Bilaga D3

Marine Monitoring
RESEARCH & CONSULTING

Skåne Havsvindpark

- Beskrivning av fisksamhället & eventuell påverkan vid etablering av vindkraftpark

Jimmy Ahlsén, Kerstin Fransson, Marina Magnusson & Johanna Bergkvist

Titel

Skåne Havsvindpark – Beskrivning av fisksamhället &
eventuell påverkan vid etablering av vindkraftpark

Framtagen av

Marine Monitoring AB

Lysekil, Sverige

Jimmy Ahlsén

Kerstin Fransson

Marina Magnusson

Johanna Bergkvist

Kvalitetsgranskning

Leif Pihl

Datum

Juni 2021

Beställare

Skåne Offshore Windfarm AB

Doc ID 07076063

Innehåll

Sammanfattning 1
Summary 3
1. Inledning 5
2. Områdesbeskrivning 5
2.1 Vindkraftparkens utformning 6
3. Beskrivning av fisksamhället 7
3.1 Fiskförekomst 7
3.1.1 Beskrivning av de vanligast förekommande fiskarterna 11
3.1.1.1 Skarpsill 11
3.1.1.2 Sill 11
3.1.1.3 Torsk 11
3.1.1.4 Rödspätta 12
3.1.1.5 Skrubbskädda 12
3.2 Lek- och uppväxtområden 13
3.2.1 Torsk 13
3.2.2 Sill 14
3.2.3 Skarpsill 14
3.2.4 Europeisk skrubbskädda 15
3.2.5 Rödspätta 15
3.3 Vandringsstråk 15
3.3.1 Ål 15
3.3.2 Sill 16
4. Möjlig påverkan på fisksamhället 18
4.1 Möjlig påverkan under konstruktionsfasen 18
4.1.1 Buller 18
4.1.1.1. Introduktion ljud 18
4.1.1.2. Bullerpåverkan vid konstruktionsfasen 23
4.1.2 Grumling 26
4.1.2.1 Påverkan på fisk 26
4.1.2.2 Bedömning av grumlingspåverkan 27

4.1.3 Miljögifter 28
4.1.3.1 Förekomst av miljögifter i området och möjlig påverkan på fisk 29
4.1.3.2 Bedömning av påverkan från miljögifter 30
4.2 Möjlig påverkan under driftsfasen 31
4.2.1 Buller 31
4.2.2 Magnetiska fält 32
4.2.2.1 Påverkan på fisk 32
4.2.2.2 Bedömning av påverkan från elektromagnetiska fält 34
4.2.3 Reveffekter 35
4.2.4 Effekter av minskat fiske 37
4.3 Konsekvensbedömning för fisksamhället 42
4.3.1 Påverkan på Östersjöns torskbestånd 42
4.3.2 Påverkan på ålens vandring 43
5. Slutsats 44
6. Referenser 45

Sammanfattning

Skåne Offshore Windfarm AB har identifierat ett område söder om Skåne i Sveriges exklusiva ekonomiska zon som lämpligt för framtida etablering av en havsbaserad vindkraftpark. Bolaget planerar att ansöka om tillstånd enligt lagen om Sveriges ekonomiska zon för att uppföra och driva vindkraftparken Skåne Havsvindpark. Marine Monitoring AB har fått i uppdrag att sammanställa information om fisksamhället i området samt utreda eventuell påverkan på fisk som kan uppkomma till följd av vindkraftparken.

Information om fisksamhället inom utredningsområdet och kringliggande områden har tagits fram genom sammanställning av data från vetenskapliga provfisken. De vanligaste arterna inom sydvästra Östersjön och vid utredningsområdet är skarpsill, sill, torsk, rödspätta och skrubbskädda. Den mest dominanta arten är skarpsill. Utredningsområdet är beläget i Arkonabassängen som utgör lekområde för torsk, skarpsill, skrubbskädda och rödspätta. Det kan även förväntas att ungtorsk förekommer i området, liksom vandringsstråk för ål.

Studien har utrett konsekvenserna av vindkraftparken för fisksamhället till följd av konstruktion och drift av vindkraftparken. Konstruktion av vindkraftparken kan innebära påverkan i form av buller, grumling och frigörande av miljögifter. Det kan förväntas att enstaka vuxna fiskar eller ägg och larver kan skadas eller dö till följd av anläggningen, men sammantaget bedöms konstruktionsfasen ej utgöra en påverkan på något av de bestånd som förekommer i området. Graden av påverkan är till stor del beroende av vilken typ av fundament och teknik som används. Vid anläggande av monopile- eller fackverksfundament bedöms buller under pålningsarbeten kunna orsaka skador på individer inom maximalt ca 750 m avstånd från ljudkällan och beteendeförändringar inom 20 km avstånd. Detta bedöms dock inte ge en påverkan på populationsnivå för de fiskarter som förekommer i området. Gravitations- och sugkassunfundament ger inte upphov till samma bullerpåverkan och avvikande beteende på grund av bullret bedöms enbart uppkomma i direkt närhet till källan. Eventuella muddringsarbeten vid anläggande av gravitationsfundament bedöms ej orsaka fysiska skador hos fisk.

Grumlande arbeten under lekperioden för torsk, skarpsill och europeisk skrubbskädda kan innebära att enstaka ägg och larver dör, men effekterna bedöms ej vara av sådan grad att det ger påverkan på fiskpopulationerna. Påverkan från miljögifter i sedimentet bedöms som mycket liten till obefintlig. Det kan därtill förväntas att vuxna individer som utsätts för grumling uppvisar ett undvikande beteende, vilket innebär att exponeringen för grumling och miljögifter kan förväntas vara kortvarig.

Under driftsfasen är det i huvudsak det kontinuerliga bullret från vindkraftverken, magnetiska fält runt kablarna, eventuella reveffekter samt förändrat fiske som kan påverka fisken inom vindkraftparken. Bullret från vindkraftparken väntas inte orsaka tillfälligt försämrad hörsel, fysiska skador eller mortalitet hos fisk. Inga större beteendeförändringar förväntas ske under driftsfasen, men en viss skrämseleffekt kan uppkomma hos fisk i direkt närhet av ett vindkraftverk i drift. Däremot kan det för fiskar som nyttjar lägre frekvenser vid kommunikation, till exempel torsk, uppstå en maskering av viktiga ljud upp till ca 1 km från ljudkällan. Ljud från vindkraftparken under drift har troligen en låg effekt på beteende och kommunikation hos fisk i och med närheten till starkt trafikerade farleder och det relativt höga bakgrundsljudet i området.

Elektromagnetiska fält runt kablarna inom vindkraftparken anses inte medföra några negativa effekter på fisksamhället. Kablarnas magnetfält kan innebära att vandringen hos enstaka ålar fördröjs något, men kablarna bedöms inte utgöra något vandringshinder för ål. Då spridningen av magnetfältet troligtvis sträcker sig ett tiotal meter från kabeln är sannolikheten att ålen skulle simma genom kablarnas magnetfält inom vindkraftparken låg.

Vindkraftverkens fundament och tillhörande erosionsskydd innebär en introducering av hårdbottenmiljö i ett annars mjukbottendominerat område. Detta kan förväntas attrahera hårdbottenassocierade organismer och det är troligt att mängden fisk ökar intill vindkraftverken.

Anläggning av vindkraftparken bedöms inte innebära något direkt minskat fiske inom utredningsområdet i dagsläget på grund av torskens aktuella tillstånd och rådande fiskekvoter som redan minskat fisket avsevärt, baserat på det svenska yrkesfisket. Vid gynnsam beståndsutveckling och högre fångstkvoter kommer yrkesfisket dock troligen återvända till området. Eventuella effekter av minskat fiske i det läget är troligen en förskjutning av ansträngningen till områden utanför vindkraftparken.

Utredningsområdet för vindkraftparken är beläget i ett lekområde för torsk från framför allt det östra, men även det västra, beståndet. Det är även sannolikt att bottnarna fungerar som uppväxtområde för torsk. Förhöjda ljudnivåer till följd av pålning kan innebära en ökad mortalitet hos torskägg och -larver och dessa tidiga levnadsstadier hos torsk är även känsliga för grumling. Arkonabassängen utgör däremot inte ett huvudsakligt lekområde för varken det östra eller det västra beståndet. Sammantaget bedöms arbeten med kabelläggning, muddringsarbeten och pålning som kan förekomma under konstruktion av vindkraftparken endast ge en påverkan på individnivå och bedöms inte utgöra en negativ påverkan på torskbestånden i Östersjön. Under drift bedöms påverkan på torsk främst uppkomma i form av attraktion till artificiella rev, men sannolikt ger detta inte effekter på beståndsnivå. Minskat fiske i området, liksom bullerpåverkan och påverkan från magnetiska fält bedöms inte ge påverkan på bestånden av torsk i Östersjön.

Summary

The Skåne Offshore Windfarm AB has identified an area south of Skåne in the Swedish exclusive economic zone as appropriate for future establishment of an offshore windfarm (OWF). The company plans to apply for a permit according to the law of the Swedish economic zone to erect and operate the offshore windfarm Skåne Havsvindpark. Marine Monitoring AB has been commissioned to describe the fish community in the area as well as investigate the possible impact on fish that can occur as a consequence of the OWF.

Information on the fish community within the investigation area and the surrounding areas has been produced by compiling data of species presence during scientific exploratory fishing. The most common species within the southwestern Baltic Sea and at the investigation area are sprat, herring, cod, European plaice, and European flounder. The most dominant species is the sprat. The investigation area is situated in the Arkona Basin that constitutes a spawning ground for cod, sprat, European plaice, and European flounder. It can also be expected that young individual cods occur in the investigation area, as well as migrating eel.

This study has investigated the consequences of construction and operation of the OWF on the fish community. The construction of the OWF can cause impacts in the form of noise, resuspension of sediments and the release of environmental toxins. It can be expected that occasional adult fishes or eggs and larvae can be injured or die as a consequence of the construction, but the overall assessment of the construction phase is that it would not impact the stocks that are present in the area. The degree of impact is greatly dependant of which type of foundation and techniques that are being used. During the construction of monopile or jacket pile foundations it is estimated that the pile driving can cause injury in individuals within a maximum of circa 750 meters from the source and behavioural changes within circa 20 kilometres from the source. This is however not believed to have any impact on population levels of the species present in the area. Gravity and bucket foundations do not cause the same levels of noise impact, and behavioural changes is assessed to occur in only close proximity to the source. Eventual dredging activity during the construction of gravity foundations is judged to not cause injury to the fish.

Resuspension of sediments during the spawning period of cod, sprat and European plaice can mean that occasional eggs and larvae die, but the impact is estimated to not be of such magnitude that it can affect the population of the fish. Impacts from environmental toxins in the sediments is estimated to be very low or non-existent. It can however be expected that adult individuals exposed to resuspended sediment would show an avoidance behaviour, which means that the exposure of resuspended sediment as well as environmental toxins is deemed to be only short term.

During the operational phase it is mainly the continual noise from each wind power plant, the magnetic field surrounding the cables and the change in the commercial fishing activity that can impact the fish within the OWF: The noise from the OWF is not expected to cause deteriorating hearing, injury of mortality among fish. No great behavioural changes are expected during the operational phase, but some freight can occur in fish in extremely close proximity to a wind power plant in operation. However, for fish like cod that use low frequency to communicate there can be an effect of masking sounds up to one kilometre from the source. Noise from the OWF during operation will likely have a low impact on the behaviour and communication of fish considering the close proximity to highly trafficked waterways and the already relatively high ambient noise.

Electromagnetic fields surrounding the cables within the OWF is not judged to cause any negative effects on the fish community. The cables magnetic field can cause a slight delay in the migration of occasional eels, but the cables are not judged to be an obstacle for the migration. Since the spread of

the magnetic field likely only reach about ten meters from the cable, the probability of an eel encountering the field is low.

The foundations of the OWF and associated erosion protection pose as an introduction of hard bottom substrate in an otherwise soft bottom dominated environment. This can be expected to attract hard bottom associated organisms and is likely to increase the number of fish around the wind power plants.

The construction of the OWF is not judged to lead to any immediate reduction of commercial fishing within the investigation area as it is today, because of the current state and fishing limits of cod that has already reduced the activity, based on the Swedish commercial fishing. With a favourable development of the stock and increased fishing limits it is likely that the commercial fishing with return to the area. The eventual impact of reduced fishing at that time will likely be a displacement of fishing effort to areas outside of the OWF.

The investigation area of the planed OWF is situated in the spawning grounds of cod from largely the eastern stock, but also from the western stock. It is also probable that the area act as a nursing ground for cod. Elevated sound levels as a consequence of pole driving can lead to an increased mortality of cod eggs and larvae. These early life stages of cod can also be sensitive to resuspended sediment. The Arkona Basin is however not the main spawning ground of neither the eastern nor the western cod population. The overall assessment is that the work of laying cables, dredging and pile driving that occur during the construction of the OWF would only impact individual fish and is not estimated to negatively impact the cod population in the Baltic Sea. During operation of the wind farm, the impact on cod is expected to arise mainly in the form of attraction to artificial reefs, but this is unlikely to have any effects at stock level. Reduced fishing in the area, as well as impact from noise and magnetic fields, are not considered to have an impact on the population levels of cod in the Baltic Sea.

1. Inledning

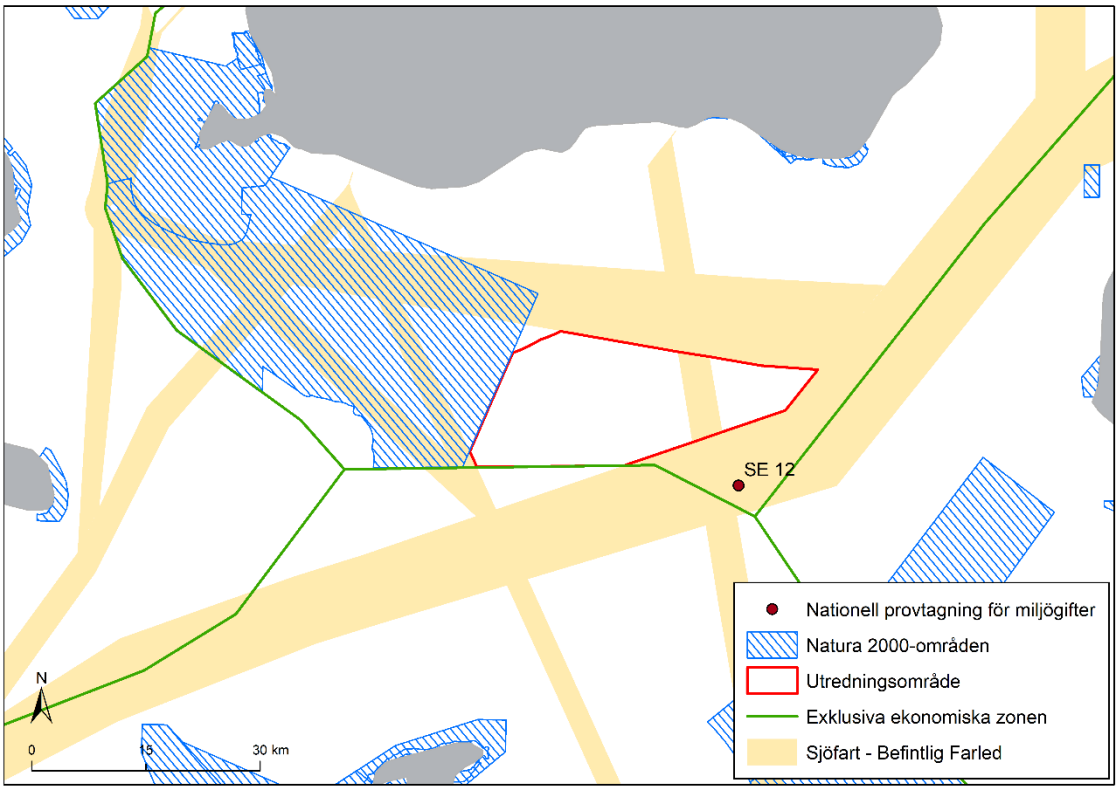
Skåne Offshore Windfarm AB har identifierat ett område i Sveriges exklusiva ekonomiska zon (EEZ) som lämpligt för framtida etablering av en havsbaserad vindkraftpark och planerar att ansöka om tillstånd enligt lagen om Sveriges ekonomiska zon för att uppföra och driva vindkraftparken Skåne Havsvindpark (nedan SHP). Skåne Offshore Windfarm AB är ett dotterbolag till Ørsted Wind Power A/S, ett danskt företag som är världsledande inom utveckling och drift av havsbaserad vindkraft.

Marine Monitoring AB har fått i uppdrag att sammanställa information om fisksamhället i området samt utreda eventuell påverkan på fisk som kan uppkomma till följd av vindkraftparken. Rapporten är uppdelad i två delar, där den första delen beskriver förekommande fiskarter, lek- och uppväxtområden samt vandringsstråk för fisk i området. I den andra delen bedöms påverkan på fisksamhället under konstruktion och drift av vindkraftparken. Rapporten har utgått från data från provfisken och yrkesfisken i området samt befintlig litteratur.

2. Områdesbeskrivning

Skåne Havsvindpark är planerad till ett område ca 22 km söder om Skånes kust (Figur 1) och utredningsområdet för vindkraftparken har en total yta på ca 533 km^2. Området är beläget i de centrala delarna av Arkonabassängen. Djup och bottensubstrat är likartat inom området, där substratet utgörs främst av postglacial lera, gyttjelera och lergyttja (SGU 2021) och medeldjupet är 46 m.

Vindparken gränsar till Natura 2000-området *Sydvästskånes utsjövatten* (SE0430187), vilket upprättades 2016 som skydd för tumlare (Figur 1). Området pekar även ut arterna knubbsäl och gråsäl samt naturtyperna sandbankar och rev. I anslutning till SHP förekommer även flera högtrafikerade fartygsleder både söder och norr om den planerade vindkraftparken, liksom en fartygsled mellan Ystad och Sassnitz vilken korsar utredningsområdet.



Figur 1. Karta över utredningsområdet för etablering av vindkraftpark (röd ruta). Natura 2000-områden (blårandigt) samt den nationella provtagningsstationen för miljögifter (röd cirkel) visas även.

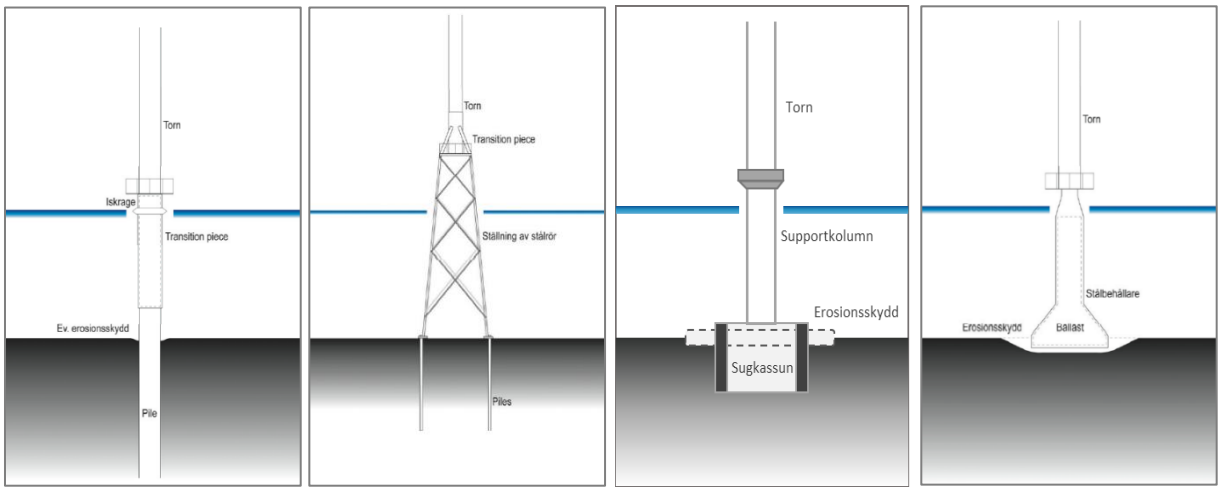
2.1 Vindkraftparkens utformning

Inom SHP planeras en effekt på upp till 1500 MW beroende på antal vindkraftverk och deras storlek som installeras. Mellan ca 55–125 vindkraftverk planeras för området. Fundamenten för vindkraftverken kommer troligen vara av typen monopilefundament, fackverksfundament ("jacket foundation"), sugkassunfundament ("suction bucket jacket foundation") eller gravitationsfundament (Figur 2).

Monopilefundament består av ett ihåligt stålrör som drivs ner i botten med hjälp av pålning, vibration och eventuellt borrning. Försänkningsdjupet för stålröret beror på sedimentegenskaperna men kan drivas ned ca 10–50 meter. Vanligen monteras ett erosionsskydd runt fundamentet beroende på sedimentets karaktär (Hammar m.fl. 2008). Fackverksfundament utgörs av en nätkonstruktion av rör eller balkar med tre till fyra ben. Liksom monopilefundament förankras varje ben i botten genom pålning, men de mindre dimensionerna på benen innebär lättare pålningsarbete. Fackverksfundament kan användas vid större djup än övriga fundamentstyper (Hammar m.fl. 2008). Sugkassunfundament är en relativt ny typ av fundament som består av en eller flera ihåliga stålbehållare vilka är täckta upptill. Genom det vakuum som skapas när vattnet pumpas ut ur ihåligheten sugs fundamentet ner i sedimentet. På sugkassunen kopplas sedan en cylindrisk struktur liknande monopilefundamenten, alternativt används flera sugkassuner som bas till en fackverkskonstruktion. Vid anläggning av fundamentet behövs ingen pålning eller borrning (IFC 2020). Runt fundamentet anläggs vanligtvis ett erosionsskydd för att förhindra erosion. Gravitationsfundament består av tunga betong- eller stålkonstruktioner som genom sin breda bas och tyngd står upprätt utan att det behöver försänkas i botten. Runt fundamentet anläggs vanligtvis ett erosionsskydd (Hammar m.fl. 2008).

Förutom vindkraftverk kan även andra typer av konstruktioner komma att anläggas inom vindkraftparken, såsom plattformar för logi, transformationsstationer och omriktarstationer. Även dessa kommer anläggas och förankras i botten med någon av de fundament som nämnts ovan.

Vindkraftverken kommer att sammankopplas med kabel, i grupper av 5–10 vindkraftverk, vilka ansluts till transformatorstation eller omriktarstation. Spänningen i kablarna kommer vara upp till 170 kV med en gemensam kabellängd på ca 400 km inom utredningsområdet. Där det är möjligt kommer kablarna att läggas under havsbottnen. Nedsänkning av kabeln kan ske genom spolning, plogning, dikning eller vertikal injektion. Om det till följd av hårt substrat eller vid korsande av andra kablar inte är möjligt att sänka ner kabeln i botten kommer skydd i form av sten, betongmadrasser eller liknande användas.



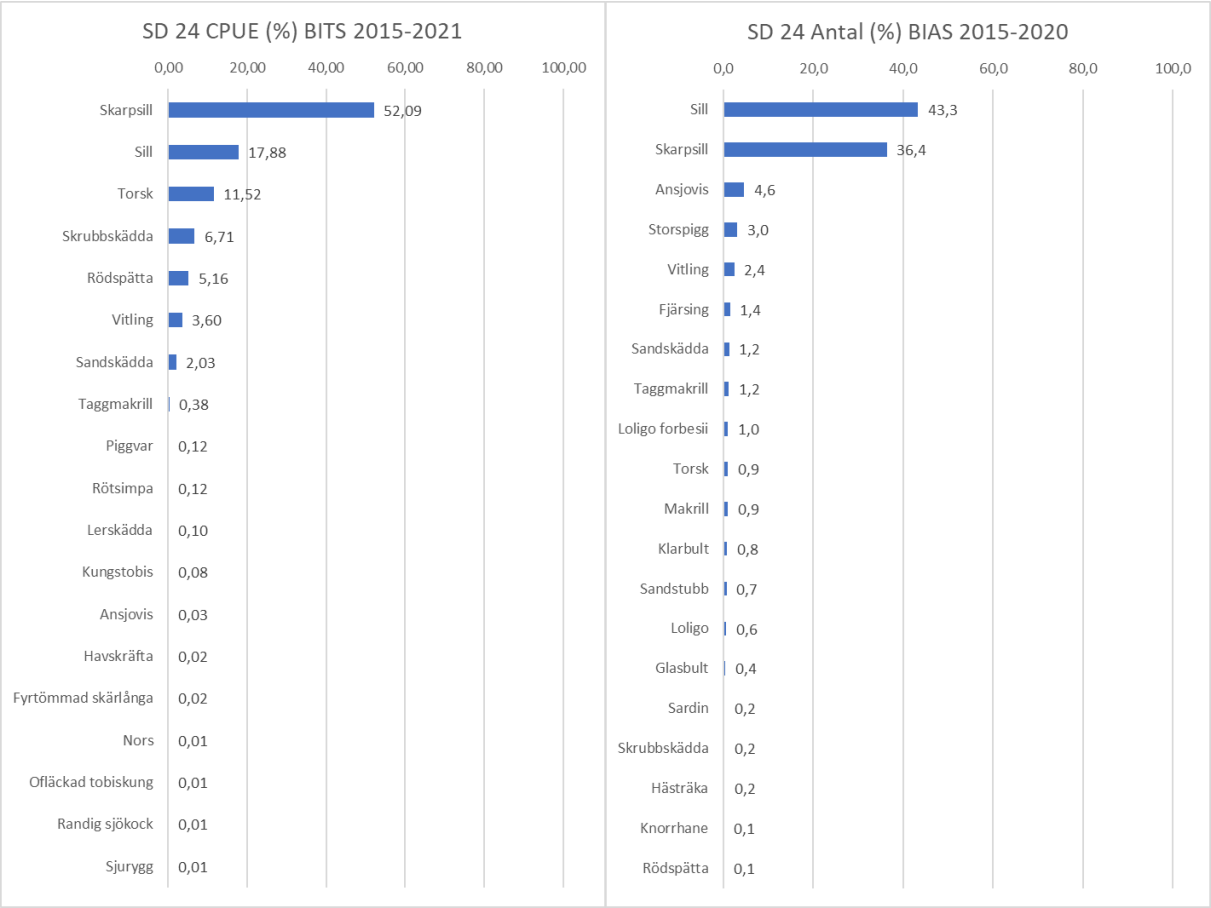
Figur 2. Schematiska skissar av fundamenttyper aktuella för Skåne Havsvindpark. Från vänster: monopilefundament, fackverksfundament, sugkassunfundament (här kopplat till en supportkolumn) och gravitationsfundament. Skalan är inte proportionerlig. Justerad från Hammar m.fl. (2008) och IFC (2020).

