärdet bedöms därför konsekvensen av utsläpp av kylvatten bli försumbar.

7.2.2.5 Elektromagnetiska fält

Driftskede

Det elektromagnetiska fältet från elkablar i vindkraftparker eller kabelkorridorer har potential att påverka fisk under hela vindkraftparkens drifttid, se avsnitt 6.5. Fältet som uppstår kan även förstärka eller försvaga jordens magnetfält, vilket kan påverka migrerande fiskar, till exempel ål och lax, vilka använder jordens magnetfält för navigation (Naisbett-Jones m.fl., 2017; Putman, o.a., 2013; Putman m.fl., 2014). Påverkan från magnetfält bör också sättas i relation till om en art främst lever i den fria vattenmassan (pelagiskt) eller är bottenlevande (bentisk). Pelagiska fiskar har sannolikt svårare att uppfatta kabelns magnetfält jämfört med bottenlevande fiskar eftersom det magnetiska fältet snabbt avtar i styrka med ökat avstånd från kabeln (CSA, 2019).

Ett stort antal fiskgrupper har magnetiskt material i kroppen (Hansson & Westerberg, 1897) och studier har visat att flertalet arter inom dessa grupper kan känna av magnetiska fält (Öhman m.fl., 2007; CSA, 2019). Dunlop m.fl. (2016) hittade inga betydande effekter på fisk från det elektromagnetiska fältet som kablagen från ett vindkraftverk avger (Woodruff, Schultz, Marshall, Ward, & Cullinan, 2012; Fey, o.a., 2019). Vidare fann Fey m.fl., (2019) inga effekter på mortalitet, kläckningstid, larvtillväxt från magnetiska och elektromagnetiska fält från bottenkablagen. Westerberg och Lagenfelt (2008) har däremot observerat en försening av ålens migration över magnetiska fält från en sjökabel i Lillgrunds vindkraftpark. Denna effekt var dock inte signifikant och de flesta ålar passerade kablarna i vindkraftparken till synes utan påverkan. Westerberg och Lagenfelt (2008) argumenterar för att den korta fördröjning (medelvärde kring 40 min) som kunde konstateras sannolikt inte påverkar ålens lekvandring i stort, inte minst om fördröjningen ställs i relation till det enorma avstånd som ålen avverkar under sin migration, vilken kan ta månader.

I svenska vatten anses ål vara en av de fiskarterna med störst känslighet för magnetiska fält (Bergström m.fl., 2012). Eftersom inga betydande effekter på ål eller andra fiskarter bedöms uppstå till följd av elektromagnetiska fält från vindkraftparkens kablar bedöms miljöeffektens storlek bli liten. Eftersom ålen är rödlistad och klassad som akut hotad (CR) (SLU Artdatabanken, 2020) är det viktigt att den skyddas från störningar som kan påverka dess överlevnad och reproduktion. Förekomsten av ål på Eyrstrasaltbanken är dock sannolikt liten, men det går inte att utesluta att någon enstaka individ passerar igenom området. Under den omfattande eDNA-undersökning som genomfördes under två säsonger 2020 med totalt 76 vattenprover noterades ingen förekomst av ål. Andra migrerande arter, t.ex. lax och öring vandrar oftast i pelagialen och det förekommer inga

närliggande lekområden vilket indirekt gör att påverkan på dessa arter bedöms vara mindre eller som störst likvärdiga med ålar. Mottagarens miljövärde bedöms därmed som försumbar. Konsekvensen bedöms därmed som försumbar.

7.2.3 Övergripande konsekvensbedömning

I Tabell 7-9 sammanfattas konsekvensbedömningarna för fisk.

Tabell 7-9. Övergripande bedömning av konsekvenserna för fisk.

Påverkansfaktor	Miljöeffektens storlek	Mottagarens miljövärde	Konsekvens
Anläggningsskede			
Suspenderade sediment och sedimentation	Liten	Liten	Liten
Undervattensbuller	Måttlig	Liten	Liten
Driftskede			
Undervattensbuller	Liten	Liten	Liten
Fysisk påverkan av havsbotten	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Utsläpp av kylvatten	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Elektromagnetiska fält	Liten	Försumbar	Försumbar
Avvecklingsskede			
Suspenderade sediment och sedimentation	Liten	Liten	Liten
Undervattensbuller	Liten	Liten	Liten

7.3 Marina däggdjur

7.3.1 Nulägesbeskrivning

I Östersjön finns fyra olika arter av marina däggdjur: tumlare (*Phocoena phocoena*), gråsäl (*Halichoerus grypus*), knobbsäl (*Phoca vitulina*) och vikare (*Pusa hispida botnica*). Dessa fyra arter har vitt skilda utbredningsområden och förekommer inte över hela Östersjön. Populationen av knobbsäl håller främst till i Kalmarsund och är en isolerad population (Härkönen, 2006). Östersjötumlarens utbredning är främst kartlagd för Egentliga Östersjön, från Åland och söderut (Carlén m. fl., 2018). Gråsäl är den vanligast förekommande sälarten i Bottenhavet och de förekommer årligen i kustområdena i närheten av Eyrstrasalt (SLU Artdatabanken, 2021b; SMIH, 2022). Vikare förekommer endast sparsamt i området kring Eyrstrasalt, dit sälar norrifrån ibland simmar men sällan uppehåller sig under längre perioder (SLU Artdatabanken, 2021a). Eftersom varken knobbsälen eller tumlaren uppehåller sig i projektområdet kommer dessa två arter inte att beaktas närmare. Fokus kommer vara på de två arter som kan förekomma i området; vikare och gråsäl. En mer utförlig version av nulägesbeskrivningen återfinns i Bilaga M8.

7.3.1.1 Vikare

Populationen av vikare i Östersjön är en genetiskt isolerad population (Ahola, o.a., 2017). De förekommer främst i de norra delarna av Östersjön, med högst koncentration i Bottniska viken (Härkönen & Lunneryd, 1992), men mindre subpopulationer finns också i Finska viken och Rigabukten.

Östersjöpopulationen av vikare har ansetts vara sårbar och nära hotad sedan 1970-talet, men har de senaste åren ökat i antal och anses nu vara livskraftig enligt den svenska rödlistan (SLU Artdatabanken, 2020). Den svenska populationen (halva Bottenvikspopulationen) uppskattas idag uppgå till omkring 10 000 individer (SLU Artdatabanken, 2022). Vikaren finns upptagen i habitatdirektivet och finns med i annex 2 och 5. Det största hotet mot vikare idag anses vara klimatförändringar, där höjda temperaturer gör att utbredningen av istäcket under vintern minskar

och därmed minskar vikarens viktigaste habitat (Havs- och vattenmyndigheten, 2019c). Även miljögifter och bifångster i fisket är stora hot.

Under perioden februari – maj, då kutning, digivning, parning och pälsbyte sker, är vikaren som mest känslig för störningar av olika slag eftersom detta är den viktigaste perioden i deras livscykel. Under denna period spenderar vikare mycket tid på land. Närmaste viloplats för vikare ligger dock cirka 200 km bort från projektområdet. Under sommaren, hösten och delar av vintern ägnar sig vikaren främst åt födosök. Då tar den sig ofta långt ut till havs för att leta föda i form av fisk och den rör sig över stora områden regelbundet (Oksanen m. fl., 2015).

7.3.1.2 Gråsäl

Den vanligaste sälarten i Östersjön är gråsäl och de återfinns i de högsta koncentrationerna kring Stockholms skärgård och Åland, men de är utspridda från Haparanda i norr till Falsterbo i söder (SLU Artdatabanken, 2022). Idag uppskattas antalet gråsäl i Östersjön uppgå till mellan 47 600–63 500 individer (Havs- och vattenmyndigheten, 2019d). Gråsälens finns upptagen i EU:s art- och habitatdirektiv och betraktas därmed som skyddsvärd i ett europeiskt perspektiv.

Enligt SLU Artdatabanken (2022) anses populationen av gråsäl i Östersjön vara livskraftig (LC) sedan år 2005. Klimatförändringarna tillsammans med miljögifter samt bifångster i yrkesfisket anses idag vara de största hoten för gråsälens.

Den period då gråsälens föder sina kutar, ger di, parar sig och byter päls anses vara den period på året som de är som mest känsliga. För gråsäl i Bottenhavet inträffar denna period mellan februari till juni. Gråsälens viloplats ligger cirka 50 km från projektområdet.

Gråsälens äter olika typer av fisk. Rörelsemönstret hos gråsäl under födosöksperioden kan sträcka sig över stora delar av Östersjön men de födosöker normalt upp till 50–100 km från sina viloställen (Havs- och vattenmyndigheten, 2012; Lehtonen m. fl., 2013).

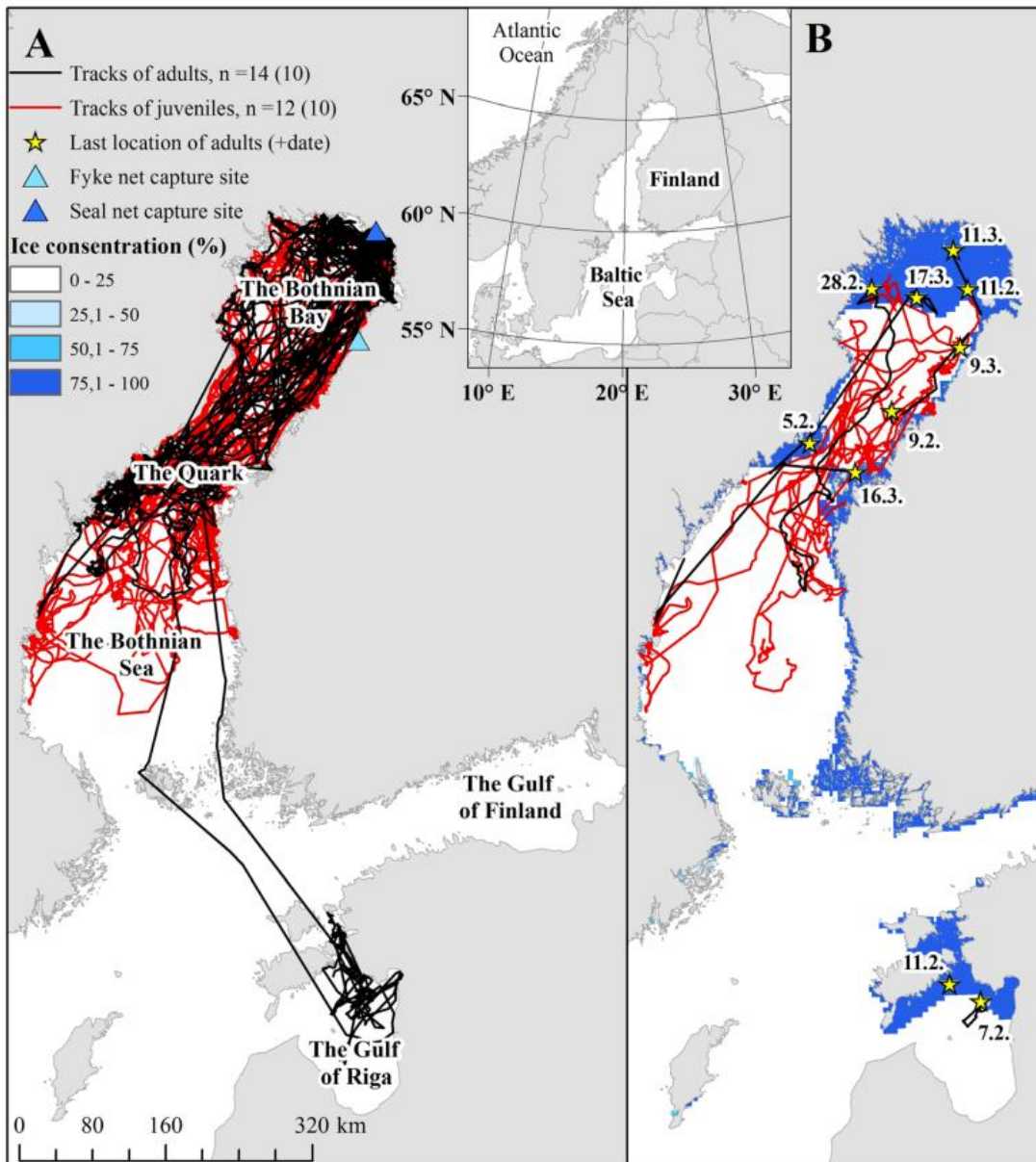


Figur 7-7. Säl vid Eystrasaltbanken. Foto taget av Nicklas Wijkmark under fältturen 2020.

7.3.1.3 Sälar vid Eystrasaltbanken

Då Eystrasaltbanken ligger långt från kusten och helt saknar landområde är det troligt att säl som förekommer på banken är där för födosöksändamål och att banken därmed saknar värde som vilo- eller pälsömsningsområde. Längs Gävleborgskusten finns det dock flera områden där säl håller till regelbundet. Vattnet runtomkring ön Gran är en av Gävleborgs läns viktigaste gråsälsbiotoper (Hansson P. , 2011) och Agön-Kråkön naturreservat samt Lövgrunds rabbar är även dessa viktiga sälområden (Aspenberg & Axbrink, 2009). Samtliga av dessa lokaler ligger dock på stora avstånd, cirka 50 km, 70 km respektive 115 km, från Eystrasaltbanken.

Vikarens normala utbredningsområde i svenska vatten är koncentrerat till norra Bottenviken men de har även observerats längre söderut. Nationella miljöövervakningen samlar varje år in data om sälbestånden i Östersjön genom flyginventeringar, när sälarna ligger på land och ska byta päls. Den position där miljöövervakningen observerat vikare längst söderut var i närheten av Vasa i Finland, som ligger i höjd med Örnsköldsvik. Oksanen m.fl. (2015) visade att både vuxna och juvenila vikare passerade områden kring Eystrasaltbanken under födosöksperioden. Se observerade rörelsemönster i Figur 7-8.



Figur 7-8. Rörelsemönster hos 26 vikare märkta med sändare i norra Östersjön. Panel A visar rörelsemönster under hela undersökningsperioden, augusti-maj år 2011–2014 och panel B visar rörelsemönster under kutningsperioden (februari-mars) under samma tidsperiod. Antalet spårade individer under kutningsperioden står i parentes. Från: Oksanen m.fl. (2015).

Djupet vid Eystrasaltbanken varierar mellan 13–70 m, med ett medeldjup om 42 m, och eftersom vikaren oftast dyker grundare än 10 m när de födosöker (Härkönen m. fl., 2008) är det troligtvis inte ett område som lockar till sig några stora antal. De som ändå passerar området kommer troligtvis främst från Bottenviken eftersom subpopulationerna av vikare i Finska viken och Rigabukten anses vara mer stationära (Nordstream 2 AG, 2018; Oksanen m. fl., 2015).

Dock finns det säkert desto fler gråsäl som uppehåller sig omkring Eystrasaltbanken eftersom djupet inom området motsvarar det djup som gråsäl normalt sett letar föda i.

Både gråsäl och vikare återfanns i de eDNA-undersökningar AquaBiota genomförde inom projektområdet under juni och september 2020. Av 26 analyserade prover gjordes åtta detektioner av gråsäl och två detektioner av vikare. Detektionerna av gråsäl indikerade att banken är ett födosöksområde för arten. Då detektionerna av vikare endast gjordes i september och antalet

detektioner var så pass begränsade, är det inte möjligt att göra en vidare tolkning än att konstatera att vikare sporadiskt förekommit i parkområdet.

7.3.2 Konsekvensbedömning

Detta avsnitt beskriver den potentiella påverkan på marina däggdjur. I Tabell 7-10 visas en översikt av identifierade påverkansfaktorer.

Gråsäl och vikare är de marina däggdjur som kan förekomma i området för Eystrasalt. Det är därmed endast dessa två arter som tas i beaktande i nedanstående bedömningar.

Tabell 7-10. Potentiell påverkan på marina däggdjur

Potentiell påverkan	Anläggning	Drift	Avveckling
Undervattensbuller	x	x	x
Fysisk påverkan av havsbotten		x	
Suspenderat sediment och sedimentation	x		x

7.3.2.1 Undervattensbuller

Ljud kan spridas över stora avstånd i vatten och påverka sälar på en rad olika sätt. Vilken påverkan ljudet har styrs av bland annat frekvensintervall, ljudstyrka, exponeringstid och hur nära sälarna befinner sig ljudkällan. Påverkan kan yttra sig genom olika typer av beteendeförändringar såsom undvikande- eller flyktbeteende eller i värsta fall leda till temporära (TTS) eller permanenta (PTS) hörselnedsättningar (HELCOM, 2019). Öronlösa sälar, som alla marina däggdjur, är beroende av ljud för att orientera sig, kommunicera, leta föda och detektera predatorer.

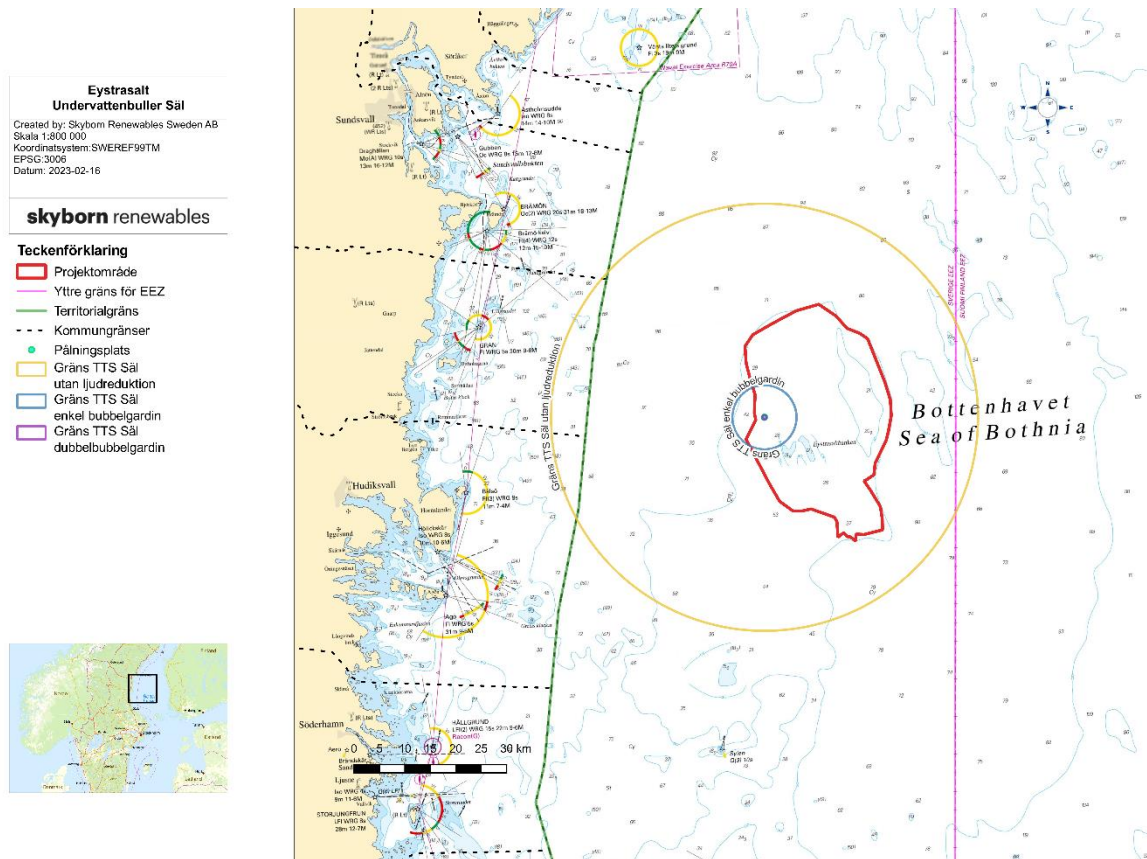
Det finns olika källor som anger olika tröskelvärden för TTS och PTS som är anpassade för marina däggdjur. De mest vetenskapliga kommer från danska Energistyrelsen (2022) och Southall m.fl. (2019) som anger tröskelvärden för impulsiva ljud för säl på 170 dB re. 1 μ Pa_{2s} (viktat värde) för TTS och 185 dB re. 1 μ Pa_{2s} (viktat värde) för PTS. För icke impulsiva ljud har de satt tröskelvärden på 181 dB re. 1 μ Pa_{2s} (viktat värde) för TTS och 201 dB re. 1 μ Pa_{2s} (viktat värde) för PTS.

