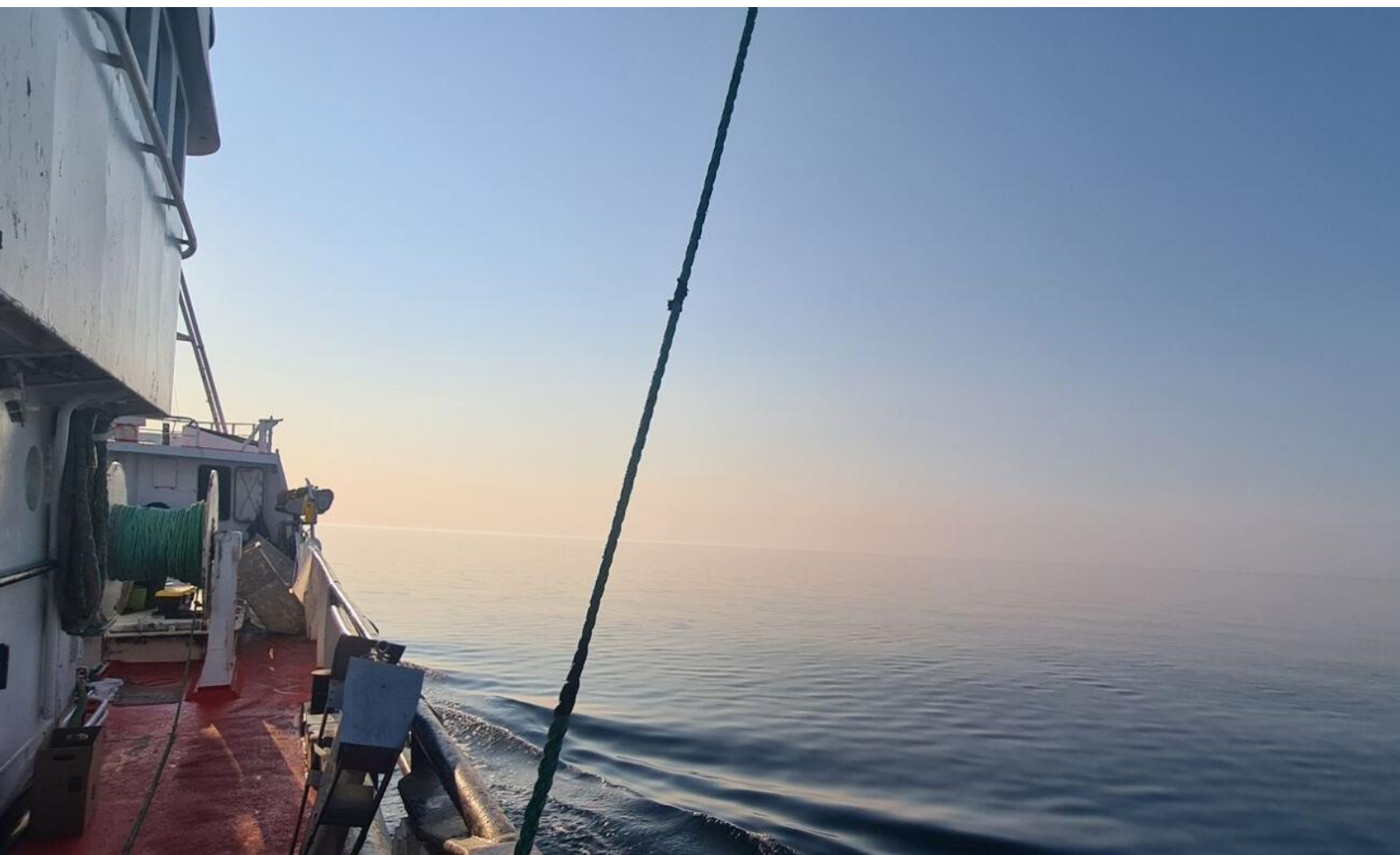




Najaderna vindkraftpark

Områdesbeskrivning och bedömningar av påverkan på fisk

Najaderna Offshore AB

Datum: 29 november 2023

NIRAS SWEDEN AB

Box 70375

107 24 Stockholm

www.niras.se

Org.nr. 556175–6197

Rubrik: Najaderna vindkraftpark – Områdesbeskrivning och bedömningar av påverkan på fisk

Projekttitel: Najaderna vindkraftpark

Projektnummer: 324002568–001

Upplaga: Version 1

Datum: 11 december 2023

På uppdrag av: Najaderna Offshore AB (dotterbolag till Eolus Vind AB)

Uppdragsledare: Jerker Vinterstare

Handläggare: Erika Fernlund Isaksson, Jerker Vinterstare

Kvalitetskontroll: Douglas Jones, Antonia Nyström Sandman

Omslagsbild: Vy över Najaderna. Foto taget under fältarbetet i juni

Innehåll

1.	Sammanfattning.....	5
2.	Bakgrund.....	7
3.	Material och metoder	8
3.1	Fältundersökningar.....	8
3.1.1	eDNA.....	8
3.1.2	Nätprovfisken	10
3.1.3	Populationsgenetiska analyser av strömming.....	11
3.2	Bedömningsmetodik av miljökonsekvenser	11
3.2.1	Worst-case scenarier.....	12
3.2.1.1	Undervattensbuller.....	12
3.2.1.2	Suspenderat sediment och sedimentation.....	12
3.2.1.3	Fysisk förändring av havsbotten	13
3.2.1.4	Elektromagnetiska fält	13
3.3	Modelleringar av undervattensljud	13
3.4	Modelleringar av sedimentspridning och sedimentation	14
4.	Områdesbeskrivning	15
4.1	eDNA-undersökningar	18
4.2	Provfiske.....	20
4.3	Arter av särskilt intresse	21
4.3.1	Strömming	21
4.3.2	Tånglake.....	23
4.3.3	Torsk.....	24
5.	Påverkansfaktorer	25
5.1	Bakgrund undervattensbuller	25
5.2	Bakgrund suspenderat sediment och sedimentation	26
5.3	Bakgrund fysiska förändringar av havsbotten	27
5.4	Bakgrund elektromagnetiska fält.....	27
5.5	Anläggningsfas.....	28
5.5.1	Undervattensbuller	28
5.5.1.1	Konsekvensbedömning	33
5.5.2	Suspenderat sediment och sedimentation	33

5.5.2.1	Konsekvensbedömning	35
5.6	Driftsfas.....	36
5.6.1	Undervattensbuller	36
5.6.1.1	Konsekvensbedömning	37
5.6.2	Fysiska förändringar av havsbotten	37
5.6.2.1	Konsekvensbedömning	38
5.6.3	Elektromagnetiska fält.....	38
5.6.3.1	Konsekvensbedömning	39
5.7	Avvecklingsfas.....	40
5.7.1	Undervattensbuller	40
5.7.2	Suspenderat sediment och sedimentation	40
5.8	Samlad bedömning	40
6.	Kumulativa effekter	41
7.	Referenser	43

1. Sammanfattning

På uppdrag av Najaderna Offshore AB (fortsättningsvis Najaderna Offshore), ett dotterbolag till Eolus Vind AB, har NIRAS AB genomfört fältundersökningar inom projektområdet för Najaderna vindkraftpark. Projektområdet är beläget i sydvästra Bottenhavet, delvis inom svenskt territorialvatten i Tierps kommun i Uppsala län samt delvis i svensk ekonomisk zon (SEZ). Projektområdet för vindkraftparken ligger som närmast cirka 17 km nordöst om Björns Skärgård inom Tierps kommun och cirka 45 km öster om Gävle och omfattar en yta av cirka 350 km². Najaderna kommer maximalt att omfatta 67 vindkraftverk, med en totalhöjd på maximalt 365 meter.

Det primära syftet med denna utredning är att återge en nulägesbeskrivning av vilka fiskarter och vilka mängder av respektive art som förekommer inom projektområdet, samt att utifrån en standardiserad bedömningsmatris prediktera de potentiella konsekvenser som anläggning, drift och avveckling av vindkraftparken kan ha för områdets fiskfauna. Flera metoder har tillämpats för insamling av data, där underlaget kombinerats för att möjliggöra en bedömning av fisksamhället. Data har samlats in via (i) vattenprover för analys av eDNA och (ii) provfiske med utsjölänkar. Vidare har (iii) ett riktat fiske efter strömming ägt rum för att erhålla individer till en specifik genetisk analys med syfte att utreda populationstillhörighet och leksäsong för strömmingarna som uppehåller sig i området. Eftersom många marina fiskarter migrerar mellan olika havsområden kan den arts specifika abundansen inom ett område variera stort över tid. Datainsamlingen för denna nulägesbeskrivning har därför samlats in under flera tillfällen. Vattenprover för eDNA har samlats in vid tre tillfällen (november 2022 samt juni och augusti 2023), provfisken har ägt rum under en kallvattensperiod (juni) och en varmvattensperiod (augusti) år 2023 och vid två tillfällen fångades 50 strömmingar vardera för genetisk analys (november 2022 och juni 2023).

I området finns både bottenlevande och pelagiska fiskarter, varav de talrikaste är strömming, tånglake, storspigg, och hornsimpa/rötsimpa. Tre rödlistade arter detekterades i våra undersökningar (torsk, tånglake och lax). Torsk i Östersjön är rödlistad enligt både Helcom och ArtDatabanken, men tånglake och lax endast är rödlistade enligt Helcom. Samtliga detekterades med eDNA-prover, medan endast torsk och tånglake fångades med provfiske. Förutom de rödlistade arterna har vi i denna rapport tagit extra hänsyn till strömmingen eftersom strömmingsfisket är viktigt för området och studier har dessutom visat att denna art är mer känslig för exempelvis undervattensljud än många andra arter. De fiskarter som har observerats inom det planerade projektområdet för Najaderna är typiska för Bottenhavet. Som en följd av den låga salthalten i Bottenhavet är artrikedomen av fisk generellt låg. Dock ligger projektområdet för Najaderna vindkraftpark i närheten av tre utsjöbankar, vilka tillsammans utgör Finngrundan, som är Natura 2000-klassade på grund av de ingående naturtyperna sublittorala sandbankar och rev. Dessa bankar utgör grundområden i en annars relativt djup och homogen utsjömiljö och kan fungera som viktiga reproduktions-, uppväxt- och födosöksområden för fisk. Inga fiskarter som förekommer inom området är dock listade som särskilt skyddsvärda i Östersjön enligt EU:s art- och habitatdirektiv (Naturvårdsverket, 2020).

Inom havsbaserad vindkraft sker det i dagsläget en ständig förändring när det gäller metoder och tekniker. För Najaderna vindkraftpark kommer det slutliga valet av teknik inte att fastställas förrän efter detaljplaneringen. Bedömningarna av miljökonsekvenser har således utgått från största möjliga påverkan och gjort så för de alternativ som exemplifierar det spann som etableringen kan hamna inom – ett så kallat worst-case-scenario. En rad störningar eller förändringar orsakade av anläggning, drift, och avveckling av vindkraftverk till havs som potentiellt kan påverka fisk har identifierats. Vid anläggning, drift, och avveckling av vindkraftverk genereras störande

undervattensljud. Suspension och spridning av sediment kan ske vid anläggning och avveckling. Havsbotten förändras och även elektromagnetiska fält från kablar mellan vindkraftverk och transformatorer vid drift kan påverka fiskar. Bedömningen baseras på en matris av DGE då det projektspecifika områdes/mottagares värde och känslighet värderas tillsammans med miljöeffekterna av varje potentiell påverkansfaktor, som sedan vägs tillsammans till en konsekvens. I denna rapport antas det projektspecifika området representeras av det lokala fiskbeståndet (mottagare) alternativt specifika utpekade fiskarter beroende på påverkansfaktor.

Undervattensbuller kan hos fiskar orsaka beteendereaktioner, hörselskador, fysiska skador och i värsta fall död. Under pålningsprocessen av fundament vid konstruktionen av havsbaserade vindkraftsverk kan ljudnivåer som är skadliga för fisk genereras. För pålning av så kallade monopile-fundament visar utförda modelleringar att den högsta skaderisken från undervattensbuller vid anläggningsarbetet av Najaderna är för fiskar som befinner sig inom 400 meter från pålningspositionen vid start. Detta avstånd gäller dock endast då ljuddämpande åtgärder tillämpas. Används inga ljuddämpande åtgärder är högriskområdet signifikant större, där fisk som befinner sig inom 12 km från pålningskällan riskerar omfattande skador. Vidare bedöms inte projektområdet vara särskilt betydelsefullt för någon fiskart som förekommer inom området. Strömmingen har mycket bra hörsel och är därför extra känslig för undervattensljud, varför vi som en del av worst-case bedömningen utgått från strömmingen avseende bedömning av påverkan av undervattensljud. Baserat på tillgänglig information om strömmingens känslighet för undervattensbuller görs bedömningen att artens värden och känslighet är måttliga. Utförda modelleringar av spridningen av undervattensbuller visar att ljudnivåer som kan orsaka temporära hörselskador hos fisk inte kommer sprida sig in i närliggande Finngrundens, där sannolikheten för strömmingslek är hög. Således bedöms miljöeffekterna av undervattensbuller under anläggningsfasen som små och så bedöms även den samlade miljökonsekvensen.

Vid drift och avveckling av en havsbaserad vindkraftpark genereras inte lika höga undervattensljud som vid anläggningsfasen. Områdets värden och känslighet vid drift och avveckling bedöms vara samma som vid anläggningsfasen, varför konsekvenserna för undervattensljud vid drift och avveckling blir mycket små. Därför bedöms miljöeffekterna under driftsfasen och avvecklingsfasen sammantaget bli obetydliga.