3. Beskrivning av fisksamhället

Följande kapitel inleds med en beskrivning av fisksamhället i sydvästra Östersjön baserat på fiskförekomst i provfisken och med en beskrivning av tillståndet hos de vanligaste arterna. Därefter följer en beskrivning av lek- och uppväxtområden hos ekologiskt och kommersiellt viktiga arter som kan påträffas i området samt vandringsstråk för ål och sill.

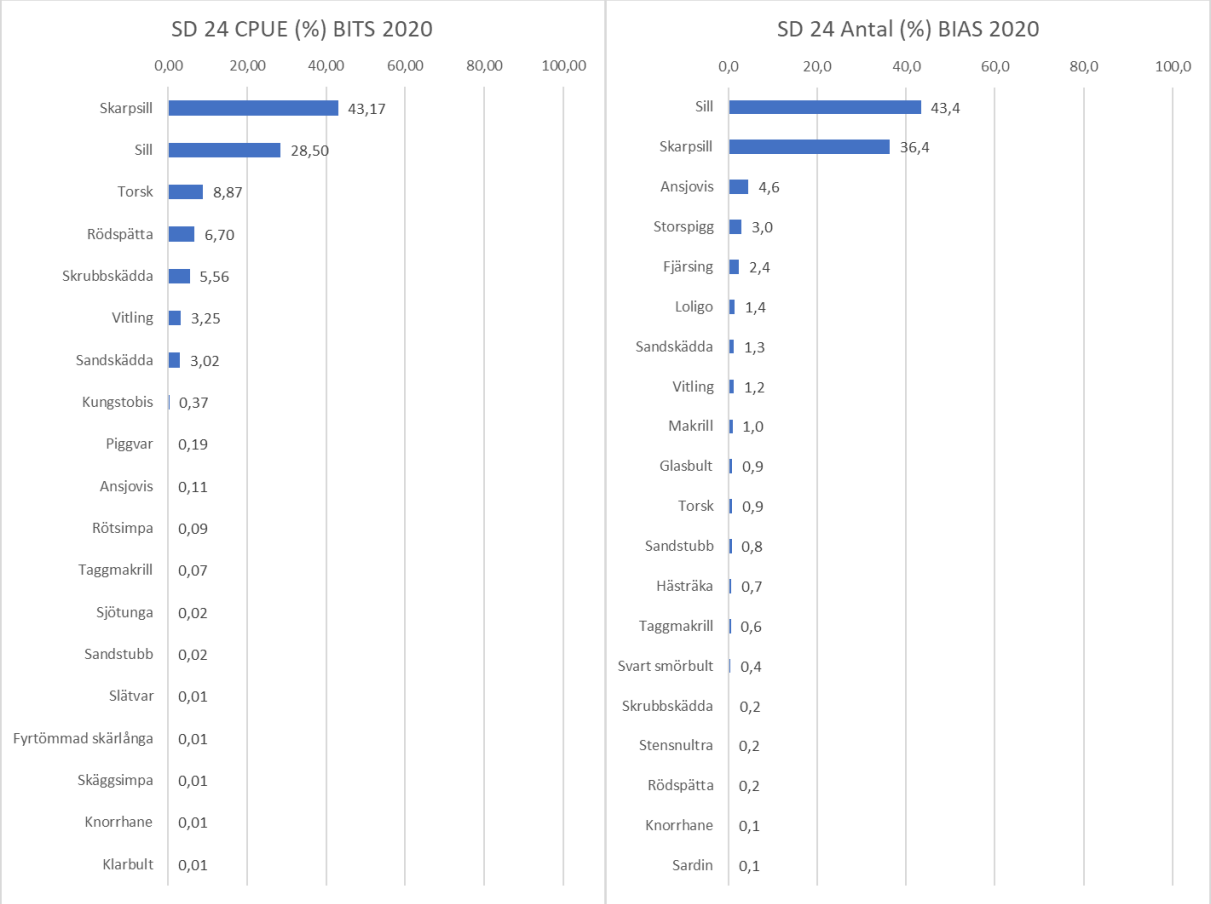
3.1 Fiskförekomst

Beskrivning av fiskförekomsten i utredningsområdet och i sydvästra Östersjön (SD 24) baseras på fångstdata från undersökningarna BIAS (Baltic International Acoustic Survey) och BITS (Baltic International Trawl Survey) genomförda mellan 2015–2021 av ICES (International Council for the Exploration of the Sea, se ICES faktaruta). BIAS genomförs en gång om året, under Q1 (februari-mars), medan BITS genomförs två gånger om året, Q1 och Q4 (november-december). I den översiktliga utredningen görs ingen skillnad på tidpunkt på året som fisket skett. Vid skrivande stund finns data för 2021 endast tillgänglig för BITS Q1. Båda undersökningarna domineras av arterna sill och skarpsill (Figur 3). Detta trots att BITS sker genom bottentrålning medan BIAS är en hydroakustisk undersökning där verifiering sker genom pelagisk trålning. Utöver de två vanligaste arterna skiljer sig förekomsten av övriga fiskarter lite mellan undersökningarna, en trolig effekt av fiskemetoden. De tio vanligaste arterna vid BITS är skarpsill, sill, torsk, skrubbskädda, rödspätta, vitling, sandskädda, taggmakrill, piggvar och rötsimpa. Vid BIAS fångas mer av andra arter så som ansjovis, storspigg och fjärsing och mindre mängd av bottenlevande arter så som skrubbskädda, rödspätta, piggvar och rötsimpa.



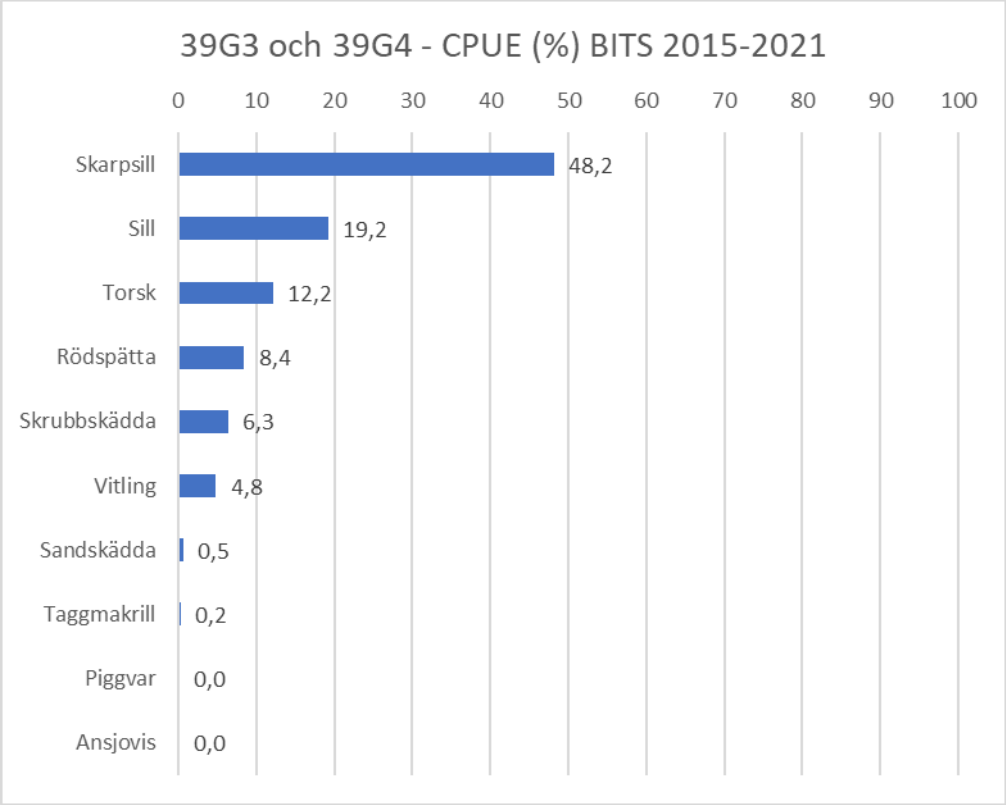
Figur 3. Fångstfördelningen (%) inom SD 24 i ICES provfisken BITS (vänster) och BIAS (höger) under år 2015–2021. Fördelningen av arter presenteras som andel av den totala fångstvikten i enheterna CPUE (Catch Per Unit Effort) för BITS och som andel av det totala antalet individer av varje art för BIAS.

Det senaste året med fullständiga data (2020, Q1 och Q4) visar samma dominans av arterna sill och skarpsill som för hela perioden 2015–2021 (Figur 4). De fem vanligaste arterna vid BITS är fortfarande skarpsill, sill, torsk, rödspätta och skrubbskädda. Även under BIAS fångades samma arter 2020 som för hela perioden 2015–2020 med sill, skarpsill, ansjovis och storspigg fortsatt inom de fem vanligaste arterna. Fjärsing har dock 2020 ersatt vitling som den femte vanligaste arten.

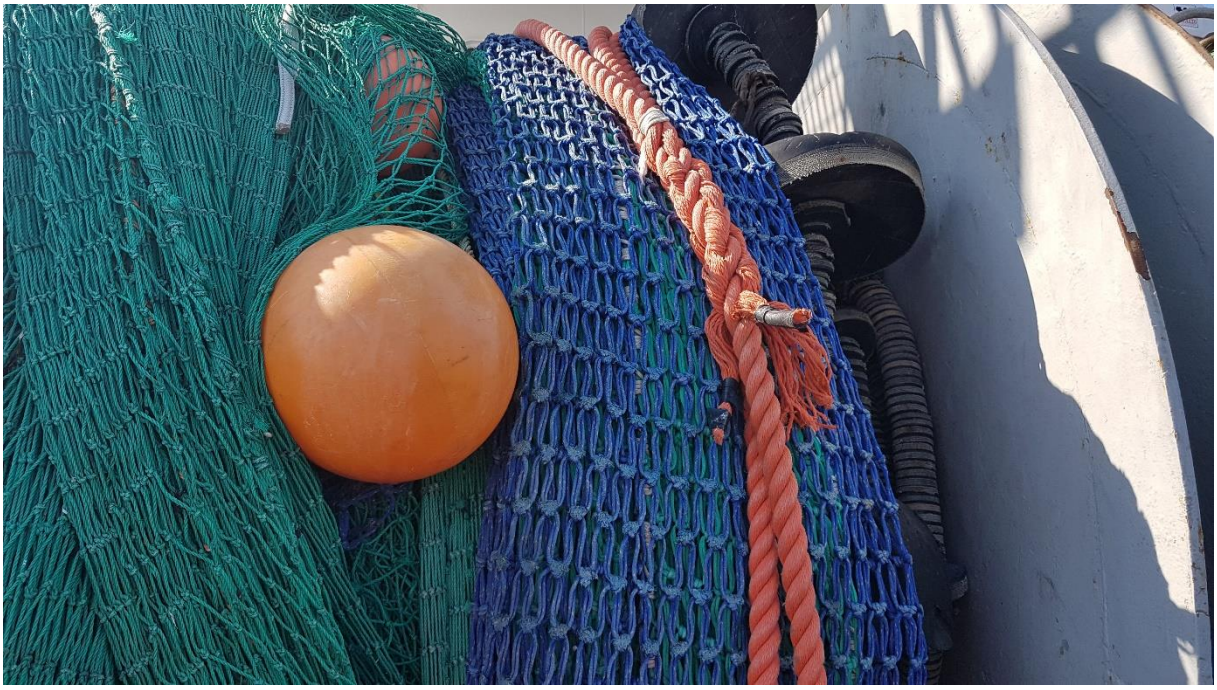


Figur 4. Fångstfördelningen (%) inom SD 24 i ICES provfisken BITS (vänster) och BIAS (höger) under år 2020. Fördelningen av arter presenteras som andel av den totala fångstviktenen i enheterna CPUE (Catch Per Unit Effort) för BITS och som andel av det totala antalet individer av varje art för BIAS.

För mer detaljerad beskrivning av fiskförekomsten presenteras de tio vanligaste arterna från BITS 2015–2021 inom de ICES rektanglar som omfattar utredningsområdet, 39G3 och 39G4 (Figur 5). Den tillgängliga BIAS datan specificerar inte art per position varför endast BITS data används. Inom utredningsområdet och dess direkta närhet har under 2015–2021 fångsterna dominerats av skarpsill som utgör 48,2 % av de totala landningarna. Till de fem vanligaste arterna kommer också sill, torsk, rödspätta och skrubbskädda. Även vitling kan betraktas vanligt förekommande inom utredningsområdet med 4,8 % av de totala landningarna. Viktigt är att notera att BITS sker med bottentrål (Figur 6) och att många pelagiska arter kan vara underrepresenterade i fångstdatan.



Figur 5. Fångstfördelningen (%) inom ICES rektanglarna 39G3 och 39G4 vilka inkluderar utredningsområdet. Fördelningen av arter presenteras som andel av den totala fångstvikten för åren 2015–2021 och baseras på data från ICES provfiske BITS i enheten CPUE (Catch Per Unit Effort).



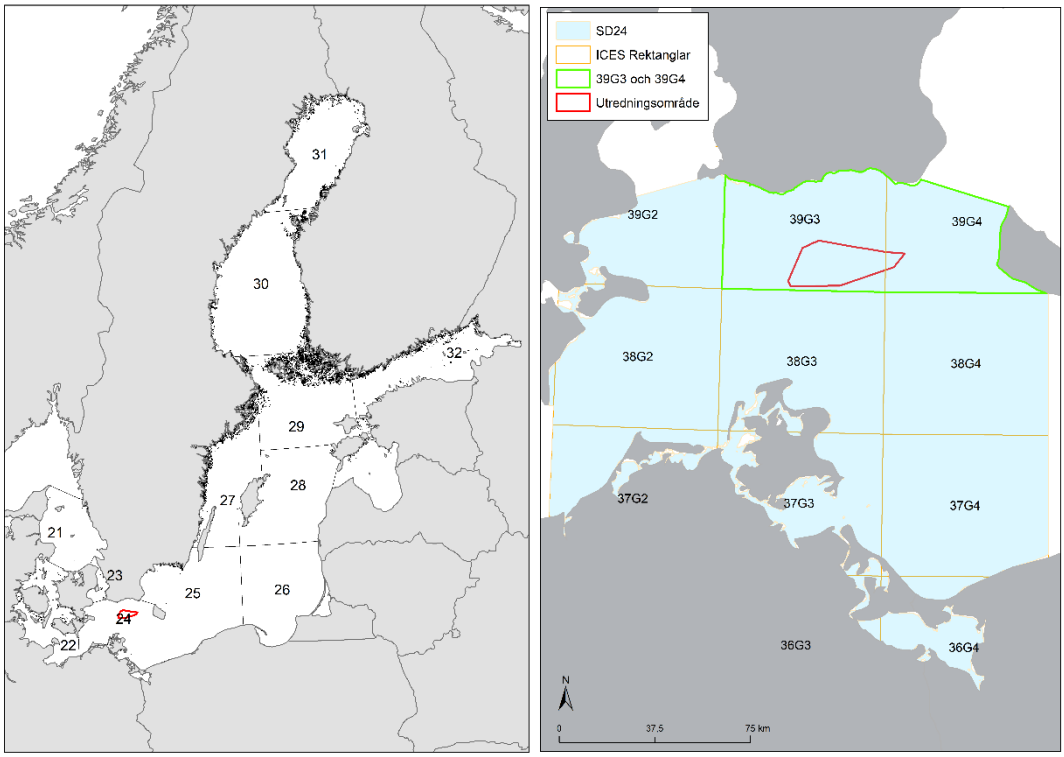
Figur 6. Trålfiske.

Faktaruta ICES

ICES (International Council for the Exploration of the Sea) etablerades 1902, först genom överenskommelse mellan enstaka länder, men sedan 1964 som en accepterad konvention med legal grund och internationell status. ICES är en mellanstatlig organisation inom marin vetenskap vars mål är att analysera och sprida vetenskaplig förståelse om marina ekosystem och den service de bidrar med och att använda kunskapen till att generera moderna råd för att uppnå bevarande, förvaltning och hållbarhet i våra hav och vatten. Nätverket består idag av 20 medlemsländer.

Alla världens vatten har av Food and Aqriculture Organization of the United Nations (FAO) delats in i olika områden och fångstzoner. Sverige ligger inom område 27. Inom ICES nyttjas den här indelningen och används vid vetenskapliga analyser av bestånd, med ytterligare indelning i ICES-område ("subarea"), ICES-fångstområde ("division") och ICES-delområde ("subdivision" eller kort som "SD"), där Östersjön omfattas av delområde 21–32 (vänstra figuren nedan). Dessa är i sin tur indelade i mindre statistiska rektanglar (fortsättningsvis kallad "ICES-rektanglar") utefter longitud- och latitudgraderingar. Utredningsområdet aktuellt för projektet är beläget i delområde 24 och ICES-rektangel 39G3 och 39G4.

Inom ICES arbetar grupper med bland annat standardiserade undersökningar med bottentrålning och hydroakustiska undersökningar inom Östersjön. BIAS (Baltic International Acoustic Survey) är en hydroakustisk undersökning som används för att skatta bestånden av pelagisk fisk så som sill och skarpsill där verifiering görs med pelagisk trålning. BIAS genomförs under november-december (Q4). BITS (Baltic International Trawl Surveys) är en undersökning med bottentrål som tar fram fiskeri-oberoende index på fiskbestånd för användning vid beståndsuppskattning, i huvudsak för torsk och flundra, men även sill och skarpsill. BITS genomförs under februari-mars (Q1) och november-december (Q4).



Vänster: ICES-delområden (SD) 21–32. Höger: De aktuella ICES-rektanglarna (grön rektangel). Utredningsområdet (röd ruta) och resterande ICES rektanglar (orangea rutor) inom SD 24 (blå yta) visas även.

3.1.1 Beskrivning av de vanligast förekommande fiskarterna

Nedan ges en kort beskrivning av bestånden av de i området vanligast förekommande fiskarterna skarpsill, sill, torsk, rödspätta och skrubbskädda. Av dessa arter är det endast beståndet av rödspätta som anses ligga på goda nivåer.

3.1.1.1 Skarpsill

Skarpsill är en stimlevande fisk som livnär sig på djurplankton och fisklarver. Dagtid står den nära botten medan den nattetid söker sig mot ytan. Skarpsill inom Östersjön (SD 22–32) räknas som ett bestånd (WGBFAS 2020). Beståndsuppskattningen av arten baseras på BIAS fisket som är inriktat på att uppskatta mängden skarpsill och sill samt BASS (Baltic Acoustic Spring Survey) som enbart är inriktat på att uppskatta mängden skarpsill (Bryhn m.fl. 2021). Skarpsill är vanligast i den norra delen av centrala Östersjön. Lekbiomassan av skarpsill har sedan det högsta värdet uppmättes år 1997 minskat, men har alltid varit över B_{lim} (beståndsstorleken för vilken sannolikheten att beståndets förmåga att producera ungfisk minskar). Beståndets biomassa ligger också över det tröskelvärde som inte bör underskridas när fisket sker vid den nivå som ger maximal hållbar avkastning (MSY $B_{trigger}$) (Bryhn m.fl. 2021). Det finns en tydlig koppling mellan skarpsill och dess predator torsken, i takt med torskbeståndets nedgång har den naturliga dödligheten för skarpsill minskat samtidigt som skarpsillens medelvikt har minskat på grund av att konkurrens mellan individer är högre när tätheten ökat (Bryhn m.fl. 2021). På grund av den minskade predationen från torsk samt en ökande vattentemperatur har mängden skarpsill inom Östersjön varit relativt stabil de senaste åren. På grund av skarpsillens stora betydelse som bytesdjur för torsk kan en ökning av fisketrycket på skarpsill försämra tillståndet för torsk om det sker i torskens huvudområde (SD 25–26).

3.1.1.2 Sill

Sillen är en stimlevande fisk som vandrar längs kuster och ute till havs på djup mellan ytan och 200 meter. Nattetid uppehåller sig sillen nära ytan medan den dagtid går närmare botten. De livnär sig i huvudsak på små kräftdjur och fisklarver och följer dessa planktons rörelse under dygnet. Större individer kan även livnära sig på bottendjur. Det finns enligt ICES sex olika bestånd av sill i Östersjön och Nordsjön (Bryhn m.fl. 2021). I sydvästra Östersjön (SD 22–24) behandlas sillen tillsammans med vårlekande sill i Kattegatt och Skagerrak som ett bestånd (Bryhn m.fl. 2021). Beståndet utgörs av olika sillpopulationer som i huvudsak är vårlekande, med lek i sydvästra Östersjön (till exempel Rügen), Bälthavet, Kattegatt och Skagerrak.

Lekbiomassan av den vårlekande sillen inom beståndet har minskat sedan 1990 talet och är sedan 2007 under B_{lim}. Fiskeridödligheten är över referensvärdet som betecknar ett hållbart fiske över tid (F_{MSY}) men rekryteringen av ungfisk har minskat de senaste fem åren och haft ett lägsta värde under 2019 (Bryhn m.fl. 2021). Beståndet av sill som räknas till Skagerrak, Kattegatt och sydvästra Östersjön är dock svår att uppskatta på grund av inblandning av sill från andra bestånd. Höstlekande sill från Nordsjön fångas i området (SD 22–24) samtidigt som vårlekande sill från västra Östersjön fångas i Nordsjön. Den vårlekande sillen har även visats förflytta sig in till centrala Östersjön. ICES råd är att fångsterna av vårlekande sill i Skagerrak, Kattegatt och sydvästra Östersjön (SD 20–24) ska ligga på noll ton under 2021, samma råd gavs 2020.

3.1.1.3 Torsk

Torsken är en fisk som normalt uppehåller sig på djup mellan 0–200 meter, men inom Östersjön uppehåller den sig framför allt i djupvattnet på grund av de låga salthalterna. Torsken livnär sig i huvudsak på bottendjur, sill, skarpsill, samt mindre individer av den egna arten. I Östersjön finns två torskbestånd, ett mindre bestånd (västra beståndet) som förekommer väster om Bornholm samt ett större bestånd (östra beståndet) som huvudsakligen förekommer öster om Bornholm. Det östra beståndet har under de senaste åren noterats förekomma i större utsträckning i det som tidigare

betraktats som västra beståndets förvaltningsområde, i Arkonabassängen och även Bälthavet (Stroganov m.fl. 2017).

Lekbiomassan för det västra beståndet av torsk ligger för närvarande över B_{lim} men har länge fluktuerat kring tröskelvärdet. Under de senare åren har fiskeridödligheten minskat men är fortsatt över F_{MSY}. Rekryteringen har sedan 2004 legat under medelvärdet och har under de senaste åren varit bland den lägsta sedan mätningen startades (Bryhn m.fl. 2021). Lekbiomassan för det östra beståndet har minskat sedan 2015 och ligger i dagsläget under tröskelvärdet för B_{lim}. Precis som för det västra beståndet ligger fiskeridödligheten för det östra beståndet på den lägsta nivån sedan mätningarna startades. Även rekryteringen har minskat och ligger under medelvärdet för tidsserien.

Det östra beståndet är i ett sämre skick än den västra, något som reflekteras i ICES fångstråd för de olika bestånden. För det västra beståndet (SD 22–24) rekommenderas en kvot på 4275–9093 ton under 2021. Fångstrådet för individer tillhörande det östra beståndet som fångas i Arkonabassängen (SD 24) rekommenderas ha en kvot på noll ton 2021. Det östra beståndet har länge varit utsatt för stress som minskat dess reproduktionskapacitet (Bryhn m.fl. 2021). Orsakerna till den ökade stressen anses vara förändringar i Östersjöns ekosystem såsom bland annat dåliga syreförhållanden, låg förekomst av bytesfisk (till exempel sill och skarpsill) och kraftig ökning av parasiter på torsken. Under 2020 och 2021 har det varit förbjudet med riktat fiske efter torsk inom SD 24 och 25–32, med undantag för vissa specifika villkor. En låg kvot på 595 ton för hela östra beståndet är satt som bifångstkvot, varav 138 ton består av Sveriges del.

3.1.1.4 Rödspätta

Förekomsten av rödspätta i Östersjön är huvudsakligen begränsad till de södra och västra delarna av Östersjön där salthalten är tillräckligt hög för arten (Nissling m.fl. 2002). Rödspättan livnär sig på bottenlevande ryggradslösa djur och större individer äter även mindre fisk. Fisken uppehåller sig generellt på relativt grunda sand- och lerbottnar mellan 0–50 meters djup. ICES bedömer att det finns två bestånd av rödspätta i Östersjön (SD 22–32), ett i SD 21–23 och ett i SD 24–32.

Lekbiomassan har ökat sedan 2002 och var 2019 långt över MSY $B_{trigger}$, däremot har den relativa fiskeridödligheten sjunkit de senaste åren (Bryhn m.fl. 2021). Den relativa rekryteringen har ökat över lag sedan 2002 men börjat minska under 2018–2019. Beståndet bedöms vara i ett bra tillstånd enligt ICES.