Anläggningsskede

I samband med anläggningsskedet kommer den mänskliga aktiviteten öka inom området vilket innebär att ljudbilden som normalt råder på platsen kommer förändras. Risken för att sälar ska påverkas är störst vid pålning, eftersom det är den form av installationsarbete som genererar kraftigast undervattensljud (Bergström m. fl., 2022). Om sälar befinner sig i närheten av en plats där pålningsarbete utförs kan detta leda till beteendeförändringar eller i värsta fall TTS eller PTS.

Beteendeförändringar i form av undvikande har observerats hos sälar som befunnit sig inom en radie av 25–30 km från ljudkällan vid pålning (Russel m. fl., 2016; Aarts m. fl., 2017). Aarts m.fl. (2017) såg dessutom indikationer på att gråsälens minskade sitt födosökande på djupare vatten i samband med störande ljud.

I dagsläget saknas belägg för att vindkraftparker orsakat långvariga konsekvenser för sälarnas beteende under anläggningsskedet. Studier kring danska vindkraftparkerna Horns Rev (Tougaard m. fl., 2006) och Nysted (Edrén m. fl., 2010) kunde visserligen observera att sälar undvek ljudpåverkade områden under pågående pålning men inga långtidseffekter kunde konstateras. Russell m.fl. (2016) och Edrén m.fl. (2010) visade specifikt att förekomsten av säl inte påverkades av anläggningsskedet i sin helhet utan att det enbart var under perioder med pålning som förekomsten minskade.



Figur 7-9. Gränser inom vilka TTS på säl riskerar att uppstå vid pålning (WCS) givet olika skyddsåtgärder (itap, 2022). Den gula, yttersta cirkeln har en radie om cirka 40 km från pålningsskallan och visar gränsen för TTS säl utan några skyddsåtgärder. Den blå cirkeln har en radie om cirka 6 km och visar gränsen för TTS säl med skyddsåtgärd enkel bubbelgardin. Gränsen för TTS säl med skyddsåtgärd dubbel bubbelgardin har en radie om cirka 400 m, denna syns inte i kartan eftersom avståndet är så kort från pålningssplatsen.

Eftersom Skyborn åtar sig att påbörja pålningsarbeten med 30 min soft start, 30 min ramp-up samt använda ljuddämpande åtgärder motsvarande dubbla bubbelgardiner kommer påverkansavståndet för både PTS och TTS bli extremt kort. Den geografiska utbredningen av undervattensbuller kommer därmed bli lokal, cirka 400 m för TTS, och de sälar som eventuellt befinner sig i närheten av anläggningsplatsen kommer att motas bort så att ingen TTS eller PTS bedöms uppstå. För utbredning av påverkan se Figur 7-9. Miljöeffektens storlek bedöms därmed som försumbar.

Både gråsäl och vikare är extra känsliga under perioden då de föder sina kutar, då kutarna diar och då sälarna byter päls. När kuten diar spenderar den mycket tid på land eftersom den inte kan simma så bra. Om mamman skräms bort av undervattensbuller under denna period riskerar kuten att dö. Under pälsbyte är de vuxna sälarna känsligare eftersom de inte kan spendera så mycket tid i vattnet utan att riskera att bli för nedkylda. Undervattensljud kan då stressa dem eftersom de inte kan fly ordentligt. När det gäller Eystrasalt, som ligger i ett havsområde utan närhet till land, utgör emellertid anläggningsfasen inget problem ur det hänseendet. Närmsta kända viloplats ligger över 50 km västerut mot den svenska kusten. De individer som potentiellt kan påverkas under anläggningsfasen är de som rör sig i området på jakt efter föda. Troligen är det dock få individer som kommer att befinna sig i påverkansområdet eftersom de följer efter fisken som kommer att motas bort genom skyddsåtgärder. Sälarna i sig kommer även bli skrämde av skyddsåtgärden. Både vikare och gråsäl klassas som livskraftiga enligt den svenska rödlistan. Mottagarens miljövärde bedöms därmed som försumbar.

Sammantaget bedöms konsekvensen av undervattensbuller för säl under anläggningskedet som försumbar.

Driftskede

Även under driftsfasen uppstår en förändrad ljudbild i området som kommer att skilja sig från nuvarande förhållanden. Ljudet från vindkraftverken under driftsfasen kommer fluktuera beroende på hur det blåser och kommer finnas under hela vindkraftparkens livslängd. Ljudet som alstras under driftsfasen är betydligt lägre än det som uppstår under anläggningsfasen och således är påverkan mindre. Ljudet är även lågt i förhållande till andra bakgrundsljud i området, se avsnitt 6.2.

Miljöeffektens storlek bedöms som försumbar då undervattensljud som alstras från vindkraftparken anses lågt i relation till bakgrundsljudet i området. Vissa studier (Russel m. fl., 2014; Teilmann m. fl., 2006; McConnell, Lonergan, & Dietz, 2012) har dessutom visat att sälar fortsatt vara aktiva inom olika vindkraftparkområden samt att de aktivt letar föda kring vindkraftsfundamenten och därmed inte tycks skrämmas bort. Eystrasalt ligger långt ifrån eventuella liggplatser och eftersom populationerna av både vikare och gråsäl anses vara livskraftiga gör detta att mottagarens miljövärde bedöms som försumbar.

Sammantaget bedöms konsekvensen av undervattensbuller för säl under driftskedet som försumbar.

Avvecklingskede

Exakta nivåer av undervattensbuller under avvecklingskedet är svårt att förutse då metoden för avvecklingen ännu ej är beslutad. Det är inte bara själva avvecklingsarbetena som kommer alstra undervattensbuller utan även den ökade fartygstrafiken. Trots att en del ljud kommer påverka de marina däggdjur som uppehåller sig inom området under detta skede kommer ljudnivåerna med största sannolikhet vara lägre än under anläggningskedet. Både mottagarens miljövärde och miljöeffektens storlek bedöms bli försumbar. Sammantaget bedöms konsekvensen av undervattensbuller för säl under avvecklingskedet som försumbar.

7.3.2.2 Fysisk påverkan av havsbotten

Driftskede

Det finns studier som har visat att fisk ansamlats inom vindkraftparker under driftskedet vilket troligtvis kan förklaras av att fundament och erosionsskydd erbjuder ökad tillgång av skydd och föda till följd av reveffekten (Bergström m.fl., 2013a; Stenberg m.fl., 2015). Aggregeringen av fisk kan i sin tur locka till sig säl som nyttjar vindkraftparken som födosöksområde. Exempel på detta har observerats i Nordsjön där sälar märkta med GPS-sändare uppvisat tydliga födosöksmönster kring vindkraftverkens fundament (Russel m.fl., 2014). Russell m.fl. (2014) visade att vissa sälar rörde sig i ett förutsägbart mönster inom vindkraftparken där de rörde sig metodiskt från fundament till fundament för att födosöka i fundamentens absoluta närhet. Andra individer födosökte även kring t.ex. kablar som var förlagda på havsbotten (Russel m.fl., 2014). Sälar har också observerats under driftskedet i vindkraftparken Lillgrund i Öresund (Dietz m.fl., 2015) samt i Nysted och Rødsand II i sydvästra Östersjön utanför Danmark (McConnell m. fl., 2012).

Mycket tyder på att Eystrasalt redan idag nyttjas som födosöksområde för gråsäl vilket kan styrkas av de genomförda eDNA-provtagningar som detekterat gråsäl på åtta positioner, i kombination med att sälar observerats av fältpersonalen under flera fältturer. Det är dock okänt i vilken utsträckning detta sker och hur ofta sälar rör sig i området i jämförelse med andra utsjöbankar i Bottenhavet. Troligtvis är abundansen och tätheten högre i mer kustnära områden med tillgång till viloplats.

Det finns i dagsläget inget som talar för att en vindkraftpark på Eystrasaltbanken skulle missgynna gråsäl eller eventuella vikare på platsen utan uppkomna reveffekter skulle sannolikt leda till en liten ökad förekomst av föda lokalt kring fundamenten i området. En ökad förekomst av föda har dock troligtvis inte en positiv inverkan på hela populationen utan som mest på enstaka individer. I ett större perspektiv tyder tillgänglig litteratur på att reveffekten är av liten betydelse för säl. Miljöeffektens storlek bedöms därmed som försumbar.

Vikare förekommer inom området i mindre utsträckning än gråsäl och populationerna för båda dessa arter anses vara livskraftiga (SLU Artdatabanken, 2020). Både vikare och gråsäl utnyttjar troligtvis projektområdet för födosök. Den geografiska utbredningen av påverkan bedöms vara lokal och bara påverka en liten del av sälarnas livsmiljöer. Mottagarens miljövärde bedöms därmed som försumbar.

Sammantaget bedöms konsekvensen av fysisk påverkan på havsbotten för säl som försumbar.

7.3.2.3 *Suspenderat sediment och sedimentation*

Anläggnings- och avvecklingskedde

Säl rör sig generellt i både kustnära områden och utsjöområden regelbundet och anses vara vana vid varierande halter av suspenderat sediment under olika tidsperioder. Enligt genomförd sedimentmodellering kommer högre halter av suspenderat sediment (maximalt 1 000 mg/L) bara förekomma lokalt under kortare tidsperioder (enstaka timmar), se avsnitt 6.3.

När säl jagar använder de både sin syn och sina morrhår för att lokalisera och fånga byten. Morrhåren kan användas för att känna av de rörelser som bytesdjuren gör i vattnet och möjliggör för sälarna att lokalisera sina byten på avstånd upp till 180 m även när det är dålig sikt eller mörkt (Zheng m.fl., 2021; Dehnhardt m.fl., 2001).

Varaktigheten av grumling bedöms som försumbar eftersom de högre halterna av suspenderat sediment avtar fort. Eftersom säl fortfarande kan födosöka i vatten med dålig sikt bedöms miljöeffektens storlek som försumbar.

Vikare förekommer inom området i mindre utsträckning än gråsäl och populationerna för båda dessa arter anses vara livskraftiga (SLU Artdatabanken, 2020). Både vikare och gråsäl utnyttjar troligtvis projektområdet för födosök men då den geografiska utbredningen av grumling bedöms bli mycket lokal (närmast fundamenten) under både anläggnings- och avvecklingskedet är det bara en liten del av sälarnas livsmiljöer som kommer att beröras. Mottagarens miljövärde bedöms som försumbar.

Sammantaget bedöms konsekvensen av suspenderat sediment och sedimentation för säl under anläggnings- och avvecklingskedet som försumbar.

7.3.3 Övergripande konsekvensbedömning

I Tabell 7-11 sammanfattas konsekvensbedömningarna för marina däggdjur.

Tabell 7-11. Övergripande bedömning av konsekvenserna för marina däggdjur.

Påverkansfaktor	Miljöeffektens storlek	Mottagarens miljövärde	Konsekvens
Anläggningskedde			
Undervattensbuller	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Suspenderat sediment och sedimentation	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Driftskede			
Undervattensbuller	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Fysisk påverkan av havsbotten	Försumbar	Försumbar	Försumbar

Avecklingskede			
Undervattensbuller	Försumbar	Försumbar	Försumbar
Suspenderat sediment och sedimentation	Försumbar	Försumbar	Försumbar

7.4 Fågel

7.4.1 Nulägesbeskrivning

Vilka fågelarter som påträffas var i Östersjön beror på tidpunkt på året då vissa arter flyttar till eller från Östersjön medan andra uppehåller sig i området under hela året. Östersjön hyser många viktiga fågellokaler för vila, födosök, häckning, uppväxt eller övervintring. Många arter av flyttfåglar följer land eller kustlinjen och undviker att flyga långa sträckor över öppet hav för att göra resan så snabb, säker och effektiv som möjligt.

Under 2021 och 2022 har fågelförekomsten vid Eystrasaltbanken undersökts genom litteratursammanställning och fältundersökningar, se Bilaga M9. Rastande sjöfåglar inventerades från båt under 2021, dels under häckningsperioden i maj/juni, dels i december. Migrationsstudier med båt utfördes under sen höst 2021 och vår 2022. Dessutom har en analys av flygrörelse med GPS-telemetri genomförts för östersjötrut under häckningsperioden 2020 och 2021.

Nulägesbeskrivningen sammanfattar vad som sammanställts i Bilaga M9.

7.4.1.1 Häckande fåglar i närområdet

Förekomsten av häckande sjöfåglar längs Gävleborgskusten dokumenterades 2007 i en heltäckande inventering (Aspenberg & Axbrink, 2009). Då påträffades flest antal fåglar i den norra delen av länet, norr om Hornslandet. Den enskilt viktigaste ön i området är Gran som har landets största kolonier av tobisgrissla och östersjötrut. Tobisgrissla är enligt rödlistan nära hotad (NT) medan östersjötrut är sårbar (VU).

En undersökning av östersjötrutars flygrörelser under 2020 och 2021 visade att individer försedda med GPS-loggar spenderade mest tid i närheten av häckningskolonin på Gran (se Bilaga M9). Under tiden undersökningen pågick noterades östersjötrut inom projektområdet vid cirka 100 tillfällen för transport till och från huvudsakliga födosöksområden längre ut till havs eller vid finska kusten. Under en häckningssäsong uppskattas genom extrapolering att totalt mer än 17 000 genomflygningar av östersjötrut i projektområdet för Eystrasalt. Flyghöjden vid passager genom den planerade vindkraftparken var i genomsnitt 39 m över havet.

Tobisgrissla flyger inte ut till projektområdet för Eystrasalt under häckning till följd av det stora avståndet och att djupen i området generellt är för stort för födosök.

7.4.1.2 Flyttande fåglar

Ett stort antal sjöfåglar passerar under flyttningen på våren och hösten genom södra Östersjön mellan häckningsområden i norra Fennoskandia, på den ryska tundran och taigan, och övervintringsområden längre söderut i Europa eller Afrika. Bottenhavet ligger utanför det stora sjöfågelstråket men i området förekommer ändå migrerande sjöfåglar, vilka i viss utsträckning genar in över land vid Gävlebukten för att inte behöva flyga runt hela den svenska kusten för att nå till och från Västerhavet. Denna migrationsrörelse passerar närmare Gävle och berör så långt är känt endast i mindre omfattning norra delen av Gävleborgs län. Nattetid migrerar fåglar på relativt hög höjd. I en studie av Bruderer m.fl. (2018) konstaterades att 60 % av fåglarna flyger över 400 m höjd nattetid, vilket skulle vara över vindkraftverkens rotorhöjd i Eystrasalt Offshore.

Tidigare studier av migrerande fåglar i Gävlebukten har visat att det i huvudsak är lommar, sångsvan och sädgås som passerar området i betydande antal och som därför har relevans för

vindkraftsetablering. Fågelräkningen som genomfördes i projektområdet under senhöst 2021 visade generellt en liten omfattning av flyttande fåglar vilket antas bero på att flertalet fåglar på väg söderut redan passerat. Tidpunkten ansågs lämplig för att observera sångsvanens höstflyttning. Sångsvan observerades dock inte alls. Enligt Artportalen ska däremot 423 sträckande sångsvanar ha noterats på Hornslandet några dagar efter studiens avslut, vilket understryker svårigheten att pricka rätt dagar för flyttningsaktivitet.

Även under fågelräkningen våren 2022 var migrationsaktiviteten låg i projektområdet. Under denna period utfördes bevakning av fågelmigrationen dygnet runt, med radarbevakning på natten. Inga fåglar noterades dock nattetid. Hos de få sjöfåglar som observerades dagtid (till exempel änder, gäss, svanar) bedömdes flyghöjden i huvudsak vara lägre än 30 m över havet. Observerade småfåglar (till exempel sparvar, finkar och lärkor) under migrationsstudien uppskattades flyga på varierande höjder upp till omkring 200 m höjd. Antalet migrerande småfåglar i området bedöms vara få.

Eystrasalt Offshore bedöms sammantaget inte vara lokaliserad inom ett koncentrerat migrationsstråk för fåglar.

7.4.1.3 Rastande och övervintrande fåglar

Projektområdet för Eystrasalt Offshore hyste sparsamt med rastande sjöfåglar vid samtliga inventeringar från båt som genomförts inom ramen av projektet. Fem arter noterades: fiskmå, gråtrut, tobisgrissla, tordmule och östersjötrut. Vår och sommar var gråtrut talrikast och i december observerades nästan enbart fiskmå. Det sparsamma antalet av rastande och övervintrande fåglar tros bero på att projektområdet ligger på stort avstånd från land och närmaste häckningskoloni för sjöfåglar. Det kan också vara så att födotillgången för fåglarna är liten på denna plats eller att det är för djupt till födan.

7.4.2 Konsekvensbedömning

Detta avsnitt beskriver den potentiella påverkan på fåglar. I Tabell 7-12 visas en översikt av identifierade påverkansfaktorer. Konsekvensbedömningen grundar sig på de bedömningar som genomförts i Bilaga M9.

Tabell 7-12. Potentiell påverkan på fåglar.

Potentiell påverkan	Anläggning	Drift	Avveckling
Fysisk påverkan ovan havsytan	X	X	X

7.4.2.1 Fysisk påverkan ovan havsytan

Anläggningsskede

Under anläggningsskedet kommer en ökad aktivitet inom projektområdet att uppstå. Under anläggning kommer en lokal effekt i form av ökad aktivitet uppstå vid varje verk under en begränsad tid då respektive verk anläggs. Aktiviteten med fartyg till och från och i projektområdet blir under anläggningsskedet högre än i dagsläget.

Studier som undersökt i vilken grad olika sjöfåglar störs av fartygsaktivitet och därmed kan påverkas av undanträngningseffekter under anläggningsskedet har visat att till exempel lommar i hög grad undviker områden med hög fartygsaktivitet (Schwemmer m. fl., 2011; MMO, 2018). Alkor däremot tenderar att inte vara lika känsliga. Endast ett fåtal sjöfågelarter med låga tätheter har setts vistas vid projektområdet. Dessa fågelarter utgörs främst av måsar och trutar, vilka samtliga påverkas i ringa

grad av fartysaktivitet. De mest känsliga arterna, storlom och smålom, bedöms inte vistas i projektområdet för Eystrasalt Offshore annat än undantagsvis under migration.

Kollisionsrisk uppstår främst med verkens rotorblad under drift, alltså inte under anläggningskedet. Detta tillsammans med att anläggningskedet pågår under en relativt kort tid gör att kollisionsrisken bedöms närmast obefintlig. Barriäreffekter bedöms endast vara aktuellt i anläggningskedets slutfas då vindkraftparken upptar en större yta.

Effekterna under anläggningskedet berör i huvudsak undanträngningseffekter till följd av ökad fartygstrafik. Miljöeffektens storlek bedöms som försumbar eftersom inga kollisioner eller undanträngningseffekter av betydelse bedöms uppkomma. Östersjötrut är klassad som sårbar och kommer att uppehålla sig i projektområdet under anläggningskedet. Andra känsliga arter så som smålom och storlom bedöms inte förekomma i området mer än undantagsvis. Eftersom anläggningsarbeten endast sker i ett litet område i taget bedöms miljövärde sammantaget vara litet. Med en försumbar miljöeffekt och ett litet miljövärde bedöms konsekvensen för fåglar under anläggningskedet att vara försumbar.