Spridning av suspenderat sediment från anläggning, drift och avveckling av vindkraftverk för Najaderna kan ske så långt som 12,5 km från källan. Studier har visat att en grumling med en koncentration lägre än 100 mg/l suspenderat sediment i vattnet inte orsakar ökad mortalitet i olika livsstadier för de arter som finns i området. Däremot kan beteendepåverkan, såsom tillfälligt undvikande, uppstå vid lägre koncentrationer. Enligt beräkningarna kommer suspenderat material med en koncentration på 100 mg/l inte flytta sig längre än 4 km från källan. Finngrundens Natura 2000-område är som närmast 4 km bort från projektområdets yttre kant. Detta innebär att sediment visserligen kan spridas till gränsen av Natura-2000 området, men koncentrationerna kommer då att vara så låga (lägre än 100 mg/l) och kortvariga (<6 dygn) att en potentiell påverkan på områdets fiskar kommer vara av låg betydelse. Detta är även enligt worst-case då den största andelen lera och silt i botten, baserat på fältundersökningar, har använts för modelleringar. Vidare visar modelleringar att sedimentationen avtar snabbt med ökat avstånd från källan. Vid en strömhastighet på 5 cm/s kan det inom 10 meter från borrningspositionen bildas ett 1 meter tjockt lager av sediment. 100 meter från positionen kan ett lager om 30 cm bildas, och 1 km från positionen blir lagret 0,5 cm. Eftersom det är minst 4 km från Najaderna till Finngrundens förväntas ingen sådan sedimentation ske i Natura 2000-området att risk för påverkan föreligger. Den grumling och sekundära sedimentation som pålningsarbeten i Najaderna orsakar bedöms påverka fisk i liten utsträckning. Sammantaget bedöms de lokala fiskarnas värden och känslighet därför som små. Projektområdet bedöms heller inte vara ett

speciellt viktigt område för någon art. Miljöeffekterna anses därför vara små, och därmed bedöms miljökonsekvensen av sedimentspridning och sedimentation vid anläggning och avveckling av Najaderna som mycket små. Natura 2000-tillstånd bedöms inte krävas.

Anläggandet av vindkraftparken kommer att innebära en introduktion av hård struktur genom hela vattenkolumnen. Mjukbottenlevande arter kommer sannolikt inte att påverkas negativt, eftersom området kommer att fortsätta att erbjuda mjukbottenhabitat och den totala ytan av dessa endast minskar marginellt. I slutändan antas introduktionen av vindkraftverk i Najaderna skapa en reveffekt runt fundamenten, där olika fiskarter kan finna skydd och föda. Fiskbeståndets värden och känslighet för förändring av havsbotten bedöms som små, miljöeffekterna som positiva, och således konsekvenserna som positiva.

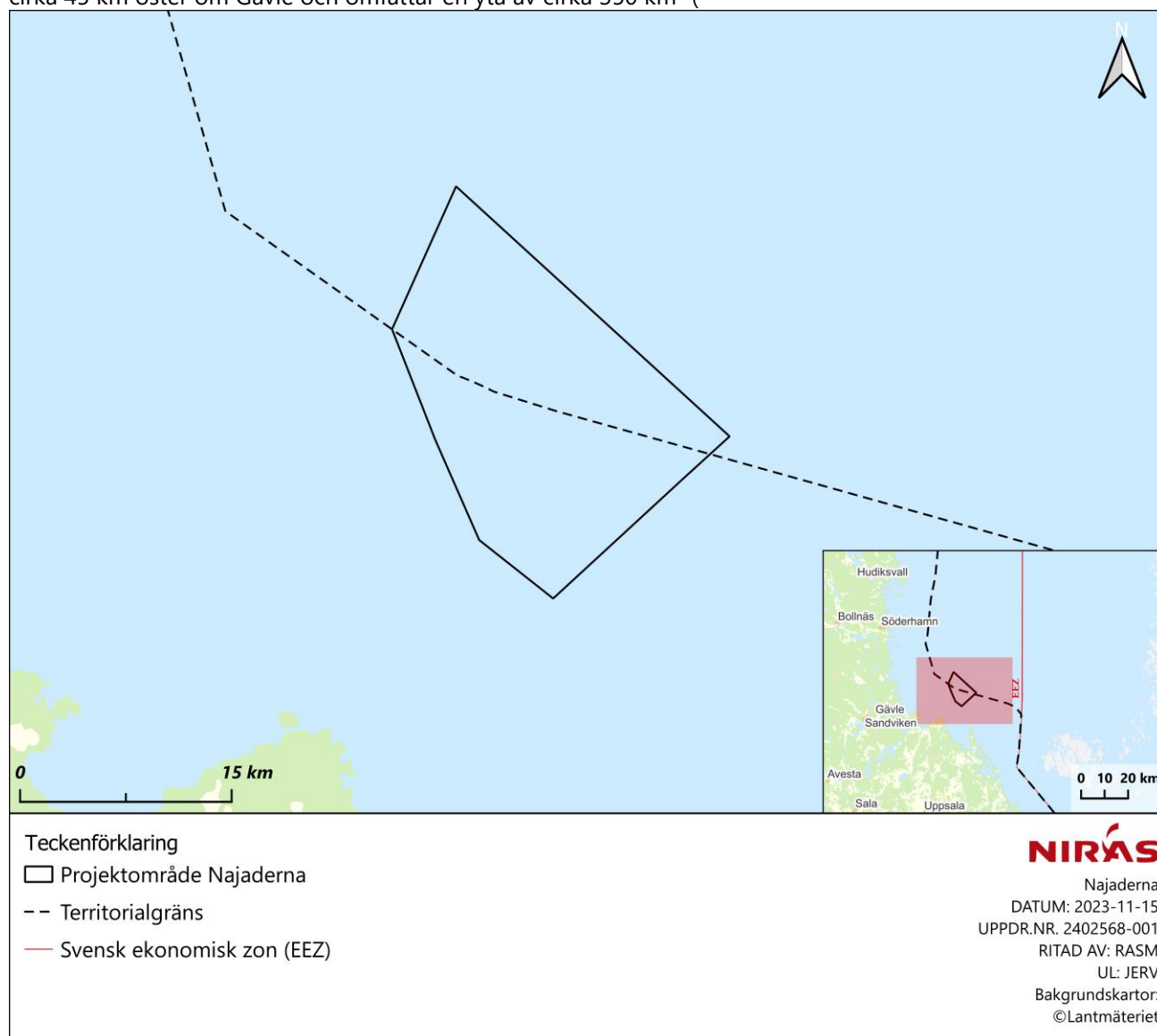
Förändringar i elektromagnetiska fält (EMF) orsakade av kablar bedöms troligen påverka bottenlevande arter mer än pelagiska arter såsom strömming, lax och ål. Trots potentiella interaktioner mellan ål och EMF från vindkraftverkens kablar, tyder forskning på att miljöeffekten för dessa arter är begränsad. Med tanke på att ålen är klassad som akut hotad är det väsentligt att försäkra sig om att eventuella störningar som kan påverka dess överlevnad och reproduktion minimeras. Dock är ålens förekomst inom projektområdet för Najaderna låg. Internkabelnätet inom projektområdet för Najaderna vindkraftpark bedöms inte ha någon särskild betydelse för andra reproduktionsmigrerande arter så som lax och öring, vilka migrerar pelagiskt. Fiskbeståndets värde och känsligheten bedöms vara små och eventuella effekter bedöms vara obetydliga, varför konsekvenserna av EMF inom Najaderna bedöms bli obetydliga.

Slutligen bedöms att anläggning, drift, och avveckling av Najaderna vindkraftpark inte ger någon sådan risk för påverkan på Natura 2000-områden avseende fisk att Natura 2000-tillstånd krävs.

2. Bakgrund

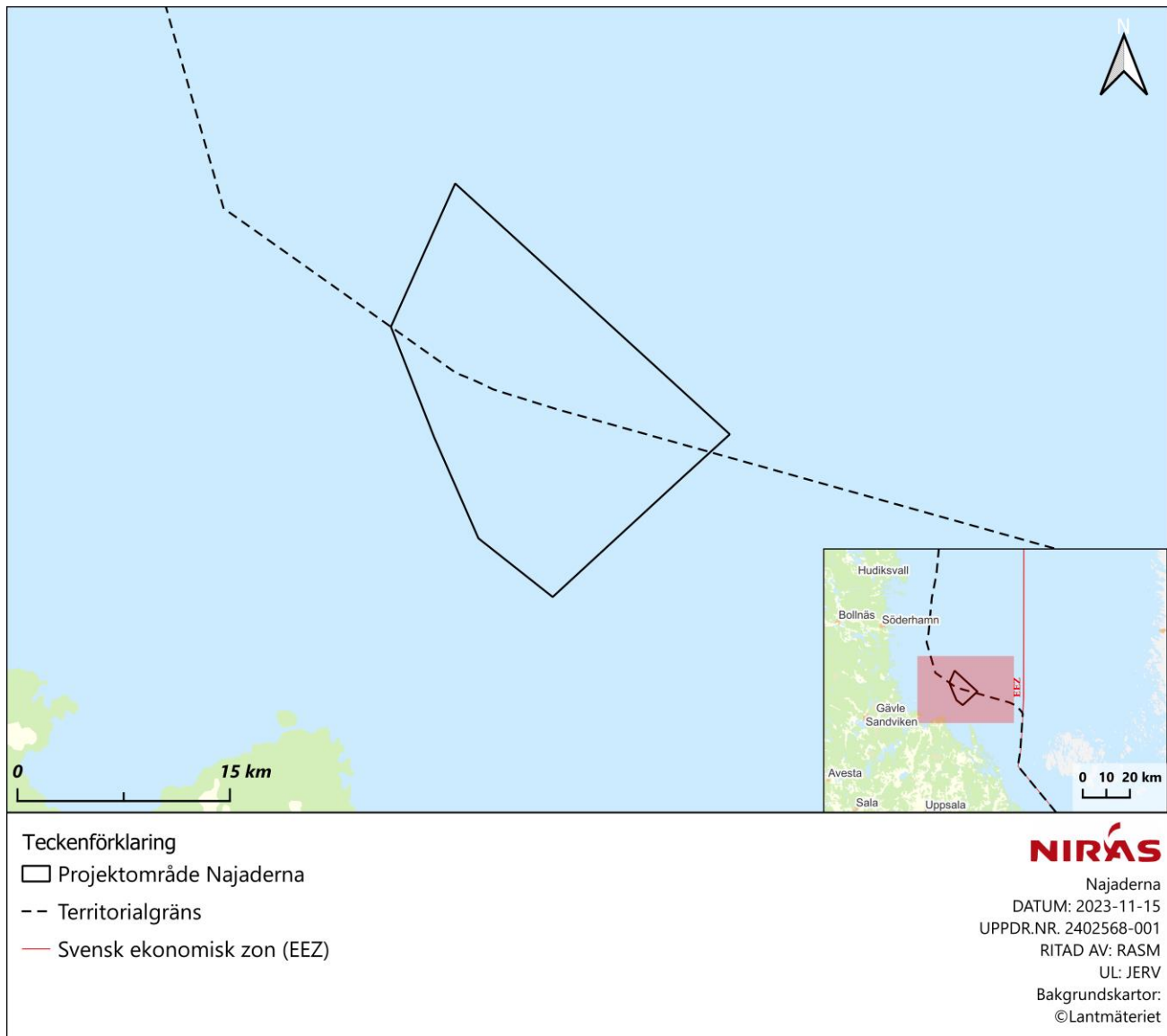
Najaderna Offshore avser att ansöka om tillstånd enligt bland annat miljöbalken och lagen (1992:1140) om Sveriges ekonomiska zon för anläggning, drift, och avveckling av en havsbaserad vindkraftpark, Najaderna vindkraftpark (fortsättningsvis Najaderna). Den planerade vindkraftparken är belägen i Bottenhavet, delvis inom svenskt territorialvatten i Tierps kommun i Uppsala län samt delvis i svensk ekonomisk zon (SEZ). Projektområdet för vindkraftparken ligger som närmast cirka 14 km nordöst om Björns Skärgård inom Tierps kommun och

cirka 45 km öster om Gävle och omfattar en yta av cirka 350 km² (



Figur 2.1). Najaderna kommer maximalt att omfatta 67 vindkraftverk, med en totalhöjd på maximalt 365 meter.

Denna rapport gör dels en analys av områdets fiskssamhälle baserat på insamlade fältdata. Vidare görs en konsekvensbedömning som ligger till grund för projektets miljökonsekvensbedömning enligt tillstånd för vindkraftpar-
 ken, enligt lagen (1992:1140) om Sveriges ekonomiska zon (SEZ) samt lagen (1966:314) om kontinentalsockeln (KSL).



Figur 2.1. Positioneringen av Najaderna i Bottenhavet.

Denna rapport har tagits fram för att beskriva fiskfaunan i projektområdet samt göra en bedömning av hur vindkraftparksetableringen kan påverka fisk. Detta görs utifrån ett ekosystemperspektiv, där analys av fiskarter som finns i området och hur de kan påverkas och interagerar med sin omgivning lyfts fram i rapporten.