3.1.1.5 Skrubbskädda

Skrubbskädda är en art som uppehåller sig på mjuka sand- och lerbottnar, eller tångbevuxna områden på grunda vatten. Den förekommer i havsvatten men kan också uppehålla sig i sötvatten vid älvmynningar. De livnär sig på musslor, ormstjärnor, borstmaskar, kräftdjur och mindre fisk som de jagar nattetid. Det har nyligen visats att bestånden av skrubbskädda i Östersjön utgörs av två närbesläktade arter, europeisk skrubbskädda (*Platichthys flesus*) och östersjö-skrubbskädda (*Platichthys solemdali*) (Momigliano m.fl. 2018). De två arterna lever delvis i samma områden och använder sig där av samma födoområden, men leken är skild mellan arterna. Östersjö-skrubbskäddan förekommer dessutom framför allt i de norra delarna av Östersjön, medan den europeiska skrubbskäddan, vilken även finns i Kattegatt och Skagerrak, förekommer i sydvästra Östersjön. I SD 24 tillhör ca 97 % av samtliga skrubbskäddor den europeiska skrubbskäddan (ICES 2019).

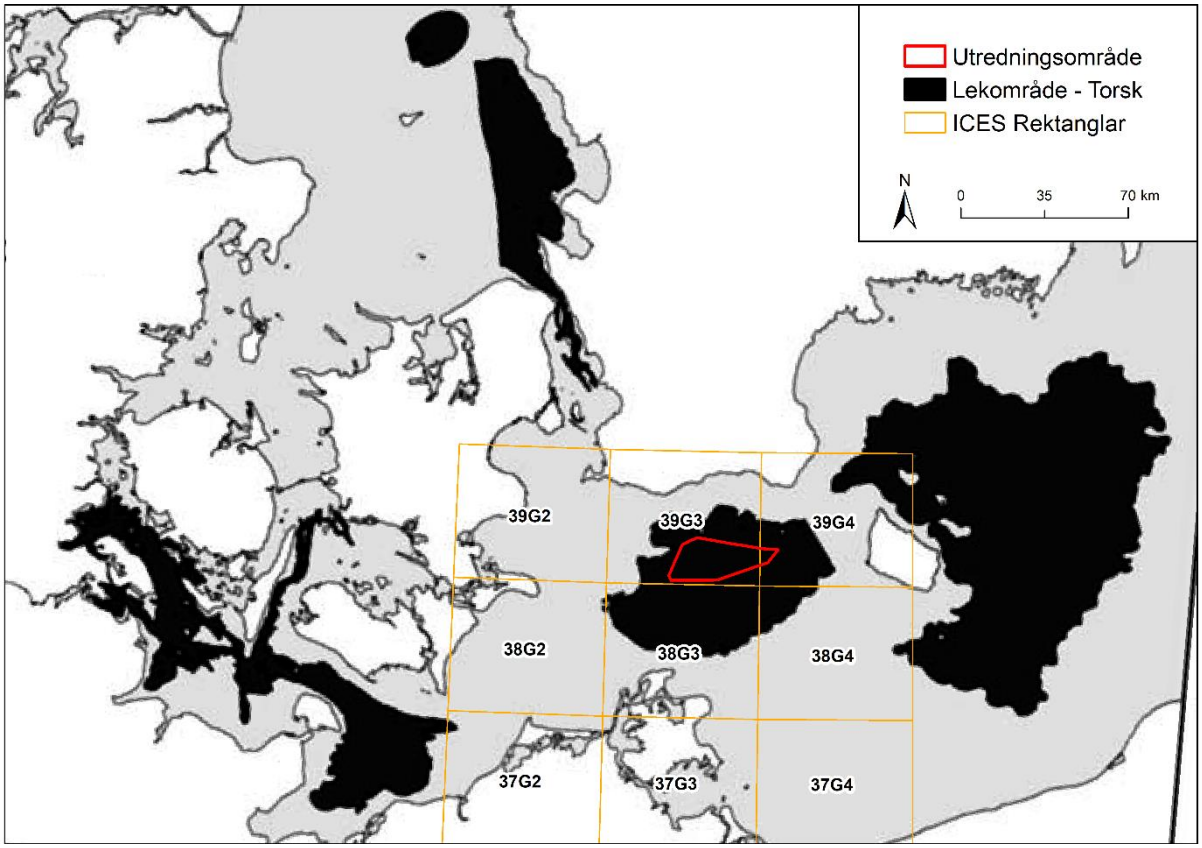
Svårigheterna att separera arterna gör att beståndsbedömningen inte går att göra för enskild art utan inkluderar båda arterna, men den slutgiltiga bedömningen anses vara mer representativ för den europeiska skrubbskäddan (Bryhn m.fl. 2021). Beståndet av skrubbskädda i södra Östersjön har minskat sedan slutet av 1980-talet och även medellängden för fisken har minskat sedan 1970-talet (Bryhn m.fl. 2021).

3.2 Lek- och uppväxtområden

För att bedöma påverkan från vindkraftparken på fiskbestånden är det betydelsefullt att beakta om utredningsområdet är särskilt funktionellt som lek- eller uppväxtområden för fisk. Ofta är leken och efterföljande ägg- och larvstadier den mest kritiska perioden under livscykeln, och förhållandena under lekperioden kan därför vara avgörande för hur många fiskar som slutligen når vuxen ålder. I följande avsnitt utreds därför förhållandena vid utredningsområdet för lek- och uppväxt hos ekologiskt och kommersiellt viktiga arter som kan påträffas i området. De arter som tas upp är torsk, sill, skarpsill, europeisk skrubbskädda och rödspätta.

3.2.1 Torsk

Torsken leker i den fria vattenmassan, i Östersjön sker leken framför allt i djupbassängerna där salthalten är högre. De två bestånden har aktiv lek vid olika salthalt, där det västra beståndet behöver salthalter på ca 15 psu och det östra beståndet leker vid 11–12 psu (Nissling & Westin 1997). Ägg och larver utvecklas i det fria vattnet. Hos det västra och östra beståndet utvecklas även äggen i olika salthalt (20–22 psu respektive ca 14,5 psu) (Nissling & Westin 1997).



Figur 7. Lekområden för torsk i södra Östersjön, Bälthavet och Kattegatt. Utredningsområdet (rött) samt ICES rektanglar inom SD 24 (orange) presenteras även. Figur baserad på Hüssy (2011).

För det västra beståndet är Kielbukten, Macklenburgbukten och Danska bält de huvudsakliga lekområdena, där leken sker under våren med en kulmen under mars-april i vatten djupare än 20 meter (Bliel m.fl. 2009, Hüssy 2011) (Figur 7). Lek sker även i Öresund och till viss del i de djupare delarna av Arkonabassängen, på djup över 40 m (Hüssy 2011). Det östra beståndet har historiskt sett haft lekområden i djupbassängerna Bornholmsbassängen, Gdanskdjupet och Gotlandbassängen där salthalten är tillräckligt hög för att äggen inte ska sjunka (Hinrichen m.fl. 2007, Eero m.fl. 2019). På grund av syrebrist och låg salthalt i Östersjöns djupvatten är rekryteringen i Gdanskdjupet och

Gotlandsbassängen nu mycket begränsad. Till viss del har det även skett en förflyttning av beståndet västerut, där lekande torsk från det östliga beståndet har noterats i större utsträckning i Arkonabassängen samt temporärt i Bälthavet (Stroganov m.fl. 2017). Leken för det östra beståndet i Arkonabassängen och i Bälthavet anses dock vara begränsad i förhållande till den lek som sker i Bornholmsbassängen, vilken numera utgör det östra beståndets huvudområde. Arkonabassängen utgör alltså inte ett huvudsakligt lekområde för varken det västra eller östra torskbeståndet i Östersjön.

Proportionerna av lekande torsk från det östra och västra bestånden i Arkonabassängen har ändrats över tid. Fram till år 2005 var det framför allt torsk från det västra beståndet (ca 70% av torsken) som lekte i Arkonabassängen (Hüssy 2016). Leken i Arkonabassängen har fram till 2005 varat mellan mars-juli med en pik i juni/juli (Bliel m.fl. 2009). Förekomsten av torsk som tillhör det östra beståndet har ökat i Arkonabassängen och det är huvudsakligen det östra beståndet (>80% av torsken) som nu leker i bassängen under vår och sommar (Hüssy m.fl. 2016, Hemmer-Hansen m.fl. 2018). För det östra beståndet sker lek framför allt mellan maj-augusti med en pik i juni (under vissa år i juli) (ICES 2018a). Leken under våren har visats vara sporadisk och är jämfört med leken under sommaren av mindre betydelse (Stroganov m.fl. 2017).

Troligtvis är den ökade närvaron av torsk från det östra beståndet en s.k. ”spill over”-effekt från beståndets huvudlekområde vid Bornholmsbassängen. Rumslig modellering i Arkonabassängen har visat att beståndet framför allt leker i den östra delen (ICES rutor 39G4 och 38G4, se Figur 7) men att lekande fisk påträffas även i övriga delar av bassängen (Hüssy 2016). Stora delar av Arkonabassängen har dock suboptimala förhållanden för det östra beståndets reproduktion med framför allt låg salthalt som innebär att ägg inte fertiliseras alternativt sjunker till botten efter lek (Hüssy 2016, Hinrichsen m.fl. 2016). I Arkonabassängen i vatten djupare än 25 m utgör endast mellan 20–50% ett lämpligt habitat för lek och utveckling av ägg. Detta område varierar både mellan år och under säsongen, men förhållandena har generellt varit bäst under maj till slutet av juni och överlevnaden av äggen bedöms vara högst i de centrala delarna av bassängen (Hüssy m.fl. 2016, Hinrichsen m.fl. 2016).

Torsken övergår från larvstadiet till ett bottenlevande stadium. Till skillnad från det västliga östersjöbeståndet, vilket efter larvstadiet mestadels förekommer vid grundare, vegetationsklädda bottnar, uppehåller sig ungtorsk i det östra beståndet framför allt i områden djupare än 20 m (Bryhn m.fl. 2020). Detta innebär att utredningsområdet även kan utgöra ett uppväxtområde för torsk.

3.2.2 Sill

Sill är en stimfisk som kan vandra över stora områden i samband med leken. I västra Östersjön är sillen övervägande vårlekande, men även höstlekande bestånd förekommer (SLU ArtDatabanken 2020, ICES 2018b). Under leken ansamlas de vårlekande sillbestånden i grundare vatten (<10 m) vid kusten, främst vid tyska kusten och i bälthaven. Leken sker huvudsakligen under april–maj, men variationer kan förekomma (Ackefors 1977, Aneer 1979, Elmer 1983).

Den höstlekande fisken har lekområden i djupare vatten än den vårlekande sillen, främst på bankar längre ut från kusten (Parmanne m.fl. 1994). Kända lekområden förekommer i Macklenburgbukten, grunda bankar vid Arkonabassängen samt utanför kusten vid Bornholm, där sillen leker under augusti-november (Aro 1989). Sillens lek sker över sand- grus- eller stenbottnar (Bryhn m.fl. 2021). Då bottenegenskaperna i Arkonabassängen inte överensstämmer med lekbottentypen för höstlekande sill är det inte troligt att lekande sill förekommer i utredningsområdet för SHP.

3.2.3 Skarpsill

Skarpsillen är en så kallad batch spawner och leker i flera omgångar under perioden mars-augusti, både invid kusten och i utsjöområden (Bryhn m.fl. 2021, Parmanne 1994). Skarpsill leker i stora delar av Östersjön, däribland Arkonabassängen, och behöver en salthalt på minst 5 psu och temperatur mellan

4–14°C för att leka. Det är därför sannolikt att lek förekommer inom utredningsområdet för SHP. Skarpsillen påbörjar leken i djupare vatten efter övervintringen och migrerar sedan mot grundare och mer kustnära vatten där leken fortsätter (Parmanne 1994). Ägg och larver utvecklas fritt i vattnet, och densiteten på äggen förändras under säsongen i samband med migration till grundare vatten. Som unga uppehåller sig skarpsillen ofta i anslutning till flodmynningar (SLU ArtDatabanken 2020).

3.2.4 Europeisk skrubbskädda

Europisk skrubbskädda leker under sen vinter och tidig vår på djupare bottnar och äggen utvecklas sedan i den fria vattenmassan, i en salthalt på 14–26 psu (Nissling m.fl. 2002, ICES 2016, Bryhn m.fl. 2021). Lek hos europeisk skrubbskädda förekommer i Arkonabassängen, men även i bland annat Bornholmsbassängen (Nissling m.fl. 2002, ICES 2016). Det är därför sannolikt att lek förekommer inom utredningsområdet för SHP. Efter leken migrerar fisken till uppväxtområden vid kusten för födosök och under vintern till djupare områden (Bryhn m.fl. 2021).

3.2.5 Rödspätta

Rödspätta förekommer i södra Östersjön och leken är begränsad till djupbassängerna i Östersjön, då äggen flyter i vattenmassan på salthalt på ca 15 psu (Bryhn m.fl. 2021, Nissling m.fl. 2002). Det är därför sannolikt att lek förekommer inom utredningsområdet för SHP. Lektiden för rödspätta i Östersjön är inte väldokumenterad, men i Kattegatt sker leken i huvudsak under februari-mars (Nielsen m.fl. 2004).

3.3 Vandringsstråk

Vissa fiskarter migrerar mellan olika områden för födosök eller reproduktion under dess livscykel. Dessa arter kan vara extra utsatta för en påverkan om det innebär ett hinder i vandringen. För att bedöma påverkan från vindkraftparken på fiskbestånden är det därför viktigt att beakta om det förekommer vandringstråk för migrerande fiskarter i utredningsområdet. Migrerande arter som tas upp nedan är ål och sill.

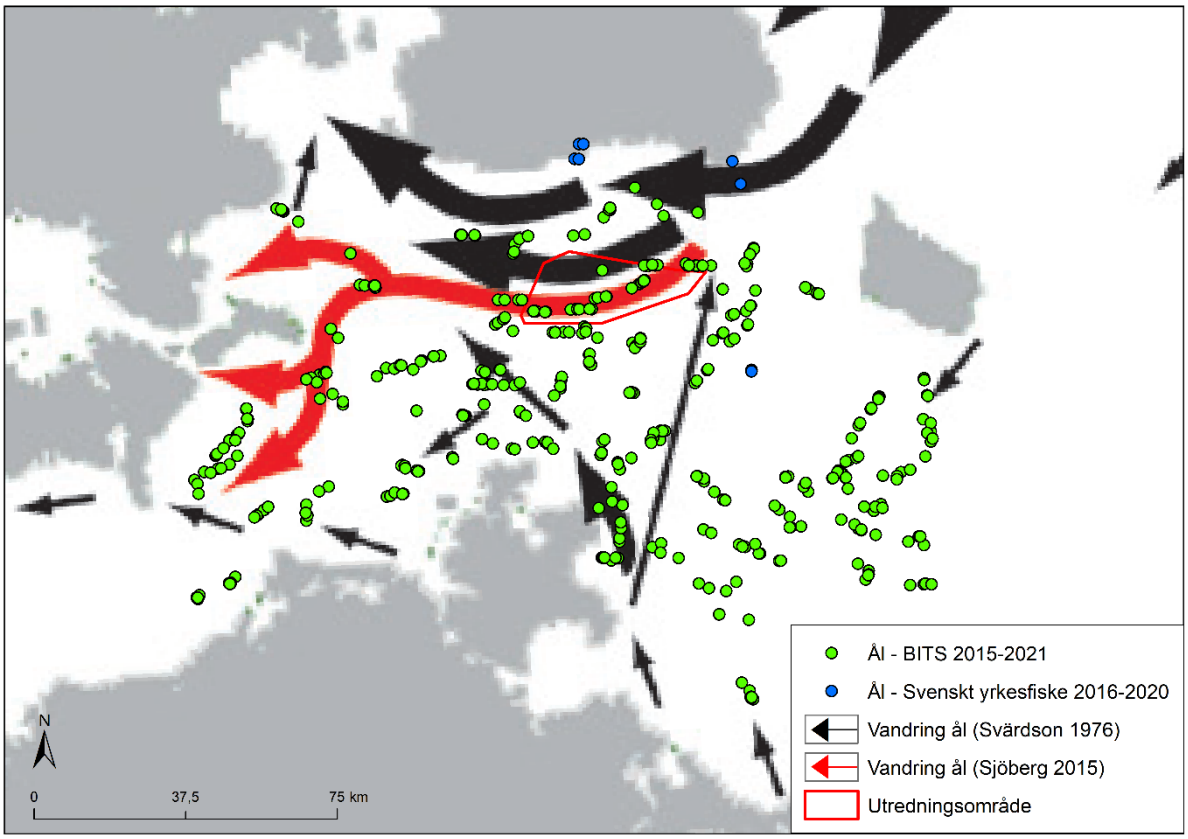
3.3.1 Ål

Ålen har en komplicerad livscykel och migrerar över stora områden mellan lek- och uppväxtområden. Leken sker i Sargassohavet, söder om Bermuda, under vårvintern där ägg och larver sedan lever i den fria vattenmassan. Larverna förs med strömmar till Europas kust där de övergår till den genomskinliga glasålen och uppsöker söt- och brackvatten, där ålen efter en tid skiftar färg och övergår till den adulta formen gulål. Vid 5–20 års ålder genomgår ålen en sista transformation till den reproduktionsvilliga blankålen som inleder sin återvändande vandring till Sargassohavet för lek. Efter leken dör ålen.

Ålen börjar sin vandring som blankål under augusti-november samt efter de kalla vintermånaderna under tidig vår. I Östersjön vandrar ålen i huvudsak kustnära, men vandring sker även längre ut till havs. Nattetid simmar ålen nära ytan och ligger dagtid på botten och återhämtar sig (Westerberg m.fl. 2007). Data från märkningsstudier visar ålens ungefärliga vandring genom södra Östersjön och ut i Bälthaven och Öresund (Figur 8) vilken antyder att viss vandring sker inom utredningsområdet för SHP (Svärdson 1976, Sjöberg 2015).

Ålen har minskat kraftigt över hela världen de senaste decennierna och rekryteringen är nu 1–10 % av tidigare nivåer (Sjöberg 2015). Den svenska ålen består av en population men uppdelas i tre enheter, en på västkusten, en på östkusten och en i insjövatten. Ålens förekomst inom SD 24 och själva utredningsområdet kan ses vid analys av fångstdata från BITS undersökningarna genomförda 2015–2021 där arten är registrerad. För både SD 24 och inom utredningsområdet (ICES Rektangel 39G3 och 39G4) var landningarna under 2015–2021 mycket låga i jämförelse med den totala fångsten. Provfisken inom BITS i området visar att ålen förekommer i stora delar av SD 24 under årets första och sista kvartal (Figur 8, gröna prickar). Detaljerade data från det svenska yrkesfisket visar på fångster av blankål på

de positioner som markerats i kartan (Figur 8, blå prickar). Av den ål som fångats med ryssjor i det svenska yrkesfisket är i princip all ål i blankålsstadiet, det vill säga ål som har inlett sin vandring. BITS specificerar inte vilket stadie den fångade ålen hade vid fångsttillfället men även där handlar det troligen om blankål.

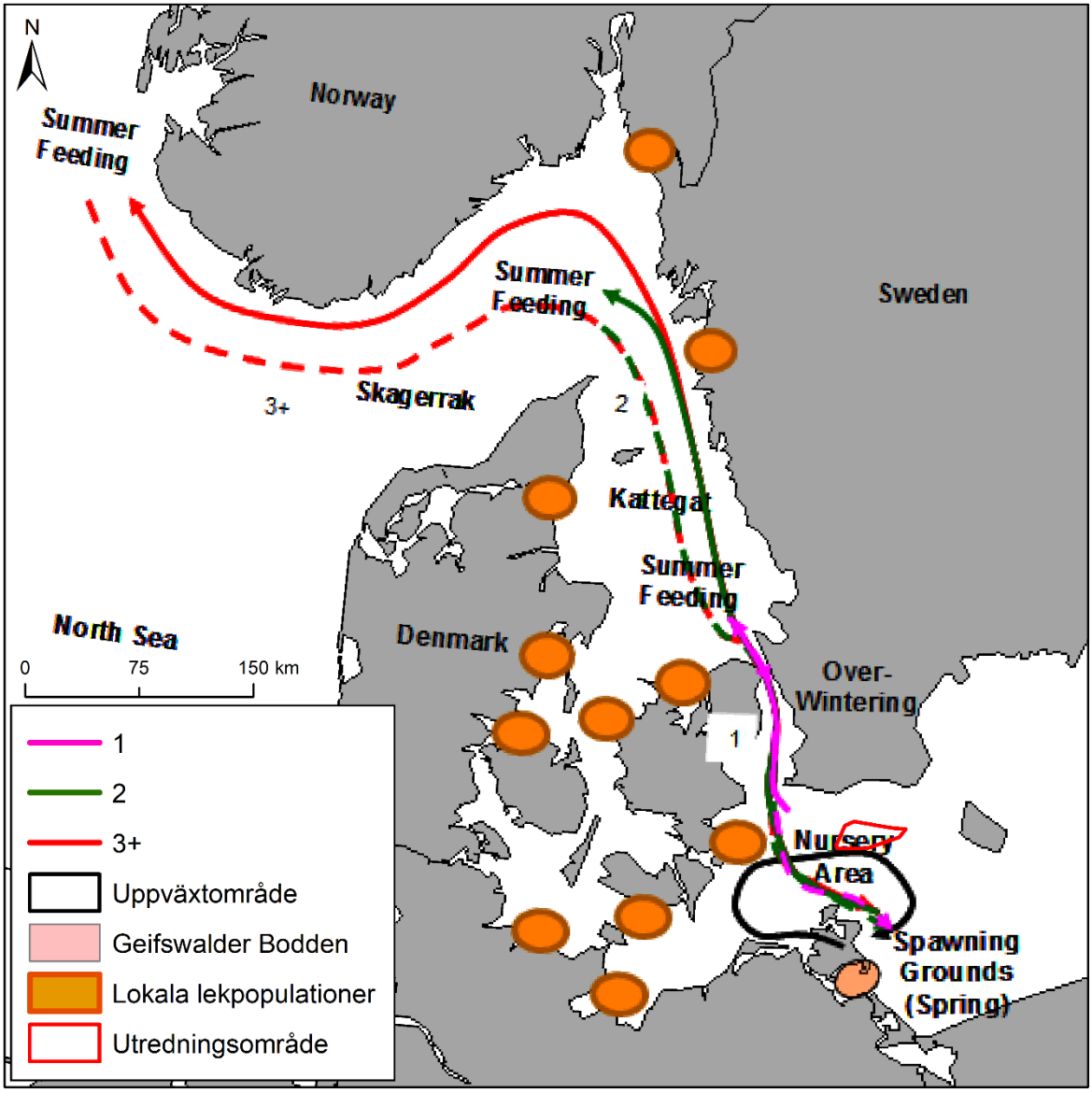


Figur 8. Ålens migration (svarta och röda pilar) genom Bälthavet från Sjöberg 2015. Svarta pilar representerar tidigare data (Svärdson 1976) medan röda pilar är uppdaterad data tillagd av Sjöberg 2015. Modifierad genom tillägg av utredningsområdet (röd linje) samt fångster av ål inom BITS (gröna prickar) och svenskt yrkesfiske (blå prickar).

3.3.2 Sill

Sillen inom SD 22–24 räknas som ett migrerande bestånd (ICES 2020). Märknings- och genetiska studier inom västra Östersjön tyder på att tre till fyra mer eller mindre välbeskrivna beståndsdelar använder västra Östersjön för lek eller uppväxtområde eller migrerar igenom det. Dessa är Rügensillen, lokal höstlekande Fehmarnsill, sill från Kattegatt och danska innanhavet samt potentiellt ytterligare bestånd från västra Östersjön. Majoriteten av sillen inom västra Östersjön anses tillhöra Rügensillen som leker runt Geifswalder Bodden (Figur 9, rosa cirkel) under mars-maj, samt till mindre del under hösten. Andra mindre sillpopulationer som uppehåller sig i västra Östersjön har rapporterats leka i de många vikarna i området, bland annat vid Kiel, Møn, Schlei, Flensburg, Fåborg och Fehmarn (Figur 9, orange cirklar). Majoriteten av äldre sill migrerar ut ur Östersjön under sommaren, genom sunden och Bälthaven till de salta vattnen vid Skagerrak och Kattegatt men också de östra delarna av Nordsjön. De äldsta individerna vandrar längre upp mot Nordsjön, medan yngre individer tar sig en kortare stäcka till Skagerrak och Kattegatt (Figur 9, röda och gröna pilar). Mot slutet av sommaren ansamlas sillen i östra Skagerrak och Kattegatt innan de till slut migrerar vidare till lekområdet, till exempel Geifswalder Bodden för Rügensillen. Den senaste data indikerar att det största beståndet, Rügensillen, migrerar

under april-juni genom Bälthaven (Payne m.fl. 2009). Migrationen sker inte i större stim utan först under sommar bildas större grupper i Skagerrak och Kattegatt, för att sedan vidhållas under övervintringen. De huvudsakliga vandringsstråken sker väster om utredningsområdet (Figur 9). Större populationer med vuxna individer av vårlekande sill har även visats förekomma sporadiskt i Arkonabassängen på hösten under vissa år (Miethe m.fl. 2014) vilket tyder på att beståndet kan förekomma i utredningsområdet. Juvenil Rügensill tillbringar sin uppväxt i huvudsak i västra Östersjön, mellan Danmark och Tyskland (Figur 9, svart cirkel) (Payne m.fl. 2009).



Figur 9. Vandringsstråk för vårlekande sill i sydvästra Östersjön. Pilarnas färg indikerar det generella vandringsmönstret för 1 årig sill (lila), 2 årig sill (grön) samt för sill 3 år eller äldre (röd). Det huvudsakliga uppväxtområdet för nykläckt vårlekande sill (svart) liksom det huvudsakliga lekområdet Geifswalder Bodden (rosa) och lokala lekområden (orange) liksom utredningsområdet för SHP (röd) visas även. Karta baserad på Payne m.fl. 2009.