Driftskede

Generellt kan sägas att under driftskedet kan fysisk närvaro av vindkraftverk innebära undanträngningseffekter av livsmiljö, kollisionsrisker och barriäreffekter för fåglar.

Undanträngningseffekter av livsmiljö innebär i detta sammanhang att flera fågelarter kan undvika havsbaserade vindkraftparker som födosöksområde. Effekten gäller för själva vindkraftsparkområdet men kan också omfatta en buffertzonen runt om. De arter som setts rasta inom planerat projektområde bedöms i varierande grad riskera att påverkas av undanträngningseffekter. Östersjötrut och måsfåglar så som fiskmåsar och gråtrut flyger in i vindkraftparker i högre grad än de flesta andra arter och undanträngning är därmed ett begränsat problem. Vad gäller tobisgrissla saknas studier för hur arten reagerar på vindkraftverk. För tordmule finns studier som visar på en viss undanträngningseffekt. Däremot finns en osäkerhet kring hur layouten av Eystrasalt Offshore, med stora avstånd mellan vindkraftverken, påverkar undanträngningseffekten för tordmule. De stora avstånden mellan verk förväntas innebära en lägre risk för undanträngning jämfört med vad som observerats i genomförda studier i vindkraftparker med kortare avstånd mellan verk. Då rastande fåglar endast påträffats på Eystrasaltbanken i låga tätheter bedöms ett fåtal individer beröras av en eventuell undanträngningseffekt.

För planerad vindkraftpark bedöms risken för kollisioner främst vara kopplade till de genomflygningar som görs av östersjötrut från häckningskolonier på ön Gran. Övriga fågelarter bedöms antingen ha en så pass låg flyghöjd att de inte påverkas, uppvisa undvikandebeteenden vid vindkraftparker, eller inte förekomma i någon betydande omfattning i projektområdet. Genomförd kollisionsriskmodellering visar att ett WCS skulle kunna innebära att två individer av östersjötrut förolyckas i Eystrasalt Offshore årligen. Det bedöms inte vara sannolikt att en sådan dödlighetsnivå påverkar östersjötrutpopulationen på ön Gran. En nyligen publicerad studie med kameror och radar i Vattenfalls havsbaserade vindpark Aberdeen bekräftar att kollisionsrisken för måsfåglar är låg. Inga kollisioner kunde noteras under de två år studien pågick (Tjørnløv, o.a., 2023).

Barriäreffekter innebär att migrerande sjöfåglar håller avstånd från vindkraftparker och därmed får ändrade flygrutter och flyghöjder. Uppkomna barriäreffekter av planerad vindkraftpark bedöms innebära maximalt 10 km längre flygväg för berörda sjöfåglar. Detta utgör en kortare extra flygsträcka i förhållande till hela migrationssträckan för till exempel ejder, sjöorre och storlom. Eystrasalt Offshore bedöms heller inte vara lokaliserad inom ett koncentrerat migrationsstråk.

Undanträngning bedöms endast ske i liten utsträckning för ett begränsat antal av de förekommande fågelarter som finns i området. Barriäreffekter bedöms endast leda till mindre omvägar. Kollisionsrisken för förekommande arter är försumbar och bedöms endast påverka enstaka individer av Östersjötrut. Därför bedöms miljöeffektens storlek i stort vara försumbar.

Miljövårdets storlek för fågel bedöms vara måttligt eftersom östersjötruten är klassad som sårbar. Det är också endast ett begränsat antal fåglar som förekommer inom projektområdet och Eystrasaltbanken är inte lokaliserad inom något koncentrerat migrationsstråk. Sammantaget bedöms därför konsekvensen för fåglar vara försumbar.

Avvecklingskede

Konsekvenserna för fågel under avvecklingskedet bedöms i huvudsak vara liknande som under anläggningsskedet, men avvecklingskedet bedöms vara mer kortvarigt. Mottagarens miljövärde bedöms som litet och miljöeffektens storlek som försumbar. Konsekvensen blir därmed försumbar.

7.4.3 Övergripande konsekvensbedömning

I Tabell 7-13 sammanfattas konsekvensbedömningarna för fågel.

Tabell 7-13. Övergripande bedömning av konsekvenserna för fågel.

Påverkansfaktor	Miljöeffektens storlek	Mottagarens miljövärde	Konsekvens
Anläggningsskede			
Fysisk påverkan ovan havsytan	Försumbar	Liten	Försumbar
Driftskede			
Fysisk påverkan ovan havsytan	Försumbar	Måttlig	Försumbar
Avvecklingskede			
Fysisk påverkan ovan havsytan	Försumbar	Liten	Försumbar

7.5 Yrkesfiske

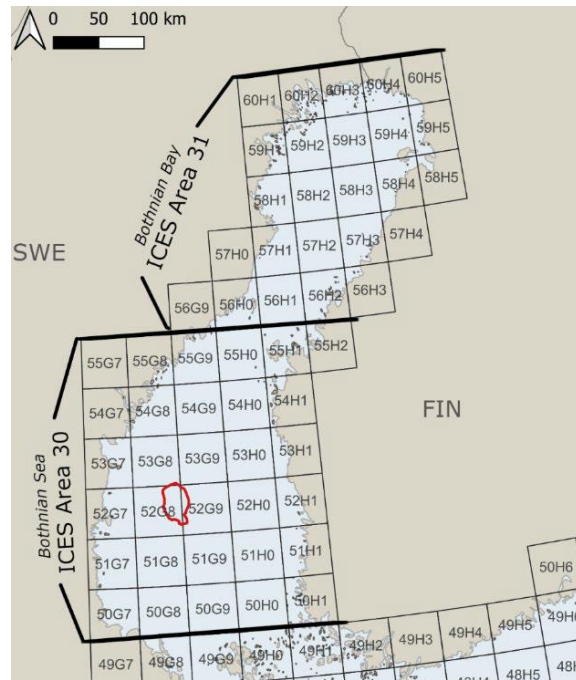
Yrkesfisket i Östersjön bedrivs av de nio länder som har kust mot Östersjön. Sverige, Danmark och Polen har flest stora fiskefartyg (>12 m) medan Finland, Polen och Sverige står för den största mängden fiskfångst. Under senare år uppgår yrkesfiskets fångster i Östersjön till cirka 650 000 ton. I slutet av förra seklet fångades i huvudsak stora kvantiteter av sill och torsk men sedan 1990-talet har även fångsterna av skarpsill varit stora.

EU:s gemensamma fiskeripolitik reglerar yrkesfisket i Östersjön. Det innebär att alla EU-länder omfattas av samma bestämmelser för de fiskbestånd som omfattas av den gemensamma fiskeripolitiken inklusive beslut om tillåtna fångstmängder.

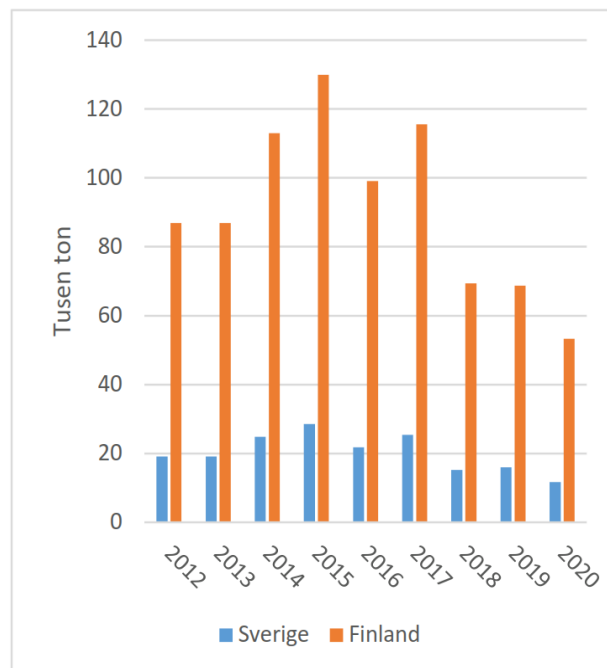
7.5.1 Nulägesbeskrivning

I Bottenhavet är det främst strömming som fiskas idag. Fisket i Bottenhavet begränsas av fiskekvoter, så kallade "total allowable catches" (TAC), som fördelas mellan EU-länder som fiskar kommersiellt i området (CFP; HELCOM, 2023). Den totala fiskekvoten beräknas årsvis och baseras på den aktuella fiskpopulationen, vilken utvärderas av International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (HELCOM, 2023b). Fisket i det aktuella området fördelas mellan Sverige och Finland baserat på historiska fångster, den så kallade "principen om relativ stabilitet" (EU, 2013).

Fiskekvoterna kan handlas mellan EU-länder (EU, 2013). Det aktuella projektområdet ingår i ICES-delområde 30, som tillsammans med ICES-delområde 31 är ett gemensamt TAC-förvaltningsområde och omnämns som "Gulf of Bothnia" (Figur 7-10). I detta förvaltningsområde har Finland störst kvot.



Figur 7-10. Det planerade projektområdet i Bottenhavet och de ICES-rutor som berörs, samt hela område 30 + 31 som utgör förvaltningsområdet för hela fiskekvoten. Figur tagen från Bilaga M12.

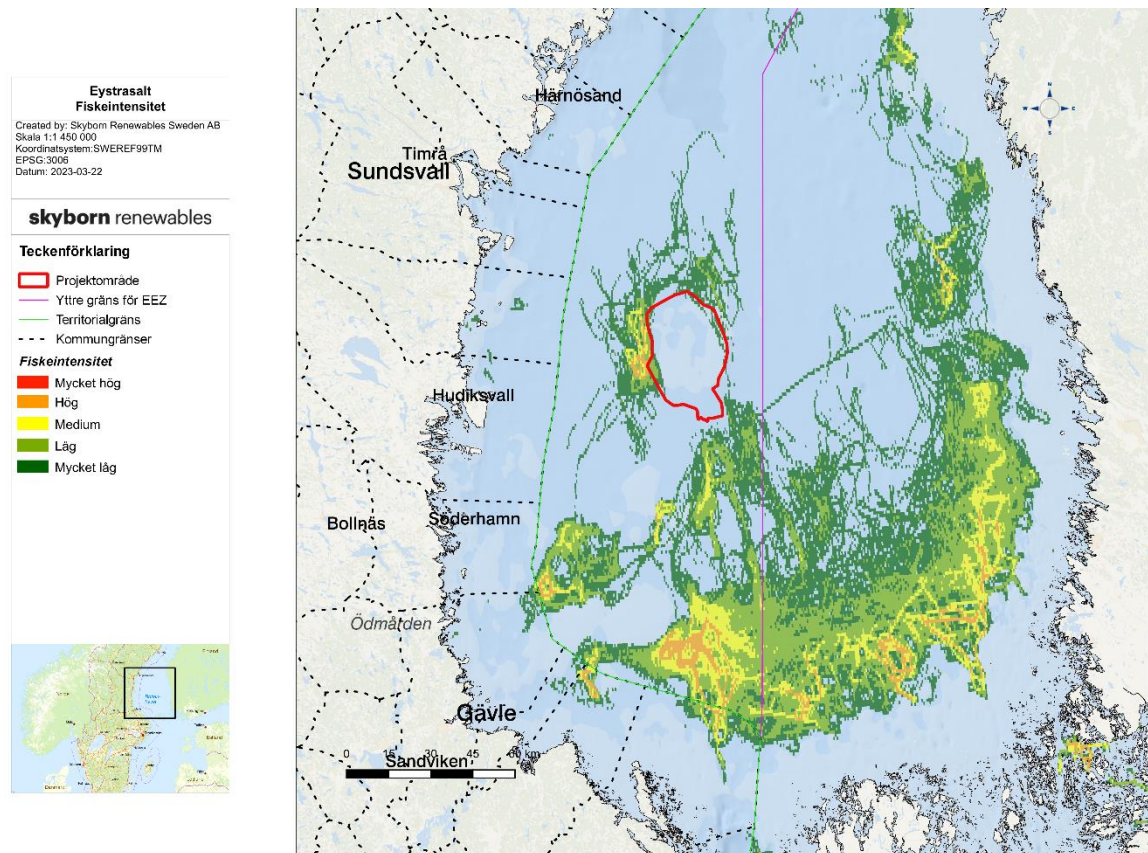


Figur 7-11. Fiskekvoter (total available catch) i Bottenhavet och Bottenviken 2012–2020. Figur tagen från Bilaga M12.

Kvoterna i förvaltningsområdet (Bottenhavet och Bottenviken) har varierat mellan cirka 65 000 ton och 158 000 tusen ton sedan 2012, med ett medelvärde om 112 000 ton, se Figur 7-11. I praktiken sker allt fiske av strömming i Bottenhavet.

Det ekonomiska utfallet av fisket i Sverige respektive Finland bygger på olika statistik. Nettoresultat (infiskat värde – kostnader för reparation och underhåll, bränslekostnader, övriga fasta kostnader, övriga rörliga kostnader, arbetskraftskostnader, obetald arbetskraft och finansiella kostnader) beräknas vara negativt i det svenska fisket medan det i det finska fisket uppgår till några 10-tals miljoner.

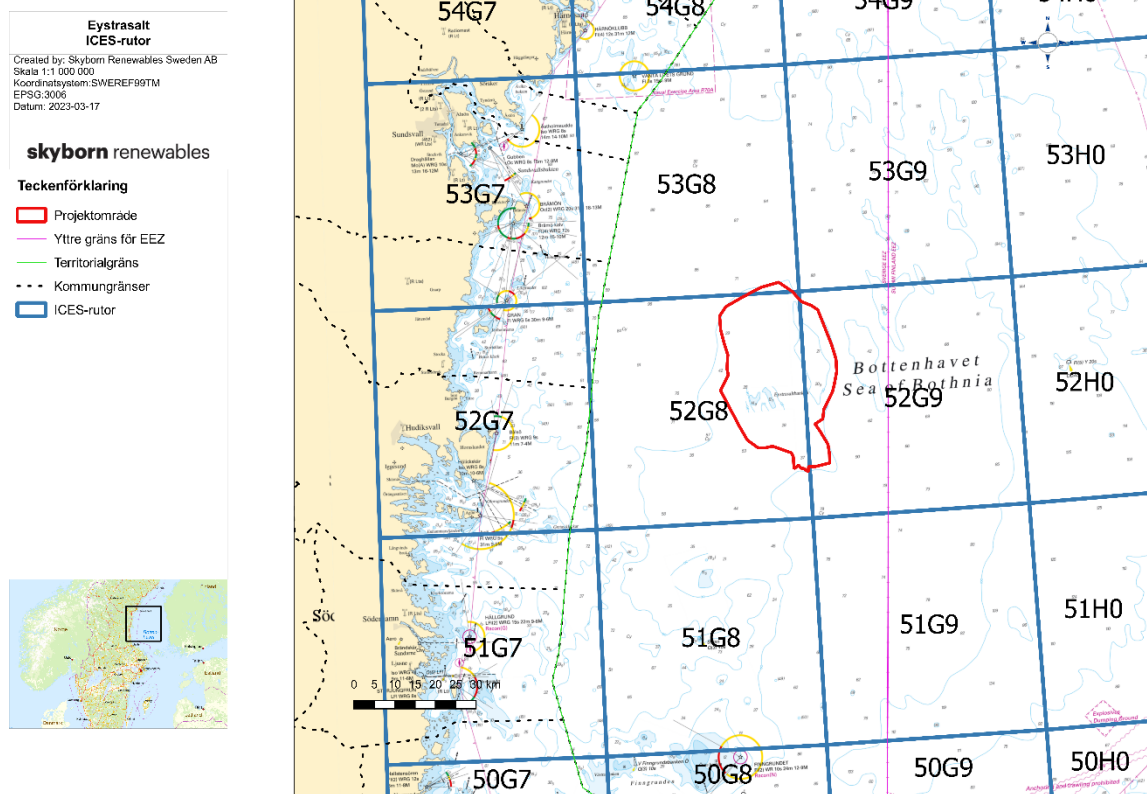
Fiskeintensiteten (tråltimmar) varierar i Bottenhavet mellan olika år och områden. Huvuddelen av fisket bedöms dock bedrivas i södra och sydöstra delen av Bottenhavet. Exempel på fiskeintensitet under ett år finns i Figur 7-12.



Figur 7-12. Fiskeintensitet under september 2014 till september 2015. (Källa: EMODnet).

ICES har delat in hela NO Atlanten i så kallade ICES-rektanglar med en yta om cirka 55 x 55 km för att underlätta analys och visualisering av fångstdata. Alla kommersiella fiskefartyg (≥ 12 m) måste rapportera in uppgifter om sin fångst, redskap och område. Som underlag för bedömning av påverkan på yrkesfisket i och runt planerad vindkraftpark har denna fångstdata efterfrågats och utvärderats (Bilaga M11A).

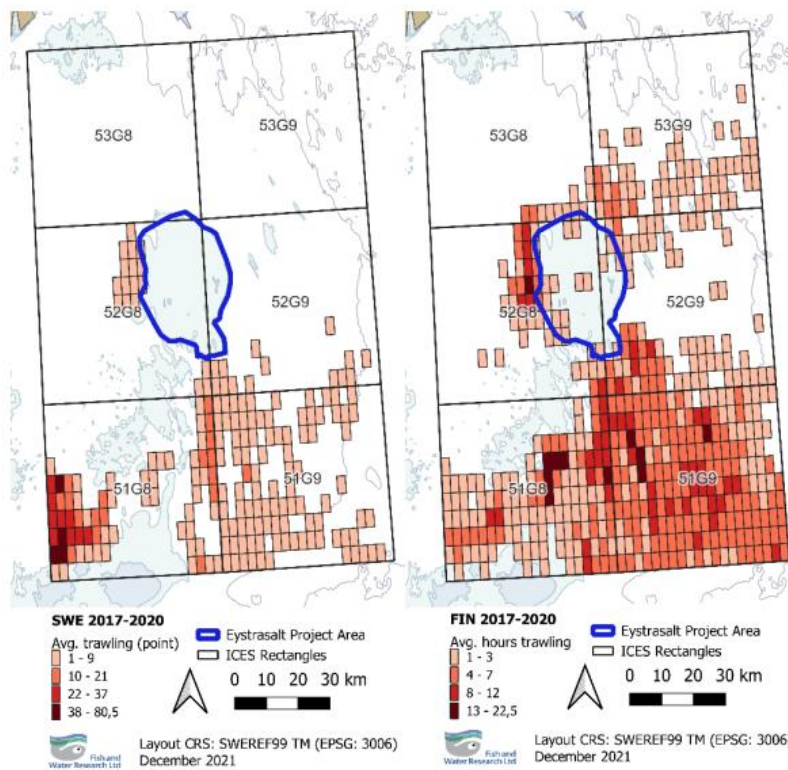
De närmaste sex ICES-rektablarna (53G8, 53G9, 52G8, 52G9, 51G8 och 51G9) kring den planerade vindkraftparken har analyserats för att beskriva hur området används av yrkesfiske, se Figur 7-13. Fångstuppgifterna i dessa rutor utgår från fångst- och VMS-data inhämtat från Sverige och Finland.



Figur 7-13. ICES-rektanglar i närheten av projektområdet som använts vid analys av fångstdata och fiskeintensitet.

Inom de undersökta ICES-rutorna har enbart trålning inrapporterats som fiskemetod från de svenska fiskebåtarna (troligen även det finska fisket, men de finska fiskebåtarnas rapporteringssätt gör detta svårare att utläsa med säkerhet). Rapporteringen visar att trålningen har uteslutande skett pelagiskt, förutom med bottentrål vid något tillfälle innan år 2018. I princip all trålning skedde under perioden september till april.