3. Material och metoder

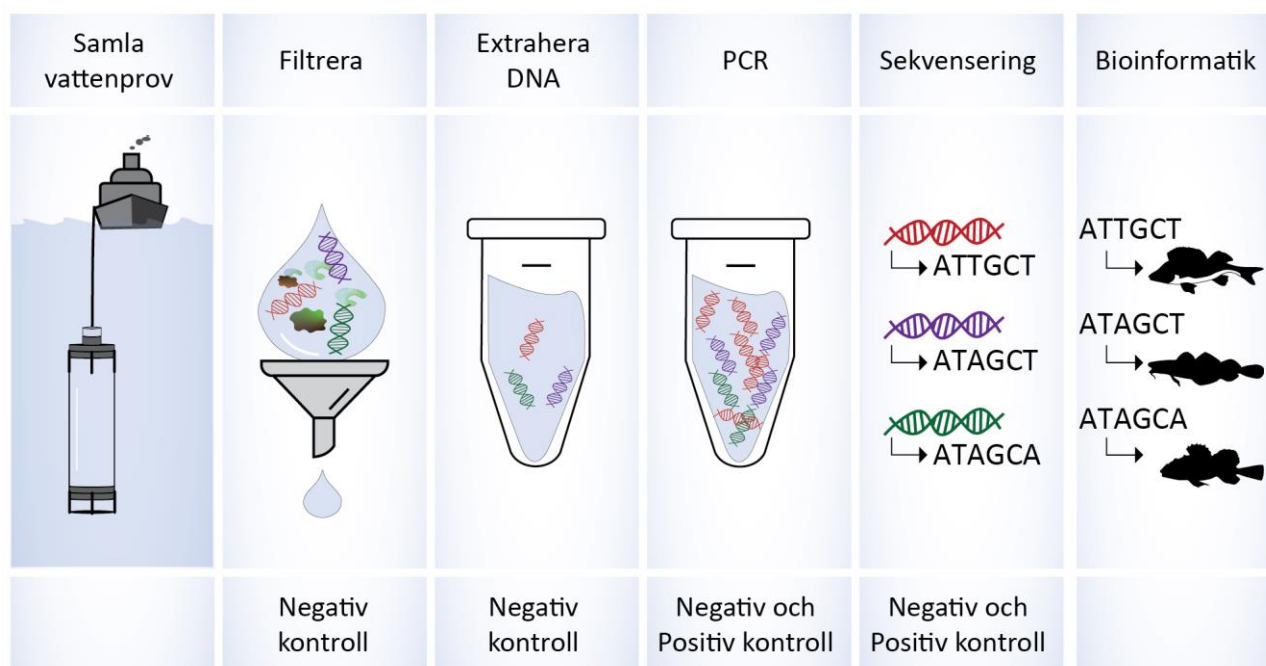
3.1 Fältundersökningar

3.1.1 eDNA

Analys av eDNA är en generell och icke-invasiv metod. Den största fördelen med metoden är att den inte är selektiv, något som exempelvis nätprovfisken alltid är, se Figur 3.1 (Nilsson et al., 2022b). Under fältundersökningarna år 2022 (november) och 2023 (juni samt augusti) samlades vattenprover (fem liter) in från 40 stationer per tur (totalt 120 vattenprover). För att generera en möjlighet för en spatio-temporal jämförelse samlades

vattenprover alltid in från samma lokaler vid de tre olika tillfällena. Provtagningen utfördes med en så kallad "Ruttnerhämtare" där vattnet togs från ett djup motsvarande ett avstånd från botten med cirka 1–5 meter. Vattnet blandades, vartefter fem liter filtrerades genom ett filter som samlar upp partiklar och binder DNA. Efter avslutat fältarbete skickades filtren till laboratorium för extraktion och analys av DNA.

Proverna analyserades med så kallad "metabarcoding". Metabarcoding utnyttjar unika sekvenser av DNA-baspar (A, T, G, eller C i DNA-koden) för att identifiera en art. För att kunna identifiera arttillhörighet amplifieras DNA från proverna med specifikt framtagna markörer för att identifiera fiskarter. Denna analysmetod genererar en kvalitativ skildring av vilka arter som förekommer i provet. Eftersom olika arter samt olika livsstadier avger olika mängder fritt DNA i vattnet så är metoden inte lämplig för kvantitativa undersökningar. Relativa koncentrationer av artspecifikt DNA i ett prov kan dock beräknas och studier har visat att denna typ av data kan nyttjas som en proxy för relativa abundanser (Nilsson et al., 2022b). Lokalspecifika abiotiska och biotiska faktorer kan dock påverka den relativa koncentrationen av eDNA i ett vattenprov och resultaten ska därför alltid förväntas medföra en viss osäkerhet. Som ett indirekt mått för de detekterade arternas relativa förekomst kan det dock vara vägledande i en beskrivning av fiskesamhället, i synnerhet när flera prover analyseras inom ett och samma område.

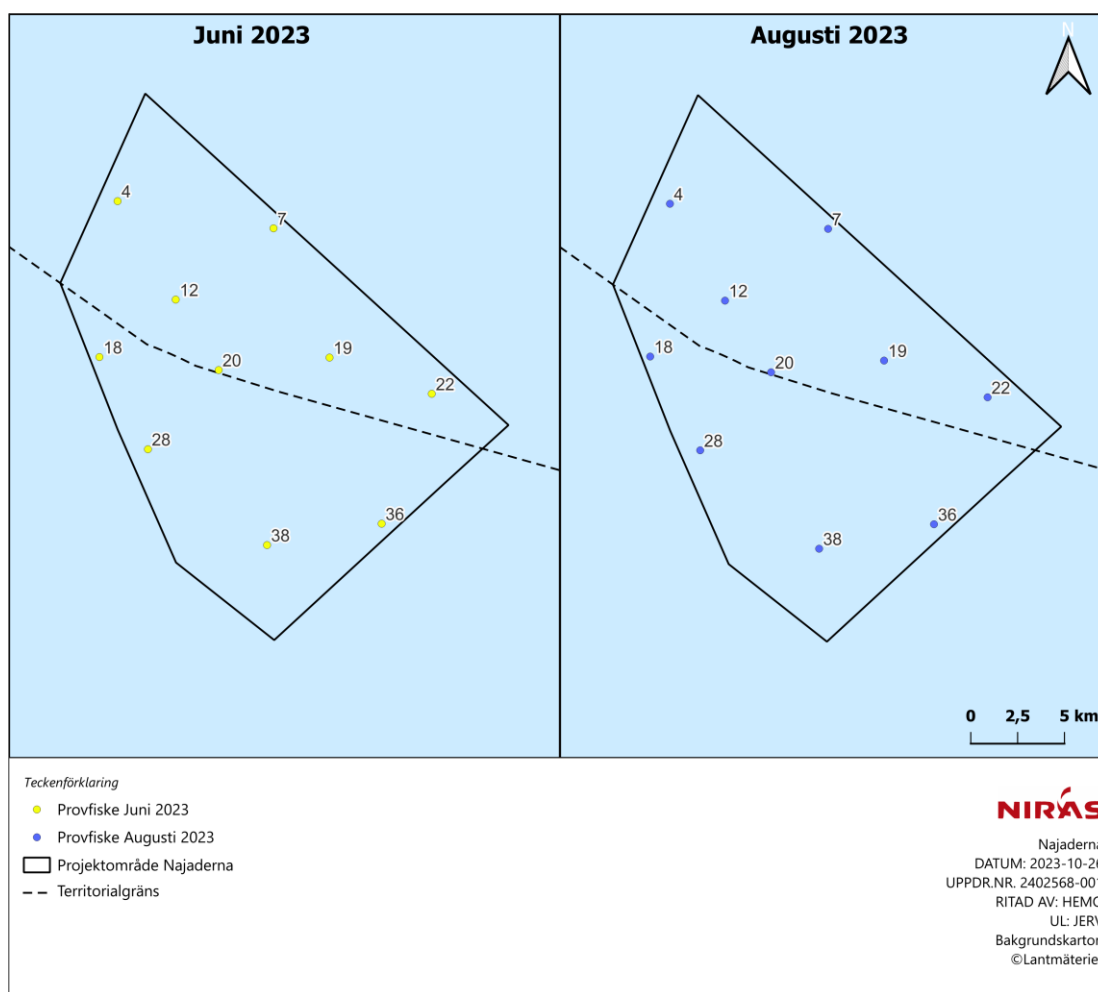


Figur 3.1 Flödesschema som visar de olika stegen för eDNA-undersökningar. Efter extraktionsprocessen genomförs en så kallad PCR (Polymerase Chain Reaction) vilket görs för att amplifiera provets DNA. Se brödtext ovan för mer detaljerad metodbeskrivning.

3.1.2 Nätprovfisken

Nätprovfisken utfördes inom projektområdet under en kallvattensperiod (juni) och en varmvattensperiod (augusti) år 2023. Inventering med nätprovfisken ger kvantitativ data för fiskars lokala förekomst och är således en rekommenderad komplementär undersökning till eDNA (Nilsson et al., 2022a).

Tio lokaler fiskades per tillfälle (Figur 3.2) och varje lokal fiskades med en utsjölänk placerad vid botten. Utsjölänken (redskapstyp K072) är en standardiserad länk av nät med olika maskstorlekar kopplade till varandra i stigande storleksordning: 17, 21, 25, 30, 38, 50, 60, 75, 100 och 120 mm. Den totala längden för en utsjölänk är 213 meter och den innehar en höjd av 1,8 meter, vilket genererar en sammanlagd fångstyta på cirka 380 m².



Figur 3.2. Positioner för provfiske i juni och augusti 2023.

Djupet för respektive lokal varierade mellan cirka 21 och 64 meter. Näten lades ut under eftermiddagen (14:30–17:30) och vittjades under förmiddagen dagen därpå (07:00–09:00), för att säkerställa en fångstperiod omfattande minst 12 timmar. All infångad fisk artbestämdes, mättes (storleksklasser inom intervallet 1 cm) och vägdes (1 gram noggrannhet). Skador på fångad fisk kan uppkomma från fångstredskapen och/eller från rovdjur i vattnet. Skadade fiskar kan ofta artbestämmas, men längd och vikt kan i många fall inte fastställas. Skadade fiskar har därför exkluderats i beräkningar av biomassa.

3.1.3 Populationsgenetiska analyser av strömming

Sill och strömming tillhör samma art (*Clupea harengus*). Trots utseendemässiga skillnader är de genetiskt nära släkt. Studier har visat att ett par procent av genomet (individens DNA) visar mycket tydliga genetiska skillnader mellan olika populationer av arten. Under senare år har data pekat på att strömmingen i Östersjön kan vara uppdelad i flera mindre delpopulationer. Dessa delpopulationer har på relativt kort tid anpassat sig för det specifika havsområde som de uppehåller sig vid. Det handlar om genetiska anpassningar för temperatur, salthalt, ljusförhållanden men även om reproduktionen sker på hösten eller våren. Med en så kallad mikromatris kan man idag identifiera skillnader i så kallade enbaspolymorfier (SNP, Single Nucleotide Polymorphism) mellan olika populationer. Dessa genetiska skillnader ligger till grund för ekologiska anpassningar och man kan på så vis identifiera individens populationstillhörighet inklusive dess reproduktionssäsong från ett vävnadsprov.

Med en mikromatris kan enskilda individer av strömming härledas till en delpopulation och utifrån den informationen kan vi närma oss en större förståelse för vilken delpopulation av strömming som rör sig i projektområdet och när på året individerna leker. Strömmingen kan anta långa migrationer mellan kust och utsjö och delpopulationer kan under perioder mixas, det är därför inte osannolikt att det förekommer individer från olika delpopulationer med olika leksäsonger i området under vissa tider på året.

Under november år 2022 och juni år 2023 samlades individer in för efterföljande genetisk analys. Fiskarna fångades med utsjölänkar, totalt 50 individer per provtillfälle. Individens vikt, längd, typ av gonader, gonadstatus samt en fenbit för den genetiska analysen samlades in omgående efter fångsten.

3.2 Bedömningsmetodik av miljökonsekvenser

För att bedöma den planerade verksamhetens potentiella konsekvenser för fisk har en trestegsmetod (DGE 2023) använts, vilken utgår ifrån en bedömningsmatris (Figur 3.3). Matrisen utgår ifrån en bedömning av mottagarens värde/känslighet och de potentiella effekter som verksamheten väntas medföra i storlek och omfattning. Dessa två parametrar vägs samman till en konsekvens för varje påverkansfaktor. I denna rapport antas det projektspecifika området representeras av det lokala fiskbeståndet alternativt specifika utpekade fiskarter beroende på påverkansfaktor. Konsekvensen kan delas in i sex värdeklasser, från positiva till stora, se Figur 3.3.

Matris för bedömning av miljökonsekvenser		Effekter				
		positiva	obetydliga	små	måttliga	stora
Värden och känslighet	Obetydliga	positiva	obetydliga	obetydliga	mycket små	mycket små
	Små	positiva	obetydliga	mycket små	små	måttliga
	Måttliga	positiva	mycket små	små	måttliga	stora
	Stora	positiva	mycket små	måttliga	stora	stora

Figur 3.3 DGE:s konsekvensmatris för bedömning av miljökonsekvenser.

3.2.1 Worst-case scenarier

Inom havsbaserad vindkraft sker det i dagsläget en ständig förändring när det gäller metoder och tekniker. För Najaderna kommer det slutliga valet av teknik inte att fastställas förrän efter detaljplaneringen. Bedömningarna av miljökonsekvensen kommer därför att utföras utifrån största möjliga påverkan för de alternativ som exemplifierar det spann som etableringen kan hamna inom. Dessa "WCS" (Worst-Case-Scenario) presenteras närmare i följande stycken och utgår från de scenarier som förväntas ha störst påverkan på lokalområdets fiskesamhälle, givet de skyddsåtgärder som Najaderna Offshore kommer att vidta (motsvarande hydro sound damper (HSD) och double big bubble curtain (DBBC), vilket är direkt beroende av vilken fundamenttyp som kommer bli aktuell.

3.2.1.1 Undervattensbuller

WCS utifrån nivån och spridningen av undervattensbuller bedöms vara att anläggningen sker under våren och att det är pålning av monopilefundament med en diameter på 15 meter. WCS för undervattensbuller under driftsfasen anses vara att maximalt 67 vindkraftverk anlagts och är i drift.

3.2.1.2 Suspenderat sediment och sedimentation

För suspenderat sediment, sedimentspridning och sedimentation anses anläggningen av monopiles vara WCS eftersom detta eventuellt medför borrar, vilket medför att sediment frigörs och förflyttas. För anläggning av kablar är WCS att nedspolning kommer användas. För kabelnedläggningen i Najaderna bedöms 20 % spill kunna förekomma. Utsläppet av överflödigt sediment kommer att ske fem meter ovanför havsbotten.

3.2.1.3 Fysisk förändring av havsbotten

Gällande påverkansfaktorn fysisk förändring av havsbotten utgår WCS från att det maximala bottenanspråket för 67 vindkraftverk, en transformatorplattform samt det interna kabelnätet är 0,79 km², vilket motsvarar cirka 0,2 % av projektområdets area.