4. Möjlig påverkan på fisksamhället

Anläggning av vindkraftparken samt förläggning av kablar inom parken liksom driften av vindkraftparken medför påverkan på omgivningen. Om påverkan på omgivningen är hög kan det resultera i förändringar för de fiskpopulationer som förekommer i området. Nedan diskuteras därför vilken typ av påverkan på fisksamhället som kan förväntas från en vindkraftpark. Påverkan på fisksamhället har delats in i två avsnitt och behandlar den påverkan som kan ske till följd av konstruktionsarbeten (avsnitt 4.1) samt den påverkan som kan förekomma under drift av vindkraftparken (avsnitt 4.2).

4.1 Möjlig påverkan under konstruktionsfasen

Under konstruktionsfasen kan förberedande arbeten samt anläggning av fundament och kabelläggning ge upphov till buller, grumling och frigörande av miljögifter, vilka diskuteras nedan. Val av fundamenttyp och kabelförsänkningsmetod har inverkan på hur omfattande påverkan är. Bullerpåverkan är generellt betydligt högre vid pålningsarbeten för monopile- och fackverksfundament än för sugkassun- och gravitationsfundament (ICF 2020). Påverkan i form av grumling är högre vid anläggande av gravitationsfundament samt eventuellt monopilefundament om borrning genomförs, jämfört med övriga typer (ICF 2020). Anläggande av kablar som grävs, plogas eller spolas ned i sedimentet orsakar också en ökad grumling av vattenmassan, där nedspolning av kabeln är den förläggningsmetod som generellt bidrar mest till grumling.

4.1.1 Buller

Ljud är ett viktigt sinne för fisken och används för en rad interaktioner, så som navigation, hitta byten, upptäcka och undvika predatorer med mera (se Faktaruta Buller). Många fiskarter, till exempel torsk använder också ljud för kommunikation. Torsk producerar ljud under större delen av året, både honor och hanar, men under lekperioden är det endast hanarna som kommunicerar (Brawn 1961). Ljudet under leken och dess relativa komposition ger honorna möjligheten att uppskatta hanars kondition (Engen & Folstad 1999) vilken är en viktig del i artens reproduktionsframgång.

4.1.1.1. Introduktion ljud

Ljudbilden under vattnet är komplicerad och långt från tyst och består av flera olika faktorer. Abiotiska faktorer så som vind, vågor, regn och seismiska aktiviteter spelar en stor roll i det naturliga ljudlandskapet genom att skapa ett konstant bakgrundsljud. På det abiotiska bakgrundsljudet läggs biotiska faktorer så som ljud producerade av marina däggdjur, fisk och andra organismer. Dessa ljud kan vara oavsiktliga, som konsekvens av rörelse eller födointag, men också avsiktliga vid kommunikation, navigation eller ekolokalisering. Tillsammans bildar de abiotiska och biotiska faktorerna det naturliga bakgrundsljudet. En tredje faktor bidrar dock till bakgrundsljudet, och det är det antropogena ljudet, introducerat ljud från mänskliga aktiviteter. Exempel på mänskliga aktiviteter som bidrar till bakgrundsljudet är bland annat fartygstrafik, seismiska undersökningar, undervattensbyggnationer och vindkraftparker. De ursprungliga nivåerna av bakgrundsljudet i havet är okända, men det totala bakgrundsljudet har ökat sedan människans inblandning (Hildebrand 2009).

Faktaruta Buller

Buller är oönskat ljud och räknas som en miljöstörning. Ljud är mekanisk energi som skapas när ett objekt vibrerar i ett medium så som till exempel luft eller vatten. Objektet som vibrerar sätter partiklarna i mediet i rörelse och ljudet sprider sig utåt i en vågrörelse av kompression och dekompression när partiklarna överför den mekaniska energin till närliggande partiklar. Hastigheten som objektet vibrerar styr hur tätt kompressionen av partiklarna sker när det fortplantar sig genom mediet, och mäts som cykler per sekund (Frekvens, Hz). Energin i en ljudvåg beror på hur högt trycket i de komprimerade och dekomprimerade partiklarna är och mäts som ljudtrycksnivå (SPL, från engelskans Sound pressure level) i decibel (dB) över ett specificerat referensvärde relativt mediet. Referensvärdet är det normala bakgrundtrycket och är i vatten satt till 1 µPa.

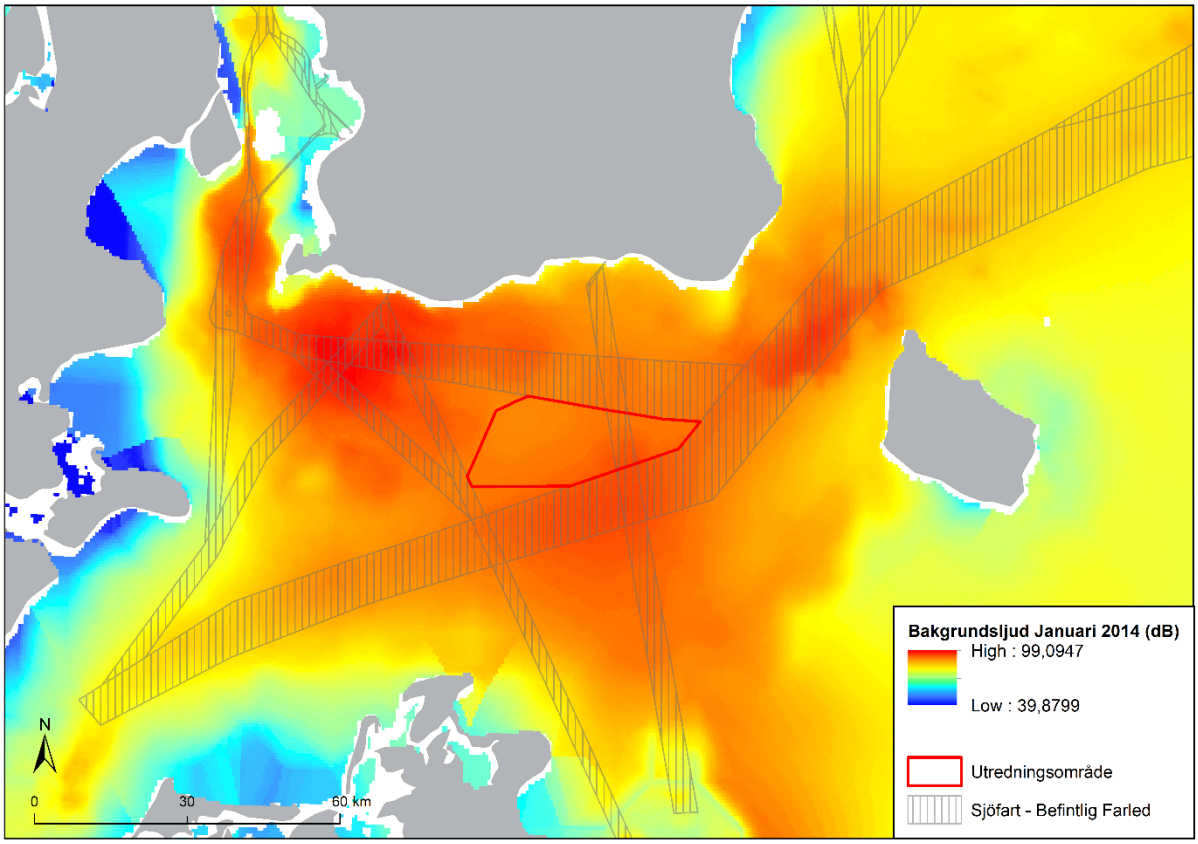
Frekvensen hos ett ljud är en viktig parameter när biologiska effekter undersöks. Dels beror fortplantningen i mediet på frekvensen, där högre frekvenser snabbt förlorar energi medan lägre frekvenser kan fortplanta sig längre sträckor. Dels så är en organisms hörsel anpassad efter ett visst frekvensintervall och ljud vid frekvenser utanför intervallet uppfattas inte. På samma sätt har en organism ett intervall inom vilket den kan registrera SPL, alltså hur känslig hörseln är. Ljud som ligger under organismens tröskelvärde har för låg energi för att det ska detekteras.

Organismer som fisk har ett väl utvecklat hörselorgan som kan detektera både själva partikelrörelsen i en ljudvåg samt tryckkomponenten med hjälp av simblåsan eller andra gasfyllda hålrum. Exempelvis kan människan bara detektera tryckkomponenten av ett ljud. Fisk som plattfisk som saknar simblåsa kan därmed endast registrera partikelrörelse.

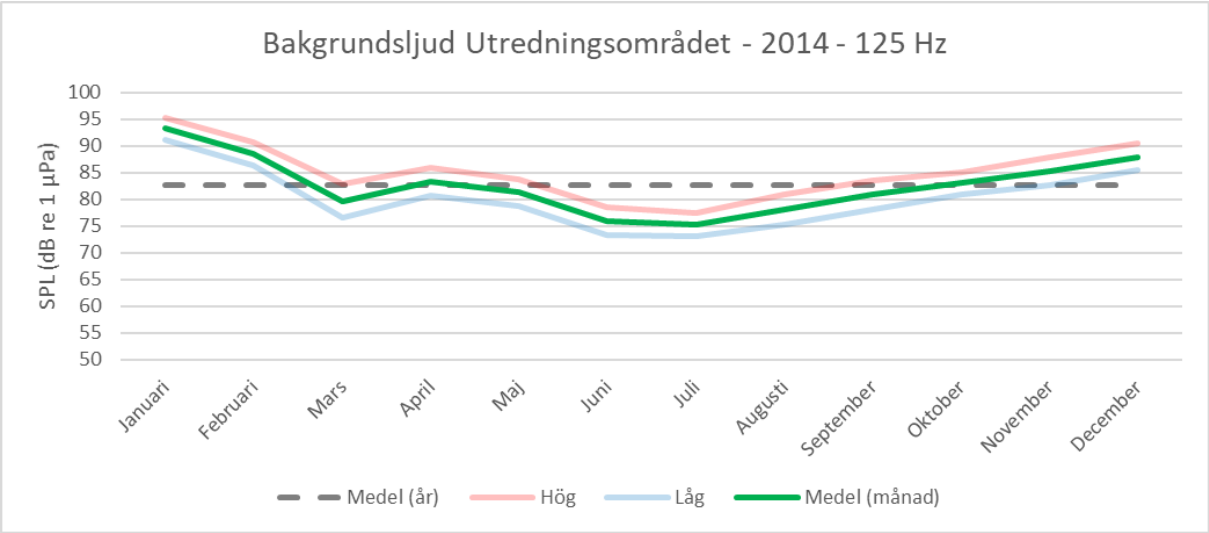
Presentation av ljud kan göras på olika sätt beroende på vad för typ av påverkan och vilken djurgrupp som det gäller. SPL(topp) är det maximala övertrycket som en ljudpuls uppvisar, medan SPL(topp-topp) är det maximala över- och undertrycket. SPL(topp) och SPL(topp-topp) har hög biologisk relevans och det finns stark korrelation mellan ljudtrycksnivån och beteendepåverkan och fysiska skador. Ljudexponeringsnivån SEL beräknas över längre tid och tar på så sätt hänsyn till energin i hela ljudpulsen. SEL(enkel) är värdet på en enkelpuls medan SEL(kum) är värdet på flera pulser som summerats.

Bakgrundsljudet är relevant vid undersökning av påverkan av buller då det representerar en lägsta nivå till vilket potentiella ljudkällor relaterar. Ett antropogent ljud under bakgrundsljudets nivå bidrar inte till den totala ljudbilden och är därmed utan verkan. Kring utredningsområdet, och till viss del inom, ligger flera högt trafikerade farleder (Figur 10) som innebär att fartygsbuller är en stor bidragande faktor till ljudbilden för området. Bakgrundsljudet inom Östersjön har undersökts genom EU Life projektet Baltic Sea Information of the Acoustic Soundsscape (BIAS LIFE11 ENV/SE 841) och genom ”BIAS soundscape planning tool” presenteras modellerade ljudkartor för 2014. Ljuddata är framtagen för frekvenserna 63, 125 och 2000 Hz (en tredjedels oktavs bandbredd). Frekvenserna 63 och 125 Hz är specificerade i Havsmiljödirektivet deskriptor 11.2, kontinuerligt lågfrekvent ljud, som handlar om att hålla introducerat ljud på nivåer som inte skadar den marina miljön. Frekvensen 2000 Hz är specifikt för att inkludera arter som är mer känsliga för de högre frekvenserna av fartygsbuller. Ljudet kvantifieras som sannolikt uppkommande, där L05-L95 är de ljudnivåer som överskrids 5–95 % av tiden. För att representera bakgrundsljudet används L95 (Fyhr m.fl. 2016).

Nedan presenteras ett exempel på bakgrundsljudet (125 Hz, ytan-botten) vid utredningsområdet under januari 2014 (Figur 10). Utredningsområdet har en internt varierad ljudnivå med generellt högsta ljudnivåer i sydöstra delarna där farleden från Ystad korsar farleden söder om utredningsområdet. Bakgrundsljudets nivå varierar också beroende på tidpunkt på året (Figur 11). Högst bakgrundsljud var 2014 under januari månad medan lägsta sågs under juni-juli. Samma trend syntes också i stora drag för frekvenserna 63 och 2000 Hz. Medelvärdet för hela året ger ett bakgrundsljud på 80 dB re 1 µPa SPL vid 63 Hz, 82,7 dB re 1 µPa SPL vid 125 Hz och 85,7 re 1 µPa SPL dB vid 2000 Hz.

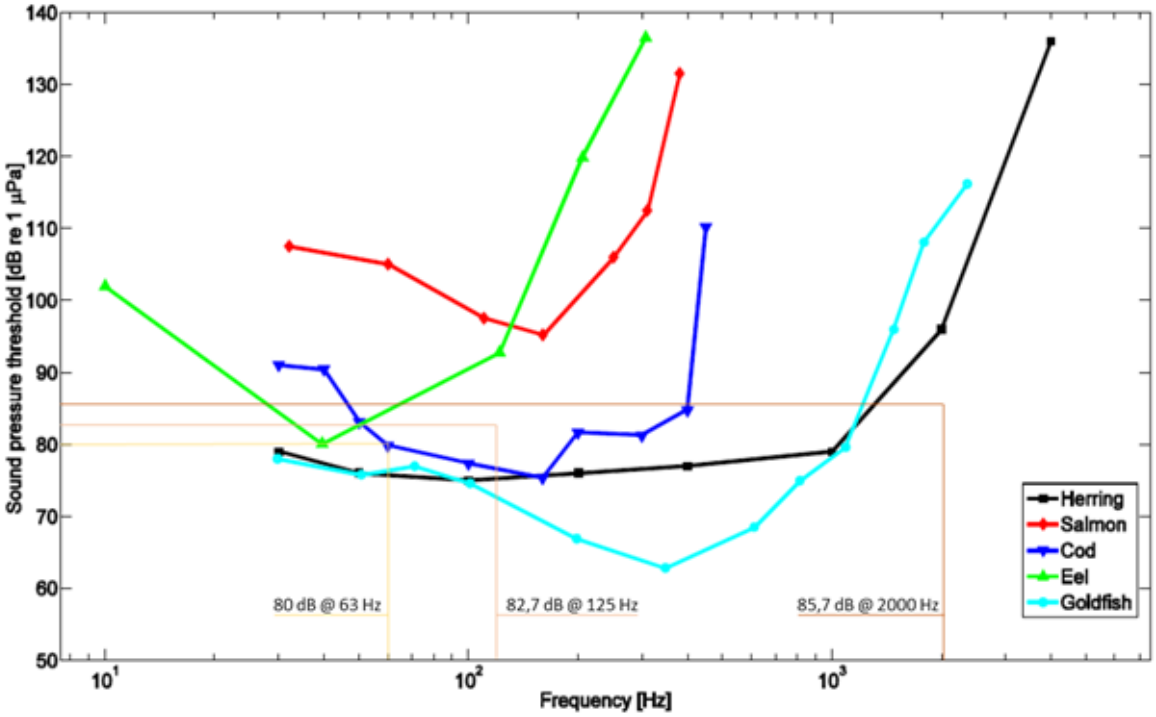


Figur 10. Modellerade värden för bakgrundsljud (dB) i sydvästra Östersjön under januari 2014. Ljudnivåerna visas i en skala mellan 39 dB (blått) till 99 dB (rött). I kartan visas även farleder i området (randigt) och utredningsområdet för SHP. Resultaten är extraherade med hjälp av BIAS soundscape planning tool, utvecklat inom EU LIFE+ projektet Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape (BIAS LIFE11 ENV/SE 841).



Figur 11. Bakgrundsljud (dB) i utredningsområdet under 2014 för frekvensen 125 Hz. I grafen visas det årliga medelvärdet för bakgrundsljudet (streckad linje) baserat på medelvärdet för månaderna (grön linje). Ljudet varierar inom utredningsområdet vilket presenteras som högsta ljudnivån (Hög, röd linje) och lägsta ljudnivån (Låg, blå linje) för varje månad. Resultaten är extraherade med hjälp av BIAS soundscape planning tool, utvecklat inom EU LIFE+ projektet Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape (BIAS LIFE11 ENV/SE 841).

Förutom energinivåerna hos ett ljud (dB) påverkar också ljudets frekvens (Hz) vilken effekt ljudet får. Olika arter är olika känsliga både vad gäller energinivå och frekvens varför de påverkas olika. Torsk uppfattar genom sin simblåsa ljud mellan 30 och 470 Hz, men med störst känslighet vid 60–160 Hz (Chapman & Hawkins 1973, Figur 12). Andra fiskar så som sill uppfattar ljud på större frekvensintervall, dels på grund av mekaniska kopplingar mellan simblåsan och hörselorganen. Fiskar utan simblåsa, så som plattfisk, kan endast uppfatta ljudets partikelrörelse. Det är viktigt att känna till att de olika arterna har specifik hörsel när effekterna av antropogena ljud utreds, framför allt när generalisering görs då en art kan reagera helt olikt en annan. För torsken till exempel är ljud vid frekvenserna 2000 Hz mindre relevanta då de inte kan uppfattas. Det är också viktigt att ta med bakgrundsljudet när effekterna utreds. Torsken kan vid 125 Hz detektera ljud på så låg energinivå som ca 77 dB re 1 µPa SPL (Figur 12), men inom utredningsområdet där bakgrundsljudet ligger på 82,7 dB re 1 µPa SPL vid 125 Hz är det först när ljudet överstiger bakgrundsljudet som torsken kan uppfatta det. Det påverkar till exempel avståndet på vilket fisken kan detektera ett vindkraftverk under drift. Ju högre bakgrundsljud alternativt ju lägre ljudkänslighet en individ har vid de relevanta frekvenserna desto mindre inverkan har vindkraftverket.



Figur 12. Audiogram över hörselkänslighet för fiskarterna sill (svart), lax (röd), torsk (blå), ål (grön), samt guldfisk (ljusblå). Anatomiska skillnader mellan arterna ger skillnader i känslighet för frekvens och ljudtryck. Infällt är bakgrundsljudet för utredningsområdet vid frekvenserna 63, 125 och 2000 Hz. Figur från Chapman & Hawkins 1973.

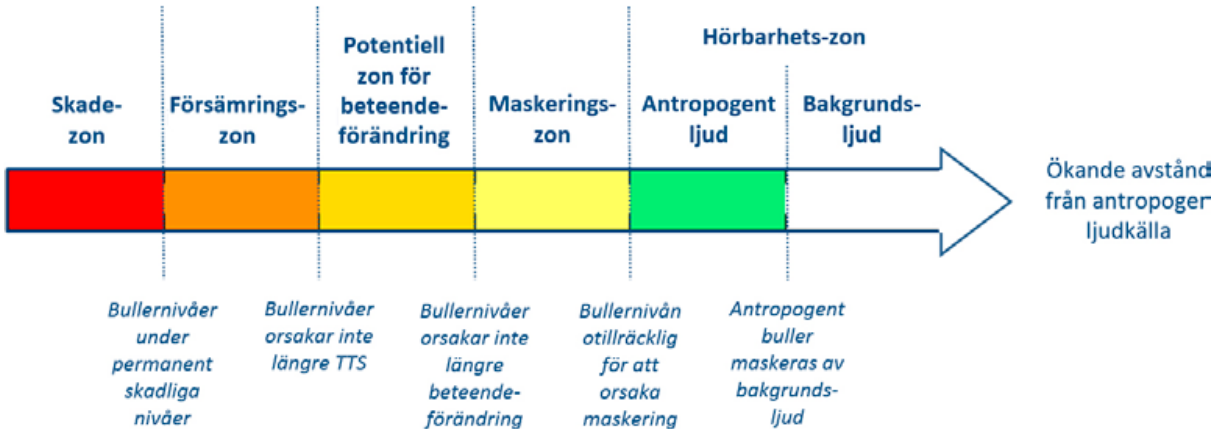
Effekterna av en antropogen ljudkälla på djur beror som tidigare nämnt på bland annat hur hög ljudnivån (dB) är. Richardson (1995) beskrev ett djurs reaktion på ett ljud som uppdelat i olika zoner av påverkan. Dessa har sedan dess utvecklats och presenteras i Figur 13 (Dooling & Blumenrath 2013). Magnituden hos påverkan varierar med avståndet från källan med mindre allvarliga effekter ju längre bort individen befinner sig.

Hörbarhets-zonen är inom vilket fisken kan detektera ljudet. Som nämnt tidigare måste det antropogena ljudet överstiga bakgrundsljudet för att det ska kunna urskiljas och orsaka ytterligare påverkan. Att en individ kan detektera ett ljud innebär inte direkt att ljudet får några negativa konsekvenser, men det finns studier som visar att fisk som exponerats för buller över dess tröskelvärde för detektion haft högre nivåer av stresshormon (Wysocki m.fl. 2006) som kan leda till störd tillväxt, mognad och reproduktion (Pickering 1993, Small 2004).

Närmare ljudkällan kan ljudet inte bara märkas i form av detektion, utan också vara högt nog att det döljer andra ljud som är viktiga för individen. Inom maskerings-zonen kan ljud som till exempel kommunikationsljud mellan individer störas och riskera att missas, eller att byten och predatorer inte detekteras vid jakt. Maskering av viktiga ljud för individen kan få konsekvenser på både individnivå och populationsnivå (Slabberkoorn m.fl. 2010).

Den potentiella zonen för beteendeförändring sker där ljudet kan påverka individen till så pass grad att det inducerar en fysisk reaktion och beteendeförändring. Beteendeförändringen kan variera från skrämsel och undanflykt till mer subtila förändringar i simaktivitet, position i vattenmassan och förändrat stimbeteende. Hur en individ reagerar kan dock bero dels på dess levnadssätt, dels miljön den befinner sig i. Pelagiska arter är mer benägna att simma i väg från en störning medan bentiska arter oftare stannar i ett område (Wardle m.fl. 2001, Løkkeborg m.fl. 2011). En individ kan vänjas vid ljudet och därmed uppvisa lägre nivå av reaktion, men det motsatta kan också ske och individen kan bli mer känslig med lägre tolerans mot vissa ljud (Bejder m.fl. 2009). Om ett område är viktigt för individen, som födo-, skydd- eller lekområde, är chanserna högre att individen stannar (Bejder m.fl. 2009) men blir därmed samtidigt utsatt av störningen till högre grad.

Närmast ljudkällan kan fysisk skada ske (försämrings-zon och skade-zon). Intern skada från högintensiva pålningsljud kan ge temporära skador på hörselorganen (TTS, temporary threshold shift) eller leda till individens död.



Figur 13. Schematisk bild över potentiella effekter från buller vid ökande avstånd eller minskande ljudnivå från en ljudkälla. Figur från Andersson m.fl. 2016 baserad på Dooling & Blumenrath 2013.

4.1.1.2. Bullerpåverkan vid konstruktionsfasen

Under konstruktionsfasen sker stabilisering av vindkraftverkets planerade grund. Beroende på typ av fundament sker stabiliseringen på olika sätt, men vanligast är någon typ av pålning, i huvudsak används slagpålning, vibrationspålning eller borrning. För den planerade vindkraftparken utreds fyra typer av fundament (se avsnitt 2.1 för mer information). Vid monopile- och fackverksfundament sker någon typ av pålning medan sugkassun- och gravitationsfundament sänks till botten med kranar. I samband med fundamentens installation kan olika typer av ljuddämpningsmetoder användas. Under anläggningsarbetet tillkommer också aktivitet från flera servicefartyg i varierande utsträckning, men på grund av den täta fartygstrafiken i direkt närhet till utredningsområdet behandlas vid diskussionen om påverkan från buller under konstruktionsfasen endast anläggningen av fundamenten. Kabelläggningen anses också mindre relevant då den i huvudsak bidrar till ljudbilden i området genom buller från fartyg och fartygstrafiken är redan hög i området.

Ingen modellering av förväntad ljudpåverkan har i skrivandets stund tagits fram för den planerade konstruktionen av vindkraftparken utan möjlig påverkan diskuteras utifrån aktuella studier kring ämnet. Det är i huvudsak pålning under konstruktionen som riskerar att leda till allvarliga skador. Sugkassunfundament och gravitationsfundament leder till mindre störningar genom bullerpåverkan (Hammar m.fl. 2010) jämfört med de två pålade fundamenttyperna, då i form av beredning av botten. Pålning med större diameter producerar högre ljud, vilket innebär att fackverksfundamentet som kräver flera små pålar leder till ett lägre pålningsljud. Monopilefundament kräver en tjockare påle och genererar därför mest ljud av de föreslagna fundamentstyperna.