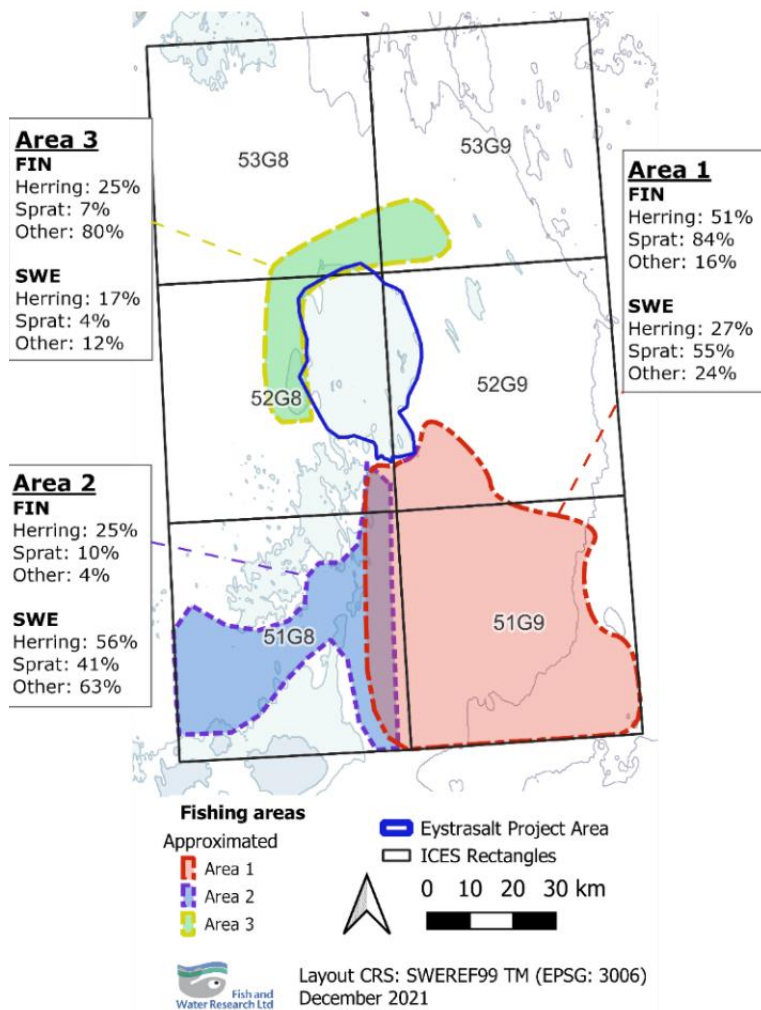
Trålningens intensitet inom de olika rektanglarna redovisas i Figur 7-14 och där ses att den är låg inom projektområdet. Av samtliga inrapporterade fångster utgörs 97,7 % av strömming i de analyserade rektanglarna. Utöver strömming rapporteras fångst av skarpsill och enstaka storspigg, hornsimpa och nors. Den finska fångsten på 2000-talet inom de sex ICES-rektanglarna motsvarar 19–27 % av den totala årliga strömmingsfångsten, med största andel i de två södra rektanglarna (51G8 och 51G9). Fiskeintensiteten inom projektområdet utgör endast 2,4 % av totala intensiteten i de sex ICES-rektanglarna (Bilaga M11A).



Figur 7-14. Trålningsintensitet inom de sex ICES-rektanglarna. Källa: Bilaga M11A.

I Bilaga M12 uppskattas den totala fångsten per år inom projektområdet vara 1 087 ton, 55 ton för svenskt fiske och 1 032 ton för finskt fiske baserat på ett antagande om att fångsten inom de tre rektanglar som överlappar projektområdet fördelas lika. Detta är en överskattning eftersom data om fiskeintensitet visar att det är andra områden inom rektanglarna som den största delen av fisket äger rum. Den grovt uppskattade fångsten i projektområdena kan jämföras med årliga variationer i strömmingsfångst i ICES-områdena 30 och 31 på mellan 71 927 och 130 029 ton. Det innebär att den totala fångsten i projektområdet uppskattas uppgå till mellan 0,8–1,5 % av fångsterna i hela Bottenhavet och Bottenviken. Även detta är en överskattning då det faktiska fisket inom området sannolikt är lägre.

Inom de sex rektanglarna kunde tre särskilda fiskeområden utskiljas varav två sträcker sig utmed det planerade projektområdet, se Figur 7-15. Enligt studerad VMS-data sker väldigt lite eller inget fiske utanför dessa områden. Alla identifierade områden nyttjas av både svenska och finska fiskare, däremot varierar intensiteten mellan länderna. Svenska fiskare nyttjar främst området sydväst om projektområdet medan finska fiskare främst nyttjar området sydöst och nordväst om projektområdet.



Figur 7-15. Tre utskilda fångstområden inom ICES-rektanglarna. Källa: Bilaga M11A.

Skyborn har inom ramen för projektet låtit intervjuva företrädare för de fiskefartyg som rapporterat in fångst under perioden 2017–2020 i de sex undersökta ICES-rektanglarna i (Bilaga M11B). De uppgav sammanfattningsvis följande. Området för den planerade vindkraftparken och framför allt området strax utanför anses vara ett viktigt trålområde. Området används främst för botten- och pelagisk trålning under höst, vinter och vår. Området används idag främst av finska yrkesfiskare, men svenska fiskare ser en potential i området. Inom området förekommer strömming av större storlek som lämpar sig för humankonsumtion till skillnad från att användas till fiskmjöl. Det planerade vindkraftområdet anses ligga i ett område som är ett viktigt lekområde för strömming enligt yrkesfiskarna.

Uppgifterna från insamlad fångststatistik och andra officiella uppgifter skiljer sig från vad som framkommit i intervjuer med yrkesfisket. Fångststatistik och VMS-data bekräftar inte att Eystrasaltbanken utgör ett viktigt trålområde där också botten-trålning förekommer utan pekar på att området inom den planerade vindkraftparken inte utgör ett viktigt trålområde samt att botten-trålning inte förekommer. I intervjuerna framkom att det planerade vindkraftområdet anses ligga i ett viktigt lekområde för strömming. Enligt HELCOMs utpekande av viktiga lekområden finns endast en mindre yta inom projektområdet som utgör ett potentiellt lekområde, se vidare i avsnitt 7.2. Informationen som framkommit i intervjuerna har beaktats men konsekvensbedömningen baseras på de uppgifter som har kunnat underbyggas med officiella uppgifter och inrapporterad fångststatistik.

7.5.2 Konsekvensbedömning

Detta avsnitt beskriver den potentiella påverkan på yrkesfiske. I Tabell 7-14 visas en översikt av identifierade påverkansfaktorer.

Tabell 7-14. Potentiell påverkan på yrkesfiske.

Potentiell påverkan	Anläggning	Drift	Avveckling
Fysisk påverkan ovan havsytan	x	x	x
Undervattensbuller	x		x

7.5.2.1 Fysisk påverkan ovan havsytan

Anläggningskedde

Som en skyddsåtgärd under anläggningskedet kommer arbetsområdet tydligt att märkas ut i syfte att förhindra påsegling. Bolaget avser även att begära att Transportstyrelsen beslutar om avlysning av arbetsområdet från övrig sjötrafik under anläggningsfasen. Utbredning och omfattning av avlysta områden beror på var arbetet bedrivs. Områden som inte är tillgängliga kommer att variera över tid.

Bolaget kommer även i god tid innan anläggningsarbeten påbörjas att samråda med berörda yrkesfiskare i syfte att möjliggöra planering och anpassning av fisket under byggtiden.

Det kan bli svårt eller omöjligt att nyttja vissa potentiella lokaler för fiske som berörs av anläggningsarbeten eller trafik till och från projektområdet. Det kan också vara nödvändigt att modifiera trålstorlek och plats för trålning om fiske bedrivs i nära anslutning till pågående anläggningsarbeten. Anläggning kan därmed påverka fiske med framför allt trål och not. Miljöeffekten har bedömts vara måttlig.

De inskränkningar och olägenheter som uppkommer på yrkesfisket bedöms vara försumbar i förhållande till förekomsten av alternativa fångstplatser utanför de temporärt avlysta arbetsområdena. Yrkesfisket på Eystrasaltbanken utgör endast en marginell del av de sammanlagda fångsterna i de närmaste sex ICES-rutorna. Majoriteten av fisket bedrivs mer än 30 km från projektområdet. Yrkesfisket som bedrivs i det planerade vindkraftområdet är mycket begränsat enligt fångstdata. Yrkesfisket bedöms därför ha ett försumbart miljövärde i det område där en miljöeffekt uppkommer under anläggningskedet.

Med en måttlig miljöeffekt och försumbart miljövärde bedöms konsekvensen för yrkesfisket bli försumbar.

Driftskede

Under driftskedet kommer det troligtvis finnas begränsningar för hur fiske kan bedrivas inom projektområdet, delvis till följd av att förekomsten av vindkraftverk påverkar framkomligheten. Det pelagiska fisket följer fiskstimmen i vattenmassan och om stimmen försvinner bakom ett vindkraftverk så kan fiskefartyget inte enkelt följa efter. Mindre pelagiska trålar skulle möjligen kunna användas inom projektområdet liksom andra anpassade fiskemetoder. På grund av kabelsystem och fysiska hinder på botten inom vindkraftparken kommer inte bottentrålning att vara möjlig. Enligt fångst/trålstatistik bedrivs i princip ingen bottentrålning i området.

Det kommer sannolikt inte att vara möjligt att ankra inom parkområdet. Projektområdet upptar en stor yta och begränsningarna i möjliga fiskemetoder kan påverka möjligheterna till fiske under en lång tid. Miljöeffekten bedöms vara måttlig.

Om fisket minskar eller upphör i projektområdet är det mest sannolika utfallet, givet hur fiskekvotssystemet fungerar, att de fiskare som i dag fiskar i det berörda området antingen börjar fiska någon annanstans, alternativt att de säljer sina fiskerättigheter till andra fiskare som fiskar någon annanstans. Det samlade fiskuttaget i hela TAC-området skulle då förbli detsamma som om vindkraftparken inte byggs.

Det sker för närvarande ett mycket begränsat yrkesfiske på Eyrasaltbanken och inom det planerade vindkraftområdet. Yrkesfisket sker huvudsakligen söder och väster om projektområdet. Det kommer även fortsatt finnas möjlighet att fiska i de mest frekvent utnyttjade områdena utanför projektområdet. I Bilaga M12 görs en grov uppskattning av det ekonomiska värdet av yrkesfisket inom projektområdet utifrån antagandet att allt fiske fördelas lika inom de tre ICES-rektanglar som överlappar projektområdet. Enligt vad som beskrivits ovan sker betydligt mindre fiskeansträngning inom projektområdet vilket indikerar betydligt mindre fångst jämfört med andra delar av de tre ICES-rektanglarna. Även om fisket inom projektområdet inte skulle ersättas av fångster från andra områden bedöms de ekonomiska effekterna för fisket vara försumbara (Bilaga M12). Yrkesfisket inom det område där en miljöeffekt uppkommer bedöms därmed ha ett försumbart miljövärde under driftskedet. Konsekvensen blir då försumbar.

För att underlätta samexistens mellan energiutvinning och yrkesfisket kommer Bolaget att initiera och finansiera ett samarbetsprojekt med berörd del av yrkesfisket. Arbetet ska syfta till uppföljning av vindkraftparkens påverkan på fiskbestånd och yrkesfiske i parken och dess närområde samt att identifiera åtgärder för att underlätta samexistens.

Avvecklingskede

Under avvecklingskedet kan delar av området där arbeten pågår komma att avlysas på samma sätt som under anläggningsfasen vilket kan påverka framkomligheten för fiskefartyg och därmed möjligheten att fiska i området. Miljöeffekt och miljövärde bedöms ha samma värden som under anläggningskedet. Det betyder att konsekvensen under avvecklingskedet är försumbar.

7.5.2.2 Undervattensbuller

Anläggningskede

Under anläggningskedet kommer undervattensbuller uppstå vilket kan påverka fiskförekomsten i området. I ett värsta fall där grundläggning sker med monopilefundament kommer att relativt stort område att påverkas. I och med skyddsåtgärder kommer fiskmortalitet att undvikas men fisk kan komma att skrämmas bort från projektområdet eller från områden i anslutning till projektområdet och därmed resultera i en omfördelning av fisk. Detta kan ge förändrade fiskemönster vilka är svåra att förutse. Troligtvis kommer bullerpåverkan att innebära att fisken söker sig till andra lokaler och man kan därmed förvänta sig större fångster på vissa ställen medan det i andra områden kommer att bli mindre fångster. Yrkesfisket som stort bedöms delvis kunna behöva ändra sina fiskemönster under anläggningskedet för att kunna fiska samma mängd som tidigare. Detta skulle kunna göra att det tar längre tid att nå samma kvoter, men det kan även gå fortare om fisken samlas på mer koncentrerade platser.

Om pålning av fundament skulle bli aktuellt finns risk att fisk skräms iväg inom en viss radie runt pålningsplatsen. I de ljudmodelleringar som utförts bedöms påverkan i form av tillfällig hörselskada på fisk (TTS) kunna uppkomma inom en radie av ca 13 km kring pålningsplatsen. Pålning utförs dock endast vid en plats åt gången. Det bedöms inte vara möjligt att förutse hur fiskemönstren påverkas av detta under anläggningsperioden. Gångtiderna till fiskeplatser kan både bli längre och kortare, ansamling av fisk kan bli mer koncentrerad eller mer utspridd, vilket innebär att fisket kan bli mer

eller mindre effektivt. Effekten blir att fiskemönstren kan behöva ändras under den tid som anläggningsarbeten pågår. Samtidigt varierar fiskförekomsten naturligt mellan år och områden vilket innebär att yrkesfisket även normalt behöver genomföra förändringar av sina fiskemönster. Miljöeffektens storlek för yrkesfisket bedöms bli måttlig.

Yrkesfisket på Eustrasaltbanken och inom projektområdet är för nuvarande mycket begränsat. Även om fisket inom projektområdet inte skulle ersättas av fångster från andra områden bedöms de ekonomiska effekterna för fisket vara försumbara (Bilaga M12). Avseende undervattensbuller kan dock även områden utanför projektområdet, där fiske förekommer i något högre utsträckning, potentiellt beröras av ett förändrat fiskemönster. Mottagarens miljövärde bedöms därmed vara litet.

Med en måttlig miljöeffekt och ett litet miljövärde har konsekvensen för yrkesfisket bedömts vara liten under anläggningsskedet.

Avvecklingskede

Bedömningen för yrkesfisket under avvecklingskedet blir liknande det som för anläggningsskedet. Avvecklingsarbetena bedöms dock inte bli lika omfattande som anläggningsarbetena och pågår därmed under en kortare period. Höga ljudnivåer bedöms inte heller uppkomma i samma omfattning i avvecklingskedet och fisk kommer därför inte att skrämmas bort i samma utsträckning som under anläggningsskedet. Miljöeffektens storlek bedöms bli liten och miljövärdet bedöms vara litet. Konsekvensen blir sammantaget liten.

7.5.3 Övergripande konsekvensbedömning

I Tabell 7-15 sammanfattas konsekvensbedömningarna för yrkesfiske.

Tabell 7-15. Övergripande bedömning av konsekvenserna för yrkesfiske.

Påverkansfaktor	Miljöeffektens storlek	Mottagarens miljövärde	Konsekvens
Anläggningsskede			
Fysisk påverkan ovan vattenytan	Måttlig	Försumbar	Försumbar
Undervattensbuller	Måttlig	Liten	Liten
Driftsskede			
Fysisk påverkan ovan havsytan	Måttlig	Försumbar	Försumbar
Avvecklingskede			
Fysisk påverkan ovan havsytan	Måttlig	Försumbar	Försumbar
Undervattensbuller	Liten	Liten	Liten

7.6 Sjöfart

Sjöfarten i Bottenhavet och Bottenviken är av stor betydelse regionalt. Det finns många viktiga hamnar och godstransportleder som går vidare norrut till Bottenviken (Backer och Frias, 2013). Det fartygsstråk i Bottenhavet med högst fartygsintensitet är det mellan Norra och Södra Kvarnen vilket går öster om projektområdet, se Figur 7-16.

7.6.1 Nulägesbeskrivning

7.6.1.1 Farleder, ruttsystem och sjötrafikstråk

Farleder definieras ofta som de vattenvägar som på sjökorten är markerade med streckade svarta linjer och som vid behov är utmärkta med sjömärken. Ingen farled markerad på något sjökort går genom projektområdet.

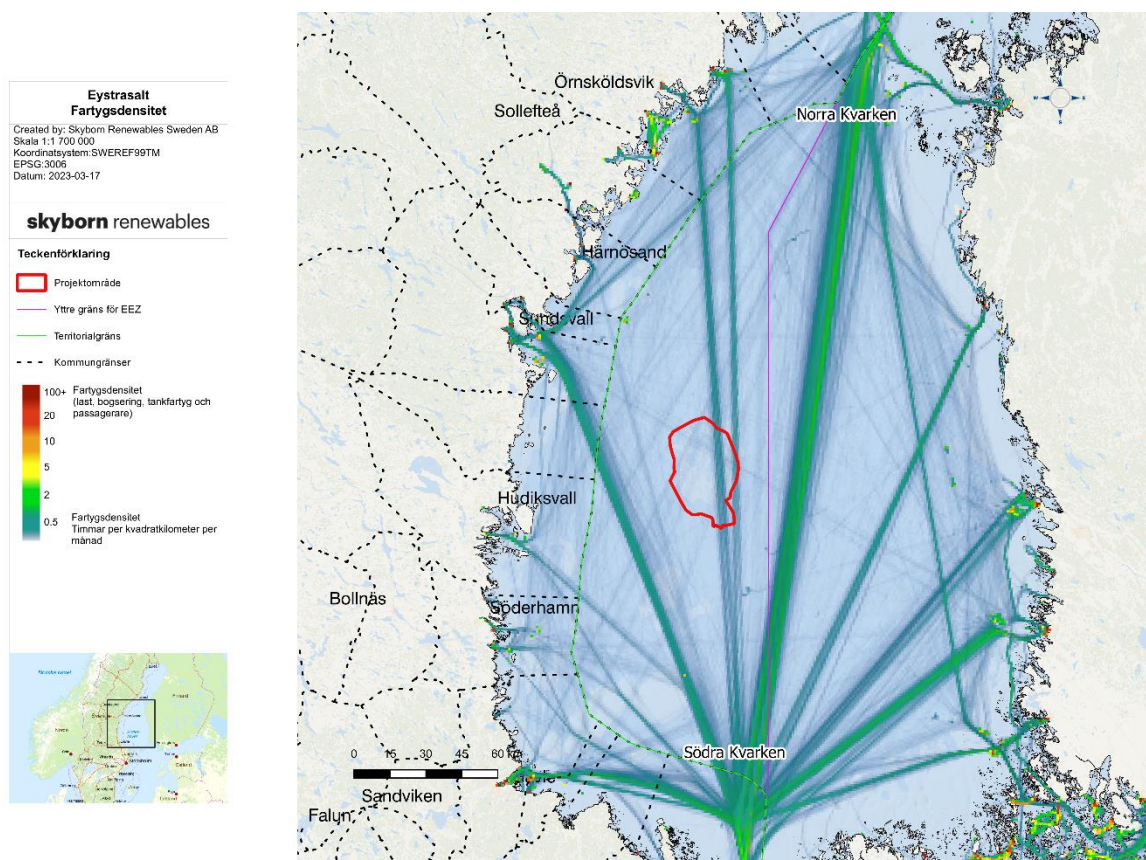
Ruttsystem är sjötrafikreglerade sträckor som syftar till att dirigera sjötrafik till särskilda områden och minska olycksriskerna för den internationella sjöfarten. De är beslutade av den internationella sjöfartsorganisationen IMO och omfattar till exempel trafikseparationsystem (TSS). Området där vindkraftparken planeras omfattas inte av TSS eller andra ruttsystem.