3.2.1.4 Elektromagnetiska fält

Gällande elektromagnetiska fält bedöms WCS vara att maximalt 135 km kabel anläggs och att samtliga turbiner går med full effekt. Vidare har modelleringar för omfattningen av det elektromagnetiska fält som förväntas genereras av Najadernas internkabelnät utförts med olika antaganden och utfall. För WCS har en elektrisk last om 20 MW tillämpats. Kablaget har i samtliga fall antagits vara nedgrävt på en meters djup under havsbottens yta och resultaten från modelleringarna presenteras för tre olika nivåer för magnetfältsmätningar: "-0,5", "0,0" och "1,0" meter från havsbottens yta. Avståndet "-0,5 meter" är således närmast kablaget och således den position där det magnetiska fältets intensitet är som högst. Detta avstånd är dock inte relevant för fisk och inget vi diskuterat ur ett påverkansperspektiv för det lokala fisksamhället. Istället har EMF vid havsbotten (0,0 meter) tillämpats som WCS (COWI, 2023).

3.3 Modelleringar av undervattensljud

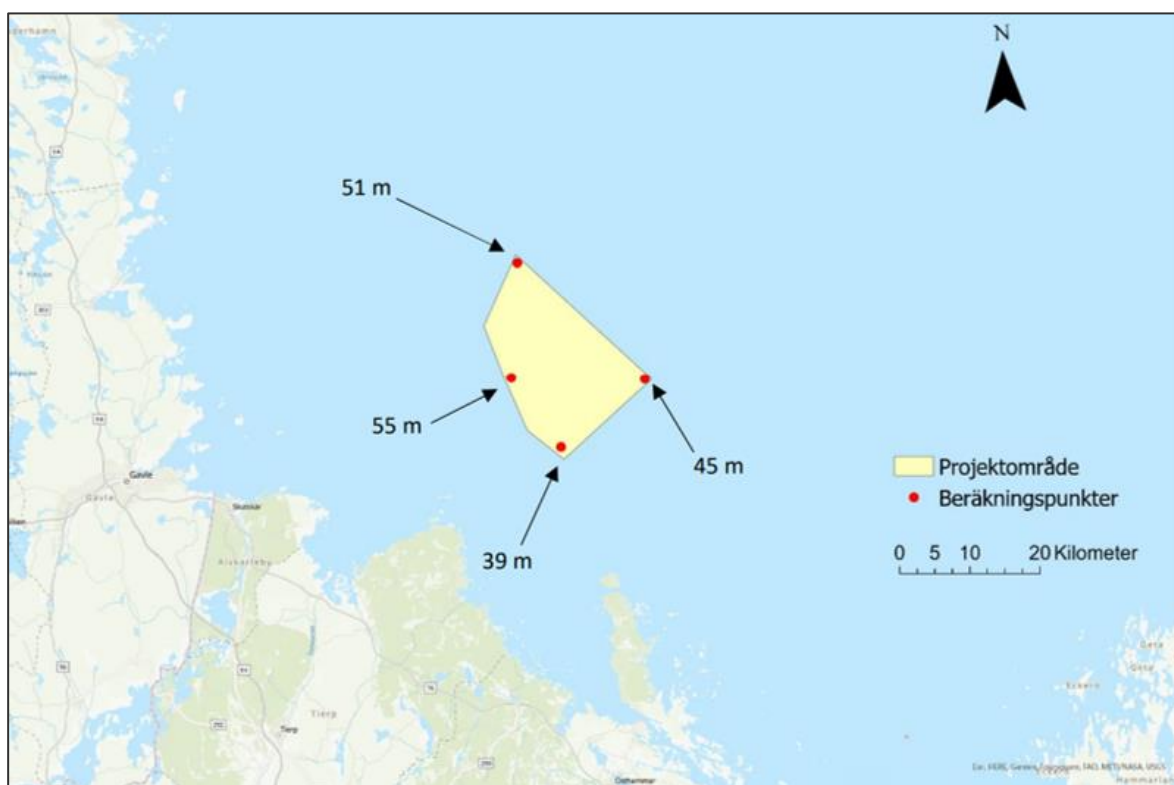
Modelleringar och beräkningar av undervattensljud som kan genereras från anläggningsarbetet av Najaderna vindkraftpark utfördes av Efterklang (en del av AFRY) på uppdrag av Najaderna Offshore (AFRY, 2023a). Här sammanfattas metoden och de antaganden som användes för modelleringarna. Bakgrund kring undervattensljud och fiskars hörsel beskrivs i avsnitt 5.1 och resultat presenteras i avsnitt 5.5.1 (anläggningsfas).

Gemensamt för dessa beräkningar är att de är utförda i platsspecifika modeller i programmet dBSea 2.3. I programmet finns olika algoritmer för spridningsberäkning av undervattensbuller. För att bygga upp en 3D-modell används digital batymetri från GEBCO. Beräkningarna tar hänsyn till parametrar såsom batymetrien, typ av botten, hastighetsprofil, och salinitet – faktorer som alla kan påverka ljudets spridning under vatten. Eftersom skillnaden i hastighetsprofil är som störst mellan tidig vår och sensommar har beräkningarna utförts för ett vår- och ett sommarscenario, där vår utgör ett WCS ur ljudspridningsperspektiv.

För att utvärdera påverkan på fisk användes värden från Andersson et al. (2016) om skadliga ljudnivåer avseende risk för mortalitet och skador på inre organ, som anger nivåer specifika för vuxna fiskar samt ägg och larver (se Tabell 5.3). Eftersom hörseln hos fiskar med simblåsa är känsligare än hos arter utan simblåsa inkluderades även tröskelvärden för TTS (temporary threshold shift, temporär hörselskada) hos arter med simblåsa (såsom strömming), tagna från Standardkommittén S3/SC1 (Popper et al., 2014) (se Tabell 5.3). Det antas att individen avlägsnar sig från ljudkällan med en simhastighet på 1,04 m/s. Nivåerna anges som ljudtrycksnivå (SPL_{topp}), det maximala trycket i en ljudpuls, enkel ljudexponeringsnivå (SEL_{enkel}), exponeringen under en enskild ljudpuls, och kumulativ ljudexponeringsnivå (SEL_{kum}), den totala exponeringen från flera ljudpulser över en viss tidsperiod.

Anläggningsfasen förväntas generera mest undervattensljud, och under anläggningen är pålning av monopilefundament den aktivitet som förväntas alstra mest undervattensljud. Därför har utredningen om spridning av undervattensljud fokuserat på pålning.

För att demonstrera eventuella skillnader i ljudets spridning från pålning beroende på lokala förhållanden har beräkningar utförts för fyra positioner med varierande djup. Dessa ligger i ytterkant av projektområdet för att representera största möjliga totala påverkansområde (Figur 3.4). Det är inte fastslaget om monopile, fackverksfundament (jacket foundation), eller gravitationsfundament kommer att användas vid grundläggning av vindkraftverken. Som en följd av detta har beräkningarna utförts för både monopile och fackverksfundament, som båda kräver pålning. I Najaderna vindkraftpark är det aktuellt med en påldiameter upp till 15 meter för monopilefundament och 3,5 meter för fackverksfundamenten. I beräkningarna antas en total pålningstid på full källstyrka (inklusive upprampnings-frekvens) på 12 timmar. Upprampning, där styrkan i påslagen ökar successivt till full styrka, utförs normalt vid pålning. Det undersöktes även vilken påverkan ljuddämpande åtgärder (hydro sound damper (HSD) tillsammans med double big bubble curtain (DBBC, dubbel bubbelgardin)) har. Mätningar av källstyrka för påslag för respektive fundamenttyp hämtades från Bellmann et al. (2020).



Figur 3.4 Utredda pålningspositioner (markerade i rött) samt bottendjup vid positionerna. Figur från AFRY (2023).

3.4 Modelleringar av sedimentspridning och sedimentation

Modelleringar av sedimentspridning genererade av anläggningsarbetet av Najaderna vindkraftpark utfördes av AFRY på uppdrag av Najaderna Offshore (AFRY, 2023). Här sammanfattas metoden som användes för dessa modelleringar. Bakgrund kring påverkan på fisk av sedimentspridning och sedimentation beskrivs i avsnitt 5.2 och resultat av modelleringarna presenteras i avsnitt 5.5.2. Eftersom drift- och avvecklingsfasen inte bedömdes tillföra mer sedimentspridning än anläggningsfasen utfördes beräkningarna endast med avseende på anläggningsfasen.

De typer av fundament för vindkraftverk till havs som undersöktes avseende sedimentspridning och sedimentation för Najaderna är monopiles och gravitationsfundament. Monopiles anläggs främst genom att de hamras ner

i havsbotten, så kallad pålning. Om havsbotten är för hård för att kunna påla ner monopile-fundament krävs att det hårda sedimentet borras ur. Det utborrade materialet släpps sedan ut i vattnet vilket orsakar sedimentspridning innan det sedimenterar på botten. För att kunna placera gravitationsfundament måste botten schaktas och utjämnas, vilket också orsakar sedimentspridning. Eftersom sedimentspridning vid anläggning av gravitationsfundament bedöms ske i mindre grad än för monopiles utförs beräkningar endast med avseende på monopiles.

Hur stort avstånd som sediment förflyttas vid borrning för monopiles beror på flera faktorer, däribland bottenmaterial och torrdensitet, borrhastighet, borrhingsdjup, utsläppsmetod, vattenströmmar, och fundamentens diameter. Beräkningarna baseras därför på en rad antaganden om ingående parametrar. Till exempel antas bottenmaterialet vara silt och lera, vilket förekommer inom projektområdet. Detta är ett konservativt antagande eftersom det är den sedimenttyp som bedöms ge upphov till mest sedimentspridning. Monopiles, som är cylinderformade, har i modelleringen definierats med en diameter om 15 meter. Borrdjupet antas vara 25 meter och borrhastighet 1 meter/timme. Spridningsavstånd beräknas både för en strömhastighet på 5 cm/s och 10 cm/s.

Kablar som går mellan vindkraftverk och transformatorstationer placeras med fördel under botten för att skyddas. Processen flyttar sediment, hur mycket beror på val av metod för att placera kablarna under botten. Plogning eller nedspolning är vanliga metoder. En del av det flyttade sedimentet sjunker snabbt tillbaka till botten medan en del stannar kvar suspenderat i vattenmassan (kallas spill). Nedspolning (20 % spill antas) bedöms ge mer spill än plogning och därför utgår beräkningarna för WCS från nedspolning. Kabeln antas spolas ner i ett 1 meter djupt dike med en hastighet på 150 meter/timme. Även här antas bottenmaterialet vara silt och lera för WCS.

När sedimentet, som spridits till vattenmassan från ovannämnda processer, sedimenteras till botten sker pålagring över befintliga bottenytor. Hur stor yta som sedimenteras beror på hur snabbt sedimenten sjunker till botten, turbulensen i vattnet, samt i vilken riktning sedimentplymen rör sig. I beräkningarna av sjunkhastighet har ungefärliga medelvärden från CTD-mätningar gjorda av NIRAS (2023) tillämpats. Mer exakt har en vattentemperatur om 4 °C och en salinitet om 5 psu antagits. Sedimentationen beräknas både för en strömhastighet på 5 cm/s och 10 cm/s.

Plymberäkningar har utförts med närfälts-modellen CORMIX, vilket är en väl beprövad modell för denna typ av användningsområde. Sedimentspridningen, alltså koncentration av suspenderade sediment i vattenmassan och pålagring på botten, är beräknad genom att kombinera resultat framtagna med spridningsmodellen CORMIX med en sedimentationsmodell internt utvecklad inom AFRY (AFRY, 2023b).

4. Områdesbeskrivning

Bottenhavet, i vilket Najaderna är lokaliserat, är ett brackvattenhav, med en blandning av sötvattenslevande och marina arter. Den låga salthalten är en avgörande faktor för utbredningen av båda marina och limniska arter. Det är endast ett fåtal havsarter som klarar av att leva i Östersjöns bräckta vatten, vilket har skapat en helt unik mix av arter där många marina arter, såsom blåmussla och blåstång, har sin nordligaste utbredningsgräns i Bottenhavet. Den låga salthalten har också bidragit till att biodiversiteten i Bottenhavet är relativt låg för både flora och fauna i jämförelse med andra hav.