Sugkassun- och gravitationsfundament

Sugkassun- och gravitationsfundament kräver en större yta på botten jämfört med monopile- och fackverksfundamenten. Den naturliga botten behöver oftast förberedas genom bland annat muddring (Hammar m.fl. 2010). Muddringen genererar buller inom frekvenserna 20–1000 Hz, på upp till 160 dB re µPa (RMS) vid den mest intensiva frekvensen 100 Hz (Madsen m.fl. 2006). Utifrån en metod från Nedwell m.fl. 2007, där en individ reagerar med ett avvikande beteende på ljud som överstiger dess hörseltröskel med 90 dB, beräknar Hammar m.fl. 2010 att ett avvikande beteende bör ske hos torsk inom 2 meter från muddringen. Inga fysiska skador förväntas ske vid muddringen (Hammar m.fl. 2010). Metoden från Nedwell m.fl. 2007 tar dock inte hänsyn till bakgrundsljudet och är framtaget med begränsad kunskap om enskilda arters störningsbeteende och hörsel (Andersson m.fl. 2016) men för fundamentstyper som är dåligt studerade kan den ge en grov uppskattning vid vilka ljud som reaktion och skada kan uppkomma.

Monopile- och fackverksfundament

Monopile- och fackverksfundament är båda fundament som förankras genom pålning vilket producerar höga ljudnivåer. Ljudstyrkan beror på diametern av pålen som förankras, varför monopilefundament med en enda stor påle ger ett långt högre ljud än fackverksfundamenten som i stället har flera små pålar. Bellmann (2015) har sammanställt flertalet mätningar från konstruktionsarbeten med olika diameter utan dämpningsmetoder vid 750 m från källan (Tabell 1). Det genererade ljudet från pålning ligger inom ett brett frekvensspann men huvuddelen ligger mellan 100–1000 Hz (Andersson m.fl. 2016). Ljudnivån och ljudets spridning beror dock mycket på bottentyp och vattenparametrar varför uppmätta värden används vid försiktighet vid jämförelse med planerad pålning där de yttre parametrarna inte är kända. Vid den planerade konstruktionen förväntas även någon typ av ljuddämpningsmetoder användas, även om inget i skrivandets stund har presenterats. Ljuddämpningens effekt beror också mycket på yttre parametrar samt vilken typ av metod som används eller om en kombination av flera metoder används. Genom sammanställning av olika ljuddämpningsmetoder visar Andersson m.fl. 2016 att en dämpning på mellan 5–20 dB kan uppnås.

Tabell 1. Buller (+- 5 dB) från konstruktionsarbete på vindkraftverk utan dämpningsåtgärder, sorterade på pålens diameter. Tabell baserad på data från Bellmann (2015).

Plats	År	Påldiameter (m)	SEL vid 750 m (dB re 1µPa2s)	SPL(topp) vid 750 m (dB re 1µPa)
Hamnkonstruktion	2005	0,9	157	183
Hamnkonstruktion	2005	1	159	185
Fino 1	2003	1,6	162	184
C-Power, fas 2&3	2011	1,8	178	189
Hong Kong–Zhuhai–Macau Bridge	2014	2	167	191
Alpha Ventus	2008	2,7	174	199
Utgrunden	2000	3	166	n/a
Sky 2000	2002	3	163	189
Fino 2	2006	3,3	169	189
Amrumbank West	2005	3,5	171	191
Horns Rev II	2008	3,9	176	195
North Hoyle	2003	4	n/a	194
Q7	2007	4	177	200
Barrow	2005	4,7	n/a	195
Fino	2008	4,7	172	196
Belwind	2010	5	166	194
Northwind	2013	5	n/a	196
Kentish Flats	2015	5	180	n/a

I studien ”Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning” (Andersson m.fl. 2016) presenteras förslag för skadliga ljudnivåer för fisk, fiskägg och larver vid pålningsarbete. Förslaget är baserat på studier på vissa arter i laboratoriemiljö men används generellt för fisk, varför viss försiktighet bör användas vid applicering på andra arter så som torsk och sill i deras naturliga miljö och beteende. Fiskägg och larver har uppvisat en ökad mortalitet vid studier innefattande ljud från seismiska undersökningar, och deras orörlighet innebär att de kan uppleva en längre exponering av ljudet än större fisk. Däremot uppstår skada endast nära ljudkällan och eftersom ägg och larver har en så hög naturlig mortalitet bedömer flera författare att mortaliteten orsakad av höga ljudimpulser är obetydlig för populationen (Andersson m.fl. 2016). Mortalitet och skador på inre organ hos fisk förväntas ske vid ljudnivåer på 207 dB re 1 µPa SPL(topp) och 174 dB re 1 µPa SEL(enkel) (Andersson m.fl. 2016). Studien presenterar inga värden för TTS, beteendeförändring eller maskering. Maskering är mindre relevant vid pålning på grund av den korta varaktigheten (Thomsen m.fl. 2006, Popper m.fl. 2014) och behandlas inte vidare för konstruktionsfasen. TTS och beteendeförändring tas delvis upp av Popper m.fl. 2014 som sätter gränsen för TTS till 186 dB re 1 µPa SEL(kum) baserat på studier av seismiska ljud. I studierna återhämtade sig fisken efter vila i 18–24 timmar, men i naturlig miljö är förhållandena annorlunda och den temporära nedsättningen av hörseln skulle kunna leda till minskad överlevnad eller sämre reproduktionsframgång under lekperioden. Det finns få studier som undersöker beteendeförändringar under pålning eller seismiska undersökningar men betydande beteendeförändring förväntas ske till hög risk nära (ett tiotals meter) källan, till hög risk på lägre avstånd (ett hundratals meter) och till medelrisk långt (ett tusentals meter) från källan (Popper m.fl. 2014). Torsk och sjötunga har observerats uppvisa förändrat beteende (ökad simhastighet) när utsatta för pålningsljud vid 140-160 dB re 1 µPa SPL(topp) respektive 144-156 dB re 1 µPa SPL(topp) (Mueller-Blenke m.fl. 2010). Hos skarpsill, som har liknande hörsel som sill, uppvisades förändrat beteende (störning av stim) vid 163 dB re 1 µPa SPL(topp-topp) och 135 re 1 µPa SEL(enkel) (Hawkins m.fl. 2014).

Ingen utredning av den förväntade bullerpåverkan har gjorts för utredningsområdet men Andersson m.fl. 2016 beräknade ljudnivåerna från pålningsaktivitet vid olika avstånd i fyra utvalda områden i svenskt vatten. Närmast utredningsområdet och mest likt till yttre parametrar är Hanöbukten där avstånd tas fram utifrån en uppmätt pålningsaktivitet utan ljuddämpning med en källstyrka på 226 dB re 1 µPa SEL(enkel). Beräkningarna är dock baserade på osäkra parametrar och bör användas med försiktighet, framför allt vid extrapolering på andra områden. Två beräkningar genomfördes, en för februari och en för augusti (Tabell 2). Avståndet för mortalitet och skador på inre organ hos fisk (174 dB re 1 µPa SEL(enkel)) skulle enligt beräkningarna kunna ske inom ca 3 km från ljudkällan utan ljuddämningsmetoder. Med moderna ljuddämpningsmetoder kan däremot förväntas en dämpning på upp till 20 dB. Det skulle innebära en ljudnivå vid 750 m på 162 dB re 1 µPa SEL(enkel), långt under ljudnivån för mortalitet och skador på inre organ hos fisk. Den föreslagna ljudnivån för mortalitet och skada på inre organ är dock baserad på experiment där fisken exponerades under lång tid (24 minuter) utan att kunna fly ljudet (Andersson m.fl. 2016). Utifrån den osäkra modelleringen finns därför risk för mortalitet eller skada på fiskens inre organ inom maximalt 750 meters avstånd från källan, förutsatt att individen stannar inom området en längre tid.

Tabell 2. Ljudexponeringsnivåer SEL(enkel) modellerad av Andersson m.fl. 2016 för olika avstånd, baserat på pålning med källstyrkan 226 dB re 1 µPa SEL(enkel) för en miljö liknande Hanöbukten.

Avstånd från källan (km)	SEL(enkel) (dB re 1µPa2s) Februari	SEL(enkel) (dB re 1µPa2s) Augusti
0,75	182	182
1,5	178	179
3	175	175
5	171	171
10	167	166
20	160	159

Pålningsarbetet kan pågå under flera timmar (Andersson 2011). Ljudnivåer för TTS presenteras som kumulativt SEL (SEL(kum)) över en längre period och går därför inte att direkt applicera på de beräknade värdena som presenteras i SEL(enkel). Det kumulativa värdet baseras på en studie av Popper m.fl. 2004 där fisk exponerades för ljud från seismiska undersökningar på 177,7 dB re 1 µPa SEL(enkel), 5-20 gånger. Det skulle innebära att det finns en risk för tillfälligt försämrad hörsel (TTS) hos fisk 750 meter från källan om de utsätts för 5–20 ljudpulser från pålningen. För uppskattningar över mer exakta avstånd för mortalitet och skador på inre organ, samt TTS hos fisken bör en bullerutredning genomföras specifikt för utredningsområdet. För beteendeförändringar finns inga förslagna ljudnivåer, men baserat på observationer på torsk, sjötunga och skarpsill (Mueller-Blenke m.fl. 2010, Hawkins m.fl. 2014) så skulle någon typ av beteendeförändring kunna ske inom 20 km.

Sammantaget beror graden av påverkan som kan förväntas under konstruktionsfasen till stor del på vilken typ av fundament som används. Pålningsarbeten kan innebära att enstaka fiskar skadas inom maximalt ca 750 m avstånd och det kan förväntas att fisk i området kan uppvisa beteendeförändringar inom 20 km avstånd. Detta bedöms dock inte ge en påverkan på populationsnivå för de fiskarter som förekommer i området. Även ägg och larver kan få en ökad mortalitet under pålningsarbetet men detta bedöms som obetydligt för populationen. Övriga arbeten bedöms ej orsaka betydande påverkan från buller på individer som vistas i området.

4.1.2 Grumling

Typen av fundament som ska anläggas samt bottensubstratet i området avgör hur mycket sediment som sprids under konstruktionsfasen. I stora delar av utredningsområdet utgörs bottensubstratet av finpartikulärt material, vilket sannolikt ger mer grumling under en längre tid jämfört med grövre material. Sedimentspridningen är generellt större vid anläggning av gravitationsfundament än för övriga fundamenttyper (Hammar m.fl. 2008, ICF 2020). Detta eftersom det vid anläggning av gravitationsfundament sker muddring som beredning av botten, vilken innebär en uppslamning och spridning av sediment. Även monopile- och fackverksfundament kan medföra sedimentspridning om botten bearbetas genom borrning innan pålning. Sugkassunfundament bedöms ha en mindre grumlingspåverkan än övriga fundamenttyper.

Anläggande av kablar som grävs, plogas eller spolas ned i sedimentet samt andra arbeten som utförs på mjukbotten orsakar en ökad grumling av vattenmassan. Den ökade partikelkoncentrationen leder bland annat till minskad sikt i det påverkade området samt en ökad sedimentering i angränsande områden. Storleken av den sedimentplym som skapas vid kabelförläggning påverkas av hur bottensubstratet ser ut och av vilken metod som används. Hur suspenderade partiklar sprids över ett område bestäms till stor del av sedimentpartiklarnas storlek och strömförhållanden.

4.1.2.1 Påverkan på fisk

Höga koncentrationer av sediment i vattnet kan innebära en negativ påverkan på beteendet och fysiologin hos fisk. Grumlingshalten är direkt relaterad till hälsoeffekter så som igentäppning av membran och minskad andningsfunktion hos fisk (Karlsson m.fl. 2020). Hur stor påverkan är från det grumlande arbetet beror på koncentrationen av suspenderat material och exponeringstiden. Det är också stor skillnad på hur olika arter och levnadsstadier hos fisk påverkas av grumling, för de flesta arter är ägg- och larvstadiet känsligast.

Sedimentpartiklar kan fastna på ytan av fiskägg, vilket kan vara särskilt betydande för fisk med pelagiska ägg. Detta eftersom det kan innebära att äggen tyngs ner och riskerar att sjunka till botten eller till vattendjup med ogynnsamma förhållanden, såsom högre predation och lägre syrenivåer. Grumling kan ha negativa effekter på flytkraften hos ägg redan vid relativt låga koncentrationer. I experiment på torskägg från Öresund resulterade en ökad grumlighet med 5 mg/l av suspenderat material i att äggen förlorade sin flytkraft inom fyra dagar och vid ytterligare förhöjda koncentrationer minskade flytkraften för äggen snabbare (Westerberg m.fl. 1996). Ägg som läggs på botten är generellt mer toleranta för ökad grumlighet då de är anpassade till att överleva i miljöer som löper större risk för grumling. Dessa ägg hålls normalt fria från sediment med hjälp av vattenrörelser och därmed undviker äggen att bli övertäckta (Karlsson m.fl. 2020). Nedfallet av sediment kan däremot utgöra en ökad risk för dödlighet i områden med mindre vattenrörelser, eftersom de bottenlevande äggen då riskerar en minskad syretillförsel och övertäckning. I en studie på sillägg noterades inga skadliga effekter vid koncentrationer upp till 7000 mg/l (Messieh m.fl. 1981). Däremot lyckades äggen inte kläckas om de övertäcktes med ca 1 cm sediment. Studier på stillahavssill har dock visat på ofullständig utveckling av ägg redan efter två timmar då de lagts på botten under hög grumlighet (250 mg/l) i vattnet (Griffin m.fl. 2009).

Grumling kan bidra till försvårat gasutbyte i fiskens gälar och därmed minskat syreupptag då sedimentpartiklar fäster vid fiskens gälar. Fisklarver, vilka har en förhållandevis stor gälyta i förhållande till sin kroppsstorlek, är särskilt känsliga för detta vilket har bekräftats i flertalet studier. Bland annat visade Westerberg m.fl. (1996) på en minskad överlevnad för torsklarver vid en partikelhalt på 10 mg/l. I studien konstaterades att torsklarver var betydligt känsligare än torskägg för grumling. Även sillarver klarar sig sämre vid högre grumlighet, vilket tros bero på minskat födointag, ökad predation och högre risk för sjukdomar (Messieh m.fl. 1981). För de flesta arter minskar risken att fisken kvävs som en följd

av tilltäppning av gälarna då fisken når vuxet stadie. Generellt sett överlever vuxna individer kortare exponering för sedimentkoncentrationer uppemot 1000 mg/l (Karlsson m.fl. 2020). Sillartade fiskar, vilka har tätare gälfilament än exempelvis torsk, kan däremot vara mer känsliga för grumling i vuxet stadium (Karlsson m.fl. 2020, Westerberg m.fl. 1996). Fiskarter knutna till mjukbotten, exempelvis plattfisk, är anpassade till att leva i en miljö där grumling förekommer och förmodas därför ha en högre tolerans mot grumling i vattnet (Karlsson m.fl. 2020). Försök av Moore (1977) visade att rödspätta kan överleva en förhöjd grumlighet på 3000 mg/l under 14 dagar.

Ökad grumling kan även leda till beteendeförändringar hos fisk. För torsk har låga grumlingshalter på 3 mg/l framkallat ett undvikande beteende (Westerberg m.fl. 1996). Vuxna sillar undviker att simma i grumligt vatten, och bedöms uppvisa ett sådant beteende vid grumlingshalter på ca 10 mg/l (Karlsson m.fl. 2020, Westerberg m.fl. 1996). Förändrat beteende hos jagande fisk och exponeringsbeteende hos bytesfisk har också iakttagits i flera studier, men det finns även flertalet exempel på fisk som ej påvisar förändringar i beteendet trots höga grumlingshalter (Hammar m.fl. 2009).

Genom ökad sedimentation och grumling kan förutsättningarna för fiskens habitat förändras och således påverka fisk indirekt (Karlsson m.fl. 2020). Exempelvis är sill en art som återvänder till samma lekplatser varje år. En förändring av lekplatsens habitat till följd av översedimentering kan då ge en påverkan på rekryteringen. Plattfisk och torsk som livnär sig på bottenlevande organismer kan även påverkas indirekt om grumling orsakar negativa effekter på bottenfaunan (Karlsson m.fl. 2020). Generellt sett är mjukbottenfauna dock tålig och kan gräva sig upp ur sedimentpålagringar på upp till 10 cm (Bergström m.fl. 2012). Studier har visat att mobil mjukbottenfauna generellt sett är tålig för sedimentpålagring och långsiktiga förändringar i samhället på djupa mjukbottnar efter grumlingspåverkan är mycket små (Bergström m.fl. 2012, Hammar m.fl. 2009).

4.1.2.2 Bedömning av grumlingspåverkan

Det kan förväntas att vuxen fisk visar ett undvikande beteende och kortsiktigt förflyttar sig från det påverkade området vid grumling under konstruktionsfasen, medan tidigare livsstadier kan utsättas för en något större påverkan.

Arkonabassängen och utredningsområdet för SHP nyttjas som lekområde främst för torsk, skarpsill och europeisk skrubbskädda, vilka alla har pelagisk lek och pelagiskt flytande ägg. Torsk leker i Arkonabassängen under maj-augusti med en pik i juni (under vissa år i juli). Torskägg och -larver förekommer därför sannolikt i utredningsområdet under den perioden. Det kan förväntas att arbeten som medför förhöjda grumlingshalter över ca 10 mg/l gör att enstaka ägg och larver i det utsatta området dör. Arkonabassängen utgör dock inte ett huvudområde för rekrytering för det östra eller det västra beståndet av torsk. Påverkan till följd av grumling på populationsnivå för de två bestånden bedöms därför vara begränsad. Skarpsill reproducerar sig i flera omgångar under en längre period och i stora delar av Östersjön. Lekbeteendet gör att skarpsillspopulationen sannolikt inte påverkas nämnvärt till följd av grumlande arbeten i vindkraftparken. Enstaka ägg och larver från skrubbskädda kan förväntas påverkas av grumlande arbeten under dess lekperiod. Då strömmar transporterar pelagiska ägg och larver över stora områden är påverkan från spridning av sediment på dessa stadier i området oförutsägbar. Det är även viktigt att ha i beaktande att det i Östersjön förekommer naturlig grumling till följd av vind, vågor och strömmar i en storleksordning på upp till 10 mg/l (Kyryliuk 2014) och att många arter sannolikt är anpassade till mindre grumlingspåverkan (Karlsson m.fl. 2020).

I anslutning till Arkonabassängen finns grundområden där lek hos höstlekande sill kan förekomma. Det närmsta grundområdet, Kriegers flak, ligger dock ca 20 km från utredningsområdet och det är inte troligt att grumlande arbeten kommer ge några förhöjda halter som kan påverka sillens lek eller ägg. Däremot förekommer populationer med vuxna individer av vårlekande sill sporadiskt på hösten i

Arkonabassängen (Miethe m.fl. 2014). Hög grumling under den period sillen befinner sig i området kan medföra en påverkan på individer till följd av grumling. Det kan dock förväntas att sillen förflyttar sig från ett område med förhöjda grumlingshalter och därmed också undviker att utsättas för långvarig exponering. Påverkan på beståndet av sill bedöms därför som liten.

Det är framför allt anläggande av gravitationsfundament som kan innebära en förhöjd grumling i området. Sugkassun-, monopile- eller fackverksfundament ger upphov till mindre grumling. Kabelförläggning orsakar en grumlingseffekt som är mindre jämfört med exempelvis muddringsverksamhet och fiske med bottentrål, och en eventuell effekt på fisksamhället bedöms vara kortvarig (Nemo Link 2013).

Sammantaget bedöms påverkan från grumling inte orsaka betydande effekter på fiskpopulationerna, men arbetet kan innebära att enstaka ägg och larver dör under lekperioden för torsk, skarpsill och europeisk skrubbskädda. Vuxna individer av fisk som vistas i grumlingsutsatta områden kan uppvisa ett tillfälligt undvikande beteende.

4.1.3 Miljögifter

Resuspension av sediment under konstruktionsfasen kan medföra att miljögifter som finns bundna i sedimentet frigörs till vattnet. Detta kan bidra till ökade halter av miljöfarliga ämnen i fiskars habitat och följaktligen i fisk. Miljögifter kan också ansamlas i fisk genom så kallad bioackumulering då mindre organismer tar upp miljögifter vilka sedan lagras högre upp i näringsväven då dessa organismer konsumeras (CEFAS 2001). Miljögifter förekommer i ytsediment i hela Sveriges utsjövatten, men vilka miljögifter som kan frigöras från sediment och tas upp av djur i området beror på sammansättningen av miljögifter i botten samt vilket sorts sediment som förekommer i området. Finkornigt sediment har generellt en stor kapacitet att binda miljögifter då de har en stor adsorptionsyta och ofta en hög halt av organiskt material. Enligt SGU (2021) och den sedimentprovtagning som genomförts i utredningsområdet för SHP (Magnusson m.fl. opublicerad.) är postglacial gyttjelera, finkornigt sediment med en hög organisk halt, dominerande i området.

För att bedöma om uppmätta halter i sediment är låga eller höga i förhållande till övriga prover tagna runt Sveriges kust kan olika ämnen klassificeras enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999, Apler 2016). Klassningen säger dock inget om den uppmätta halten kan ge upphov till negativa effekter i miljön eller ej. För bedömning av miljöeffekter används i stället miljökvalitetsnormer (MKN) angivna i HVMFS 2013:19 för de ämnen där sådana finns (Havs- och vattenmyndigheten 2013). MKN för halter i sedimentet är framtagna för bly, kadmium, fluoranten, antracen och tributyltenn (TBT).

Halter av tungmetaller, PAHer, PCBer samt organiska tennföreningar har provtagits i sediment inom utredningsområdet för SHP vid tio stationer och resultaten från provtagningen är under framtagande (Magnusson m.fl. opublicerad). Som underlag för bedömning av påverkan från miljögifter på fisk i denna rapport har statusbedömningar från Helcom (2018a-2018d) samt den nationella provtagningen av miljögifter i sediment (Apler & Josefsson 2016) beaktats. Inom det nationella provtagningsprogrammet återfinns en station, SE-12, i Arkonabassängen sydöst om utredningsområdet (Figur 1). Sedimentet vid stationen beskrivs som postglacial gyttjelera, vilket överensstämmer med det dominerande substratet i utredningsområdet. Stationen har provtagits år 2003, 2008 och 2014. I den norra delen av utredningsområdet har prover för miljögifter även tagits inom projektet Baltic Pipe år 2018 (Ramboll 2019).

4.1.3.1 Förekomst av miljögifter i området och möjlig påverkan på fisk

Tungmetaller är i allmänhet skadliga för djur. Bly binder hårt till sediment men kan vid resuspension av sediment frisättas och då tas upp av biota. För fisk kan bly vara giftig redan vid låga doser och ge skador på nervsystemet, njurar, skelett samt ge upphov till en försämrad reproduktionsförmåga (Bignert m.fl. 2017, Bergman m.fl. 2012). Kadmium kan ansamlas i njurarna hos fisk och laboratorieförsök har visat att ämnet kan ge kraftig påverkan på fysiologin hos fisk vid koncentrationer i vattnet mellan 5–500 µg/l (Naturvårdsverket 2008). Enligt den senaste statusbedömningen från Helcom (2018a) av förekomst av tungmetallerna bly och kadmium uppnås inte *god* status i södra egentliga Östersjön. Bedömningen bygger på all tillgänglig data från 2011-2016 för koncentrationer i biota (fisk och blåmussla), vatten och sediment från lokaler i Helcoms medlemsländer. För kvicksilver där statusen baseras på enbart biota uppnås *god* status i området. Vid den nationella provtagningsstationen SE-12 uppmättes under den senaste provtagningen 2014 *mycket låga* till *medelhöga* halter av metaller, med undantag för bly som klassades som *hög* halt. MKN för bly och kadmium överskrids dock inte vid SE-12 (Tabell 3) eller vid stationer provtagna för Baltic Pipe (Ramboll 2019).

Tabell 3. Koncentration av miljögifter vid station SE-12 i Arkonabassängen, sydost om utredningsområdet för SHP. I tabellen visas även bedömningsgränser för överskridande av miljökvalitetsnormer (MKN). Koncentrationer visas i µg/kg torrsubstans, halter normaliserade efter kolhalten visas inom parentes. Rödmarkering påvisar ett värde som överskrider MKN. Data från Apler & Josefsson (2016).

	Gräns MKN	2003	2008	2014
Kadmium	2 300	373	273	376
Bly	120 000	81 300	92 357	79 429
Antracen	24	27 (29)	16 (27)	15 (28)
Fluoranten	2000	240 (2 395)	269 (2 287)	260 (2 370)
TBT	1,6	17 (1,9)	5,6 (1,8)	6,5 (1,9)

Polyaromatiska kolväten (PAHer) är en grupp med organiska föroreningar som ofta förekommer i förhöjda halter i sediment. Enligt den senaste statusbedömningen från Helcom (2018b) uppnås inte *god* status för PAHer i sydvästra Östersjön. Vid den nationella provtagningsstationen SE-12 har *höga* till *mycket höga* halter uppmätts de år som stationen provtagits. Utav PAHer bedöms MKN för ämnena antracen och fluoranten, och vid den senaste mätningen vid stationen överskreds MKN för båda ämnena efter normalisering av kolhalten i sedimentet (Tabell 3). Inom provtagningen för Baltic Pipe överskreds inte MKN för de två PAHerna vid någon station (Ramboll 2019). Fisk i svenska vatten utsätts sannolikt av kontinuerliga och diffusa utsläpp av PAHer (Naturvårdsverket 2008). Dessa ämnen kan påverka organismers reproduktion och immunsystem (Naturvårdsverket 2008). Provtagning av sill från Kattegatt har dock visat att det främst är mer vattenlösliga PAH-föreningar (2-3 ringar) som förekommer i fisk och då i mycket låga halter (Sternbeck m.fl. 2004). Detta beror på att PAHer snabbt metaboliseras av djur högre upp i näringskedjan och således inte bioackumuleras i någon större utsträckning. PAHer kan däremot vara skadliga för individer i kraftigt kontaminerade miljöer, framför allt för tidiga livsstadier av fisk där ämnena har visats ge deformiteter och ökad mortalitet hos torsk och sillembryon (Naturvårdsverket 2008, Wurl & Obbard 2004, Kocan m.fl. 1987).