Sjötrafikstråk utgör den kortaste navigerbara sjövägen mellan två punkter med hänsyn tagen till tillräckligt vattendjup. Sjötrafikstråk är inte föreskrivna eller utmärkta i sjökortet (jämför farled), förutom i de avsnitt de också omfattas av ruttsystem. Genom projektområdets östra del sträcker sig ett sjötrafikstråk som utgör riksintresse för sjöfart.

7.6.1.2 Fartygstrafik

För att kartlägga fartygstrafiken i projektområdet har Skyborn låtit SSPA göra en sjöfartsanalys (Bilaga M13). Sjöfartsanalysen inkluderar en trafikanalys utifrån AIS-data (AIS är ett system som gör det möjligt att följa fartyg och dess rörelsemönster) samt en bedömning av vindkraftparkens eventuella konsekvenser för sjöfarten i form av rutförlängningar och ökad tidsåtgång. Primärt utreder sjöfartsanalysen uppkomna nautiska risker.

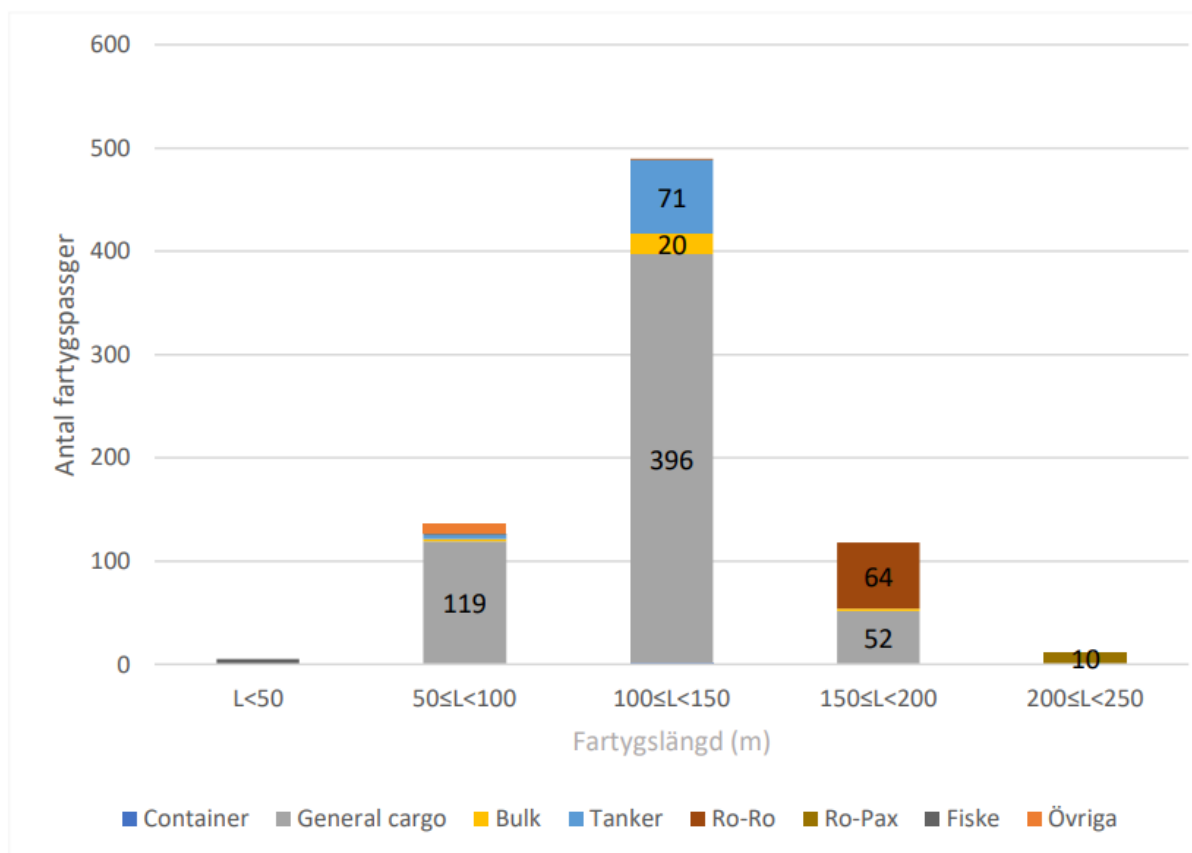
Figur 7-16 visar fartygsdensiteten i det aktuella området baserat på AIS-data från 2021. Det aktuella projektområdet överlappar två mindre fartygsstråk; det västra av dessa två stråk utgörs av trafik mellan Södra Kvarken och Örnsköldsvik samt Köpmanholmen, det östliga av de två utgörs huvudsakligen av trafik mellan Södra Kvarken och Husum. Utanför projektområdet passerar ytterligare fartygsstråk. Cirka 12 nautiska mil öster om Eystrasalt passerar trafiken mellan Södra och Norra Kvarken. Cirka 11 nautiska mil väster om parken passerar trafiken mellan Södra Kvarken och Sundsvall.



Figur 7-16. Fartygsdensitet i havsområden runt projektområden för Eystrasalt. Källa: EMODnet.

Enligt sjöfartsanalysen passerade under 2020 i genomsnitt två fartyg per dag i nord-sydlig riktning genom området för den planerade vindkraftparken. Det förekom viss trafik i väst-östlig riktning genom området. Den var mindre omfattande och inte samlad i tydligt definierade fartygsstråk.

Under 2020 dominerades fartygsrörelserna genom Eystrasaltbanken i nord-sydlig riktning av torrlastfartyg (general cargo). Majoriteten av dessa hade en längd om 100–150 m, se Figur 7-17 för fördelning av passerande fartyg. Det största fartyget som passerade var bulkfartyget BBG Guigan, 229 m långt. I ost-västlig riktning dominerar trafiken av mindre fartyg, i första hand mindre torrlastfartyg (längd mindre än 150 m) samt fiskebåtar. Det största fartyget som passerade i öst-västlig riktning var 168 m långt. I sjöfartsanalysen redovisas passagestatistik för fartygstrafiken i området mer i detalj.



Figur 7-17. Fartygspassager i nord-sydlig riktning fördelade på fartygstyp och längd. Källa: SSPA, Bilaga M13.

7.6.2 Konsekvensbedömning

Detta avsnitt beskriver den potentiella påverkan på sjöfart. I Tabell 7-16 visas en översikt av identifierade påverkansfaktorer.

Tabell 7-16. Potentiell påverkan på sjöfart.

Potentiell påverkan	Anläggning	Drift	Avveckling
Fysisk påverkan ovan havsytan	x	x	x

Konsekvensbedömningen för detta avsnitt görs utifrån den sjöfartsanalys som tagits fram inom ramen för projektet (Bilaga M13). Sjöfarten påverkas också i form av nautiska risker, detta behandlas i kapitel 16 i fullständig MKB (Bilaga T3).

7.6.2.1 Fysisk påverkan ovan havsytan

Anläggningskedde

Under anläggningskedet kommer en ökad fartygstrafik att uppstå i och i närheten av projektområdet. Som en skyddsåtgärd under anläggningskedet kommer arbetsområdet tydligt att märkas ut i syfte att förhindra påsegling. Bolaget avser även att begära att Transportstyrelsen beslutar om avlysning av arbetsområdet från övrig sjötrafik under anläggningsfasen. Detta innebär att framkomligheten för fartyg i projektområdet begränsas. Påverkan av den begränsade framkomligheten bedöms som störst då arbeten sker i östra delen av projektområdet, där planerad vindkraftpark överlappar två fartygsstråk.

Det är ännu inte bestämt vilken eller vilka hamnar som kan bli aktuella som bashamnar under anläggningskedet. Trafiken till och från hamnarna kan komma att korsa flera fartygsstråk, längre bort från projektområdet. Därmed kan sjötrafik även utanför projektområdet beröras under anläggningskedet.

Miljöeffektens storlek bedöms bli liten då intrånget sker under en tidsmässigt begränsad period i olika delar av projektområdet. I förhållande till kringliggande vattenområdets storlek och djup kommer det att vara möjligt för fartyg som ska passera att manövrera runt arbetsfartyg med avlysta arbetsområden. Mottagarens miljövärde bedöms som liten då trafikintensiteten i området är låg. Den totala konsekvensen bedöms därmed bli liten.

Driftskede

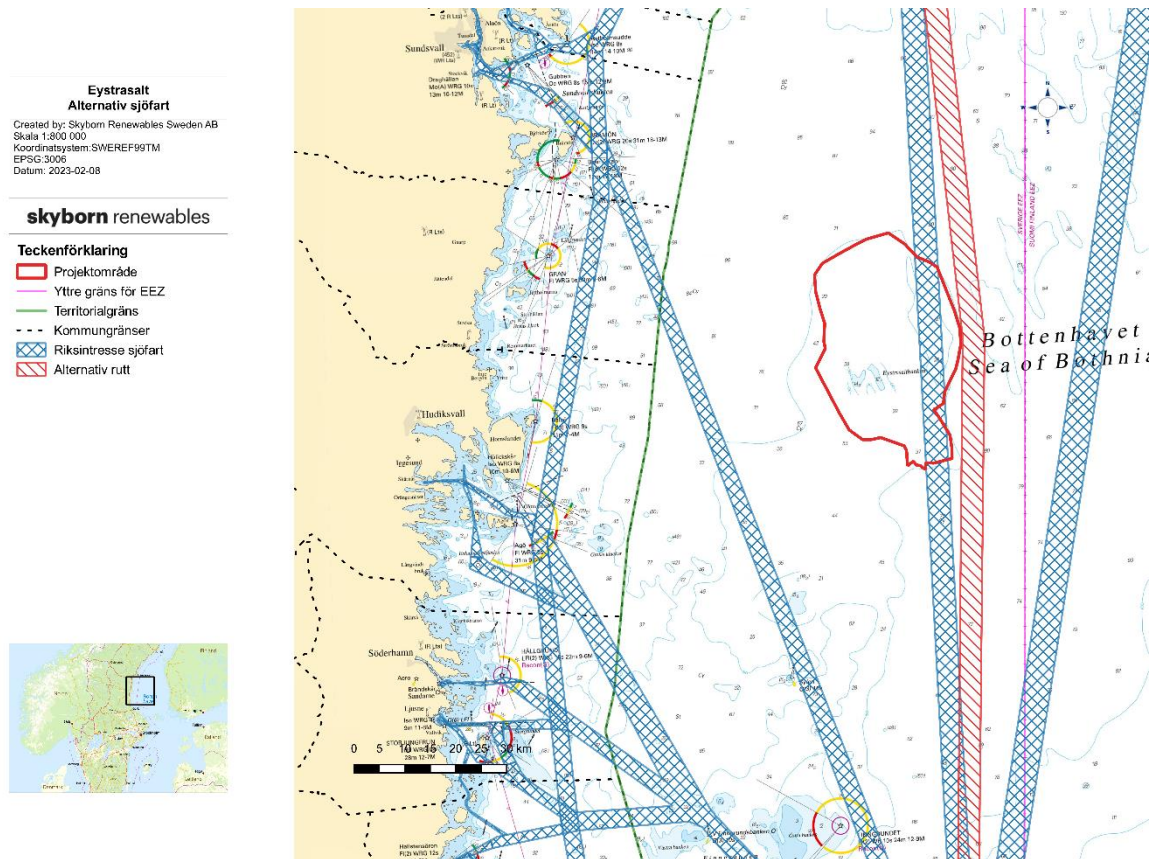
En ökning av verksamheter till havs medför att områden som idag är tillgängliga för fartygstrafik minskar. Det finns farhågor att etablering av havsbaserad vindkraft kan utgöra en potentiell källa till konflikt med sjöfartens intressen.

Vindkraftparken kommer efter etablering att ta ett havsområde i anspråk och därmed minska manöverutrymmet för sjöfarten i havet. Vindkraftparkens närvaro kommer att påverka möjligheterna för fartyg att navigera inom projektområdet och dess absoluta närområde. Större fartyg kommer enligt sjöfartsanalysen inte att kunna passera igenom vindkraftparken. För att minska sjöfartens risker kopplat till en nära passage av vindkraftparken kan förbipasserande fartyg även behöva upprätthålla ett skyddsavstånd till parken. Den fysiska påverkan av vindkraftparken kan därmed bli lite större än bara projektområdet. Hur ett fartyg väljer att navigera kring vindkraftparken efter etablering kommer bero på väldigt många faktorer. Även med en etablering av vindkraftparken kommer det att finnas mycket yta att navigera på in till berörda hamnar och en ytterst marginell ökning av resan för fartygen kommer att uppstå.

Den fartygstrafik som idag passerar genom projektområdet i nord-sydlig riktning (till och från hamnarna i Örnsköldsvik och Husum) kommer att behöva välja en färdväg utanför vindkraftparken. Den förändrade rutt som identifierats för nord-sydlig trafik (se Figur 7-18) innebär dock endast mindre resvägsförlängningar jämfört med nuvarande rutter. Ingen administrativ åtgärd krävs. Mellan North Åland Sea TSS och hamnarna i Örnsköldsvik och Husum ökar totala resvägen med 0,21 % eller motsvarande cirka 0,3 nautiska mil. Vid samma hastighet innebär det en förlängning på 2 min på hela restiden. Beräkningarna är genomförda utifrån antagande att fartygen upprätthåller ett avstånd till parken om 1,2 nautiska mil. I praktiken bedöms varken tidsåtgång eller bränsleförbrukning öka längs

den nya rutten. Till följd av ett större havsdjup och därmed minskad friktion bedöms fartygen kunna upprätthålla en högre hastighet utan ökad bränsleförbrukning (se Bilaga M13).

Fartyg i ost-västlig riktning kommer att behöva ta omvägar runt vindkraftparken. En förändring av färdvägen är dock möjlig utan vidtagande av några administrativa åtgärder. Då trafikintensiteten i ost-västlig riktning är låg bedöms totalt sett få fartyg påverkas.



Figur 7-18. Identifierad alternativ rutt för nord-sydlig trafik i rött. Nuvarande sträckning av riksintresse för sjötrafik i blått.

Miljöeffektens storlek bedöms som försumbar då varken tidsåtgång eller bränsleförbrukning bedöms öka längs ny föreslagen rutt i nord-sydlig riktning trots en något längre resväg. Mindre båtar bedöms fortsatt kunna trafikera projektområdet. Mottagarens miljövärde i området bedöms vara liten då trafikintensiteten genom projektområdet är mycket begränsad men att sjöfarten i Bottenhavet är av stor betydelse för regionen. Den totala konsekvensen för sjötrafiken bedöms därmed som försumbar.

Avvecklingskedje

Konsekvenserna för sjötrafiken under avvecklingskedjet bedöms i stort vara desamma som under anläggningsskedet. Avvecklingskedjet antas dock pågå under kortare tidsperiod vilket gör att miljöeffektens storlek antas bli försumbar. Mottagarens miljövärde bedöms som liten då trafikintensiteten i området är låg. Den totala konsekvensen bedöms därmed bli försumbar.

7.6.3 Övergripande konsekvensbedömning

I Tabell 7-17 sammanfattas konsekvensbedömningarna för sjöfarten.

Tabell 7-17. Övergripande bedömning av konsekvenserna för sjöfarten.

Påverkansfaktor	Miljöeffektens storlek	Mottagarens miljövärde	Konsekvens
Anläggningskede			
Fysisk påverkan ovan havsytan	Liten	Liten	Liten
Driftskede			
Fysisk påverkan ovan havsytan	Försumbar	Liten	Försumbar
Avvecklingskedet			
Fysisk påverkan ovan havsytan	Försumbar	Liten	Försumbar

8 Följdverksamheter

För etableringen av vindkraftparken uppkommer även följdverksamheter som prövas i särskild ordning. Följdverksamheterna omfattar anläggning, drift och avveckling av exportkabel för producerad elenergi, ökad aktivitet i de hamnar som används som anläggningshamnar samt eventuell hantering och dumpning av massor från schaktning på havsbotten. Följdverksamheterna kan komma att ge upphov till effekter och konsekvenser på olika intressen. Tillstånd för följdverksamheterna kommer att sökas separat där så krävs.

8.1 Anläggning, drift och avveckling av exportkabel

Den exportkabel som anläggs mellan vindkraftparken och anslutningspunkt på land är en följdverksamhet som kräver flera separata tillstånd. De aspekter som berörs och som behöver bedömas med avseende på de påverkansfaktorer som uppstår till följd av anläggning, drift och avveckling av exportkabeln, i den del den avser verksamhet i vatten, kommer i huvudsak motsvara de som beskrivs och bedöms för internkabelnätet i framtagna MKB. Aktuella påverkansfaktorer innefattar bland annat spridning av suspenderade sediment med tillhörande sedimentation, fysisk påverkan av havsbotten och elektromagnetiska fält. Beroende på var exportkabeln anläggs kan dessutom olika skyddade områden påverkas och kräva särskild prövning.

Miljöeffekterna bedöms huvudsakligen komma att beröra bottenfauna, bottenflora och andra marint levande organismer. I samband med anläggning kommer bottenflora och -fauna i aktuellt område att tillfälligt försvinna men återkolonisation av bottenfauna utmed en förlagd kabel förväntas ske inom en kort tidsram. Effekter kan uppkomma på fisk till följd av grumling och sedimentation där särskilt rom och larver kan påverkas. Påverkan i form av grumling och sedimentation bedöms dock vara kortvarig. När en lämplig sträckning väljs bedöms de effekterna som uppkommer sammantaget vara kortvariga och konsekvenserna för det marina livet vara små och begränsade. För områden nära land kan om så behövs anläggning med horisontell borrning utnyttjas för att inte störa känsliga biotoper.

För att undvika påverkan på olika typer av befintliga kablar behöver en genomgång av befintlig infrastruktur göras. Vid eventuella andra kablar och rörledningar i området behöver avtal om hur dessa ska korsas genomföras för att undvika konsekvenser. Detta är normala förfaranden vid kabelnedläggning.

8.2 Ökad aktivitet i anläggningshamnar

Det är ännu inte bestämt vilken/vilka hamnar som kan komma att nyttjas under anläggningskedet för vindkraftparken. De hamnar som väljs kommer att få en ökad trafikintensitet och godshantering inom hamnområdet. Sjöfarten till och i hamnarna kan ge en ökning av luftburet buller och ökade utsläpp till luft. Ökad godshantering i hamnarna innebär också ökad bullerexponering av omgivningen och ökade utsläpp av luftföroreningar. Den ökade hamnverksamheten behöver rymmas

inom aktuella hamnars tillstånd enligt 9 kap MB. I samband med tillståndsprövning av hamnarna har tillåtligheten av hamnverksamheten avgjorts. Den ökade aktiviteten i anläggningshamnarna bedöms därför ge upphov till konsekvenser som är acceptabla för människor och i miljön.