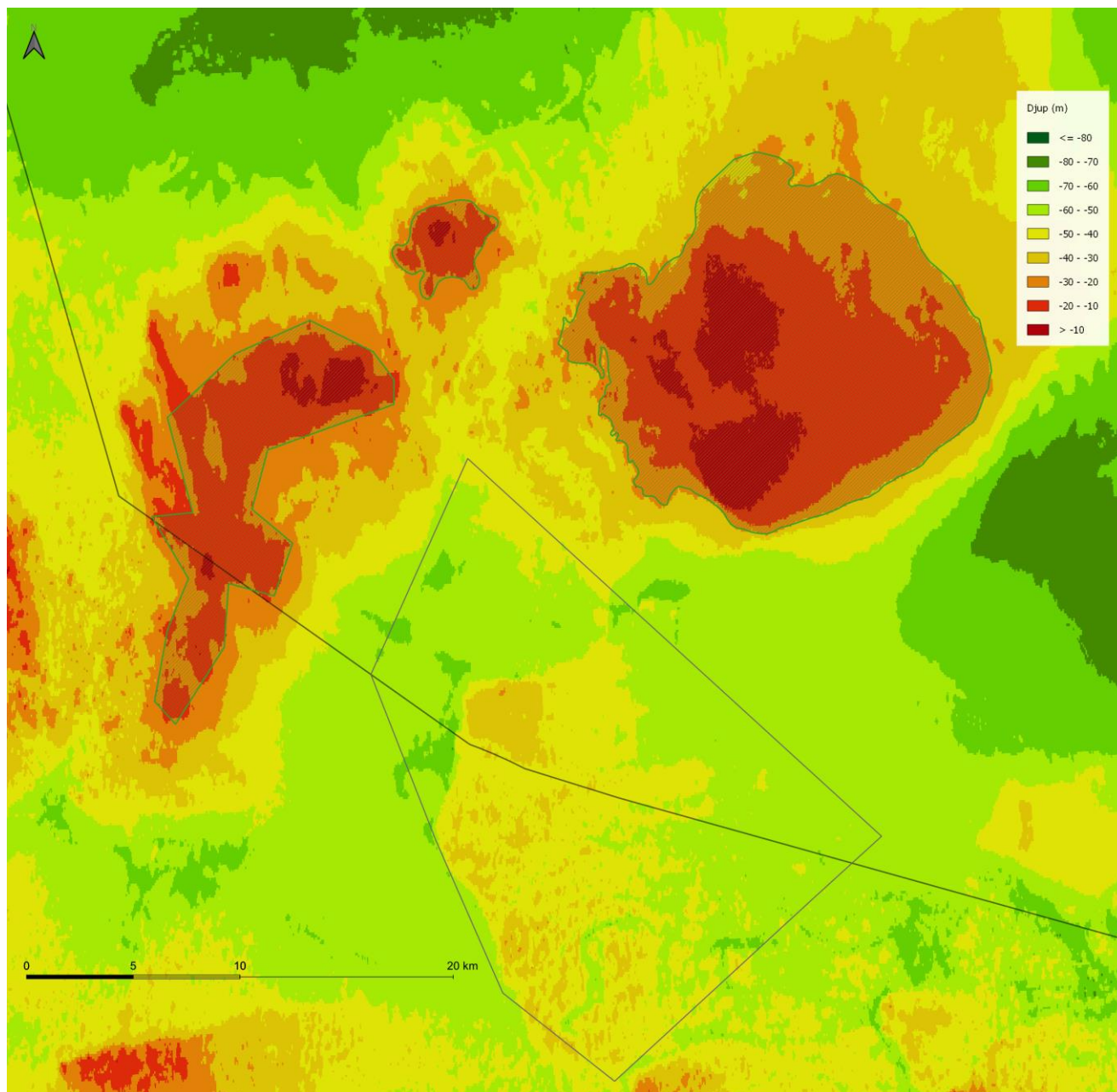
Enligt SMHI:s is- och yttemperaturkarta så var ytvattnets medeltemperatur i Bottenhavet mellan cirka 8,4 och 9,0 °C under perioden 2008–2022 (FMI and SMHI, 2023). Till skillnad från Egentliga Östersjön så finns inga utbredda områden med syrefattiga (hypoxiska) eller syrefria (anoxiska) bottenförhållanden i Bottenhavet (Snoeijs-

Leijonmalm et al., 2017). Syrgashalten inom projektområdet varierade mellan 6 ml/l och 9,5 ml/l vid provtagningar gjorda av NIRAS (2023). Trots att viss skiktning i syrgashalt existerar så tyder halterna på att vattnet är omblandat och syresatt under hela året, utan tecken på att djupvattnet varken är syrefattigt eller syrefritt (NIRAS, 2023).

I projektområdet varierar djupet från 26 meter ned till 72 meter (Figur 4.1). Enligt data från EMODnet (2022) är medeldjupet i projektområdet cirka 50 meter. De grundaste områdena är lokaliserade i de södra och centrala delarna av området, medan de djupaste delarna finns i de nordvästra och östra delarna (Figur 4.1). Enligt ytgeologiska tolkningar från SGU (SGU, 2022) förväntas de grunda delarna av området huvudsakligen bestå av morän och sedimentärt berg. De djupare områdena förväntas bestå av glacial lera, postglacial lera samt postglacial finsand.

Vid provtagningar var siktdjupet i projektområdet mellan 3,5 och 7,3 meter, vilket innebär att den fotiska zonen sträcker sig till ett djup på maximalt knappt 26 meter. Eftersom hela projektområdet har ett djup på minst 26 meter, och botten således ligger under den fotiska zonen, så förväntas ingen bottenvegetation förekomma inom projektområdet. Ingen vegetation i området kunde heller observeras från videoundersökningar utförda av NIRAS (2023).

Vidare visar kommersiella fångstdata från Havs- och Vattenmyndigheten från tidsperioden 2009–2019 att fisket efter strömming dominerar i närliggande områden till Najaderna vindkraftpark för både det svenska och det finska fisket (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). Strömmingsfisket är viktigt för regionen, samtidigt som strömmingen är mer känslig för exempelvis undervattensljud än många andra fiskarter (se nedan under rubrik "Bakgrund undervattensbuller").



Figur 4.1 Batymetrin inom och omkring projektområdet för Najaderna vindkraftpark. De tre närliggande grunda utsjöbankar som tillhör Natura 2000-området Finngrunden är markerade med gröna heldragna linjer. Djupdata hämtad från EMODnet.

Projektområdet för Najaderna vindkraftpark ligger i närheten av tre utsjöbankar (västra, östra och norra banken; Figur 4.1) som tillsammans utgör Finngrunden. Dessa är Natura 2000-klassade på grund av de ingående naturtyperna 'sublittorala sandbankar' och 'rev' (Länsstyrelsen Gävleborg, 2014; Länsstyrelsen Gävleborg, 2016). Dessa bankar utgör grundområden i en annars relativt djup och homogen utsjömiljö. Som djupast är det 30 meter vid dessa bankar och som grundast 4 meter. De saknar dessutom koppling till de mer allmänt förekommande kustnära grundområdena, vilket gör utsjöbankarna till viktiga habitat för lokala organismer.

Till följd av en större utbredning och täthet av undervattensvegetation kan utsjöbankar som Finngrunden fungera som viktiga reproduktions-, uppväxt- och födosöksområden för fisk. Vidare erbjuder dessa utsjöbankar en mer heterogen miljö där fler olika ekologiska nischer kan nyttjas, vilket i sig bidrar till en hög artdiversitet. Grundområdena har därför en generellt högre artdiversitet än Bottenhavets djupare och mer homogena områden (Naturvårdsverket, 2010). Enligt Naturvårdsverket är 14 fiskarter typiska för naturtypen rev (Naturvårdsverket, 2011), varav tre har påträffats inom Finngrunden: strömming, torsk, och tånglake. I samrådiskussioner mellan Najaderna Offshore och Länsstyrelserna i Gävleborg län och Uppsala län har vikten av dessa områden för bl.a. fisk lyfts fram.

4.1 eDNA-undersökningar

eDNA-data från 2023 har ännu inte hunnit analyseras av det aktuella labbet, därför presenteras endast data från 2022 i denna rapport. Från dessa undersökningar kunde 13 arter/fiskgrupper detekteras (Tabell 4.1; NIRAS 2023). Artsammansättningen i området dominerades av strömming, tånglakefiskar (varav endast tånglake *Zoarces viviparus* förekommer i Östersjön), storspigg, och hornsimpa/rötsimpa, vilka totalt motsvarade >95 % av alla detektioner. Även spetslångebarn (*Lumpenus lampretaeformis*), skarpsill (*Sprattus sprattus*), stensimpa (*Cottus gobio*), torsk (*Gadus morhua*), och småspigg (*Pungitius pungitius*) förekom i höga detektioner (>4 %) i enskilda prov (Tabell 4.1). Det fanns inga uppenbara trender i artsammansättningen i relation till djup. Bland de enskilda arterna korrelerade dock sandstubb (*Pomatoschistus minutus*) negativt med djup och återfanns endast på de grundare lokalerna med stenigare botten.

Tabell 4.1 Detektioner av fisk (art/taxa) med eDNA i november (MiFish-markören). Rödlistestatusen är enligt Artdatabankens bedömning från 2020 om inget annat anges. Antal positiva detektioner i 40 prover samt dess genomsnittliga frekvens (%) presenteras.

Svenskt namn	Latin	Rödlistestatus	Antal positiva detektioner i prov	Medel frekvens i prov (min-max)
Strömming	<i>Clupea harengus</i>	LC	40	41 (0–100)
Tånglakefiskar	<i>Zoarces sp</i>	LC (NT*)	40	30 (0–65)
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	LC	36	14 (0–66)
Hornsimpa/rötsimpa	<i>Myoxocephalus sp</i>	LC	34	8 (0–33)
Spetslågebarn	<i>Lumpenus lampraeformis</i>	LC	12	1 (0–25)
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	LC	17	1 (0–17)
Tobisfiskar (3 arter)	<i>Ammodytes sp</i>	-	18	1 (0–4)
Sandstubb	<i>Pomatoschistus minutus</i>	LC	11	<1 (0–3)
Stensimpa†	<i>Cottus gobio</i>	LC	3	<1 (0–4)
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	VU	2	<1 (0–5)
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	LC	1	<1 (0–4)
Ringbucksfiskar	<i>Liparis sp</i>	-	7	<1 (0–1)
Lax	<i>Salmo salar</i>	LC (VU*)	4	<1 (0–1)
Löja/elritsa-lik†	<i>Alburnus sp/Phoxinus sp</i>	LC	3	<1 (0–1)
Näbbgädda	<i>Belone belone</i>	LC	1	<1 (0–1)

* Rödlistad i Östersjön enligt Helcom:s bedömning från 2013 men Livskraftig (LC) i Svenska Artdatabankens aktuella rödlista. NT=near threatened (nära hotad), VU=vulnerable (utsatt).

†Utpräglade sötvattenstaxa, bedöms kunna förekomma i området eftersom de rör sig kustnära i Östersjön.

Tre rödlistade fiskarter detekterades: tånglake, torsk och lax. Tånglake är en vanlig fisk i Östersjön och återfanns i samtliga 40 eDNA-prov. Arten är upptagen på Helcom:s rödlista som nära hotad (NT) (Helcom, 2013), men anses enligt den nationella rödlistan som "ej hotad" (LC) SLU Artdatabanken 2020). Tånglake var mindre förekommande över mjukbotten inom de östra och västra delarna av projektområdet, vilket överensstämmer med att dess föredragna habitat är steniga bottenar. eDNA från torsk, som är listad som sårbar (VU) i både den svenska nationella rödlistan och av Helcom, observerades i låga halter (0,05–5 %) i två prov från den sydöstra djupare delen av projektområdet (NIRAS, 2023). Lax (*Salmo salar*) observerades i låga halter i fyra prov, två av dessa i sydöstra

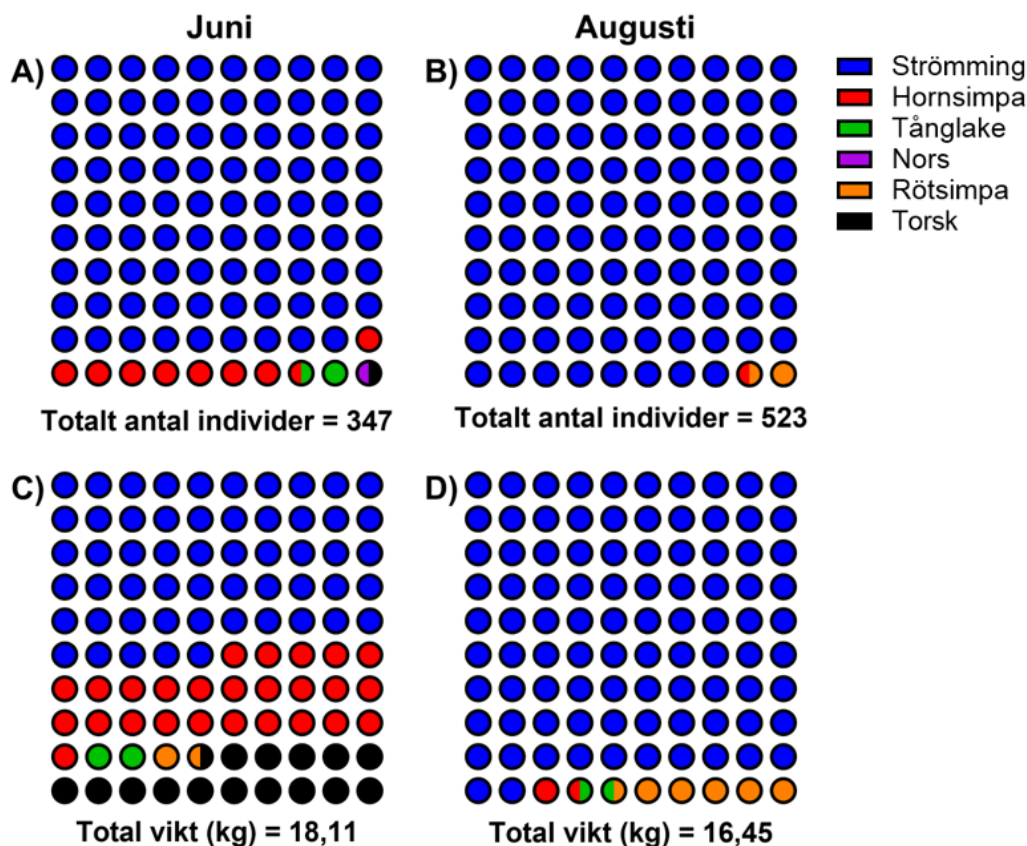
projektområdet och två längre västerut, på grundområdet. Arten inkluderades som sårbar (VU) av Helcom (2013) men är enligt den nationella rödlistan ej hotad (LC) (SLU Artdatabanken, 2020).

4.2 Provfiske

Under den samlade ansträngningen i juni och augusti 2023 fångades totalt 870 fiskar fördelat på sex arter (Figur 4.2; NIRAS 2023). Fångsten indikerar en tydlig dominans av strömming vid båda undersökningstillfällena. Totalt fångades 820 individer, vilket innebar att strömmingen stod för 94,2 % av den totala fångsten. Efter strömming var hornsimpa den näst vanligaste arten, med totalt 32 individer, följt av tånglake (åtta individer), rötsimpa (åtta individer), nors (*Osmerus eperlanus*, en individ) och torsk (en individ; Figur 4.2 A och B).