Även flertalet andra organiska miljögifter har klassats som *höga* till *mycket höga* halter vid den nationella stationen, däribland polyklorerade bifenyler (PCB) samt bekämpningsmedlen DDT och klordaner. Statusen för PCB i sydvästra Östersjön klassas dock enligt Helcom som *god* (Helcom 2018c). Provtagningen för Baltic Pipe uppmätte halter av PCB klassade som *mycket låga* till *medelhöga* (Ramboll 2019). Koncentrationen av TBT vid den nationella stationen överskrider MKN (1,6 µg/kg TS) vid samtliga provtagna år (Tabell 3). Även enligt Helcom (2018d) uppnås inte *god* status för TBT i någon

del av Östersjön. TBT har spridits till havsmiljön via båtbottenfärger och är en hormonstörande förening som är giftig redan vid mycket låga halter. Ämnet har visats ge upphov till reproduktionsstörningar hos marina snäckor och musslor vid låga koncentrationer och det kan inte uteslutas att fiskar som exponeras för höga halter av TBT kan påverkas negativt (Naturvårdsverket 2008).

Den sammantagna effekten av miljögifter på fiskpopulationer är dock svårbedömd och provfisken som visat på förändringar av fiskbestånden i kraftigt förorenade områden har ofta visats ha andra underliggande orsaker till utvecklingen så som hårt fisketryck och övergödning (Naturvårdsverket 2008). Därtill har provfisken inom den integrerade fiskövervakningen i svenska vatten inte kunnat visat några populationseffekter knutna till miljögifter (Appelberg m.fl. 2007). Enligt Naturvårdsverket (2008) saknas indikationer på att enskilda miljögifter eller den sammantagna belastningen av miljögifter i ett område skulle ge upphov till effekter på populationsnivå hos fisk.

4.1.3.2 Bedömning av påverkan från miljögifter

Påverkan på populationsnivå till följd av frigörande av miljögifter under kabelförläggning och eventuell muddring bedöms vara mycket liten till obefintlig. Det är möjligt att fisk som befinner sig i områden med förhöjd grumling kan exponeras för miljögifter och sannolikt är bottenlevande stationära fiskar så som torsk och plattfisk mest utsatta för påverkan. I vilken utsträckning effekter kan ses på individnivå hos fisk är beroende av ämneshalt och storlek på grumling över tiden, men det går inte att utesluta att utsläpp av miljögifter på grund av de grumlande arbetena kan påverka enstaka fiskars fysiologi och fortplantningsförmåga. Vuxen fisk som utsätts för grumling förväntas dock uppvisa ett undvikande beteende vilket innebär att exponeringen av eventuella miljögifter kan förväntas vara kortvarig.

Sammantaget bedöms påverkan från miljögifter som mycket liten till obefintlig. Bottenlevande fisk så som plattfisk och torsk kan eventuellt utsättas för förhöjda halter av miljögifter om de befinner sig i området med förhöjd grumling. De individerna förväntas dock uppvisa ett undvikande beteende om de utsätts för grumling, vilket innebär att exponeringen av eventuella miljögifter blir kortvarig.

4.2 Möjlig påverkan under driftsfasen

Under drift kan vindkraftparken ge upphov till ett kontinuerligt buller från vindkraftverken, magnetiska fält runt kablarna, reveffekter från fundamenten samt eventuellt ett minskat fiske i området. Hur detta kan påverka fisksamhället i området diskuteras nedan.

Under driftsfasen kan erosion runt fundamenten även orsaka en kontinuerlig resuspension av sediment, men denna kan betraktas som mycket liten och bedöms inte orsaka någon betydande påverkan på fisk. Även frigörandet av miljögifter bedöms som mycket litet. Grumling och frigörande av miljögifter under driftsfasen utreds därför inte vidare.

4.2.1 Buller

Under driftsfasen produceras kontinuerligt buller från aktiva vindkraftverk som är den huvudsakliga ljudkällan inom utredningsområdet som hör till parken. Viss extra trafik i form av servicebåtar kan förväntas, men det tas inte med i den här diskussionen kring möjlig påverkan under driftsfasen.

Ljudet från ett vindkraftverk under drift är begränsat till låga frekvenser, under 1000 Hz (Tougaard m.fl. 2020). Det högsta uppmätta ljudnivåerna var 137 dB re 1 µPa vid 40 m avstånd (alternativt 153 dB re 1 µPa vid 16 Hz vid 1 m avstånd, Nedwell och Howell 2004), men det producerade ljudet är högst varierande och beror på bland annat storleken på turbin, vindstyrkan samt ljudets fortplantning i det aktuella området (Tougaard m.fl. 2020). Madsen m.fl. 2006 kunde inte se några direkta skillnader mellan olika fundamentstyper när det kommer till producerat ljud. Tougaard m.fl. (2020) uttrycker att det utstrålande ljudet borde skilja sig åt mellan de olika typerna av fundament, men saknar tillräckligt med mätningar för att utforska ämnet vidare.

Utifrån mätningar vid en tyska vindkraftpark i Tyska bukten, Nordsjön, konstaterar Thomsen m.fl. 2006 att ljudet från ett vindkraftverk understiger bakgrundsljudet vid ca 1 km avstånd. Tougaard m.fl. 2020 anser dock att den möjliga påverkan från vindkraftparker under drift inte enbart kan bedömas utifrån påverkan från ett enskilt vindkraftverk utan att hur en vindkraftpark påverkar ett område måste sättas i relation till andra ljudkällor samt bakgrundsljudet i det aktuella området. Individuella vindkraftverk producerar låga ljudnivåer och är verksamma på kort avstånd, men en vindkraftparks kombinerade ljudproduktion kan få större effekter (Tougaard m.fl. 2020). Individuella vindkraftverk producerar ljud som är låga i relation till transportfartyg (Marsen m.fl. 2006) och de kombinerade ljudnivåerna från en stor vindkraftpark är lägre eller jämförbara med de från ett stort transportfartyg (Tougaard m.fl. 2020). Den kombinerade ljudbilden från en vindkraftpark med flera vindkraftverk kan dock komma att bidra signifikant till ett område med lågt naturligt bakgrundsljud och låga nivåer av andra antropogena ljudkällor (Tougaard m.fl. 2020).

Hörbarhetszonen är som tidigare nämnt, inom vilket avstånd ljudet från vindkraftverket överstiger bakgrundsljudet och kan detekteras av fisken. Wahlberg och Westerberg (2005) uppskattar avståndet som bland annat torsk kan detektera ljudet från ett vindkraftverk i drift till 7 km. För fisk som har en känslig hörsel, så som torsk som kan detektera ljud ned till 77 dB re 1 µPa vid 160 Hz, begränsas detektionsgränsen snarare av bakgrundsljudet. Vid ca 1 km avstånd från ett enskilt vindkraftverk överstiger bakgrundsljudet det producerade ljudet vilket innebär att hörbarhetszonen är begränsad till ca 1 km. För fisk med mindre känslig hörsel, så som till exempel den atlantiska laxen (95 dB re 1 µPa vid 160 Hz, Figur 12), begränsas detektionsgränsen i stället av fiskens egen känslighet. En individ av den atlantiska laxen detekterar ljudet från ett vindkraftverk i drift först vid 500 m avstånd (Wahlberg och Westerberg 2005). En kombinerad effekt från flera vindkraftverk kan ge ett större område inom vilket parken hörs, men utan modellering av ljudets faktiska spridning i området är det svårt att bedöma kumulativ påverkan.

På grund av de stora variationerna i olika arters hörsel är det också svårt att ge en allmän bedömning av påverkan, men en maximal gräns för detektion är avståndet där ljudet från vindkraftverket i drift inte längre överstiger bakgrundsljudet, alltså ca 1 km. Även effekten av maskering beror till stor del på fiskens hörsel och vid vilka ljudnivåer och frekvenser som arten kommunicerar, men för fisk som atlantisk lax och torsk kan maskeringszonen vara så stor som själva hörbarhetszonen, alltså 1 km (Thomsen m.fl. 2006). För sill som nyttjar ljud vid högre frekvenser än huvuddelen av det vindkraftproducerade ljudet borde maskering ha en påverkan endast inom väldigt små avstånd (Thomsen m.fl. 2006). Beteendeförändringar från buller producerat vid driften av vindkraftparken är troligen små, och uppkommer endast vid höga vindhastigheter och ytterst nära enskilda vindkraftverk (Hammar m.fl. 2010). Wahlberg och Westerberg (2005) uppskattar avståndet vid vilket fisk skräms i väg från ett vindkraftverk till 4 m. Fisk har observerats i närheten av vindkraftverk under drift men lite är känt kring hur de påverkas av det kontinuerliga ljudet. Fisk vänjer sig generellt snabbt till ljud, men det går inte att utesluta att stress från ljudet inte stör specifika arter eller levnadsstadier (Hammar m.fl. 2010). Ljudnivåerna från ett vindkraftverk i drift är lägre än vad som väntas ge TTS, fysiska skador eller mortalitet hos fisk. Det är alltså högst osannolikt att det under driftsfasen skulle ske någon skada på fisk i området (Thomsen m.fl. 2006).

Sammantaget så anses den höga närvaron av farleder och relativt höga nivåerna av bakgrundsljud inom utredningsområdet innebära att påverkan från vindkraftparken under drift troligen är låg. Detektion av ljud från enskilda vindkraftverk sker först vid ca 1 km avstånd, och det är endast inom det avståndet som eventuell maskering kan ske. För fiskarter som nyttjar lägre frekvenser vid kommunikation, till exempel torsk, kan det uppstå en maskering av viktiga ljud inom detektionsområdet. Inga större beteendeförändringar förväntas ske under driftsfasen, men en viss skrämmande effekt kan uppkomma hos fisk i direkt närhet (ca 4 m) av ett vindkraftverk i drift.

4.2.2 Magnetiska fält

Kablar som förläggs inom parken avger ett elektromagnetiskt fält (EMF) under drift. EMF inkluderar elektriska och magnetiska fält som uppstår kring bland annat kraftledningar. Med hjälp av skyddande isolering kan det direkta elektriska fältet förhindras från spridning utanför kabeln. Det magnetiska fältet sprids utanför kabeln men minskar snabbt med avståndet från kabeln. Olsson m.fl. (2010) uppmätte att ett magnetfält med en styrka på 35 µT direkt ovanför en kabel minskade till 2,2 µT över bakgrundsvärdet vid två meters avstånd. Som jämförelse varierar jordens magnetfält vid jordytan mellan 25–65 µT. Vid nedgrävning av kabeln till 1 m djup i sediment uppnås bakgrundsnivåer vid 20 m avstånd från en 132 kV AC kabel (350 A) med ett magnetfält på 1,6 µT vid kabelns yta (CMACS 2003). Storleken på det magnetiska fältet beror på spänningen i kabeln. Ett indirekt elektriskt fält uppkommer också utanför kabelns isolering till följd av magnetfältets rörelse i vattnet och då exempelvis fisk rör sig genom magnetfältet (Hutchinson m.fl. 2020a). Inom vindkraftparken planeras kablarna ha en spänning på upp till 170 kV. Kablarna inom vindkraftparken kommer att grävas ned i sedimentet där det är möjligt. Djupet för nedsänkning är inte fastställt i nuläget, men kommer vara i storleksordningen 1–2 m.

4.2.2.1 Påverkan på fisk

Vissa fiskarter kan känna av elektriska och/eller magnetiska fält och kan därför potentiellt utsättas för en påverkan från kablar inom vindkraftparken vid drift. Magnetiskt material förekommer spritt i kroppen på flertalet fiskarter, vilket tyder på att de eventuellt kan känna av magnetfält (Formicki m.fl.

2019). För många fiskarter saknas det dock undersökningar avseende om de kan känna av elektriska och magnetiska fält och om artificiella magnetfält från kablar kan utgöra en störning för arten.

Broskfiskar och stör använder sig av elektriska fält för födosök. Dessa arter är dock mycket ovanliga i Östersjön och de arter som kan förekomma är dåligt studerade avseende påverkan från elektriska fält. Det finns dock inget som tyder på att fisken påverkas av kablars elektriska fält, och påverkan från elektriska fält utreds därför inte vidare.

Påverkan från magnetiska fält har framför allt undersökts hos ål (Figur 14) och lax, vilka båda genomför långa vandringar och då använder sig av magnetkänsliga organ för navigation med hjälp av jordens magnetfält. I en studie genomförd av Lagenfelt m.fl. (2012) påvisades en minskad simhastighet för blankål vid passage över en växelströmskabel (130 kV) liggandes på havsbotten i Kalmarsund. Fördröjningen för ålarna uppmättes till ca 40 minuter med slutsatsen att kabeln inte bedömdes utgöra ett absolut vandringshinder. Samma slutsats drogs av Fiskeriverket efter att Svenska kraftnät driftsatt kabeln SwePol Link mellan Sverige och Polen i en studie där bland annat påverkan på blankålens vandring undersöktes (Näslund & Bruteig 2011). Orpwood m.fl. (2015) genomförde laboratoriestudier där inga beteendeförändringar noterades då ålar simmade genom ett AC magnetiskt fält (9,6 µT). För Tysklandskabeln Baltic Cable (ägs av Statkraft) som togs i drift 1994 genomförde Fiskeriverket undersökningar på blankål som visade att kabeln kan orsaka en missvisning i ålarnas kompassriktning när de passerar kabeln men det konstaterades att effekterna av felorientering antagligen är av ringa betydelse. Slutsatsen var att kabeln inte utgjorde ett vandringshinder (Näslund & Bruteig 2011). Försök har även visat att ål kan orientera sig i den riktning de hade innan de blev störda av ogynnsamma förhållandena eller en barriär (Durif m.fl. 2013). Den magnetiska kompassen ger ålen möjlighet att återuppta sin kurs när förhållandena blir gynnsamma igen eller när de passerat barriären.

Figur 14. Ål i ett ryssjefiske.

En effekt av kablars magnetfält på laxsmolt har påvisats av Wyman m.fl. (2018) där passage längs med en kabel resulterade i en ökad simhastighet. Dock har fältstudier och laboratorieexperiment på adult laxfisk inte kunnat visa att kablars magnetiska fält utgör hinder för migration (Kavet m.fl. 2016, CSA 2019).

Det är möjligt att sill kan navigera utifrån magnetfältet då de uppvisar ett migrerande beteende över året, men undersökningar på effekten av magnetfält på sill saknas (Hutchinson m.fl. 2020a). Sillens och även skarpsillens pelagiska beteende gör dock att exponeringen för de bottenliggande kablarnas magnetiska fält sannolikt är mycket liten för arterna.

Det har även genomförts studier på fiskar utan ett utpräglat migrationsbeteende, bland annat abborre och gädda, som visat på attraktion mot magnetiska fält (Formicki m.fl. 2019). Däremot har det i studier på torsk och plattfisk inte observerats några effekter av magnetiska fält (CSA 2019). En studie av Bochert & Zettler (2004) med juvenil skrubbskädda observerade ingen förändring i fiskens kondition då den utsattes för ett kraftigt, statiskt magnetiskt fält (3,7 mT) under flera veckors tid. Magnetiska fält har dock visats ha inflytande på unga livsstadier. I en sammanställning av Formicki m.fl. (2021) konstaterades att långvarig exponering för magnetiska fält framkallade både positiva och negativa effekter för utvecklingen av fiskägg och larver (Formicki m.fl. 2021).

Det magnetiska fält som alstras av en kabel kan tillsammans med andra kablars magnetfält potentiellt ge kumulativa effekter för migrerande arter när de passerar flera kablar längs sin vandringsväg. Studier av marina kablars sammanlagda påverkan på migrerande fisk är dock få och bevis på kumulativa effekter från magnetiska fält saknas (Thomsen m.fl. 2015). Den reveffekt som kan uppkomma till följd av vindkraftparken (se avsnitt 4.2.5) kan möjligen bidra till en fördröjning av vandringen hos migrerande arter som passerar området, eftersom fisken kan förväntas uppehålla sig en längre tid vid en mer gynnsam miljö (Hutchinson m.fl. 2020a). Det skulle innebära en längre tid av exponering för vindkraftverkens kablar. Inget tyder dock på att en längre tid av exponering hos ål eller andra migrerande arter skulle påverka fiskens navigation.

4.2.2.2 Bedömning av påverkan från elektromagnetiska fält

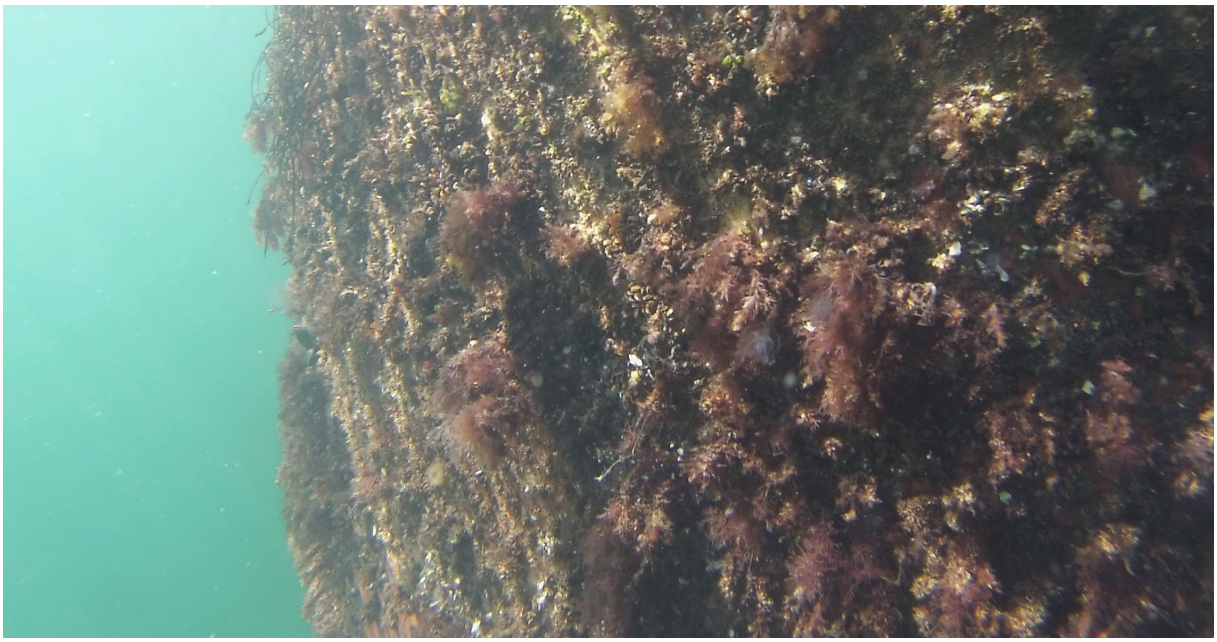
Det magnetiska fältet bedöms kunna registreras av arter som kan påträffas i utredningsområdet, men kunskapen för flertalet arter är begränsad. Bottenlevande fisk kan antas vara mer exponerad för kabelns magnetiska fält än pelagisk fisk, då de vistas närmare kablarna (Hutchinson m.fl. 2020b). Att gräva ned kabeln till minst en meters djup är ett effektivt sätt att minska exponeringen av magnetiska fält för fisk, eftersom sedimentet då fungerar som en fysisk barriär mot kabeln (CMACS 2003). Kablarna inom SHP planeras grävas ned 1–2 m i botten och sannolikt kommer det magnetiska fält som fisk i området utsätts för då vara mycket begränsat. Utifrån den litteratur som finns att tillgå bedöms att påverkan från kablarnas magnetiska fält inte kommer att ge negativa effekter på de bestånd som kan påträffas i området.

Det är sannolikt att migrerande arter korsar kabelsträckningen eller intranätet i vindkraftparken under sin vandring. Baserat på de studier som genomförts på ål är det möjligt att kablarna kan orsaka en kortare fördröjning av enstaka ålars vandring. Inget tyder dock på att de magnetiska fälten skulle utgöra ett hinder för vandrande fisk så som ål, lax och sill. Då ål genom sitt beteende inte bara simmar längs med botten utan även högre upp i vattenmassan minskar även sannolikheten att ålen träffar på en kabel.

Sammantaget bedöms inte elektromagnetiska fält runt kablarna inom vindkraftparken utgöra några negativa effekter på fisksamhället eller hinder för vandrande fisk. Det kan däremot uppstå en kortare fördröjning på enstaka ålars vandring.

4.2.3 Reveffekter

Konstruktionen av enskilda vindkraftverk innebär en introduktion av konstgjord hårdbottenmiljö i form av fundament och eventuella erosionsskydd. Dessa konstgjorda hårdbottenmiljöer fyller en funktion liknande en naturlig hårdbotten och kallas artificiella rev (Figur 15). Fundamenten till vindkraftverken bildar en vertikal struktur genom hela vattenmassan, från botten till ytan. Ljusberoende arter får möjligheten att etablera sig på de övre delarna medan djuplevande organismer kan etablera sig på de djupare delarna av fundamentet. På så sätt bildas en djuprelaterad zonering längs med vindkraftverkets fundament. Nationella och internationella studier har fastställt att det finns en tydlig reveffekt från artificiella rev, där de attraherar fisk och skaldjur samt skapar substrat åt ryggradslösa djur och vegetation (Glarou m.fl. 2020). Revets utformning har stor betydelse for vilka arter som koloniserar revet. Horisontella ytor blir substrat åt vegetation om det finns tillräcklig ljustillgång medan vertikala ytor skapar förutsättningar för fastsittande, filtrerande organismer.



Figur 15. Påväxt av hårdbottenarter på ett artificiellt substrat.

Ett habitat blir mer attraktivt för den mobila faunan så som fisk och olika kräftdjur om det har en komplex struktur. Således skapar fackverksfundament ett mer attraktivt rev än monopile-, sugkassun- eller gravitationsfundament som har mer homogen struktur (Hammar m. fl. 2008). På oljeplattformar i Nordsjön med en struktur liknande fackverksfundament så har reveffekter konstaterats (Hammar m.fl. 2008). Vid flera befintliga vindkraftparker i norra Europa, med både monopile- (till exempel Horns rev i Nordsjön) och gravitationsfundament (Lillgrund och Nysted vindkraftparker), har en ökad koncentration av fisk dokumenterats (Hammar m.fl. 2016). En anledning till de ökade koncentrationerna av fisk och annan mobil fauna kan vara att det tillhörande erosionsskyddet med mindre och större stenar skapar nya boplatser, skydd mot predatorer och ökad födotillgång (Hammar m.fl. 2016, Glarou m.fl. 2020). Om erosionsskydd används i samband med de homogena monopile-, sugkassun- eller gravitationsfundamenten kan det skapa en mer komplex struktur och bidra till nya habitat för fisk.

Orsakerna till reveffekten är inte helt kända. Den ökade koncentrationen av fisk kan bero på en attraktion av individer från omgivningen eller att vindkraftverken genererar en högre produktion av fisk genom ökad överlevnad eller att reproduktionen ökar nära vindkraftverken. En attraktion från omgivningen och aggregering av fisk inom vindkraftparken kan resultera i negativa effekter på vissa arter om fiske fortsätter inom parken. Förbud mot fiske inom en vindkraftpark kan i stället gynna flera arter (Hammar m.fl. 2016).

Reveffekten har konstaterats vid flera vindkraftparker i norra Europa, bland annat vid Lillgrund i Öresund där förekomsten av torsk, tånglake och ål ökade i närheten av gravitationsfundament och tillhörande erosionsskydd. Den ökade fiskförekomsten var ett tydligt resultat av omfördelning av fisk inom vindkraftparken och inte en ökad produktion (Bergström m.fl. 2012). En markant ökning av mängderna skäggtorsk syntes intill gravitationsfundamenten vid den belgiska vindkraftparken Thorntonbank (Hammar m.fl. 2016) och en ökning av artdiversiteten hos fisk dokumenterades intill monopilefundament och erosionsskydd vid vindkraftparken Horns rev i Nordsjön (Stenberg m.fl. 2012). Andra studier har även visat på en ökning hos flera arter av fisk mellan vindkraftverken inom vindkraftparken, även om reveffekten i regel avtar med avstånd från fundamenten (Stenberg m.fl. 2015). En ökning av fisk inom vindkraftparken kan även leda till ett ökat predationstryck, men inga negativa effekter på arter av fisk associerade till sedimentbotten noterades vid Horns rev i Nordsjön (Stenberg m.fl. 2015).