8.3 Hantering av schaktmassor

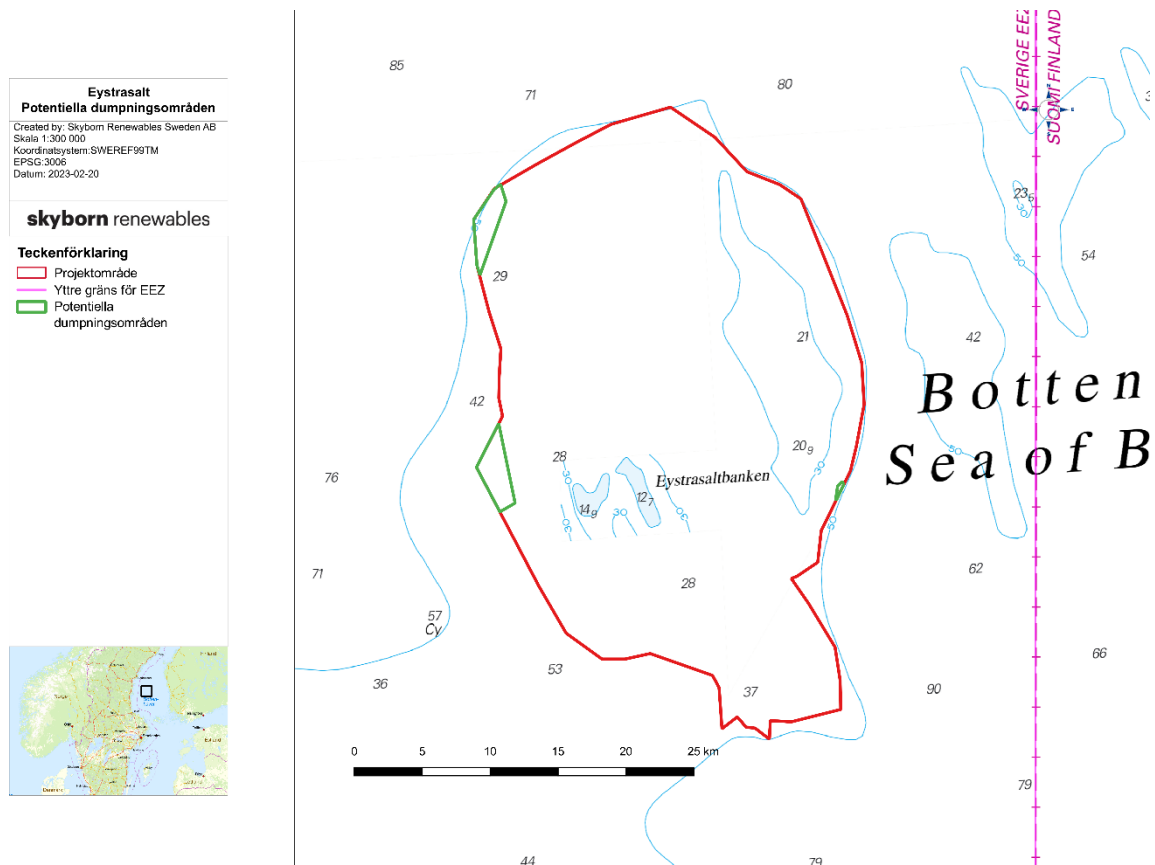
I samband med anläggningen av vindkraftparken kan det beroende på fundamenttyp överskottsmaterial/ massor uppstå. I det fall till exempel schaktning eller borrning behöver genomföras på havsbotten kan det komma att röra sig om större mängder av massor. Överskottsmassorna som består av bottensediment kan komma att betraktas som avfall och behöva omhändertas. Det kan då uppstå massor som inte kan hanteras i direkt anslutning till byggnationen utan behöver förflyttas. Den maximalt uppskattade volymen överskottsmassor uppgår till cirka 1 700 000 m³ vid WCS. Eftersom anläggningsmetod inte kan bestämmas förrän vid detaljprojekteringen är det inte heller förrän vid den tidpunkten det är möjligt att ta ställning till om schaktning behöver ske och i vilken utsträckning.

Om massorna behöver flyttas från anläggningsplatsen finns goda förutsättningar att flytta dem till lämplig plats inom projektområdet. Projektområdet är stort och i vissa delar är det också mycket djupt. Företrädesvis väljs ett område med liknande sedimenttyp som den som schaktmassorna utgörs av, alltså utifrån principen "lika på lika". Det är även fördelaktigt om området är ett ackumulationsområde för sediment. Det har inom ramen för projektet gjorts en översiktlig utredning om potentiella områden för att placera massorna på. Det har pekats ut några möjliga områden inom projektområdet som skulle kunna nyttjas och täcka behovet av att omhänderta de massor som väntas uppstå. Bottenbeskaffenhet (företrädesvis postglacial lera), djup (större än 60 m) samt tecken på ackumulationsområden är parametrar som använts vid utredning och fastställande av lämpliga ytor. Den totala arean inom projektområdet som skulle kunna utgöra lämpliga områden uppgår till 11,3 km² och föreslagna dumpningsområden redovisas i Figur 8-1. Notera dock att områdena för dumpning kan komma att ändras då mer kunskap inhämtats.

Om massorna skulle vara att betrakta som avfall och dispens från dumpningsförbudet enligt 15 kap. MB krävs dispens sökas vid detaljprojekteringen av projektet.

Påverkan som bedöms uppstå till följd av hantering av massor är spridning av suspenderade sediment med tillhörande ökad sedimentation, fysisk påverkan av havsbotten genom att den naturliga botten täcks av schaktmassor samt en förändrad batymetri och strömförhållanden. Den övervägande delen av massorna som behöver schaktas bedöms inte vara förorenade. Föroreningsgraden i de områden som väljs för eventuell dumpning bedöms vara högre än i de massor som tillförs vilket kommer resultera i en täckning av förorening på sikt.

Miljöeffekten av påverkan behöver utredas, beskrivas och bedömas för den plats som identifierats som lämplig i samband med separat prövning. För det område som identifieras som lämpligt för dumpningen är det aktuellt med analyser av suspenderade sediment för att bedöma grumling och sedimentation. Miljöeffekterna bedöms huvudsakligen komma att beröra bottenfauna och eventuellt bottenflora och andra marint levande organismer. I samband med dumpning kommer bottenfauna i aktuellt område att tillfälligt försvinna. En fullständig återkolonisation av bottenarna kan förväntas inom 3–5 år. Effekter kan uppkomma på fisk till följd av grumling och sedimentation. Påverkan i form av grumling och sedimentation bedöms dock vara kortvarig. När ett lämpligt område väljs bedöms de effekterna som uppkommer sammantaget vara kortvariga och konsekvenserna för det marina livet vara små och begränsade.



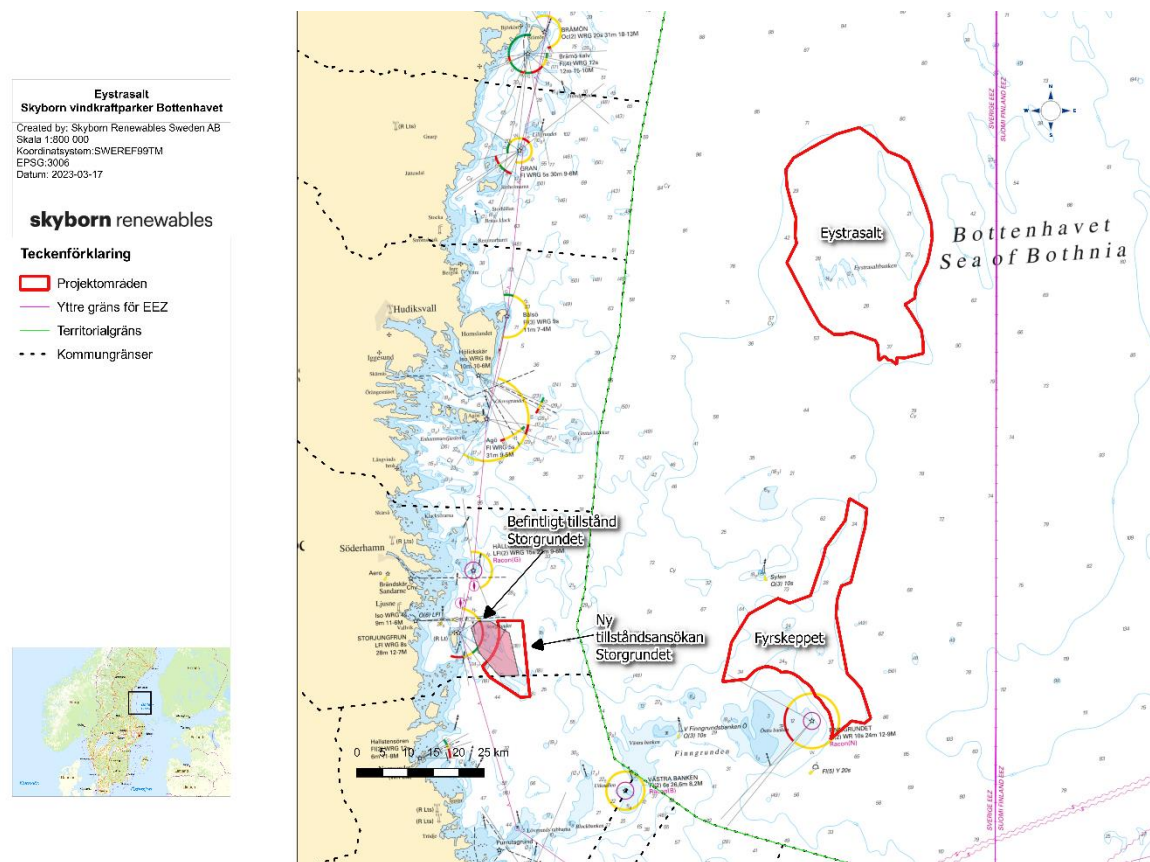
Figur 8-1. Potentiella dumpningsplatser.

9 Kumulativa effekter och bedömningar

Vindkraftpark Eystrasalts påverkan på miljö och omgivning har konsekvensbedömts i kapitlet ovan. Utöver denna påverkansbedömning ska en bedömning göras om påverkan från andra projekt och aktiviteter i området kan adderas och medföra kumulativa effekter. Det kan till exempel vara andra tillståndsgivna projekt eller aktiviteter som pågår i ett område, så som sjöfart. Andra projekt och aktiviteter kan vara utan betydande påverkan individuellt men kan, om de betraktas i kombination med påverkan från planerad verksamhet, innebära en kumulativ påverkan. I en kumulativ bedömning ska hänsyn tas till befintliga och tillståndsgivna verksamheter, för vilka omfattning, förutsättning och lokalisering är kända. Under samrådet har flera parter framfört att bedömningen av kumulativa effekter utöver tillståndsgivna och med annan rätt pågående projekt och verksamheter ska bedömas från andra vindkraftparker som är under planering. Det pågår för närvarande en omfattande projektering av vindkraft ute till havs. Antalet ansökningar om undersökningstillstånd enligt kontinentalsockellagen har ökat med flera hundra procent på några år. Även antalet ärenden som olika verksamhetsutövare samråder om och planerar har ökat stort. I flera fall planeras vindkraftparker av olika projektörer på samma ytor och med mycket korta avstånd till varandra. Många av de vindkraftparker som planeras kommer därför inte att anläggas. Att försöka bedöma kumulativa effekter blir därför spekulativt och riskerar att påvisa mycket mer effekter än vad som faktiskt är realistiskt. Bedömningar av påverkan av en samlad planerad större vindkraftsproduktion görs inom ramen för arbetet med havsplaner.

Det är vanligt att inkludera egna vindkraftparker även om de inte är uppförda eller har tillstånd än. I aktuell region i södra Bottenhavet finns inga övriga (av andra vindkraftsutvecklare) tillståndsgivna

vindkraftsparker. I Figur 9-1 presenteras Bolaget vindkraftsparker som inkluderats i bedömningen av kumulativa effekter.



Figur 9-1. Befintliga, tillståndsgivna och egenplanerade verksamheter av Skyborn i Bottenhavet.

Vindkraftparken på Storgrundet har ett befintligt tillstånd men ansöker om tillstånd för vindkraftverk med högre totalhöjd. Bedömningarna utgår från att Storgrundet byggs ut i enlighet med ny ansökan om tillstånd. För vindkraftparken Fyrskäppet har samråd genomförts och tillståndsansökan planeras till första halvåret 2023. Tabell 9-1 presenterar information om Skyborns projekt Storgrundet ny ansökan och Fyrskäppet. Enligt preliminär tidplan som visas i Tabell 9-2 kommer anläggning av vindkraftpark Eystrasalt påbörjas efter att vindkraftparkerna Storgrundet och Fyrskäppet redan är byggda och i drifttagna. Annan befintlig verksamhet i närområdet består huvudsakligen av fartygstrafik och yrkesfiske. Verksamheterna bedöms ge upphov till visst undervattensbuller men av mindre betydelse till följd av lägre ljudnivåer och begränsad trafik. Yrkesfisket medför sannolikt den största orsaken till mortalitet för fisk i Bottenhavet.

Utgångspunkten för att bedöma de kumulativa effekter som kan uppstå har varit att de identifierade konsekvenserna för vindkraftpark Eystrasalt ska vara större än försumbara för olika värden och intressen. Det innebär att om konsekvensen för anläggning eller drift bedöms vara försumbar så bedöms det inte kunna ge upphov till några kumulativa effekter med annan verksamhet eller vindkraftpark. Ingen bedömning av kumulativa effekter har gjorts för avecklingskedet då det ligger så pass långt fram i tiden och inkluderar för många osäkerheter.

De miljöaspekter som identifierats kunna ge upphov till kumulativa effekter från Eystrasalt Offshore redovisas i Tabell 9-3.

Tabell 9-1. Egna planerade vindkraftsprojekt som ligger i närheten av projektområdet för Eystrasalt.

Projekt	Projekt-utvecklare	Status	Uppskattad årlig energiproduktion	Totalhöjd på turbiner (maximalt)	Antal verk (maximalt)	Källa
Storgrundet	Skyborn	Tillstånd meddelat 14 september 2023	3–3,5 TWh	290 m	51	(Skyborn renewables, 2022a)
Fyrskippet	Skyborn	Tillståndsansökan ingiven 7 juli 2023 ¹	8–11 TWh	350 m	215	(Skyborn renewables, 2022b)

Tabell 9-2. Tidslinje för egna projekt i närheten av Eystrasalt. Orange markering – anläggningskedje, grön – driftskede.

Projekt	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035
Eystrasalt												
Storgrundet												
Fyrskippet												

Tabell 9-3. Miljöaspekt och påverkansfaktor som bedöms i analysen för kumulativa effekter.

	Miljöaspekt och påverkansfaktor
Anläggningskedje	Fisk - undervattenbuller samt suspenderade sediment och sedimentation
	Yrkesfiske - undervattensbuller
	Sjöfart - fysisk påverkan ovan havsytan
Driftskede	Fisk - undervattensbuller

9.1 Anläggningskedje

9.1.1 Fisk och yrkesfiske

För fisk och yrkesfiske är det undervattensbuller som är av betydelse för påverkan. För fisk har även suspenderade sediment och sedimentation påverkan av betydelse. Då de andra vindkraftparkerna är planerade att vara färdigt anlagda vid tidpunkten då anläggningsarbetet för Eystrasalt påbörjas bedöms inga ytterligare kumulativa effekter med avseende på undervattensbuller eller suspenderade sediment och sedimentation på vare sig fisk eller yrkesfiske att uppstå utöver de som redan nämns under respektive avsnitt i MKB. Påverkan på fisk till följd av tillfällig hörselnedsättning och eventuella beteendestörningar bedöms vara helt underordnad den fiskmortalitet som orsakas av yrkesfisket och några kumulativa effekter av betydelse bedöms inte uppkomma.

9.1.2 Sjöfart

Påverkan på sjöfarten vid etablering av Eystrasalt Offshore är huvudsakligen begränsad till de fartyg som idag passerar genom projektområdet längs fartygsstråken till och från hamnarna i Örnsköldsvik och Husum. En kumulativ effekt kan uppstå om dessa fartyg påverkas av ytterligare verksamheter.

¹ När ansökan för Eystrasalt Offshore skickades in till svenska regeringen var ansökan för Fyrskippet Offshore fortfarande under förberedelse. Denna rapport togs fram vid senare tillfälle, efter att ansökan för Fyrskippet skickats in. Datum för inskick av Fyrskippet var 2023-07-07.

Eftersom fartygsstråken inte passerar några tillståndsgivna eller egenplanerade verksamheter bedöms dock inga kumulativa effekter uppkomma.

Under anläggningskedet kommer även trafik av anläggningsfartyg förekomma till och från den eller de hamnar som väljs som bashamnar. Därmed kommer sjöfart även utanför projektområdet påverkas i viss utsträckning under anläggningskedet. Om bashamnarna till exempel förläggs längs den svenska kusten kan även fartyg på fartygsstråk väster om Eystrasalt Offshore påverkas. Väster om Eystrasalt finns fartygsstråk som längre söderut överlappar med vindkraftparkerna Fyrskeppet och Storgrundet. Fartyg på dessa fartygsstråk kan därmed riskera att påverkas av både anläggningstrafik till och från projektområdet för Eystrasalt Offshore, och av aktiviteter kopplade till verksamheterna vid Storgrundet och Fyrskeppet. Intensiteten av fartygstrafik i Bottenhavet är dock låg och några kumulativa effekter som har betydelse för sjöfarten bedöms inte uppkomma.

9.2 Driftskede

9.2.1 Fisk

Under driftskedet bedöms undervattensbullret från ljudet av vindkraftverken kunna påverka fisk inom området och till och med upp till några kilometer utanför. I och med att denna effekt kan uppstå i alla tre parkområden samtidigt bedöms kumulativa effekter kunna uppstå. Det är stora avstånd mellan vindkraftparkerna och ljudeffekterna från Storgrundet och Fyrskeppet bedöms inte ge ökade ljudnivåer vid Eystrasalt. Vindkraftparkerna tillsammans ökar det totala havsområde där undervattensbuller från vindkraftverk i drift kan uppstå. Inga kumulativa effekter av betydelse bedöms dock uppstå för fisk.

9.2.2 Vakeffekter mellan närliggande vindkraftparker

Vindkraftverk omvandlar rörelseenergi i atmosfären till elektricitet vilket minskar vindhastigheten bakom rotern. Vakeffekter kan ha en stor påverkan på en vindkraftparks årliga elproduktion. Desto mer det omgivande horisontella luftflödet påverkas, desto större reducering av vindhastigheten uppkommer. Det innebär att ett kluster av vindkraftparker har en större påverkan på rörelseenergin i atmosfären jämfört med en isolerad vindkraftpark.

Vakeffekten är större i offshoresammanhang jämfört med på land på grund av avsaknaden av topografi, ytråhet och termiska faktorer. Under stabila atmosfäriska förhållanden kan vakeffekter från havsbaserade vindkraftparker sträcka sig upp till 50–70 km (Akhtar, Geyer, Rockel, Sommer, & Schrum, 2021). Vakernas längd har observerats genom empiriska mätningar och studerats i numeriska modeller. Studier visar att vakeffekter kan minska vindenergi med 40 % och därtill öka den atmosfäriska turbulensen (Platis, Siedersleben, & Bange, 2018). Följaktligen påverkar vakeffekterna inte bara produktionen utan resulterar också i ökat slitage vilket kan minska vindkraftverkens livslängd.

Med detta som bakgrund har Skyborn låtit utföra vakeffektsberäkningar i syfte att studera hur stora kumulativa vakeffekter Eystrasalt Offshore har på de närliggande vindkraftparkerna Storgrundet och Fyrskeppet. Tabell 9-4 presenterar resultaten från studien.

Resultat från vakeffektsberäkningarna visar att Eystrasalt Offshore kommer generera kumulativa vakeffekter på två närliggande vindkraftparker. Den totala vakeffekten och reducerade årsproduktionen samt den ökade atmosfäriska turbulensen är dock begränsad på grund av avstånden mellan vindkraftparkerna. Några kumulativa effekter av betydelse bedöms inte uppkomma avseende vakeffekter på närliggande vindkraftparker.

Tabell 9-4. Potentiella vakeffekter på närliggande vindkraftparker.