Den totala abundansen var cirka 1,5 gånger högre vid fångsttillfället i augusti (523 individer) jämfört med juni (347 individer; Figur 4.2). Strömming dominerade dock vid båda fångsttillfällena och utgjorde cirka 89 % av infångade individer i juni respektive cirka 98 % i augusti. Nors och torsk fångades enbart under nätprovfisket som utfördes under juni. Strömming dominerade även fångsten mätt i biomassa (vikt) och denna dominans gällde både undersökningen i juni och augusti (Figur 4.2 C och D). Totalt fångades 34,4 kg fisk varav strömming utgjorde 25,0 kg, vilket motsvarar cirka 73 % av den totala biomassan.

Mellan säsonger varierade artantalet, där färre antal fiskarter fångades under augusti (4 arter) i jämförelse med juni (6 arter). Värt att notera är dock att denna säsongsvariation i artförekomst endast baseras på en torsk och en nors, och det förekommer således inte några betydande skillnader i artförekomst mellan de båda undersökningstillfällena (Figur 4.2). Hornsimpa förekom i ett större antal under juni månad (30 individer) i jämförelse med augustifångsten (sju individer) och ett motsatt mönster men med lägre variation observerades för rötsimpa, med lägre förekomst i juni (1 individ) i jämförelse med augusti (sju individer). Bland de arter som fångades under provfisket finns torsk med på den nationella och internationella rödlistan medan tånglake finns med på den internationella (Helcom, 2013, SLU, 2020).



Figur 4.2 Den procentuella fördelningen av antalet individer för respektive art fångade med nät i juni (A) och augusti (B) 2023 samt den procentuella artfördelningen i biomassa för fångsten i juni (C) och augusti (D) inom projektområdet för Najaderna.

4.3 Arter av särskilt intresse

4.3.1 Strömming

I Bottenhavet innehar strömmingen en betydande roll i den pelagiska fiskbiomassan och har därför en central plats i ekosystemet. Dels utgör arten en viktig födokälla för rovdjur, dels har den en intermediär roll i konsumtionen av diverse djurplankton. Dessa plankton kontrollerar i sin tur tätheterna av växtplankton, vilket är avgörande för den övervägande delen av primärproduktionen. Strömmingen fungerar således som en stabiliserande kraft i den lokala näringsväven och bidrar till både top-down- och bottom-up-effekter.

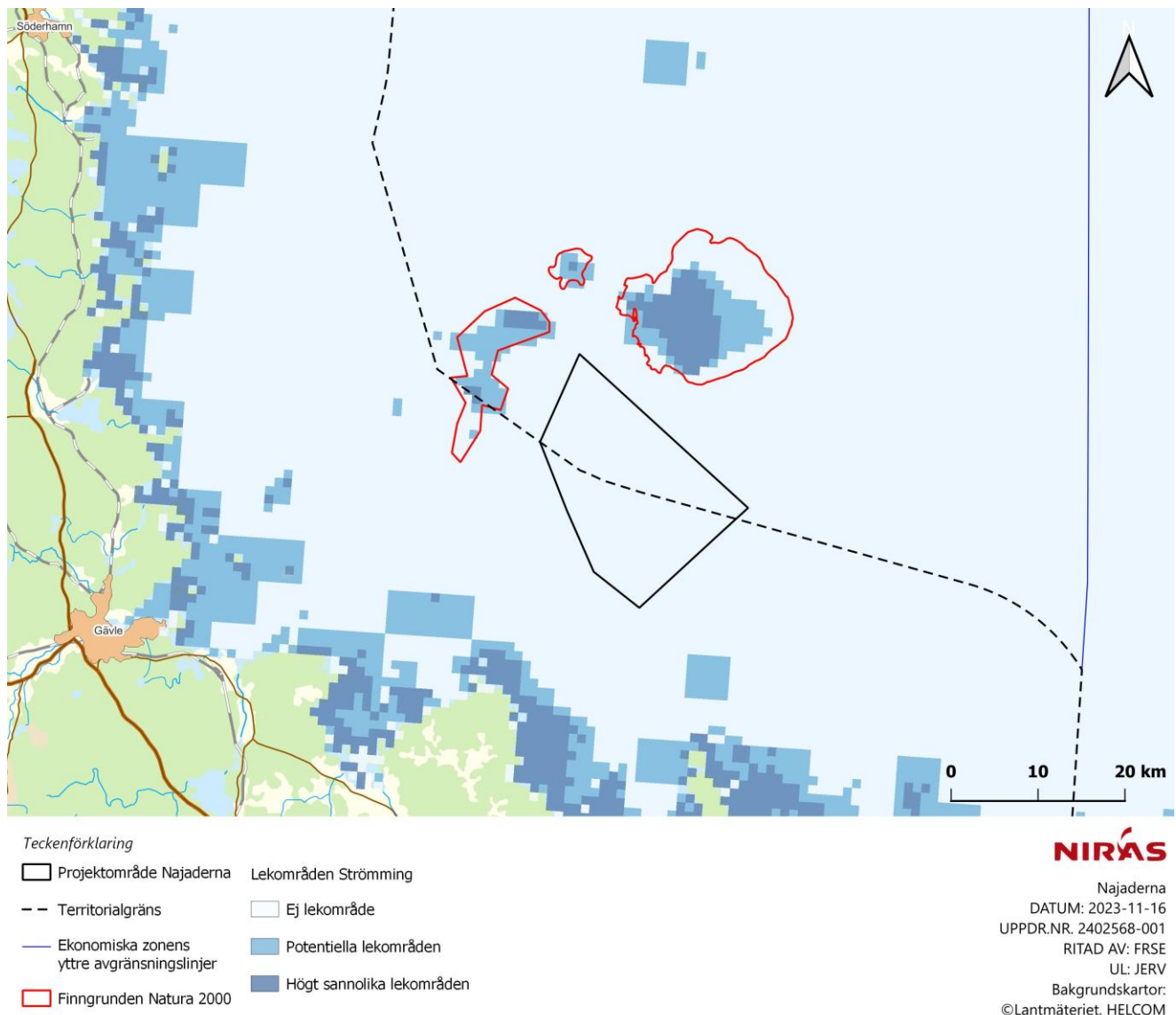
Strömmingen är en så kallad "ekotyp" av sill vilket innebär att den har anpassat sig för ett liv i de abiotiska och biotiska faktorer som är specifika för Östersjön, men är trots dessa anpassningar genetiskt lik sillen i sitt övriga utbredningsområde och de klassificeras således inte som olika arter. Generellt brukar man benämna arten för strömming i områden norr om Kalmar, i Östersjön. Ur ett globalt perspektiv och utan hänsyn till ekotyper är arten allmänt förekommande i västra och östra delarna av Atlanten. Arten förekommer således i ett stort geografiskt område och har därför lyckats anpassa sig till en heterogen miljö med en betydande skillnad i abiotiska och biotiska faktorer. Tidigare studier har demonstrerat genetiska anpassningar för lokala variationer i temperatur, salinitet och ljusförhållanden (Andersson et al., 2023, Han et al., 2020). Vidare har en sentida studie indikerat

förekomsten av en genetisk "verktygslåda", det vill säga områden i genomet (så kallade loci) med proteinkodande gener som utvecklas snabbt och möjliggör snabb anpassning till lokala förhållanden. Forskare tror att detta är en evolutionär anpassning för artens migrerande beteende med varierande lektider och födosöksområden (Han et al., 2020). I Sverige är det i synnerhet tillväxthastighet och maximal kroppsstorlek som skiljer den östkustlevande strömmingen från den sydliga/västkustbaserade sillen. Även inom Östersjön förekommer lokala populationer av strömming som uppvisar ovannämnda anpassningar för biotiska faktorer och man kan dessutom med specifika genetiska analyser separera vår- och höstlekande individer från varandra (Han et al., 2020). Det förekommer även stor variation i kroppsstorlek mellan olika geografiska områden i Östersjön (Gröhsler et al., 2013). I Östersjön förvaltas arten med råd från ICES (The International Council for the Exploration of the Sea) där all strömming i Bottniska viken, alltså Bottenhavet samt Bottenviken, hanteras som ett enda homogent bestånd, trots förekomsten av lokala delpopulationer (Larsson et al., 2022). Strömmingen är en migrerande fiskart som följer de vertikala och dygnsbaserade rörelserna av djurplankton, vilket gör att de ofta befinner sig närmare botten på dagen och närmare ytan på natten. Generellt sett kan man således klassificera arten som en bentopelagisk fisk som förekommer i djupområden ned till cirka 200 meter (Dziaduch, 2011, Kiljunen et al., 2020).

Under reproduktionen är grunda områden viktiga. Leken sker oftast på djup mellan 0,5 och 4 meter (Aneer et al., 1983), där lekplatser djupare än 10 meter är ovanliga (Aneer, 1989), även om höstlekande strömmingar i södra Östersjön kan leka på djupare vatten, ned till cirka 20 meter (Elmer, 1983). Till skillnad från exempelvis laxfiskar, som har en strikt säsongsbaserad leksång, har strömmingen utvecklat förmåga att leka både under vår och höst. Ser man till artens totala utbredningsområde förekommer även sommar- och vinterlekande populationer. Under leken samlas köns mogna individer nära botten, där honorna frigör sina ägg på tillgängligt bottensubstrat vilka omgäende befruktas av hanarnas mjölke. Äggen har högre densitet än vatten och ett klibbigt ytskikt för att fästa på substratet. För en framgångsrik rekrytering är det viktigt att äggen förblir fixerade på substratet under hela inkubationsfasen. För att hitta lämpliga leklokaler utför vuxna strömmingar säsongsbundna migrationer till områden med stenar, grus och makrofytter (större undervattensväxter). Vårlekande populationer migrerar generellt mot kusten för att leka, medan höstlekande strömmingar också kan leka på utsjöbankar (Parmanne et al., 1994). Förmodligen förekommer det en hel del variation där även vårlek kan förekomma på utsjöbankar. Studier kring Finngrundets bankar har visat förekomst av stora mängder köns mogen strömming, vilket tyder på att det sannolikt förekommer strömmingslek i maj (Länsstyrelsen-Gävleborg, 2016). Dessutom har det visats att stora mängder icke köns mogen strömming förekommer i augusti månad, vilket tyder på att dessa bankar utgör uppväxtområden för strömmingen. Inom projektområdet för Najaderna råder det sannolikt inte någon lek. Dels för att området är relativt djupt, dels för att lämplig bottenstruktur för framgångsrik reproduktion saknas. Från de populationsgenetiska analyser som gjorts framkommer det dessutom att strömmingen som förekommer i området består av en blandning av vår- och höstlekande individer vilket torde innebära att projektområdet är en födosökslokal för strömming (se ovan under rubrik "Populationsgenetiska analyser strömming"). Äggens inkubationstid är beroende av temperatur och tar i genomsnitt 10–20 dagar från befruktning till kläckning (Fey et al., 2014). Efter kläckningen är grunda områden av stor betydelse för överlevnaden hos larverna. Under larvstadiet äter de mestadels olika arter djurplankton, och övergår till större kräftdjur som pungräkor, märkräftar, havsborstmaskar, och fisk i takt med ökad kroppsstorlek (Urho and Hildén, 1990).

Strömmingen har upplevt ett omfattande fisketryck, vilket tyvärr resulterat i en betydande minskning av beståndet i Östersjön, med en nedgång på hela 92 % sedan 1970- och 80-talen, speciellt i Södra Bottenhavet (Bergström et al., 2023), vid Najaderna vindkraftpark. Strömmingen i Bottniska viken (ICES-delområden 30–31), fiskas främst med pelagisk trål. Andra fiskemetoder tillämpas dock, inklusive bottentrål, fällor och fasta redskap. Endast Sverige

och Finland är involverade i strömmingsfisket i Bottniska viken, och det är främst de finska fiskarna som står för den övervägande majoriteten av fångsterna, cirka 83 % år 2020 och 79 % år 2021 enligt Larsson et al. (2022). År 2021 rapporterade det kommersiella fisket cirka 71 924 ton strömming i biomassa och strömmingsfisket i området kring projektområdet är hårt belastat enligt lokala länsstyrelser. Jämförelsevis visar uppskattningar att fritidsfisket i Bottniska viken under samma år landade ungefär 836 ton strömming.



Figur 4.3 Predikterade lekområden för strömming i närheten av projektområdet för Najaderna vindkraftpark. Data är inhämtat från Helcom Map and Data Service.

4.3.2 Tånglake

Tånglake är rödlistad enligt Helcom (2013) men bedöms vara livskraftig enligt den nationella rödlistan (SLU, 2020). Arten är en generalist och klarar ett brett spann i både salinitet och temperatur, och finns därför både i Nordsjön och Östersjön (Kullander et al., 2012). Det är en bentisk fiskart som föredrar steniga botten där den livnär sig på ryggradslösa djur (t.ex. kräftdjur, musslor och snäckor) samt fiskägg och -yngel. Tånglake skiljer sig från de flesta

andra fiskar eftersom de föder levande ungar, vilket även medför en långsammare reproduktionscykel än för många äggläggande arter. Leken sker vanligtvis två gånger per år, under sensommar samt hösten och avkomman föds cirka fyra månader efter befruktning (Kullander m.fl. 2012). Tånglake leker på djup om 2–20 meter (ArtDatabanken).

Tånglake är en relativt stationär art varför den används som indikator för att utvärdera lokala miljöförhållanden (ArtDatabanken). Miljöstörningar påverkar ofta tånglakens reproduktion, vilket kan yttra sig genom till exempel missbildningar hos yngel och minskad fekunditet (antal avkomma per hona) och kondition hos honor (Artdatabanken, Artfakta, 2019). Arten visade en kraftig nedgång under perioden 1993–2008, vilket troligen ligger till grund för klassningen av det svenska beståndet som nära hotad mellan åren 2005 och 2010. Senare undersökningar visar dock att de ökat i antal och den är nu klassad som livskraftig av Artdatabanken (SLU, 2020).

Fältundersökningar från Najaderna år 2023, från både eDNA och provfiske, visade att tånglake är en vanligt förekommande art i området. Eftersom tånglaken är en relativt stationär art kan arten förväntas förekomma nära de lokaler där den detekterades i provtagningarna. I NIRAS samtliga eDNA inventeringar i Östersjön (>750 prover) är tånglake den femte vanligast förekommande.