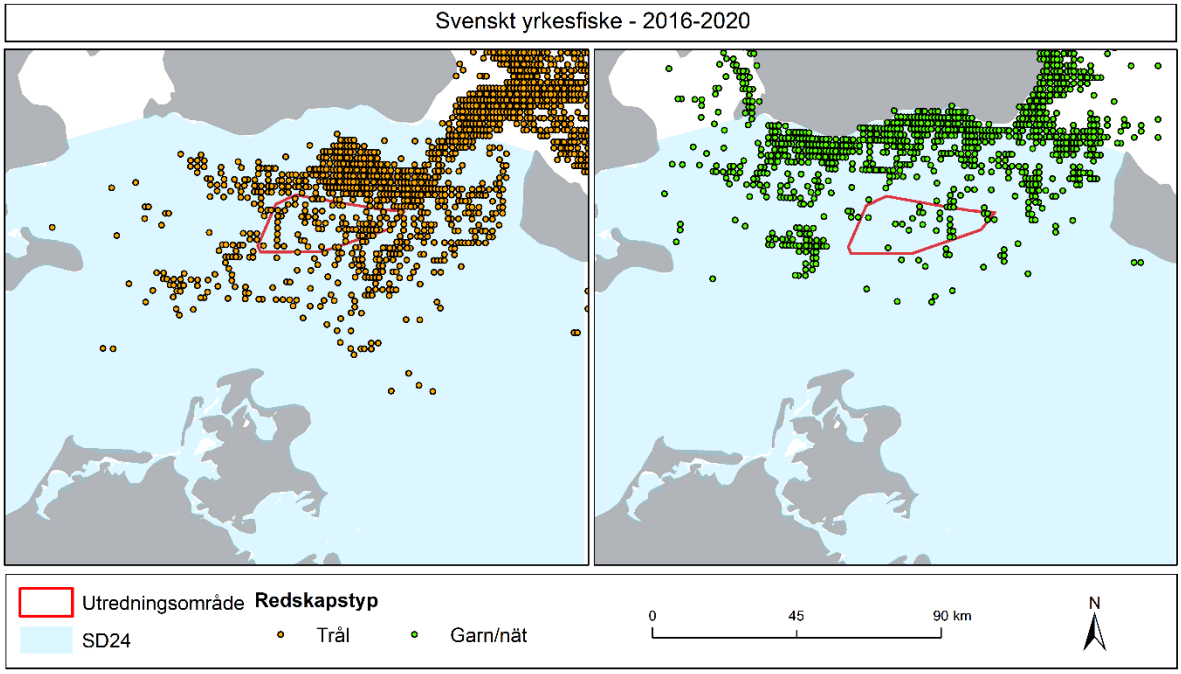
Bland de havsbaserade vindkraftparkerna som finns idag är de flesta placerade på en homogen sedimentbotten utan närliggande hårdbotten, varpå fundamenten och erosionsskydd innebär ett nytt substrat (Hammar m.fl. 2016). Det skapas goda förutsättningar för en ökad biodiversitet inom vindkraftparken genom att dessa nya substrat attraherar hårdbottenassocierade arter. Botten i utredningsområdet består till största del av finkornigt substrat, postglacial gyttjelera. Ingen närliggande hårdbotten finns inom eller direkt utanför området, vilket innebär att en trolig ökning av biodiversiteten inom vindkraftparken kan väntas genom tillförseln av artificiella rev. Typiska hårdbottenassocierade arter är blåmusslan som tidigare bland annat gynnats vid Nysted vindkraftpark (Maar m.fl. 2009) och vid Utgrunden I och Yttre Stengrund i Kalmarsund (Öhman och Wilhemsson 2005). Det har även observerats en dominans av blåmusslor på andra introducerade vertikala strukturer så som Öresundsbrons (Hammar m.fl. 2008) och Ölandsbrons bropelare (Qvarfordt m.fl. 2006). Blåmusslor har generellt ett högt naturvärde och utgör bland annat viktig föda för havsfåglar.

Sammantaget förväntas vindkraftverkens fundament och tillhörande erosionsskydd attrahera hårdbottenassocierade organismer, oavsett fundamenttyp. Det innebär att mängden fisk troligen kommer öka intill vindkraftverken och leda till en ökad artdiversitet av fisk, vilket har observerats i andra vindkraftsparker där vindkraftverken tillfört ett nytt hårt substrat till ett annars homogent område dominerat av mjukbotten. Fundamenten och erosionsskydden förväntas även medföra goda förhållanden för den viktiga blåmusslan.

4.2.4 Effekter av minskat fiske

Effekterna av minskat fiske beror på vilken grad av minskning som väntas ske, vilket beror på eventuell reglering inom området vid konstruktionen och driftsfasen samt hur området nyttjas av yrkes- och fritidsfisket idag. Under konstruktionsfasen kan tillfälliga begränsningar i tillträde till projektområdet tillämpas för att säkerställa säkerheten för omgivande sjötrafik. Det innebär att delar av utredningsområdet delvis eller helt kan stängas för yrkesfisket. Under driftsfasen avses samexistens med yrkesfisket men detaljerna är inte klarlagda i nuläget. Oavsett om vindkraftparken är öppen för yrkesfisket under driftsfasen så kan det leda till minskat nyttjande. Ett fiske inom en vindkraftpark innebär en ökad risk för kollision med enskilda vindkraftverk och kan avskräcka yrkesfiskare. Fiske inom en vindkraftpark i östra Irländska havet förändrades efter konstruktionen och under drift trots att inget förbud mot fiske etablerats, men det berodde till stor del på ändrade fiskekvoter (Gray m.fl. 2016). Däremot ansåg fiskare att riskerna kopplade till vindkraftverkens fundament, exponerade kablar, armering med sten, kabelkorsningar och restavfall från konstruktionen var högst avskräckande för fortsatt fiske (Gray m.fl. 2016). Om det sker ett minskat fiske inom vindkraftparken så är det troligt att fisket i stället flyttas till andra områden, vilket innebär att det totala fisket inte påverkas. Detta kan ge upphov till ett ökat nyttjande inom andra redan nyttjade områden.

Genom studier av det svenska yrkesfisket 2016–2020 (Havs- och vattenmyndigheten 2021) syns att utredningsområdet nyttjats både vid trålfiske (inkluderar både pelagisk- och bottentrålning) och garnfiske (Figur 16). För båda redskapstyperna sker majoriteten av fisket dock utanför utredningsområdet. Till exempel sker mest garnfiske längs med kusten och trålningen sker främst nordöst om den planerade parken. Data från andra nationers yrkesfiske finns inte tillgängligt i samma upplösning för området, men det svenska yrkesfisket används som exempel på ansträngningens fördelning. Däremot kan ansträngningen mellan nationerna skilja sig åt.



Figur 16. Svenskt yrkesfiske i sydvästra Östersjön för redskapstyperna trål (vänster, gula cirklar) och garn/nät (höger, gröna cirklar) under 2016–2020. Trålfisket inkluderar både pelagisk- och bottentrålning. Utredningsområdet för SHP visas i rött och ICES SD24 är markerat i blått. Data från Havs- och vattenmyndigheten (2021).

Inom SD 24 sker det svenska yrkesfisket till 85,4 % genom trålfiske (procent av totala landningarna), 13,6 % av garnfiske och resterande fiske olika typer av burar, fällor och krokredskap (Tabell 4). Även specifikt inom utredningsområdet är det trålfiske som dominerar (77,5 % av totala landningarna, 2016–2020) medan garnfiske sker till större del än inom SD 24 men ändå till mindre grad jämfört med trålfisket (Tabell 4) (22,2 %, 2016–2020).

Tabell 4. Fördelning (%) av redskapstyper använda i det svenska yrkesfisket under 2016–2020 inom SD 24 och inom utredningsområdet för SHP. Data från Havs- och vattenmyndigheten (2021).

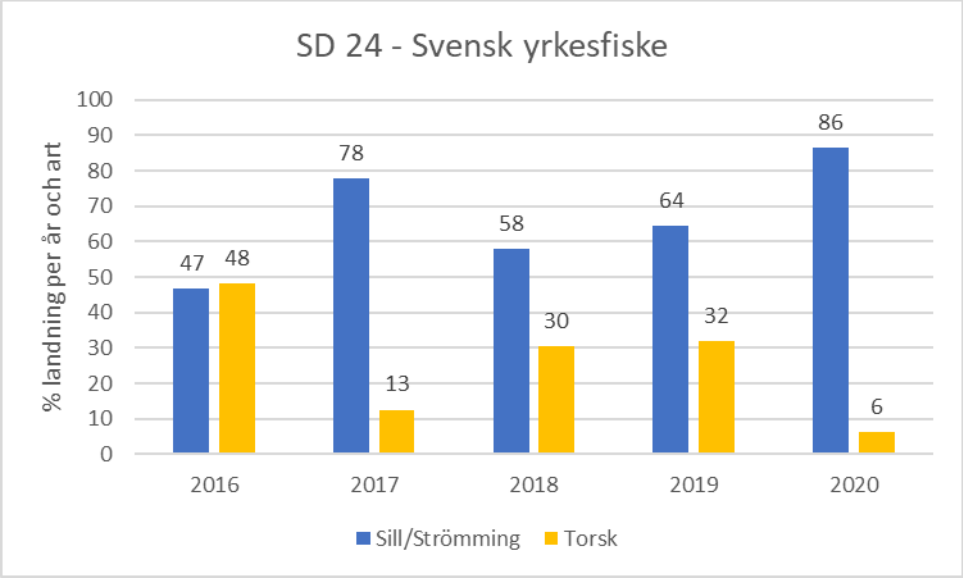
Svenskt yrkesfiske 2016-2020

Redskapstyp	SD 24	Utredningsområdet
Burar och tinor	0,1	0,2
Fällor och ryssjor	0,1	0,0
Garn/nät	13,6	22,2
Krokredskap	0,8	0,0
Trål	85,4	77,5

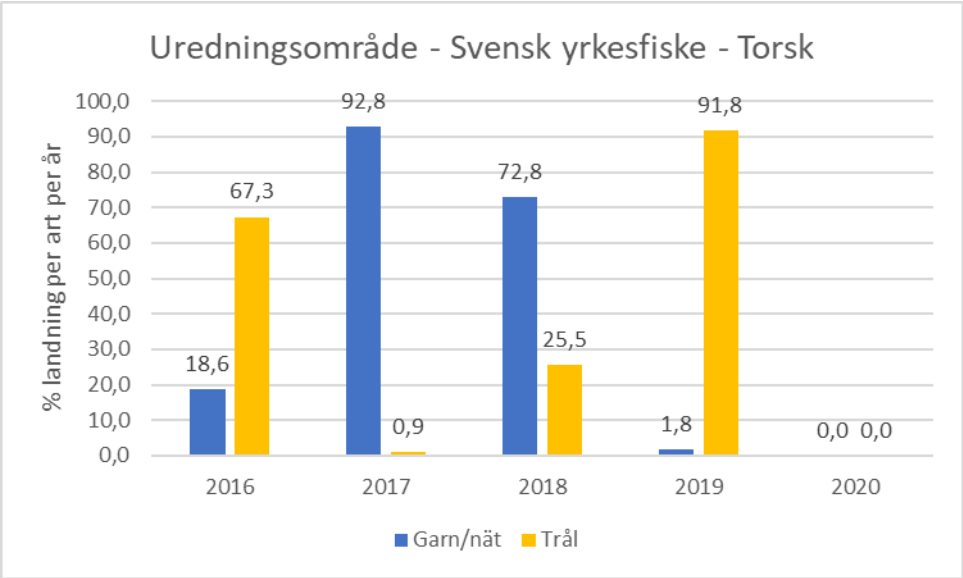
Landningarna vid det svenska yrkesfisket under 2016–2020 för hela SD 24 bestod i huvudsak av sill (ca 62 %) och torsk (ca 31 %) (Figur 17). Inom utredningsområdet däremot skiljer sig fördelningen starkt mot hela SD 24 och nästan 90 % av samtliga landningar från utredningsområdet utgjordes av torsk under 2016–2020 (Figur 17).

Figur 17. Fördelning av fångster (% landning per art) i det svenska yrkesfisket under 2016–2020 inom SD 24 och inom utredningsområdet för SHP. Data från Havs- och vattenmyndigheten (2021).

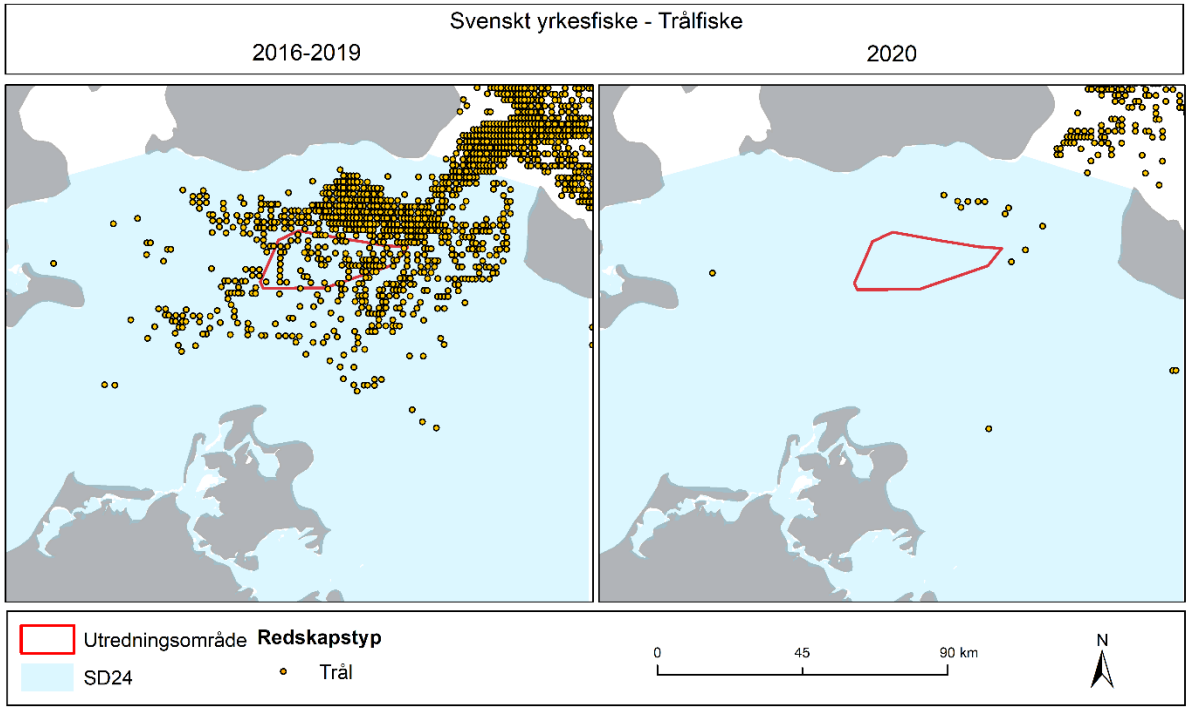
Genom att titta närmare på fångstdata från det svenska yrkesfisket syns dock effekterna av förändrade fiskeregler under perioden 2016–2020. Under 2020 och fortsatt 2021 var det förbjudet med riktat fiske efter torsk inom bland annat SD 24. 2020 bestod torsken av endast ca 6 % av de totala landningarna för det året, en stark minskning från tidigare år där artens procentuella del av de totala landningarna varit betydligt högre (medelvärde 31 % 2016–2019, Figur 18). Fördelningen av torsken inom de två vanligaste fiskemetoderna garn/nät respektive trålfiske har varierat under 2016–2020, till exempel fångades nästan all torsk inom utredningsområdet med trålfiske under 2019 medan nästan all torsk inom utredningsområdet fångades med garn/nätfiske under 2017 (Figur 19). Väldigt tydligt är att inget svenskt yrkesfiske genomfördes inom utredningsområdet under 2020 (Figur 20 och 21).



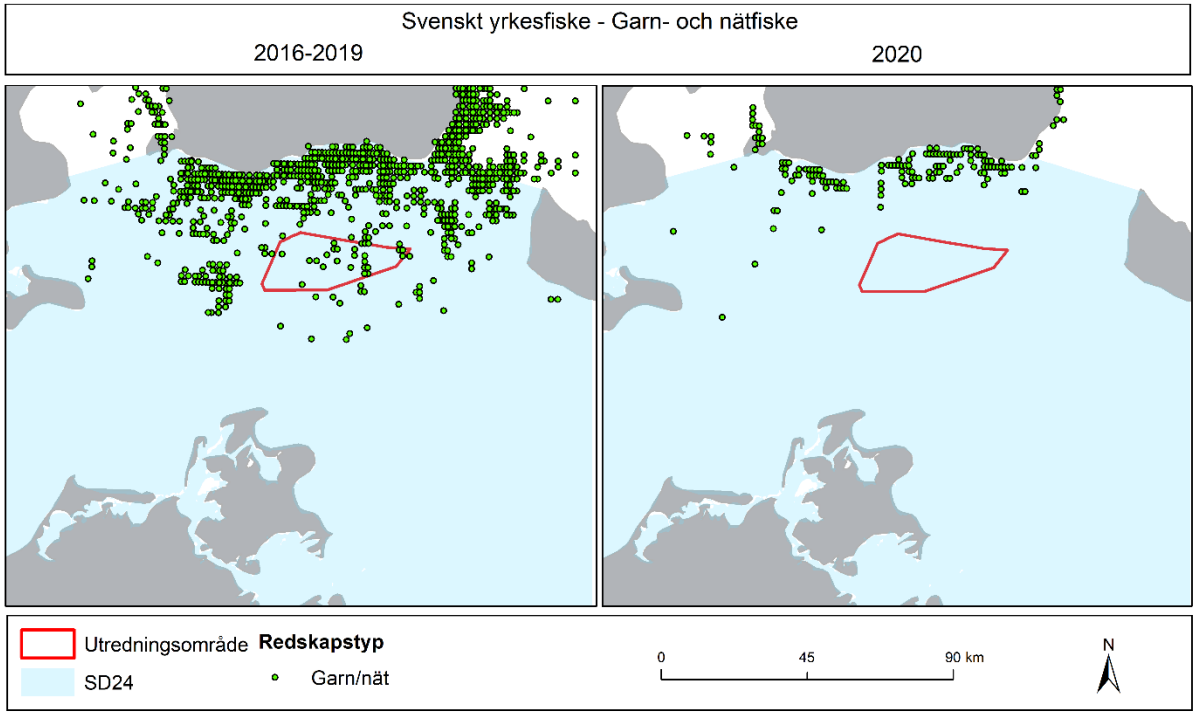
Figur 18. Fördelning av fångster (% landning per år och art) av sill (blå) och torsk (gul) i det svenska yrkesfisket för år 2016–2020 inom SD 24. Data från Havs- och vattenmyndigheten (2021).



Figur 19. Fördelning av fångster (% landning per år och art) av torsk i garn/nätfiske (blå) och trålfiske (gul) i det svenska yrkesfisket för år 2016–2020 inom utredningsområdet för SHP. Data från Havs- och vattenmyndigheten (2021).



Figur 20. Svenskt yrkesfiske i sydvästra Östersjön för trålfiske (gula cirklar) under 2016–2019 (vänster) och 2020 (höger). Trålfisket inkluderar både pelagisk- och bottentrålning. Utredningsområdet för SHP visas i rött och ICES SD 24 är markerat i blått. Data från Havs- och vattenmyndigheten (2021).



Figur 21. Svenskt yrkesfiske i sydvästra Östersjön för garn/nätfiske (gröna cirklar) under 2016–2019 (vänster) och 2020 (höger). Utredningsområdet för SHP visas i rött och ICES SD 24 är markerat i blått. Data från Havs- och vattenmyndigheten (2021).

Ingen fysik förändring har ännu skett inom utredningsområdet, utan förändringen av landad fisk och den geografiska fördelningen av fisket beror på de förändrade kvoterna. Det innebär att det är svårt att bedöma effekterna av minskat fiske då det i nuläget redan sker ett minskat fiske inom utredningsområdet, baserat på det svenska yrkesfisket. Däremot så antyder det att området troligen skulle börja nyttjas igen av yrkesfisket om kvoterna för torskfisket höjs. Ingen höjning har dock skett under 2021. De låga fångstkvoterna är satta utifrån det östra torskbeståndets minskade reproduktionskapacitet och anledningen tros vara högt fisketryck samt förändringar i Östersjöns ekosystem (Havs- och vattenmyndigheten 2021). En vändning av Östersjöns ekosystem till gynnsamma förhållanden för det östra torskbeståndet är troligen inget som sker inom en kort tidsram, utan framtida fångstkvoter kommer antagligen fortsatt ligga lågt. Det kan alltså dröja lång tid innan yrkesfisket återvänder till utredningsområdet till samma grad som innan 2020.

Inom hela SD 24 sker yrkesfiske av andra nationer än bara Sverige, men detaljerad data i form av landningsposition har inte varit tillgänglig vid analysen. Faktum är att det svenska yrkesfisket landar en mindre andel av de totala landningarna inom SD 24, där Tyskland, Danmark och Polen bidrar till majoriteten av landningarna. Fiskeförbudet för torsk gäller även för de andra nationerna, men det går inte att utesluta att de bedriver fiske inom utredningsområdet efter andra arter. Oavsett om det svenska yrkesfisket återvänder till området eller inte så visar analys av fångsterna från det svenska yrkesfisket att ett riktat fiske mot torsk tidigare bedrivits inom utredningsområdet. När fisket efter torsk upphörde försvann det svenska yrkesfisket från utredningsområdet helt och inget fortsatt fiske efter andra arter har bedrivits sedan dess, trots att till exempel sillen fortfarande är tillåten att fånga. Torsken är alltså den art som det svenska fisket huvudsakligen har riktats mot, och därmed den art som starkast skulle komma att påverkas av effekterna av minskat fiske, om fisket för torsk i Östersjön skulle återupptas. Då torsk har fiskats både inom och utanför utredningsområdet skulle ett minskat fiske inom vindkraftparken troligen endast leda till ett ökat fiske utanför. Den sammanlagda fångsten av torsk skulle troligen vara den samma, men med ett mindre nyttjande av torsk inom vindkraftparken och ett större fisketryck på torsken utanför parken.

Sammantaget bedöms effekterna av minskat fiske ha låg påverkan på fisksamhället inom utredningsområdet på grund av förbudet mot riktat fiske på torsk som inneburit ett tydligt skifte av det svenska yrkesfisket till andra fiskevatten. Ingen ytterligare minskning av det svenska yrkesfisket är möjlig, men det är osäkert hur nyttjandet av området har ändrats för andra nationer. Den stora ytan vilket det tidigare riktade fisket mot torsk nyttjade innebär att effekten av eventuellt minskat fiske inom vindkraftparken troligen blir en förskjutning av ansträngningen med ett ökat nyttjande av redan nyttjade områden utanför parkens gränser.

4.3 Konsekvensbedömning för fisksamhället

De fiskarter som förekommer i området bedöms inte påverkas negativt på populationsnivå till följd av de konstruktionsarbeten som planeras eller under drift av vindkraftparken. Anläggandet och driften av vindkraftparken kan däremot innebära att enstaka fiskar påverkas negativt.

Graden av påverkan som kan förväntas under konstruktionsfasen är till stor del beroende av vilken typ av fundament som används. Pålningsarbeten kan innebära att enstaka fiskar skadas inom maximalt ca 750 m avstånd och det kan förväntas att fisk i området kan uppvisa beteendeförändringar inom 20 km avstånd. Detta bedöms dock inte ge en påverkan på populationsnivå för de fiskarter som förekommer i området. Ägg och larver kan få en ökad mortalitet under pålningsarbetet, men få studier har undersökt aktuella ljudnivåer, och det anses att den mortalitet som orsakas av pålningsljudet är obetydlig för populationen. Övriga arbeten bedöms ej orsaka betydande påverkan från buller på individer som vistas i området. Grumlande arbeten under lekperioden för torsk, skarpsill och europeisk skrubbskädda kan innebära att enstaka ägg och larver dör, men påverkan bedöms ej vara av sådan grad att det ger påverkan på fiskpopulationerna. Påverkan från miljögifter bedöms som mycket liten till obefintlig. Det kan därtill förväntas att vuxna individer som vistas i grumlingsutsatta områden uppvisar ett undvikande beteende vilket innebär att exponeringen för grumling och miljögifter kan förväntas vara kortvarig.

Under driftsfasen är det i huvudsak det kontinuerliga bullret från vindkraftverken, magnetiska fält runt kablarna, eventuella reveffekter samt förändrat fiske som kan påverka fisk inom vindkraftparken. Bullret från vindkraftparken väntas inte leda till tillfälligt försämrad hörsel, fysiska skador eller ökad mortalitet hos fisk. Inga större beteendeförändringar förväntas ske under driftsfasen, men en viss skrämmande effekt kan uppkomma hos fisk i direkt närhet (ca 4 m) av ett vindkraftverk i drift. Däremot kan det för fiskarter som nyttjar lägre frekvenser vid kommunikation, till exempel torsk, uppstå en maskering av viktiga ljud upp till ca 1 km från ljudkällan. Ljud från vindkraftparken under drift har troligen en låg effekt på beteende och kommunikation hos fisk i och med den redan höga närvaron av starkt trafikerade farleder och det relativt höga bakgrundsljudet i området. Elektromagnetiska fält runt kablarna inom vindkraftparken anses inte medföra negativa effekter på fisksamhället eller hinder för vandrande fisk, men kan ge en kortare fördröjning av enstaka ålars vandring. Vindkraftverkens fundament och tillhörande erosionsskydd innebär en introducering av hårdbottenmiljö i ett annars mjukbottendominerat område. Detta kan förväntas attrahera hårdbottenassocierade organismer och det är troligt att mängden fisk ökar intill vindkraftverken och därmed leda till en ökad artdiversitet. Under 2020 skedde inget svenskt yrkesfiske inom utredningsområdet, en trolig effekt av förbudet mot riktat fiske på torsk. Samma förbud gäller även för 2021, med en sannolik fortsatt effekt av avsaknad av fiske i utredningsområdet, baserat på det svenska yrkesfisket. Anläggning av vindkraftparken bedöms därför inte innebära något direkt minskat fiske inom utredningsområdet i dagsläget på grund av torskens aktuella tillstånd och rådande fiskekvoter. Vid gynnsam beståndsutveckling och högre fångstkvoter kommer yrkesfisket troligen återvända till området. Eventuella effekter av minskat fiske i det läget är troligen en förskjutning av ansträngningen till områden utanför vindkraftparken.

4.3.1 Påverkan på Östersjöns torskbestånd

Utredningsområdet för vindkraftparken är beläget i ett potentiellt lekområde (Arkonabassängen) för torsk från framför allt det östra, men även det västra beståndet i Östersjön. Det är även sannolikt att bottnarna fungerar som uppväxtområde för torsk. Förhöjda ljudnivåer till följd av pålning kan innebära en ökad mortalitet hos torskägg och -larver och dessa tidiga levnadsstadier hos torsk är även känsliga för grumling. Det kan därför förväntas att pålningsarbeten och grumlande arbeten som utförs under torskens lekperiod (maj-augusti) innebär att ägg och larver som förekommer i närheten av arbetena kan få en försämrad kondition eller dö.