Vindkraftpark	Avstånd till Eystrasalt Offshore (km)	Vakeffekt (%)	Reducerad årsproduktion (MWh)	Ökad turbulens
Storgrundet	Ca 80	Ca 0,1	Ca 2 700	Marginellt
Fyrskippet	Ca 30	Ca 0,25	Ca 29 000	Marginellt

10 Gränsöverskridande påverkan

Gränsöverskridande påverkan avser påverkan som sträcker sig över nationella gränser.

Gränsöverskridande påverkan från anläggning av Eystrasalt Offshore bedöms potentiellt kunna uppkomma i Finland avseende fisk, yrkesfiske, visuell påverkan samt radar, kommunikation och flyg.

Avseende fågel kan konstateras att Eystrasalt Offshore är lokaliserat mer än 100 km till den finska kusten. Detta är betydande avstånd för fåglar som häckar i Natura 2000-områden längs kusten. Ingen fågelart som häckar längs den finska kusten förutom östersjötrut bedöms flyga så långt ut till havs för att hämta föda under häckningsperioden. Påverkan på östersjötrut har bedömts vara liten. Undanträngningseffekter för den mest känsliga arten, smålom, är cirka 10 km vilket innebär att det inte sker någon gränsöverskridande påverkan.

Avstånden från Eystrasalt Offshore till Natura 2000-områden och andra naturskyddsområden i Finland är över 100 km. Den planerade verksamheten bedöms inte ha någon påverkan av betydelse på skyddad natur.

Övriga aspekter som tagits upp i MKB:n bedöms inte ge upphov till någon gränsöverskridande påverkan.

10.1 Fisk

Undervattensbuller från anläggningsskedet kan potentiellt påverka fisk i finsk ekonomisk zon. Den finska gränsen ligger som närmast cirka 13 km öster om projektområdet för Eystrasalt Offshore. I ett WCS har avståndet för tillfällig hörselskada (TTS) för fisk beräknats till cirka 13 km. Fisk i finskt vatten kan därmed marginellt komma att beröras av TTS från Eystrasalt Offshore genom att de skräms bort från havsområden inom den finska gränsen. Detta gör att en viss gränsöverskridande påverkan kan uppstå. Området som kan beröras är dock mycket litet och bedöms innebära försumbara konsekvenser. Området bedöms inte heller vara av särskild betydelse för fisk.

10.2 Yrkesfiske

Som beskrivs ovan kan fisk i anläggningsskedet komma att skrämmas bort från havsområden i den yttre delen av den finska ekonomiska zonen. Därmed kan fiskare i finska vatten beröras av gränsöverskridande påverkan. Troligtvis kommer bullerpåverkan att innebära att fisken söker sig till andra lokaler, huvudsakligen på finskt vatten, vilket innebär att fiskemönstren kan behöva anpassas. Det bedöms dock inte vara möjligt att förutse hur fiskemönstren påverkas och var fisket i stället kan bedrivas under anläggningsperioden. Gångtiderna till fiskeplatser kan både bli längre och kortare, ansamling av fisk kan bli mer koncentrerad eller mer utspridd, vilket innebär att fisket kan bli mer eller mindre effektivt. Området på finskt vatten som bedöms kunna påverkas av förändrade fiskemönster till följd av undervattensbuller är dock mycket litet. Som nämnt i tidigare avsnitt ligger den finska gränsen på ett avstånd om cirka 13 km från projektområdet för Eystrasalt Offshore. Området som vid WCS påverkar fisk med TTS är cirka 13 km. Den gränsöverskridande påverkan på yrkesfisket bedöms inte vara betydande. För finska fiskare på svenskt vatten bedöms påverkan under avsnitt 7.5 och bedöms inte vara en gränsöverskridande påverkan.

10.3 Visuell påverkan

Öster om planerad vindkraftpark finns finskt vatten där vindkraftparken kan vara synlig. Avståndet till den finska kusten med öar och fastlandet är stort, cirka 110 km. På detta avstånd kommer vindkraftparken att försvinna bortom horisonten till följd av jordens krökning och därmed inte vara möjlig att se från land. Därmed uppstår ingen gränsöverskridande påverkan av betydelse.

10.4 Radar-, tele-, och radiokommunikation och flyg

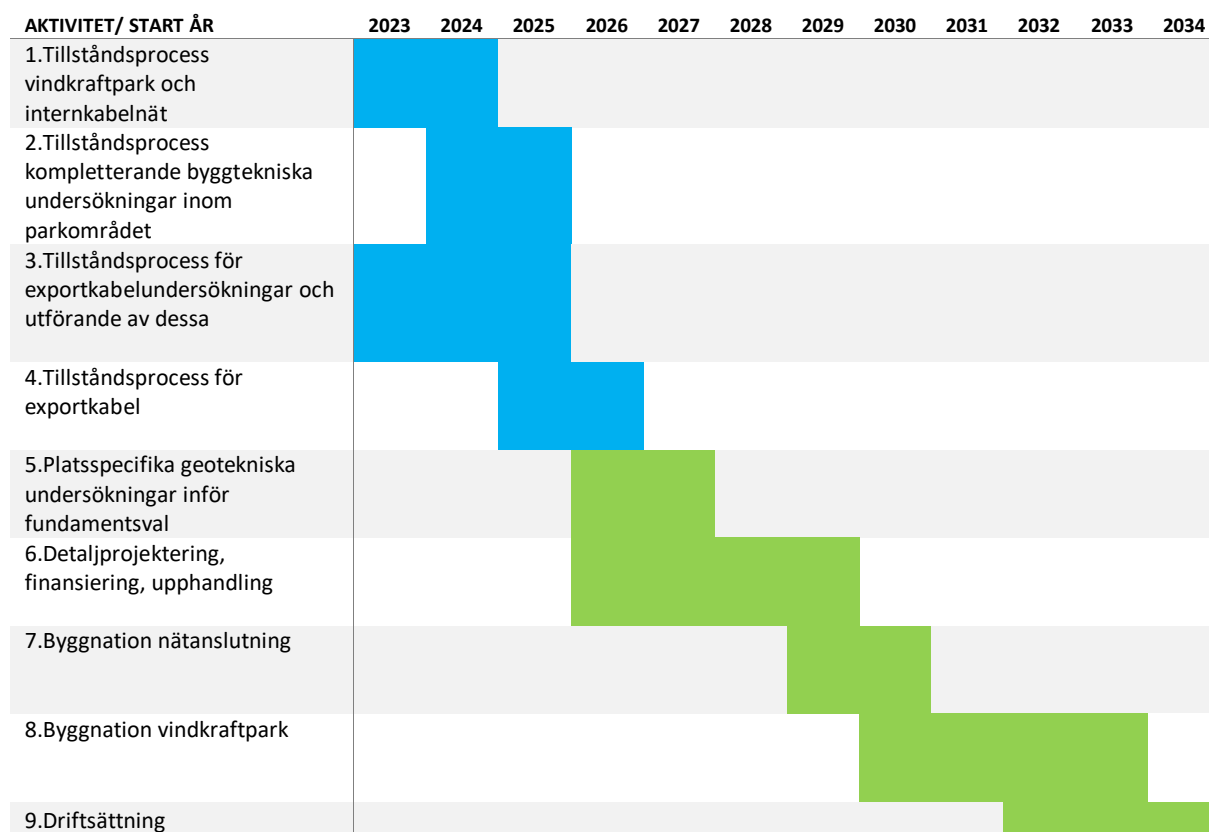
För Eystrasalt Offshore finns det ingenting som tyder på att det uppstår någon gränsöverskridande påverkan på radar, telekommunikation eller flygtrafik. Vindkraftparken bedöms till exempel inte ge radarstörningar för fartyg på den finska sidan då avståndet är större än 1,5 nautiska mil (se sjöfartsanalys Bilaga M13). Tele- och radiokommunikation bedöms inte störas av en vindkraftpark på Eystrasaltbanken. Den planerade vindkraftparken bedöms inte påverka hinderfrihet för flygtrafiken av betydelse, inga större finska flygplatser finns i närområdet

10.5 Sammanfattande bedömning av gränsöverskridande påverkan

För gränsöverskridande påverkan har endast en mindre påverkan på fisk och yrkesfiske identifierats. Påverkan är förknippat med det undervattensbuller som kan uppkomma under anläggningskedet. Sammantaget bedöms ingen gränsöverskridande påverkan av betydelse uppstå till följd av Eystrasalt Offshore.

11 Preliminär tidplan

Nedan redovisad tidplan, se Figur 11-1, får ses som ett exempel då många av de avgörande faktorer som påverkar tidplanen ligger utanför Bolagets kontroll. Förutsättningar för driftsättning är starkt förknippat med hur lång tid tillståndsprocesser tar, när i tiden Svenska kraftnät möjliggör för nätanslutning, samt de platsspecifika geologiska förutsättningarna som är fullt kända först efter geotekniska provborrningar.





Figur 11-1. Preliminär tidplan för Eyrasalt Offshore.

1. Tillståndsansökan lämnas in till regeringen för prövning. Prövningen beräknas ta cirka 1,5 år.
2. Strax innan, eller i samband med att tillstånd för vindkraftparken har lämnats, initieras tillståndsprocesser för kompletterande undersökningar inom parkområdet (bland annat avseende för varje enskilt vindkraftfundament platsspecifika provborrningar, så kallade geotekniska undersökningar).
3. Ansökan för undersökningar relaterade till tillstånd för exportkabel lämnas till prövande myndighet. När tillstånd lämnas genomförs sjömätningar och andra miljöbedömningsrelaterade undersökningar längs den tilltänkta kabelkorridoren.
4. Ansökan enligt miljöbalken, kontinentalsockellagen samt koncession avseende tillstånd för byggnation och drift av sjökabel lämnas för prövning hos respektive prövande myndighet.
5. Geotekniska provborrningar genomförs för att avgöra val av fundamentsteknologi. Provborrning görs även för att säkerställa god bärighet vid slutlig positionering av varje enskilt fundament inom vindkraftparkområdet.
6. Vindkraftparken detaljprojekteras genom fördjupad teknisk design. När slutlig design beslutas säkerställs finansiering och komponenter upphandlas.
7. Byggnation av sjökabel till land påbörjas.
8. Byggnation av vindkraftparken initieras. De bästa förutsättningarna för byggnation sett till väderförhållanden är under perioden från april till september. Tidsåtgången kan komma att justeras för att undvika installationer eller undersökningar under vinterhalvåret.
9. Parken driftsätts kontinuerligt med start under 2032, sannolikt sker driftsättning i fyra intervall under tidsperioden 2032–2034 beroende på idag okända faktorer.

12 Kontroll och uppföljning

Ett kontrollprogram kommer att upprättas i samråd med tillsynsmyndigheten och andra berörda myndigheter. Kontrollprogram ska tas fram inför anläggning-, drift och avvecklingsskedet. Syftet med kontrollprogrammet är att säkerställa att vidtagna skyddsåtgärder fungerar som planerat, att tillståndsvillkoren efterlevs och att tillföra kunskap för att minska miljöpåverkan så mycket som möjligt. Kontrollprogrammet kan också användas för att övervaka förändringar i miljön som skulle kunna uppstå till följd av verksamheten.

Ett förslag till kontrollprogram tas fram under detaljprojekteringen av verksamheten och samråd om dess utformning och omfattning sker i god tid innan anläggningsarbeten avses påbörjas. Av kontrollprogrammet kommer framgå hur besiktning och kontroll av verksamheten ska ske, vilka mätmetoder som ska användas, frekvens av mätningar och utvärderingsmetoder.

Kontrollprogrammet kommer att utgå från tillståndsbeslutet och dess villkor. Kontrollprogrammet som kommer att tas fram kommer att vara baserat på:

- > Det som ansetts ge påverkan av betydelse orsakad av verksamheten
- > Erfarenheter från liknande verksamhet
- > Föreskrivna åtaganden av skyddsåtgärder och försiktighetsmått

Konsekvensbedömningen visar att anläggningsskedet endast kommer att ha begränsad påverkan på den marina miljön och andra pågående verksamheter. Den genomförda kontrollen kommer följa upp om denna bedömning är korrekt. Det föreslås därför att kontrollprogrammet bland annat inkluderar

kontroll av undervattenbiller under anläggningsskedet. Under drift bedöms undersökning av förekomst av fladdermöss att kontrolleras. Denna uppföljning ska ske under två års tid och program föreslås tas fram i samråd med länsstyrelsen.

13 Referenser

- Aarts, G., Brasseur, S., & Kirkwood, R. (2017). *Response of grey seals to pile-driving*. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006.
- Ahola, M., Halkka, A., Jussi, M., Kunnasranta, M., Laine, A., Nordström, M., . . . Vysotsky, V. (2017). *The Baltic Ringed Seal – An arctic seal in European Waters*. WWF Finland report 36.
- Akhtar, N., Geyer, B., Rockel, B., Sommer, P., & Schrum, C. (2021). Accelerating deployment of offshore wind energy alter wind climate and reduce future power generation potentials. *Nature Briefing*.
- Allan, B., Browman, H., Shema, S., Skiftesvik, A., Folkvord, A., Durif, C., & Kjesbu, O. (2022). Increasing temperature and prey availability affect the growth and swimming kinematics of Atlantic herring (*Clupea harengus*) larvae. *Journal of Plankton Research*, 44(3), 401-413.
- Andersson, M., & Öhman, M. (2010). Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, 61, 642-650.
- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., . . . Wikström, A. (2016). *Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning*. Vindval rapport 6723. Naturvårdsverket.
- Andersson, M., Sigray, P., & Persson, L. (2011). *Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk*. Vindval, rapport 6436. Naturvårdsverket.
- Andrulewicz, E., & Otremba, Z. (2011). *Disturbances of Natural Physical Fields by Technical Activities and their Implications for Marine Life: the case of the Baltic Sea*. ICES CM/S:04.
- Aneer, G. (1989). Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. *Fisheries Research*.
- Aneer, G., Florell, G., Kautsky, U., Nellbring, S., & Sjöstedt, L. (1983). In-situ observations of Baltic herring (*Clupea harengus* membras) spawning behaviour in the Askö-Landsort area, northern Baltic proper. *Marine Biology*, 105-110.
- Aspenberg, P., & Axbrink, M. (2009). *Kustfåglar i Gävleborg 2007*. Rapport 2009:10. Länsstyrelsen Gävleborg.
- Backer och Frias. (2013). *Planning the Bothnian sea*. Hämtat från <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Planning-the-Bothnian-Sea.pdf>
- Bayne, B., Widdows, J., & Thompson, R. (1976). Physiological integrations. *Marine mussels: their ecology and physiology*, 261-291.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R., & Åstrand Capetillo, N. (2012). *Vindkraftens effekter på marint liv*. En syntesrapport. Vindval Rapport 6488. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Bergström, L., Lagenfelt, I., Sundqvist, F., Andersson, I., Andersson, M., & Sigray, P. (2013a). *Fiskundersökningar vid Lillgrund vindkraftpark - Slutredovisning av kontrollprogram för fiske 2002-2010*. På uppdrag av Vattenfall Vindkraft AB. Havs- och vattenmyndigheten, Rapport nummer 2013:18. Hämtat från <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1366379/FULLTEXT01.pdf>

- Bergström, L., Sundqvist, F., & Bergström, U. (2013b). 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., Svahn, E., & Adill, A. (2023). *Provfiske efter strömming i södra Bottenhavet – översikt av äldre studier och återbesök 2022*. Uppsalla: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser.
- Bergström, L., Öhman, M., Berkström, C., Isaeus, M., Kautsky, L., Nyström Sandman, A., . . . Wahlberg, M. (2022). *Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv - En syntesrapport om kunskapsläget 2021*. . Vindval.
- Bergström, U., Olsson, J., Casini, M., Eriksson, B., Fredriksson, R., Wennhage, H., & Appelberg, M. (2015). Stickleback increase in the Baltic Sea - A thorny issue for coastal predatory fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163(PB), 134-142.
- Betke, K. (2014). Underwater construction and operational noise at alpha ventus. s.l.: *Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus*, 171-180.
- Bochert, R., & Zettler, M. (2006). Effect on Electromagnetic Fields on Marine Organisms. i J. Köller, J. Köppel, & W. Peters, *Offshore Wind Energy* (ss. 223-234). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Bruderer, B., Peter, D., & Korner-Nievergelt, F. (2018). Vertical distribution of bird migration between Baltic Sea and the Sahara. *Journal of Ornithology*, 159, 315-336.
- BSH. (2013). *Offshore Wind Farms –Prediction of Underwater Sound –Minimum Requirements on Documentation -Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie*.
- Bylemans, J., Furlan, E., Hardy, C., McGuffie, P., Lintermans, M., & Gleeson, D. (2017). An environmental DNA-based method for monitoring spawning activity: a case study, using the endangered Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *Methods in Ecology and Evolution*.
- Båmstedt, U., Larsson, S., Stenman, Å., Magnhagen, C., & Sigray, P. (2009). *Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken*. Vinval Naturvårdsverket Rapport 5924.
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., . . . 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.
- Casini, M., Cardinale, M., & Arrhenius, F. (2004). Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the southern Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 1267-1277.
- Collins, R., Wangensteen, O., O'Gorman, E., Mariani, S., Sims, D., & Genner, M. (2018). Persistence of environmental DNA in marine systems. *Commun Biol*, 1(185). doi:<https://doi.org/10.1038/s42003-018-0192-6>
- CSA. (2019). *Evaluation of Potential EMF Effects on Fish Species of Commercial or Recreational Fishing Importance in Southern New England*. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Headquarters, Sterling, VA. OCS Study BOEM 2019-049.
- Dahl, M., & Näslund, J. (2018). *Representativitet av marina bevarandemål och naturvärden inom Sveriges skyddade områden*. *AquaBiota Notes* 2018:05. 26 sid. .

- Danish Energy Agency. (2016). "Guideline for underwater noise – Installation of Impact-driven piles." *Energistyrelsen, Center for Energiressourcer.*
- Danska energistyrelsen. (2022). *Guidelines for underwater noise - installation of impact or vibratory driven piles.* Danish Energy Agency.
- Davison, D., & Hughes, D. (1998). *Zostera biotopes: An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs.* Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project).
- Dehnhardt, G., Mauck, B., Hanke, W., & Bleckmann, H. (2001). Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). *Science*, 293(5527), 102-104.
- Dietz, R., Galatius, R., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Rigét, F., Schack, H., . . . Thomsen, F. (2015). *Marine mammals - Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak Offshore Wind Farm,* . Aarhus University, DHI.
- Dunlop, E., Reid, S., & 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.
- Dziaduch, D. (2011). Diet composition of herring (*Clupea harengus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) in the southern Baltic Sea in 2007 and 2008. *Oceanological and Hydrobiological Studies.*
- Edrén, S., Andersen, S., Teilmann, J., Carstensen, J., Harders, P., Dietz, R., & Miller, L. (2010). The effect of a large Danish offshore wind farm on harbour and gray seal haul-out behavior. *Marine mammal science*, 26(3), 614-634.
- Elmer, S. (1983). Undersökning av sillens reproduktionsområde i Blekinge skärgård 1980-1982. *Meddelande från havsfiskelaboratoriet, Lysekil.*
- Energiforsk. (2022). *Frågor och svar om EMF.* Hämtat från <https://energiforsk.se/program/elektriska-och-magnetiska-falt/fragor-och-svar/> den 05 12 2022
- Energimyndigheten. (2023). *Scenarier över Sveriges energisystem 2023.* Stockholm: Statens energimyndighet.
- Engås, A., Lokkeborg, S., Ona, E., & Soldal, A. (1996). Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Journal*, 53(10), 2238-2249.
- Enhus, C., Bergström, H., Müller, R., Ogonowski, M., & Isaeus, M. (2017). *Kontrollprogram för vindkraft i vatten. Sammanställning och granskning, samt förslag till rekommendationer för utformning av kontrollprogram. Vindval, rapport 6741.* Naturvårdsverket.
- Erftemeijer, P., & Lewis, R. (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1553-1572.
- Eriksson, B., Johansson, G., & Snoeijs, P. (1998). Long-term changes in the sublittoral zonation of brown algae in the southern Bothnian Sea. *European Journal of Phycology*, 33:3, 241-249.
- Eriksson, B., Sieben, K., Eklöf, J., Ljunggren, L., Olsson, J., Casini, M., & Bergström, U. (2011). Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. *Ambio*, 40(7), 786-797.