4.3.3 Torsk

Torsken är rödlistad enligt SLU Artdatabanken (2020) och Helcom (2013). Torsk förvaltas som två bestånd i Östersjön och dessa skiljer sig genetiskt: det västra beståndet med huvudlekområden i Kielbukten, Fehmarn Bält, och Mecklenburgbukten, och det östra beståndet med huvudlekområde kring Bornholmsdjupet (Hüssy, 2011). Det östra beståndet finns främst i Bornholms havet och Gdanskbukten (ICES-områden 25 och 26) men förekommer även i Arkonahavet (ICES-område 24), samtliga i den sydligaste delen av Östersjön. I övriga delar av östra Östersjön är förekomsten av torsk generellt låg (Köster et al., 2016).

Det östra torskbeståndet är större än det västra, men den östra populationen minskat kraftigt de senaste årtionden. Det rådde ett högt fisketryck under 1980-talet till början av 1990-talet (ICES, 2023) och det kommersiella torskfisket minskade under andra halvan av 1990-talet på grund av minskade fångster (Havs- och Vattenmyndigheten 2021). Det höga fisketrycket har bidragit till att torskens ålder och storlek vid könsmognad minskat över tid (Svedäng and Hornborg, 2014). Beståndet tycktes återhämta sig till viss del under mitten av 2010-talet (Eero et al., 2012), men sedan 2015 har det skett en minskning av produktionen av ungfisk (Havs- och Vattenmyndigheten 2021) och under 2018 var rekryteringen den svagaste som har uppmätts (ICES, 2021). Utöver fisket finns också en hög naturlig dödlighet hos torsk. Orsakerna tros vara brist på föda, syrefattiga bottenar (särskilt problematiskt för ägg och larver) samt ökade parasitangrepp (Haarder et al., 2014, Neuenfeldt et al., 2019).

Östersjötorsken förekommer på olika djup, men föredrar djupare vatten givet den högre salthalten, och därför kan individer av arten påträffas så djupt som 200 meter (Havs- och Vattenmyndigheten 2020). Historiskt lekte torsken till stor del i Gotlandsdjupet och Gdanskdjupet (utanför Polens kust), men nuförtiden har leken i dessa områden i princip upphört (Cardinale and Svedäng, 2011). Det viktigaste lekområdet för torsken är nu Bornholmsdjupet (Hüssy, 2011). Lekperioden för det östra beståndet sträcker sig från mars till september med den mest intensiva perioden från juni till augusti (ICES, 2022). Torsken leker i öppet vatten (Hüssy, 2011) och efter leken flyter torskäggen fritt i vattnet tills de kläcks. Fisklarverna livnär sig till att en början på gulesäcken innan de övergår till att äta djurplankton.

Specifikt vid Najadernas projektområde återfanns torsk i mycket låga antal vid undersökningar utförda av NIRAS. Endast en torsk fångades av totalt 347 fiskar från ena provfisket, inga torskar i det andra provfisket, och torsk detekterades i endast två av 40 eDNA prover. Som beskrivits ovan är det dessutom mycket osannolikt att torsken leker så långt norrut som projektområdet.

5. Påverkansfaktorer

I denna rapport identifierades en rad faktorer som potentiellt kan påverka fisk vid anläggning, drift, och avveckling av Najaderna vindkraftpark. Dessa är summerade i Tabell 5.1. I följande avsnitt beskrivs bakgrund till varje faktor, och på vilket sätt de kan påverka fisk.

Tabell 5.1 Potentiell påverkan på fisk.

Potentiell påverkan	Anläggning	Drift	Avveckling
Undervattensbuller	x	x	x
Suspenderat sediment och sedimentation	x		x
Fysiska förändringar av havsbotten		x	
Elektromagnetiska fält		x	

5.1 Bakgrund undervattensbuller

Fiskar detekterar ljud under vattnet på två mekanistiskt skilda vis; via tryck- och partikelförändringar. De flesta fiskar är kapabla att höra ljud med en frekvens på under 100 Hz (detta inkluderar även infraljud). För frekvenser över denna gräns är fiskars hörselförmåga påverkad av förekomsten/frånvaron av simblåsa, samt hur pass luftfylld simblåsan är och om det finns en förbindelse mellan simblåsan och innerörat (Popper and Fay, 1999). Strömmingen, som är den vanligaste arten i området för Najadernas vindkraftpark, har en sådan anatomisk förbindelse och är således en så kallad "hörselspecialist" och har ett relativt lågt perceptuellt tröskelvärde för ljud. Detta gör arten extra känslig för undervattensbuller genererade av anläggning, drift, och avveckling av vindkraftverk och gör att bedömningarna i denna rapport kommer att fokusera på strömming (Popper & Hawkins, 2018).

När det kommer till påverkan från undervattensbuller på fisk har både den totala ljudnivån orsakad av aktiviteten och skillnaden mellan ljudnivån orsakad av aktiviteten och den befintliga ljudnivån i miljön en effekt. Dessa faktorer har vidare en artspecifik påverkan eftersom hörselförmågan och således känsligheten för undervattensbuller varierar mellan olika arter, som diskuterats ovan. Det råder idag ett relativt omfattande kunskapsvakuum gällande kort- och långvariga effekter på fisk från mänskliga aktiviteter så som anläggning, drift och avveckling av havsbaserad vindkraft. Det är dock sannolikt att en liknande skala av effekter förekommer för fiskar och andra vattenlevande djur som för människor och andra däggdjur (Putland et al., 2019). Potentiella effekter på fisk från

antropogent ljud är fördrivning från födelse- eller parningsområden, fysiologisk stress, maskering av intra- och interspecifik kommunikation, hörselskador, vävnadstrauma och dödlighet (Putland et al., 2019). Nära ljudkällan, där ljudnivåerna är som högst, kan många olika effekter inträffa samtidigt. Tidigare studier har visat att det är medelvärde för flera händelser ($SEL_{(kum)}$) som är mest relevant när det kommer till effekten på fiskars hörselförmåga/förändring i tröskelvärde.

Förekomsten av fysisk skada på reproduktions- och nervsystem från undervattensbuller är sällsynt (Erbe, 2012). I de fall som detta har rapporterats har det varit i närheten av pålningskällor eller explosioner (Govoni et al., 2003; Hawkins et al., 2015; Keevin & Hempen, 1997; Popper & Hastings, 2009; Yelverton et al., 1975). Till exempel, när unga kungslaxar (*Oncorhynchus tshawytscha*) utsattes för en varierande styrka av impulsiva ljud ($SEL_{enkel}=171-187$ dB re 1 m Pa²s, $SEL_{kum}=204-220$ dB re 1 m Pa²s) kunde en variation av skador observeras. Dessa spred sig från milda hematomer vid de lägsta ljudnivåerna som ofta hade läkt inom 10 dagar till svårare organblödningar vid de högsta ljudnivåerna (Halvorsen et al., 2012, Casper et al., 2012). Undervattensbuller från pålningsljud (183–187 dB 1 µPa kumulativ) kan också orsaka skador på simblåsan (Casper et al., 2013).

Nivåer som kan leda till temporär hörselnedsättning (TTS) har identifierats av Popper et al. (2014), där det specifikt för fiskarter med simblåsa som strömming kan uppkomma vid ljudnivåer omkring 186 dB re 1 µPa²s $SEL_{(kum)}$. Det är denna information som legat till grund för modellen som används i konsekvensbedömningen för undervattensbuller under anläggningsfasen, se avsnitt 3.3. Fisk har kapaciteten att regenerera skadade hårceller i innerörat, vilket innebär att TTS är en tillfällig åkomma (Smith et al., 2006a; Smith & Monroe 2006b). Tidpunkten och sammanhanget för när TTS inträffar är avgörande för huruvida det blir en maladaptiv respons för fisken. Även om kunskapsunderlaget är bristfälligt finns det anledning att tro på förekomsten av beteendemässig påverkan vid ljudnivåer under de som kan orsaka TTS (Putland et al., 2019). Eftersom strömmingen är en så kallad hörselspecialist i kombination med att arten är relativt vanligt förekommande i projektområdet för Najaderna vindkraftpark kommer konsekvensbedömningarna för påverkan från undervattensbuller vid anläggning, drift och avveckling baseras på strömmingen.

5.2 Bakgrund suspenderat sediment och sedimentation

Under anläggning och avveckling för havsbaserade vindkraftverk sker olika verksamheter, som till exempel borrhining för fundament och grävning för kabelläggning. Dylikt arbete leder till utspridning av suspenderade sediment och påföljande sedimentation. Vilken påverkan detta har på lokala fiskbestånd beror dels på omfattningen, dels på varaktigheten av både grumligheten och sedimentationen. Vidare varierar den negativa påverkan beroende på vilka arter som förekommer i området samt vilka utvecklingsstadier dessa arter förekommer i. Förekommer reproduktionsmiljöer så som lekbottnar kan dessa arter vara extra utsatta. Generellt sett har de flesta fiskar en relativt god tolerans mot en temporär ökning av grumlighet – en evolutionär anpassning till de naturligt förekommande variationerna som råder i deras akvatiska miljöer och uppstår från exempelvis stormar (Hammar et al., 2009). Så kallade bentiska arter, vilka uppehåller sig nära botten, är extra toleranta eftersom de är vana vid ett liv i direkta närheten till bottensedimentet.

Gällande fiskars reaktion på suspenderat sediment i vattnet är det främst partikelkoncentrationen och tiden för exponering som är de kritiska faktorerna för att fastställa negativa effekter (Karlsson et al., 2020). Studier har visat att koncentrationer av suspenderat material under 100 mg/l i allmänhet inte påverkar fiskar avsevärt, särskilt om exponeringen är kortare än två veckor (Karlsson et al., 2020). Dock är fiskägg och larver mer känsliga, speciellt under kortare exponeringsperioder; dessa unga stadier kan inte själva förflytta sig för att undkomma grumligt

vatten vilket färdigutvecklade fiskar kan. Tidigare forskning har även pekat på att pelagiska ägg, som inte är fästa på vegetation eller annat substrat, kan påverkas negativt av en reducerad flytförmåga från vidfästning av sediment, vilket ökar risken för dödlighet. Detta kan drabba pelagiska ägg redan vid relativt låga sedimentkoncentrationer. Sådana observationer har gjorts i laboratoriestudier där torskägg förlorade sin flytförmåga vid koncentrationer runt 5 mg/l (Westerberg et al., 1996). Vidare visade en studie att även sedimentspridning från botten-trålfiske kan ha en negativ inverkan på torskäggets flytförmåga och därmed påverka deras chans att överleva, trots låga koncentrationer (Corell et al., 2023).

Bland vuxna fiskar anses planktonätande fiskar, såsom strömming, vara känsligare för störningar från grumlighet jämfört med fiskätande arter. Detta har sin förklaring i förekomsten av tätare och finare gälfilament hos planktonätande fiskarter (Karlsson et al., 2020). Det finns observationer på att strömmingar visar undvikande beteenden redan vid mycket låga grumlighetsnivåer, vilket förmodligen indikerar en hög känslighet. Vid anläggningen av Lillgrunds vindkraftpark kunde sedimentkoncentrationer i vattnet om 10 mg/l observeras på 200 meters avstånd från källan (Bergström et al., 2012). Trots den ökade grumligheten fann man ingen påverkan på lokalområdets fiskdistribution (Bergström et al., 2012). Med tanke på strömmingens känslighet för låga grumlighetsnivåer i kombination med artens relativt vanliga förekomst i projektområdet för Najaderna vindkraftpark kommer särskild vikt läggas på denna art när påverkan från suspenderat sediment vid anläggning och avveckling bedöms.

5.3 Bakgrund fysiska förändringar av havsbotten

Vid uppförandet av havsbaserad vindkraft förändras habitatet. Exempelvis introduceras fundament vilket genererar en ny solid struktur genom hela vattenkolumnen. Dylåka strukturer kan fungera som så kallade artificiella rev och har visat sig kunna öka områdets attraktionskraft för lokala fiskbestånd. Att vissa fiskarter attraheras till strukturer under vatten, så som vrak och vågbrytare, är ett känt fenomen och beror förmodligen på ökad tillgång till skydd och föda. En dylik reveffekt har även observerats inom havsbaserade vindkraftparker (Bergström et al., 2012; Andersson & Öhman 2010; Leonhard et al., 2011; Krone et al., 2013; Vandendriessche et al., 2015; Bergström et al., 2013a; Methratta & Dardick 2019). I en sentida meta-analys som omfattade totalt 13 studier kunde forskarna konstatera att havsområden med havsbaserad vindkraft har högre tätheter av fisk än omgivande referensområden. Bortsett från förändrade habitat med artificiella rev så kan havsbaserade vindkraftparker också fungera som marina skyddsområden där arter som annars fiskas hårt ges en refug utan risk för fiskeinducerad mortalitet (Methratta & Dardick, 2019).

Det är inte känt om de högre tätheterna av fisk inom havsbaserade vindkraftparker kommer från ökad produktion eller en omfördelning av redan existerande fiskar från närliggande områden. Men oavsett torde ett ökat skydd och ökade födotillgångar främja överlevnad och tillväxt vilket i sin tur kan stimulera lokal reproduktion och produktion (Bergström et al., 2012; Enhus et al., 2017).

5.4 Bakgrund elektromagnetiska fält

Att utnyttja elektriska och/eller magnetiska fält (härdanefer EMF) för att migrera och navigera är vanligt förekommande hos organismer i marin miljö. Fisk kan nyttja EMF för att navigera sig på ett adaptivt vis både på korta och långa avstånd. Fisk använder EMF för att undvika predatorer och för att migrera mellan reproduktions- och tillväxtområden (Gill et al., 2014). Sjökablar med elektrisk ström genererar elektromagnetiska fält som skulle kunna

påverka fisk. För havsbaserad vindkraft används så kallade högspänningskablar (Soares-Ramos et al., 2020). Styrkan på det EMF som dylikt kablage avger och hur detta påverkar den omgivande miljön beror på flera faktorer som t.ex. strömstyrka, kabeltyp samt om kabeln grävs ner eller läggs på bottenytan (Hutchison et al., 2020, Öhman et al., 2007).