Arkonabassängen utgör emellertid inte ett huvudsakligt lekområde för varken det östra eller det västra beståndet av torsk i Östersjön. I jämförelse med den lek som förekommer i Bornholmsbassängen för det östra beståndet och Bälthavet för det västra beståndet, är leken i området begränsad. Den påverkan som kan uppkomma på ägg- och larvstadiet hos torsk till följd av konstruktionsarbeten bedöms därför inte orsaka negativa effekter på rekryteringen av bestånden. Inom Arkonabassängen leker torsken från det östra beståndet framför allt i den östra delen av bassängen, utanför utredningsområdet (se Figur 7). Detta innebär sannolikt ytterligare minskad risk för påverkan på det östra beståndet. I en expertbedömning för projektet Baltic Pipe (Hjelm 2020) ansågs arbeten med gasledningen genom torskens lekområde i Arkonabassängen enbart orsaka en mycket begränsad effekt på det västra och östra torskbestånden. Störningar till följd av arbeten med nedläggningen av ledningen i Arkonabassängen bedömdes vara av marginell betydelse jämfört med effekterna av annan antropogen påverkan på bestånden, så som övergödning och fiske.

Under drift kan reveffekter förväntas bidra till ett attraktivt habitat för torsk och en ökad förekomst av torsk inom vindkraftparken är därför troligt. En studie i södra Arkonabassängen har påvisat att hårdbottenrev i den i övrigt dominerande mjukbottenmiljön kan attrahera torsk genom ökad födotillgång och genom att skapa en skyddande miljö för fisken i ett område som varit kraftigt utsatt för fiske (Beisiegel m.fl. 2019). Flertalet studier har även påvisat attraktion av torsk vid vindkraftfundament (Hammar m.fl. 2016, Bryhn m.fl. 2020). Det har dock konstaterats att en ökad förekomst av torsk vid artificiella rev kan bero på både en aggregering av befintliga populationer och som en ökad produktion till följd av reven (Bryhn m.fl. 2020). Hur attraktiv miljön blir för torsk beror även på utformningen av de artificiella reven. Det kan sammantaget förväntas att vindkraftparken har en lokalt positiv effekt för torsk. I förhållande till de stora områden mjukbotten som påträffas i området utgör fundamentens hårdbottenstrukturer en mycket liten del, och sannolikt är effekterna på det västra och östra bestånden av torsk därför begränsade.

Inget fiske riktat mot torsk bedrivs i dagsläget inom utredningsområdet, och därför bedöms bestånden av torsk inte påverkas till följd av fiskeregleringar inom vindkraftparken. Skulle fisket på torsk återupptas kan vindkraftområdet fungera som ett skydd från fiske för torsken. Buller kan påverka individer i form av maskering av torskens kommunikation samt skrämselbeteende i vindkraftverkens absoluta närhet. Studier på torsk har dock påvisat att dess kondition inte påverkas negativt av driftljuden (Reubens m.fl. 2013) och buller från vindkraftparken bedöms inte utgöra en negativ påverkan på torskbestånden i Östersjön. Baserat på tillgängliga studier bedöms påverkan från magnetiska fält på torsk som obefintlig.

Sammantaget bedöms arbeten med kabelläggning, muddringsarbeten och pålning som kan förekomma under konstruktion av SHP endast ge en påverkan på individnivå och bedöms inte utgöra en negativ påverkan på torskbestånden. Under drift av vindkraftparken bedöms påverkan på torsk främst uppkomma i form av attraktion till artificiella rev, men sannolikt ger detta inte effekter på beståndsnivå. Minskat fiske i området, liksom bullerpåverkan och påverkan från magnetiska fält bedöms inte ge påverkan på bestånden av torsk i Östersjön.

4.3.2 Påverkan på ålens vandring

Under drift ger kablarna i vindkraftparken upphov till ett magnetfält runt kabeln vilket kan detekteras av ål. Kablarnas magnetfält kan innebära att vandringen hos enstaka ålar fördröjs, och en minskad simhastighet på i medel 40 min har observerats för ålar som passerar en högspännings AC kabel (Lagenfelt m.fl. 2012). I studien konstaterades därtill att detta sannolikt inte påverkar ålens kondition eller möjlighet till fortplantning, då det sätts i relation till ålens 7000 km långa vandring till lekområdet i Sargassohavet. Det finns även exempel på undersökningar på ål där påverkan från artificiella

magnetfält inte observerats och ett flertal studier har konstaterat att kablar inte verkar utgöra något vandringshinder för ål (Orpwood m.fl. 2015, Näslund & Bruteig 2011, Durif m.fl. 2013).

Storleken på det magnetfält ålen kan utsättas för beror på kabelns spänning och hur djupt i botten kabeln försänks. Magnetfältet avtar snabbt med avståndet från kabeln, och vid nedgrävning av kabeln är exponeringen för magnetfältet ytterligare reducerad och kan sannolikt inte detekteras av ål ett tiotal meter från kabeln. Under sin vandring förflyttar sig ålen huvudsakligen under natten och då framför allt vid ytan, med endast kortare dykningar till större djup, medan den under dagtid är passiv på botten (Westerberg m.fl. 2007). Sannolikheten att ålen skulle simma genom kablarnas magnetfält inom vindkraftparken är därför låg.

5. Slutsats

I sydvästra Östersjön nyttjas djupbassängen där utredningsområdet planeras av flera kommersiellt och ekologiskt viktiga arter, däribland torsk, sill, skarpsill, europeisk skrubbskädda och rödspätta. Inom utredningsområdet kan det förväntas att lek hos torsk, skarpsill, europeisk skrubbskädda och rödspätta förekommer, liksom ungtorsk. Dessutom kan vandrande ål passera området.

Konstruktion av vindkraftparken kan innebära negativa effekter på individnivå för fisk, där enstaka vuxna fiskar eller ägg och larver kan skadas eller dö, men sammantaget bedöms det ej utgöra en påverkan på något av de bestånd som förekommer i området. Påverkan under konstruktionsfasen är till stor del beroende av vilken typ av fundament och teknik som används. Den bedömning som genomförts i den här rapporten är därför generell. Modelleringar inom projektet avseende bland annat buller- och grumlingsnivåer kan ge en tydligare bild av storleksordningen av eventuella störningar på fisksamhället som kan uppkomma.

Under drift kan anläggningen innebära ett förändrat beteende hos fisk i närhet av fundament, men det kan också förväntas en reveffekt vid vindkraftverken som kan öka förekomsten av fisk. Effekten av buller på fisken kan variera stort beroende på art och tidpunkt, men också på hur viktigt habitatet är som till exempel födoplats, lekområde eller skydd. Det är även möjligt att kablarna kan ger upphov till en liten fördröjning av ålens passage över kablarna, men detta bedöms vara av marginell betydelse för ålens vandring. Sammantaget bedöms driften främst påverka fisksamhället genom lokala förändringar runt vindkraftverken.

Slutligen bedöms vindkraftparken inte orsaka betydande påverkan på fisksamhället, vare sig under konstruktion eller drift.

6. Referenser

Ackefors H. 1977. The life-cycle of Kattegatt Spring Spawners in relation to groth rate, the development of gonads and the fat content. Meddelande från Havsfiskelaboratoriet, Lysekil. Nr: 228

Andersson, M.H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B.L., Hammar, J., Persson, L.K.G., Pihl, J., Sigray, P., Wikström, A. 2016. Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. Naturvårdsverket Rapport 6723

Aneer G. 1979. On the ecology of the Baltic herring - Studies of spawning areas, larval stages, locomotory activity pattern, respiration, together with estimates of production and energy budgets. Zoolgiska institutionen & Askö laboratorium, Stockholm Universitet.

Apler, A. 2016. Miljögifter i sediment (Havet 2015/2016 – om miljötillståndet i svenska havsområden), sid 103–105.

Apler, A., Josefsson, S. 2016. Swedish Status and Trend Monitoring Programme – Chemical contamination in offshore sediments 2003– 2014. SGU-rapport 2016:04.

Appelberg, M., Andersson, J., Ljunghager, F., Söderberg, K. 2007. Kustfiskbestånden speglar miljön. Havet 2007 (Naturvårdsverket, UMF, SMF och GMF). Sid. 97–99.

Aro, E. 1989. A review of fish migration patterns in the Baltic. - Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 190: 72-96.

Beisiegel K, Tauber F, Gogina M, Zettler ML, Darr A. 2019. The potential exceptional role of a small Baltic boulder reef as a solitary habitat in a sea of mud. Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst. 2019;1–8.

Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H. Finn, H. and Allen, S. 2009. —Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. Mar. Ecol. Prog. Ser. 395,177-185.

Bergman Å, Heindel J, Jobling S, Kidd K, Zoeller T. 2012. State of the science of endocrine disrupting chemicals. UNEP och WHO.

Bergström L., Sundqvist F., Berström U. 2012. Effekter av en havsbaserad vindkraftpark på fördelningen av bottennära fisk. En studie vid Lillgrunds vindkraftpark i Öresund. Naturvårdsverket. Vindval rapport 6485.

Bignert A, Danielsson S, Ek C, Faxneld S, Nyberg E. 2017. Övervakning av metaller och organiska miljögifter i marin biota, 2017 (2016 års data). Naturhistoriska riksmuseet rapport 10:2017.

Bleil, M., Oeberst, R., & Urrutia, P. 2009. Seasonal maturity development of Baltic cod in different spawning areas: importance of the Arkona Sea for the summer spawning stock. *Journal of Applied Ichthyology*, *25*(1), 10-17.

Bochert, R. and Zettler, M. 2004. Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. Bioelectromagnetics, 25: 498-502. https://doi.org/10.1002/bem.20019

Brawn, V.M. 1961. Sound production by the cod (Gadus callarias L.) Behaviour 18:239-255.

Bryhn, A., Sundelöf, A., Florin, A-B., Lymer, D., Jones, D., Pettersson, E., … & Dekker, W. 2021. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2020 – Resursöversikt. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2021:6.

Bryhn, A., Vitale, F., Königson, S., Ovegård, M., Lundström, K., Bergström, U., …, Wennhage, H. 2020. Kunskapsunderlag om möjliga icke-torskfiskerelaterade åtgärder för att torskbestånd ska bevaras och återhämta sig i svenska vatten. SLU. Promemoria 2020-05-25.

CEFAS. 2001. Contaminant status of the North Sea. Technical report produced for Strategic Environmental Assessment – SEA2 (Technical Report TR_004), 101 pp.

CMACS. 2003. A baseline assessment of electromagnetic fields generated by offshore windfarm cables. COWRIE Report EMF - 01-2002 66.

CSA Ocean Sciences Inc. and Exponent. 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. 59 pp.

Durif, C. M. F., Browman, H. I., Phillips, J. B., Skiftesvik, A. B., Vøllestad, L. A. & Stockhausen H. H. 2013. Magnetic compass orientation in the European eel. PLoS ONE 8(3):e59212 doi:10.1371/journal.pone.0059212.

Eero, M., Hinrichsen, H. H., Hjelm, J., Huwer, B., Hüssy, K., Köster, F. W., ... & Zimmermann, C. 2019. Designing spawning closures can be complicated: Experience from cod in the Baltic Sea. *Ocean & Coastal Management*, *169*, 129–136.

Elmer S. 1983. Undersökning av sillens reproduktionsområden i Blekinge skärgård 1980 - 1982. Medde-lande från Havsfiskelaboratoriet, Lysekil. Nr: 295.

Engen, F. Folstad, I. 1999. Cod courtship song: a song at the expense of dance? Canadian Journal of Zoology 77:542-550.

Formicki, K., Korzelecka-Orkisz, A., Tanski, A. 2021. The Effect of an Anthropogenic Magnetic Field on the Early Developmental Stages of Fishes—A Review. Int. J. Mol. Sci. 2021, 22, 1210. https://doi.org/10.3390/ijms22031210

Formicki K, Korzelecka-Orkisz A, Tanski A. 2019. Magnetoreception in fish. J Fish Biol. 2019;95: 73–91. https://doi.org/10.1111/jfb.13998

Fyhr F. and Nikolopoulos A.: The BIAS soundscape planning tool for underwater continuous low frequency sound - User Guide, 2016.

Glarou M., Zrust M., Svendsen J.C. 2020. Using Artificial-Reef Knowledge to Enhance the Ecological Function of O_shoreWind Turbine Foundations: Implications for Fish Abundance and Diversity. Journal of Marine Science and Engineering.

Gray, M., Stromberg, P-L., Rodmell, D. 2016. Changes to fishing practices around the UK as a result of the development of offshore windfarms – Phase 1 (Revised). The Crown Estate, 121 pages. ISBN: 978-1-906410-64-3

Griffin, F., Smith, E.H., Vines, C., & Cherr, G. 2009. Impacts of Suspended Sediments on Fertilization, Embryonic Development, and Early Larval Life Stages of the Pacific Herring, Clupea pallasi. The Biological Bulletin, 216, 175 - 187.

Hammar, L., Perry D., Gullström M. 2016. Offshore Wind Power for Marine Conservation. Open Journal of Marine Science, 2016, 6, 66-78

Hammar, L., Andersson, S., Rosenberg, R. 2010. Adapting offshore wind power foundations to local environment. Naturvårdsverket Rapport 6367.

Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R. & Granmo, Å. 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning – en litteratursammanställning. *Naturvårdsverkets Rapport 5999,* 72 s.

Hammar, L., Andersson, S., Rosenberg, R. 2008. Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Naturvårdsverket rapport 5828.

Havs- och vattenmyndigheten. 2021. Officiell statistik – Fiske. https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/officiell-statistik/officiell-statistik---fiske.html (2021-05-10)

Havs och Vattenmyndigheten. 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Hawkins, A.D., Roberts, L., Cheesman, S. 2014. Responses of freeliving coastal pelagic fish to impulsive sounds. J Acoust Soc Am 135:3101-3116

HELCOM. 2018a. Metals (lead, cadmium and mercury). HELCOM core indicator report. Online. [2021-00-10]. ISSN 2343-2543

HELCOM. 2018b. PAH and metabolites. HELCOM core indicator report. Online. [2021-06-10]. ISSN 2343-2543

HELCOM. 2018c. PCBs, dioxins and furans. HELCOM core indicator report. Online. [2021-06-10]. ISSN 2343-2543

HELCOM. 2018d. Tributyltin TBT and imposex. HELCOM core indicator report. Online. [2021-06-10]. ISSN: 2343-2543

Hemmer-Hansen, J., Hüssy, K., Baktoft, H., Huwer, B., Bekkevold, D., Haslob, H., ... & Eero, M. 2019. Genetic analyses reveal complex dynamics within a marine fish management area. *Evolutionary applications*, *12*(4), 830-844.

Hildebrand, J.A. 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Marine Ecology Progress Series 395:5-20.

Hinrichsen, H. H., Lehmann, A., Petereit, C., Nissling, A., Ustups, D., Bergström, U., & Hüssy, K. 2016. Spawning areas of eastern Baltic cod revisited: Using hydrodynamic modelling to reveal spawning habitat suitability, egg survival probability, and connectivity patterns. *Progress in Oceanography*, *143*, 13-25.

Hinrichsen, H.H., Voss, R., Wieland, K., Köster, F., Andersen, K.H., Margonski, P. 2007. Spatial and temporal heterogeneity of the cod spawning environment in theBornholm Basin, Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 345, 245–254.

Hjelm, J. 2020. Expertbedömning av torskens biologi och lekbeteende i Arkonabassängen i södra Östersjön. Baltic pipe Bilaga C - underbilaga 3 (torsk).

Hutchison, Z.L., D.H. Secor, and A.B. Gill. 2020a. The interaction between resource species and electromagnetic fields associated with electricity production by offshore wind farms. Oceanography 33(4):96–107.

Hutchison, Z.L., A.B. Gill, P. Sigray, H. He, and J.W. King. 2020b. Anthropogenic electromagnetic fields (EMF) influence the behaviour of bottom-dwelling marine species. Scientific Reports 10(1):4219.

Hüssy, K. 2011. Review of western Baltic cod (Gadus morhua) recruitment dynamics. ICES Journal of Marine Science 68:1459–1471.

Hüssy, K., Hinrichsen, H. H., Eero, M., Mosegaard, H., Hemmer-Hansen, J., Lehmann, A., & Lundgaard, L. S. 2016. Spatio-temporal trends in stock mixing of eastern and western Baltic cod in the Arkona Basin and the implications for recruitment. *ICES Journal of Marine Science*, *73*(2), 293-303.

ICES. 2020. Herring Assessment Working Group for the Area South of 62° N (HAWG). ICES Scientific Reports. 2:60. 1151 pp.

ICES. 2019. Flounder in the Baltic. ICES SCIENTIFIC REPORTS 1:20.

ICES. 2018a. Report of the WorKshop to evaluate the effect of CONservation measures on Eastern Baltic cod (*GAdus morhua*) (WKCONGA), 14–15 August 2018, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2018/ACOM:51. 63 pp.

ICES. 2018b. Report of the workshop on mixing of western and central Baltic herring stocks (WKMixHER). 11–13 September 2018, Gdynia, Poland. ICES CM 2018/ACOM:63. 39 pp.

ICES. 2016. Report of the Workshop on Spatial Analyses for the Baltic Sea (WKSPATIAL), 3–6 November 2015, Rome, Italy. ICES CM 2015/SSGIEA:13. 37 pp.

ICF. 2020. Comparison of Environmental Effects from Different Offshore Wind Turbine Foundations. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Headquarters, Sterling, VA. OCS Study BOEM 2020-041. 42 pp.

Karlsson, M., Kraufvelin, P. & Östman, Ö. 2020. Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av mudddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. Aqua reports 2020:1. SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund. 73 s.

Kavet, R., Wyman, M.T., Klimley, A. P. 2016. Assessment of Potential Impact of Electromagnetic Fields from Undersea Cable on Migratory Fish Behavior Period Covering: January 2014 – 2016. Final Technical Report.

Kocan, R. M., von Westernhagen H., Landolt M. L. & Furstenberg G 1987. Toxicity of sea-surface microlayer: Effects of hexane extract on baltic herring (Clupea harengus) and atlantic cod (Gadus morhua) embryos. Mar. env. res. 23(4): 291-305.

Kyryliuk, D. 2014. Total suspended matter derived from MERIS data as an indicator of coastal processes in the Baltic Sea. Stockholm University, Department of Ecology, Environmental and Plant Sciences, 38 pp.

Lagenfelt, I., Andersson, I., Westerberg, H. 2012. Blankålsvandring, vindkraft och växelströmsfält, 2011. Naturvårdsverket rapport 6479.

Maar M., Bolding K., Petersen JK., Hansen JLS., Timmermann K. 2009. Local effects of blue mussels around turbine foundations in an ecosystem model of Nysted off-shore wind farm, Denmark. J Sea Res 62:159-174

Madsen P.T., Wahlberg M., Tougaard J., Lucke K., Tyack P. 2006. Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. Marine Ecology Progress Series 309: 279-295.

Messieh, S.N., Wildish, D.J., Peterson, R.H. 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.

Miethe, T., Gröhsler, T., Böttcher, U., and von Dorrien, C. 2014. The effects of periodic marine inflow into the Baltic Sea on the migration patterns of Western Baltic spring-spawning herring. – ICES Journal of Marine Science, 71: 519–527.

Momigliano P, Denys GPJ, Jokinen H and Merilä J. 2018. *Platichthys solemdali* sp. nov. (Actinopterygii, Pleuronectiformes): A New Flounder Species from the Baltic Sea. Front. Mar. Sci. 5:225. doi: 10.3389/fmars.2018.00225

Moore, P.G. 1977. Inorganic particulate suspension in the sea and their effects on marine animals. *Ocenaography Marine Biology Annual Review*, 15, 225–363.

Mueller-Blenkle, C., Gill, A.B., McGregor, P.K., Metcalfe, J., Bendall, V., Wood, D.,Andersson, M.H., Sigray, P., Thomsen, F. 2010. Behavioural reactions of cod and sole to playback of pile driving sound. J. Acoust. Soc. Am. 128, 2331.

Naturvårdsverket. 2008. Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer. Rapport 5908.

Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav. Rapport 4914

Nedwell J., Howell D. 2004. A review of offshore windfarm related underwater noise sources, Subacoustech, Southampton.

Nemo Link 2013. Environmental Statement Volume 1: Environmental Statement and Figures. National Grid Nemo Link Ltd/ Elia Asset S.A. 244pp.

Nielsen, E., Støttrup, J. G., Heilmann, J., & MacKenzie, B. R. 2004. The spawning of plaice Pleuronectes platessa in the Kattegat. Journal of Sea Research, 51(3-4), 219-228.

Nissling, A., & Westin, L. 1997. Salinity requirements for successful spawning of Baltic and Belt Sea cod and the potential for cod stock interactions in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, *152*, 261-271.

Näslund J., Bruteig I. E. 2011. Möjliga effekter på den marina miljön vid anläggning och drift av sjökabelläggning i Hardangerfjorden. Aquabiota Notes 2011:2

Orpwood, J. E., Fryer, R. J., Rycroft P., Armstrong J. D. 2015. Effects of AC Magnetic Fields (MFs) on Swimming Activity in European Eels *Anguilla anguilla*. Marine Scotland Science. Scottish Marine and Freshwater Science. Vol 6 No 8

Parmanne R, Rechlin O, Sjöstrand B. 1994. Status and future of herring and sprat stocks in the Baltic Sea, Dana, 10: 29–59

Payne, M. R., Clausen, L. W., and Mosegaard, H. 2009. Finding the signal in the noise: objective data-selection criteria improve the assessment of western Baltic spring-spawning herring. – ICES Journal of Marine Science, 66: 1673–1680.

Pickering, A.D. 1993. Growth and stress in fish production. Aquaculture, 111, 51-63.

Popper, A.N., Smith, M.E., Cott, P.A., Hanna, B.W., MacGillivray, A.O., Austin, M.E., Mann, D.A. 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fi sh species. J Acoust Soc Am 117:3958–3971

Qvarfordt S. 2006. Phytobenthic communities in the Baltic Sea –seasonal patterns in settlement and succession. Doctoral thesis, Department of Systems Ecology, Stockholms Universitet.

Ramboll. 2019. Bilaga C - Baltic Pipe rörledning – Tillstånd och design konsekvensbedömning för Sverige. Bilaga till Baltic Pipe rörledning till havs – tillstånd och design. Ansökan om tillstånd enligt 15a § lag (1966:314) om kontinentalsockeln

Reubens, J.T., Vandendriessche, S., Zenner, A.N., Degraer, S., Vincx, M. 2013. Offshore Wind Farms as Productive Sites or Ecological Traps for Gadoid Fishes? - Impact on Growth, Condition Index and Diet Composition. Marine Environmental Research, 90, 66-74.

SGU. 2021. SGU kartvisare. https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-maringeologi.html Hämtat: 2021-06-01.

SLU Artdatabanken. 2020. Rödlista 2020 - övergripande delar.

Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., and Popper, A. N. 2010. —A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. Trends ecol. evol. 25(7), 419-427.

Small, B. C. 2004. Effect of dietary cortisol administration on growth and reproductive success of channel catfish. J. Fish Biol. 64, 589–596.

Sternbeck, J., Kaj, L., Remberger, M., Palm, A., Junedahl, E., Bignert, A., … Asplund, L. 2004. Organiska miljögifter i fisk från svenska bakgrundslokaler, IVL rapport B1576, IVL Svenska Miljöinstitutet AB. p. 48.

Stroganov AN, Bleil M, Oeberst R, Semenova AV, Winkler H. 2017. First evidence of spawning of eastern Baltic cod (Gadus morhua callarias) in the Belt Sea, the main spawning area of western Baltic cod (Gadus morhua L.). J Appl Ichthyol. 2018; 34: 527–534.

Svärdson, G. 1976. The decline of the Baltic eel population. Report of the Institute Freshwater Research Drottningholm 143, 136–143.

Thomsen, F., Gill, A.B., Kosecha, M., Andersson, M.H., Andre, M., Degraer, S., … & Wood, D.W.B. 2015. MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy: Final Study report. European Commission.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.

Tougaard, J., Hermannsen, L., Madsen, P.T. 2020. How load is the underwater noise for operating offshore wind turbines? The Hournal of the Acoustical Society of America 148:2885

Wahlberg, M. and Westerberg H. 2003. Sounds produced by herring (Clupea harengus) bubble release. Aquatic Living Resources 16, 271-275.

Westerberg, H., Lagenfelt, I., Svedäng, H. 2007. Silver eel migration behaviour in the Baltic. – ICES Journal of Marine Science, 64: 1457–1462

Westerberg, H., Rönnbäck, P. & Frimansson, H. 1996. Effects on suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. In: ICES Council Meeting Papers 13 (p. 13).

Wurl, O. & Obbard, J. P. 2004. A review of pollutants in the sea-surface microlayer (SML): A unique habitat for marine organisms. Marine pollution bulletin, 48(11-12): 1016-1030.

Wyman, M.T., Peter Klimley, A., Battleson, R.D. Agosta, T.V., Chapman, E.D., Haverkamp, P. J., Pagel, M.D., Kavet, R. 2018. Behavioral responses by migrating juvenile salmonids to a subsea high-voltage DC power cable. Mar Biol 165, 134.

Wysocki, L.E., Dittami, J. P., and Ladich, F. 2006. Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes. Biol. Conserv. 128, 501-508.

Öhman M.C., Wilhelmsson D. 2005. VINDREV - Havsbaserade vindkraftverk som artificiella rev: effekter på fisk. Vindforsk, FOI/Energimyndigheten. Rapport. 17 pp.

Skåne Havsvindpark

- Beskrivning av fisksamhället & eventuell påverkan vid etablering av vindkraftpark

Jimmy Ahlsén, Kerstin Fransson, Marina Magnusson & Johanna Bergkvist

Marine Monitoring AB

MARINE MONITORING AB
Strandvägen 9, 453 30, Lysekil
Tel +46 523-101 82 | Mobil 070-2565551
E-post info@marine-monitoring.se | www.marine-monitoring.se