- EU. (2013). *Artikel 16.8 i RF 1380/2013. Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1380/2013 av den 11 december 2013*. EU.
- Fey, D., Jakubowska, M., Greszkiewicz, M., Andrulewicz, E., Otremba, Z., & Urban-Malinga, B. (2019). Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish? *Aquatic Toxicology*, 209, 150-158.
- Freyhof, J. (2011). *Coregonus maragena*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2013: eT135672A4176316*.
doi:<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T135672A4176316.en>
- Geffen, A. J. (2009). Advances in herring biology: from simple to complex, coping with plasticity and adaptability. *ICES Journal of Marine Science*, 1688-1695.
- Gollash, S., & Rosenthal, H. (2006). The world's busiest man-made water-way and biological invasions. i S. Gollasch, B. Falil, & A. Cohen, *Bridging Divides: maritime canals as invasion corridors. Monographiae Biologicae 83*. Springer. doi:https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5047-3_2
- Haegele, C., & Schweigert, J. (1985). Distribution and Characteristics of Herring Spawning Grounds and Description of Spawning Behavior. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39-55.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., & Granmo, Å. (2009). *Miljöeffekter vid muddring och dumpning - En litteratursammanställning. Rapport 5999*. Naturvårdsverket.
- Han, F., Jamsandekar, M., Pettersson, M., Su, L., Fuentes-Pardo, A., Davis, B., . . . Andersson, L. (2020). Ecological adaptation in Atlantic herring is associated with large shifts in allele frequencies at hundreds of loci. *ELife*, 9. doi:<https://doi.org/10.7554/eLife.61076>
- Hansson, M., & Westerberg, H. (1897). Occurrence of magnetic material in teleosts. *Comp. Biochem. Phys. A Physiology*, 86, 169-172.
- Hansson, P. (2011). *Marin naturinventering 2006 i Gävleborgs län: Gran, Vitörarna, Notholmen, Hornslandet, Storjungfrun, Kalvhararna, Vitgrund-Norrskär*. Länsstyrelsen Gävleborg. Rapport 2001:1.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2012). *Nationell förvaltningsplan för Gråsäl (Halichoerus grypus) i Östersjön*.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2019c). *Miljöövervakning - säl*. Hämtat från <https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/marin-miljoovervakning/sal.html> den 12 10 2021
- Havs- och vattenmyndigheten. (2019d). *Nationell förvaltningsplan för gråsäl (Halichoerus grypus) i Östersjön. Reviderad 2019. Rapport 2019:24*.
- HELCOM. (2013). *HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environment Proceedings No. 140*. Helsinki: Helsinki Commission.
- HELCOM. (2019). *Noise sensitivity of animals in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings N°167*. Helsinki: HELCOM.
- HELCOM. (2020). *HELCOM Map and data service. Potential spawning areas for herring (PBS EFH)*. Hämtat från <https://maps.helcom.fi/website/mapservice/>

- HELCOM. (den 24 Mars 2023). *Management*. Hämtat från HELCOM: <https://helcom.fi/action-areas/fisheries/management/>
- HELCOM. (den 24 Mars 2023b). *TACs and Quotas*. Hämtat från HELCOM: <https://helcom.fi/action-areas/fisheries/management/tacs-and-quotas/>
- Hutchison, Z., Hendrick, V., Burrows, M., Wilson, B., & Last, K. (2016). Buried Alive: The Behavioural Response of the Mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to Sudden Burial by Sediment. *PLoS ONE*, *11*(3).
- Hvidt, C., & Jensen, B. (2005). *Hydroacoustic monitoring of fish communities at offshore wind turbine foundations; Nysted Offshore Wind Farm at Rødsand, Annual Report 2004*.
- Hvidt, C., Brünnner, L., & Knudsen, F. (2005). *Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities in Offshore Wind Farms. Horns Rev Offshore Wind Farm Annual Report - 2004*.
- Hvidt, C., Leonhard, S., Klaustrup, M., & Pedersen, J. (2006). *Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities in Offshore Wind Farms. Horns Rev Offshore Wind Farm Annual Report – 2005*.
- Härkönen, T. (2006). *Populationsinventeringar av knobbsäl i Kalmarsund (Eds: Naturhistoriska Riksmuseet i Stockholm, Miljögiftsgruppen)*.
- Härkönen, T., & Lunneryd, S. (1992). Estimating abundance of ringed seals in the Bay of Bothnia. *Ambio*, *21*, 497-503.
- Härkönen, T., Jussi, M., Jussi, I., Verevkin, M., Dmitrieva, L., Helle, E., . . . Hårding, K. (2008). Seasonal activity budget of adult Baltic ringed seals. *PLOS ONE*, *3*(4).
- Højgård Petersen, A., Clausen, P., Gamfelt, L., Hansen, J., Norling, P., Roth, E., . . . Tunón, H. (2018). The Sound: Biodiversity and ecosystem services in a densely populated and heavily exploited area. i Tunón, *Biodiversity and ecosystem services in Nordic coastal ecosystems: an IPBES-like assessment. Volume 2. The geographical case studies. TemaNord 2018:532*. Nordic Council of Ministers. doi:<https://doi.org/10.6027/TN2018-532>
- Jacobson, T., Prevodnik, A., & Sundelin, B. (2008). Combined effects of temperature and a pesticide on the Baltic amphipod *Monoporeia affinis*. *Aquatic Biology*, *1*(3), 269-276.
- Johansson, A., & Andersson, M. (2012). *Ambient underwater noise levels at Norra Midsjöbanken during construction of the Nord Stream Pipeline. FOI-R-3469-SE*.
- Johnston, D., & Wildish, D. (1982). Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus harengus* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *29*, 261-267.
- Karlsson, M., Kraufvelin, P., & Östman, Ö. (2020). *Kunskaps sammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En synter av grumlingens dos och varaktighet. Aqua reports 2020:1*. Drottningholm Lysekil Öregrund: Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser.
- Kiirikki, M. (1996). Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, *31*(3), 225-232.
- Kok, A., Bruil, L., Berges, B., Sakinan, S., Debusschere, E., Reubens, J., . . . Slabbekoorn, H. (2021). An echosounder view on the potential effects of impulsive noise pollution on pelagic fish around windfarms in the North Sea. *Environmental Pollution*, *290*.

- 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 125, 1-9.
- Kullander, S., Nyman, L., Jilg, K., & Dellings, B. (2012). *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Strålfeniga fiskar. Actinopterygii*. Uppsala: SLU Artdatabanken.
- Ladich, F. (. (2015). Sound communication in fishes (Vol. 4). Springer.
- Larson, F., & Sundbäck, K. (2012). Recovery of microphytobenthos and benthic functions after sediment deposition. *Marine Ecology Progress Series*, 31-44.
- Lehtonen, E., Oksanen, S., Ahola, N., Peuhkuri, N., & Kunnasranta, M. (2013). *Satellit-telemetriundersökning av gråsäl, fångade i ryssjor i Finska viken åren 2010-2012*. Helsingfors: Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet.
- Leonhard, S., Hvitd, C., Klastrup, M., & Pedersen, J. (2006). *Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities at Offshore Wind Turbine Foundations. Nystedt Offshore Wind Farm at Rødsand. Annual Report – 2005*.
- Leonhard, S., Stenberg, C., & Støttrup, J. (2011). *Effect of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities. Follow-up Seven years after construction*. DTU Aqua, Orbicon, DHI, NaturFocus. Report commissioned by The Environmental Group through contract with Vattenfall Vindkraft A/S.
- Ljunggren, L., Sandström, A., Bergström, U., Mattila, J., Lappalainen, A., Johansson, G., . . . Eriksson, B. (2010). Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea is related to an offshore system shift. *ICES Journal of Marine Science*, 67(8), 1587-1597.
- Lyngby, J., & Mortensen, S. (1996). Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17, 345-354.
- Länsstyrelsen. (2016). *Fiskar i Stockholms skärgård*. ISBN 978-91-7281-677-0.
- Malm, T. (2005). *Kraftverkskonstruktioner i havet – en metod för att lokalt öka den biologiska mångfalden i Östersjön? Rapport till statens Energimyndighet, Vindforskningsprogrammet*. Stockholm: Stockholms Universitet.
- McConnell, B., Lonergan, M., & Dietz, R. (2012). *Interactions between seals and offshore wind farms*. The Crown Estate.
- Messieh, S., Wildish, D., & Peterson, R. (1981). *Possible impact of sediment from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery*. Department of Fisheries and Oceans, Fisheries and Environmental Sciences, Biological Station.
- Methratta, E. T., & Dardick, W. R. (2019). Meta-Analysis of Finfish Abundance at Offshore Wind Farms. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*.
- MMO. (2018). *Displacement and habituation of seabirds in response to marine activities. A report produced for Marine Management Organisation. MMO Project No: 1139, May 2018, 69 pp*. MMO.
- Moyano, M., Illing, B., Polte, P., Kotterba, P., Zablotki, Y., Gröhsler, T., . . . Peck, M. (2020). Linking individual physiological indicators to the productivity of fish populations: A case study of

- Atlantic herring. *Ecological Indicators*, 113.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106146>
- Mueller-Blenkle, C. G. (2010). *Behavioural reactions of cod and sole to playback of pile driving sound. J. Acoust. Soc. Am.* 128, 2331.
- Möllman, C., Kornilovs, G., Fetter, M., & Köster, F. (2004). Feeding ecology of central Baltic Sea herring and sprat. *Journal of Fish Biology*, 1563-1581.
- Naisbett-Jones, L., Putman, N., Stephenson, J., Ladak, S., & Young, K. (2017). A magnetic map leads juvenile European eels to the Gulf Stream. *Current Biology*, 27, 1236-1240.
- Naturvårdsverket. (2010). *Undersökning av utsjöbankar. Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. Rapport 6385*. Naturvårdsverket.
- NOAA. (2018). *Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0)*, NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59. Silver Spring, MD 20910, USA: National Marine Fisheries Service.
- Nord Stream 2 AG. (2017). *Espoo Report. Doc. No. W-PE-EIA-POF-REP-805-040100EN-06, 1 April*.
- Nordstream 2 AG. (2018). *Overall Environmental Monitoring Report 2018. Telemetry study of Baltic Ringed Seals in the Gult of Finland, 2017-2018*.
- Oeberst, R., Dickey-Collas, M., & Nash, R. (2009). Mean daily growth of herring larvae in relation to temperature over a range of 5–20 C, based on weekly repeated cruises in the Greifswalder Bodden. *ICES Journal of Marine Science*, 66(8), 1696-1701.
- Oksanen, M., Niemi, M., Ahola, P., & Kunnusranta, M. (2015). Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. *Movement Ecology*, 3(33).
- Parmanne, R., Rechlin, O., & Sjöstrand, B. (1994). Status and future of herring and sprat stocks in the Baltic Sea. *Dana*, 25-29.
- Platis, A., Siedersleben, S., & Bange, J. (2018). First in situ evidence of wakes in the far field behind offshore wind farms. *Sci Rep*.
- Popper, A., & Hastings, M. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 75(3), 455-489.
- Popper, A., Hawkins, A., Fay, R., Mann, D., Bartol, S., Carlson, T., & Tavalga, W. (2014). *Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report*.
- Powilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmueller, R., Stockmann, K., Wetzels, M., & Koop, J. (2008). Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*.
- Putman, N., Jenkins, E., Michielsens, C., & Noakes, D. (2014). Geomagnetic imprinting predicts spatio-temporal variation in homing migration of pink and sockeye salmon. *J. R. Soc. Interface*, 11.
- Putman, N., Lohmann, K., Putman, E., Quinn, T., Klimley, A., & Noakes, D. (2013). Evidence for geomagnetic imprinting as a homing mechanism in Pacific Salmon. *Current Biology*, 23, 312-316.

- Rajasilta, M., Eklund, J., Kääriä, J., & Ranta-Aho, K. (1989). The deposition and mortality of the eggs of the Baltic herring *Clupea harengus membras* L., on different substrates in the south-west archipelago of Finland. *Journal of Fish Biology*, 417-427.
- Rajasilta, M., Laine, P., & Eklund, J. (2006). Mortality of Herring Eggs on Different Algal Substrates (*Furcellaria* spp. and *Cladophora* spp.) in the Baltic Sea - An Experimental Study. *Hydrobiologia*, 127-130.
- Russel, D., Brasseur, S., Thompson, D., Hasite, G., Janik, V., Aarts, G., . . . McConnel, B. (2014). Marine mammals trace antropogenic structures at sea. *Current Biology*, 24(14).
- Russel, D., Hastie, G., Thompson, D., Janik, V., Hammond, P., Scott-Hayward, L., . . . McConnel, B. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1642-1652.
- Sandström, A., Eriksson, B., Karås, P., Isæus, M., & Schreiber, H. (2005). Boating and navigation activities influence the recruitment of fish in a Baltic Sea archipelago area. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34(2), 125-130.
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V., & Garthe, S. (2011). Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications*, 21, 1851-1860.
- Sigray, P., Andersson, M., & Fristedt, T. (2009). *Partikelrörelser i vatten vid ett vindkraftverk: akustisk störning på fisk*. VINDVAL Rapport 5963-7.
- Sjøtun, K., Husa, V., Asplin, L., & Sandvik, A. (2015). Climatic and environmental factors influencing occurrence and distribution och macroalgae a fjords gradient revisited. *Marine Ecology progress series*, 532, 73-88.
- Skaret, G., Axelsen, B., Nøttestad, L., Fernö, A., & Johannessen, A. (2005). The behaviour of spawning herring in relation to a survey vessel. *ICES Journal of Marine Science*, 62, 1061-1064. doi:<https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.05.001>
- Skyborn renewables. (2022a). *Storgrundet Offshore*. Hämtat från <https://www.skybornrenewables.se/storgrundet> den 19 12 2022
- Skyborn renewables. (2022b). *Fyrskippet Offshore*. Hämtat från <https://www.skybornrenewables.se/fyrskippet> den 19 12 2022
- Slotte, A., Hansen, 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(2), 143-150.
- SLU Artdatabanken. (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: SLU.
- SLU Artdatabanken. (2021a). *Artfakta – Vikare (Pusa hispida)*. Hämtat från <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/pusa-hispida-100104> den 12 10 2021
- SLU Artdatabanken. (2021b). *Artfakta – Gråsäl (Halichoerus grypus)*. Hämtat från <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/Halichoerus%20grypus-100068> den 12 10 2021
- SLU Artdatabanken. (2022). Hämtat från <https://www.artdatabanken.se/>
- SMIH. (2022). *Sharkweb*. Hämtat från <https://sharkweb.smhi.se/hamta-data/>

- Smith, M., & Monroe, J. (2006). Causes and consequences of sensory hair cell damage and recovery in fishes. *Fish hearing and bioacoustics*, 393-417.
- Smith, M., Coffin, A., Miller, D., & Popper, A. (2006). Anatomical and functional recovery of the goldfish (*Carassius auratus*) ear following noise exposure. *Journal of Experimental Biology*, 209(21), 4193-4202.
- Snoeijs-Leijonmalm, P., & Andrén, E. (2017). Why is the Baltic Sea so special to live in? i P. Snoeijs-Leijonmalm, H. Schubert, & T. Radziejewska (Red.), *Biological Oceanography of the Baltic Sea* (ss. 23-84). Dordrecht: Springer Science+Business Media.
- Southall, B., Finneran, J., Reichmuth, C., Nachtigall, P., Ketten, D., Bowels, A., . . . Tyack, P. (2019). Marine Mammals Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals*, 45, 125-232.
- Stankevičiūtė, M., Jakubowska, M., Pazusiene, J., Makaras, T., Otremba, Z., Urban-Malinga, B., . . . 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. doi:<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.12.023>
- Stenberg, C., Støttrup, J., van Deurs, M., Berg, C., Dinesen, G., Mosegaard, H., . . . Leonhard, S. (2015). Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, 257-265.
- Sundelöf, A., Florin, A., Rogell, B., Elisabeth, B., Vitale, F., Sundblad, G., . . . Östman, Ö. (2022). *Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2021*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- Teilmann, J., Tougaard, J., Carstensen, J., Dietz, R., & Tougaard, S. (2006). *Summary on seal monitoring 1999-2005 around Nysted and Horns Rev Offshore Wind Farms. Technical report to Energi E2 A/S and Vattenfall A/S.*
- 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.
- Tjørnløv, R. S., Skov, H., Armitage, M., Barker, M., Jørgensen, J. B., Mortensen, L. O., . . . Uhrenholdt, T. (2023). *Resolving Key Uncertainties of Seabird Flight and Avoidance Behaviours at Offshore Wind Farms*. AOWFL.
- Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, P. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148(5), 2885-2893. doi:<https://doi.org/10.1121/10.0002453>
- Tougaard, J., Tougaard, S., Jensen, R., Jensen, R., Jensen, T., Teilmann, J., . . . Muller, G. (2006). *Harbour seals at Horns Reef before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. Final report to Vattenfall A/S.*
- Transportföretagen. (2021). *Översiktlig analys av förutsättningar för transporterernas elektrifiering*.
- Trenkel, V., Huse, G., MacKenzie, B., Alvarez, P., Arrizabalaga, H., Castonguay, M., . . . Speirs, D. (2014). Comparative ecology of widely distributed pelagic fish species in the North Atlantic: Implications for modelling climate and fisheries impacts. *Progress in Oceanography*, 219-243.

- Tyler-Walters, H. (2008). *Mytilus edulis* Common mussel. i H. Tyler-Walters, & K. Hiscock, *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom.
- Urho, L., & Hildén, M. (1990). Distribution patterns of Baltic herring larvae, *Clupea harengus* L., in the coastal waters of Helsinki, Finland. *Journal of Plankton Research*, 41-54.
- van der Knaap, I., Slabbekoorn, H., Moens, T., Van den Eynde, D., & Reubens, J. (2022). Effects of pile driving sound on local movement of free-ranging Atlantic cod in the Belgian North Sea. *Environmental Pollution*, 300.
- Vanagt, T., & Faasse, M. (2014). *Development of hard substratus fauna in the Princess Amalia Wind Farm. Monitoring six years after construction. eCOAST report 2013009*.
- Vandendriessche, S., Derweduwen, J., & Hostens, K. (2015). Equivocal effects of offshore wind farms in Belgium on soft substrate epibenthos and fish assemblages. *Hydrobiologia*, 756, 19-35.
- Wahlberg, M., & Westerberg, H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sound from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288, 295-309.
- Westerberg, H., & Lagenfelt, I. (2008). Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15, 369-375.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P., & Frimansson, H. (1996). Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES Council Meeting Papers* 13, 13.
- Woodruff, D., Schultz, I., Marshall, K., Ward, J., & Cullinan, V. (2012). *Effects of electromagnetic fields on fish and invertebrates*. US Department of Energy.
- Zheng, X., Kamat, A., Cao, M., & Kottapalli, A. (2021). Creating underwater vision through wavy whiskers: a review of the flow-sensing mechanisms and biomimetic potential of seal whiskers. *J. R. Soc. Interface*, 18(183). doi:<https://doi.org/10.1098/rsif.2021.0629>
- Öhman, M., Sigray, P., & Westerberg, H. (2007). Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish. *Ambio*, 36(8), 630-633.