I grova drag kan man kategorisera fiskar i två grupper baserat på deras receptorer; i) de som är känsliga för elektriska fält (till exempel hajar, rockor och käklösa fiskar som nejonögon) eller ii) de som är känsliga för magnetfält (till exempel plattfisk, ål och laxfiskar) (Gill et al. 2014). De magnetkänsliga fiskarna kan ytterligare delas in i två undergrupper; i) de som är känsliga för elektriska fält och upptäcker det magnetiska fältet indirekt genom det elektriska fältet som också existerar, eller ii) de som är känsliga för magnetfältet och har utvecklat magnetiska partiklar i sin vävnad (Walker et al. 1984; Hanson and Westerberg 1986, 1987; Kirschvink 1997; Formicki et al. 2019). Även om den exakta mekanismen ännu inte är helt förstådd, är det allmänt accepterat att arter med magnetiska partiklar i vävnaden, såsom laxfiskar och ålar, kan använda det geomagnetiska fältet för att navigera över korta och långa sträckor (Putman et al. 2013; Putman et al. 2014; Naisbett-Jones et al. 2017; Scanlan et al. 2018). I en nyligen publicerad artikel i PNAS demonstrerades närvaron av magnetiska kristaller i kompakta, äggformade kluster som finns i luktsinnet hos stillahavs- och atlantlax. Tillväxten av dylika kristaller inuti levande celler, känd som biomineralisering, har använts av så kallade "magnetotaktiska" bakterier för att odla kedjor av magnetitkristaller som sedan används som små "kompassnålar". Detta navigeringssystem är evolutionärt gammalt och har använts av bakterier för att orientera sig efter jordens magnetfält, förmodligen för att förflytta sig till områden med optimalt syrenehåll. Sannolikt spelar dessa kristaller (kompassnålar) en betydande roll i laxens hemvändningsbeteende (Bellinger et al. 2022).

5.5 Anläggningsfas

5.5.1 Undervattensbuller

Under anläggningsfasen av havsbaserad vindkraft genereras olika typer av undervattensbuller som kan inducera multipla effekter på fisk i närområdet. Dylika effekter kan yttra sig som beteendemässiga störningar och leda till att fisk undviker platser som egentligen vore adaptiva för dem, exempelvis födosöksplatser och lekområden. I mer allvarliga fall kan konsekvenserna orsaka hörselskador, vävnadstrauma och mortalitet (Putland et al., 2019).

Pålning av monopilefundament genererar mer undervattensljud än pålning av fackverksfundament (Tabell 5.2). Modelleringarna visar att det krävs ett större avstånd från pålningspositionen för monopilefundament än fackverksfundament för att fisk (både vuxna fiskar och ägg och larver) inte ska riskera att påverkas av högre mortalitet eller skada på inre organ (Tabell 5.4, Tabell 5.5). Generellt undviker fisk områden med höga ljudnivåer (Engås et al., 1996; Slotte et al., 2004; Kok et al., 2021). Det finns få studier som direkt undersöker fiskars beteendemässiga reaktioner på pålningsljud, men observationer av förändrade simmönster och simhastigheter har dokumenterats (Thomsen et al., 2006; Mueller-Blenkle, 2010). Påverkan på beteende kan troligen äga rum vid ljudnivåer under tröskeln för exempelvis TTS men dessa är förmodligen temporära och inte nödvändigtvis av signifikant karaktär. Exempelvis visade en nyligen publicerad studie att varken tätheterna av fisk eller fiskarnas beteende påverkades av undervattensljud genererade av seismiska undersökningar med så kallade "airguns". Studien utfördes utanför nordvästra Australiens kust och inkluderade över 100 fiskarter och de faktiska ljudnivåerna uppgick till 228 dB re 1 μ Pa²/m²/s (SEL) (Meekan et al., 2021).

Tabell 5.2 Källstyrkor för pålning av monopilefundament (diameter 15 meter) och fackverksfundament (diameter 3,5 meter).

Enheter	Källstyrka Monopilefundament	Källstyrka Fackverksfundament
SEL (enkel) dB rel. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	228	216
SPL (topp) dB rel. 1 μPa	250	238

Det är dock inte välstuderat vilka ljudnivåer som krävs för att orsaka temporära (TTS) hörselskador hos fisk. Fisk har kapaciteten att regenerera skadade hårceller i innerörat vilket innebär att vissa hörselskador kan vara tillfälliga (Smith et al., 2006a; Smith & Monroe 2006b). Temporär hörselnedsättning (TTS) hos så kallade hörselspecialister (se avsnitt 5.1) anses kunna uppstå vid ljudnivåer omkring 186 dB SEL_(kum) (Tabell 5.3). Tidpunkten och sammanhanget för när TTS inträffar är dock avgörande för omfattningen av den maladaptiva effekten som uppstår för fisken.

Tabell 5.3 Gränsvärden för ljudnivåer som kan anses skadliga för fisk, fiskägg och larver i samband med ljud från pålningsarbeten (framtagna av Andersson et al 2016), samt de specifika gränsvärden för fiskar vars simblåsa är delaktig i hörseln, exempelvis strömming (från Popper et al 2014).

Fiskkategori	Gränsvärde för mortalitet och skada på inre organ			Gränsvärde för TTS
	SPL _(topp) dB rel. 1 μPa	SEL _(enkel) dB rel. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	SEL _(kum) dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$	SEL _(kum) dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
För fisk	207	174	204	-
För ägg och larver	217	187	207	-
Strömming	>207	-	207	186

Modelleringarna visar att mortalitet och skada på inre organ kan uppstå hos vuxna fiskar som befinner sig 12 km från pålning av monopilefundament och 2 km från pålning av fackverksfundament (Tabell 5.4, Tabell 5.5). Används luddämpande åtgärder förändras scenariot så att mortalitet och skador på inre organ kan uppstå hos vuxna fiskar som befinner sig 400 meter från pålningskällan av monopilefundament och cirka 50 meter från pålning av fackverksfundament (

Tabell 5.4 Avstånd från pålningsposition till tröskelvärden för skadliga ljudnivåer av momentana ljud ($SPL_{(topp)}$, $SEL_{(enkel)}$) för fisk samt ägg och larver, avseende mortalitet/fysisk skada. Detta är presenterat för monopilefundament och beroende på hastighetsprofil, position, och inklusive eller exklusive luddämpande åtgärder (HSD+DBBC). Avstånden gäller för pålning med full källstyrka utan upprampning.

, Tabell 5.5). För ägg och larver är dessa värden 1,5 km utan skyddsdämpande åtgärder och 70 meter med skyddsdämpande åtgärder vid pålning av monopilefundament, och 250 meter utan skyddsdämpande åtgärder och 10 meter med skyddsdämpande åtgärder vid pålning av fackverksfundament. Detta skildrar den signifikanta effekten som bullerdämpande åtgärder likt HSD och DBBC innehåller. Ljud från pålning som är höga nog att orsaka mortalitet och skada på adulta och juvenila fiskar samt ägg och larver, kan komma att nå in i områdena för Finngrundens bankar (vars närmaste punkt är 4 km från projektområdet) såvida luddämpande åtgärder *inte* tillämpas.

Modellering för spridningen av undervattensbuller har som nämnts ovan utgått från ett WCS scenario där uppskattning av parametrar har utgått från de värden som ger maximal ljudproduktion och ljudspridning. Om pålning blir en aktuell metod för anläggningen av Najaderna vindkraftpark kommer åtgärder såsom mjuk uppstart och ramp up att tillämpas. "Mjuk uppstart" och "ramp up" syftar till att skrämja bort fisk från riskområdet innan ljudnivåerna når skadliga nivåer.

Tabell 5.4 Avstånd från pålningsposition till tröskelvärden för skadliga ljudnivåer av momentana ljud ($SPL_{(topp)}$, $SEL_{(enkel)}$) för fisk samt ägg och larver, avseende mortalitet/fysisk skada. Detta är presenterat för monopilefundament och beroende på hastighetsprofil, position, och inklusive eller exklusive ljuddämpande åtgärder (HSD+DBBC). Avstånden gäller för pålning med full källstyrka utan upprampning.

Fundamenttyp	Hastighetsprofil	Position	Ljuddämpning	Fisk Mortalitet/skada	Ägg och larver Mortalitet/skada
Monopile	Vår	Väst	Nej	11 km	1,5 km
Monopile	Sommar	Väst	Nej	10 km	1,5 km
Monopile	Vår	Öst	Nej	12 km	1,5 km
Monopile	Sommar	Öst	Nej	11 km	1,5 km
Monopile	Vår	Norr	Nej	11 km	1,2 km
Monopile	Sommar	Norr	Nej	10 km	1,1 km
Monopile	Vår	Syd	Nej	10 km	1,0 km
Monopile	Sommar	Syd	Nej	10 km	1,0 km
Monopile	Vår	Väst	Ja, HSD + DBBC	400 m	cirka 70 m
Monopile	Sommar	Väst	Ja, HSD + DBBC	300 m	cirka 70 m
Monopile	Vår	Öst	Ja, HSD + DBBC	400 m	cirka 70 m
Monopile	Sommar	Öst	Ja, HSD + DBBC	300 m	cirka 70 m
Monopile	Vår	Norr	Ja, HSD + DBBC	400 m	cirka 70 m
Monopile	Sommar	Norr	Ja, HSD + DBBC	300 m	cirka 70 m
Monopile	Vår	Syd	Ja, HSD + DBBC	350 m	cirka 70 m
Monopile	Sommar	Syd	Ja, HSD + DBBC	250 m	cirka 70 m

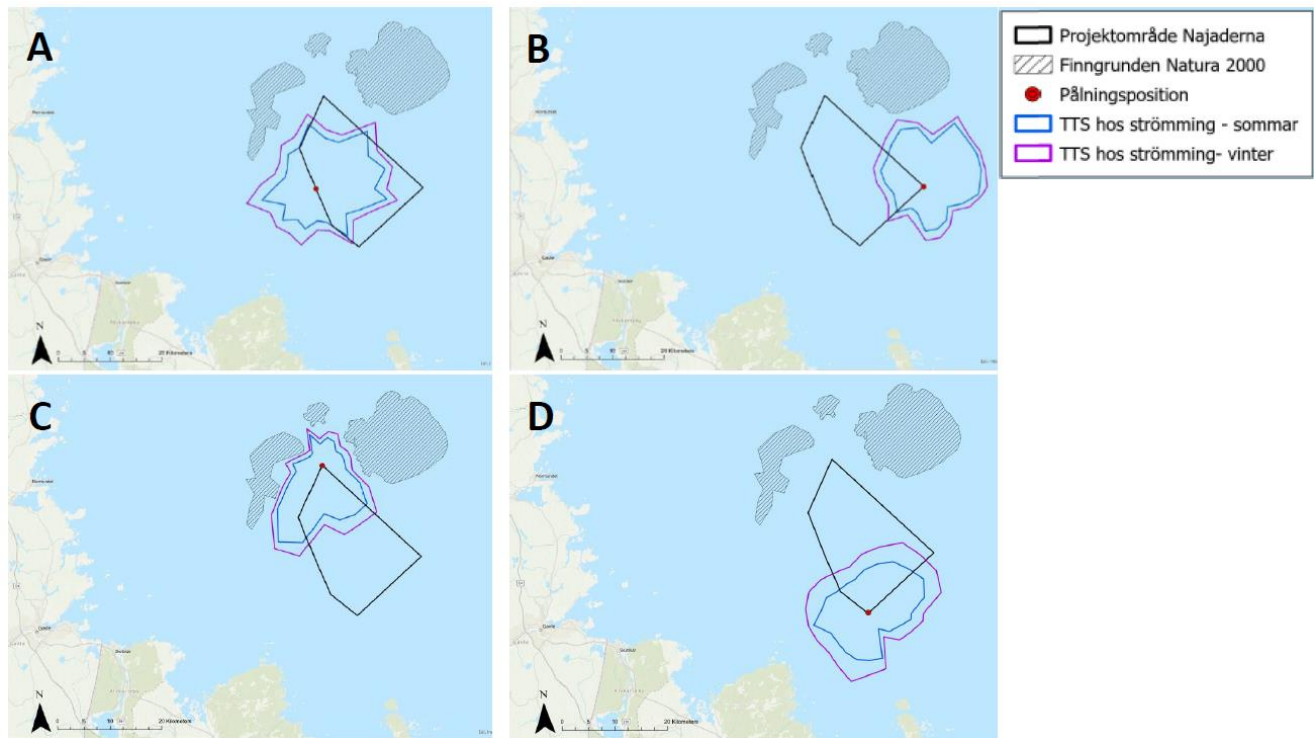
Tabell 5.5 Avstånd från pålningsposition till tröskelvärden för skadliga ljudnivåer av momentana ljud (SPL(topp), SEL(enkel)) för fisk samt ägg och larver, avseende mortalitet/fysisk skada. Detta är presenterat för fackverksfundament och beroende på hastighetsprofil, position, och inklusive eller exklusive ljuddämpande åtgärder (HSD+DBBC). Avstånden gäller för pålning med full källstyrka utan upprampning.

Fundamenttyp	Hastighetsprofil	Position	Ljuddämpning	Fisk Mortalitet/skada	Ägg och larver Mortalitet/skada
Fackverk	Vår	Väst	Nej	1,8 km	250 m
Fackverk	Sommar	Väst	Nej	1,5 km	250 m
Fackverk	Vår	Öst	Nej	1,9 km	200 m
Fackverk	Sommar	Öst	Nej	1,8 km	200 m
Fackverk	Vår	Norr	Nej	1,9 km	200 m
Fackverk	Sommar	Norr	Nej	1,5 km	200 m
Fackverk	Vår	Syd	Nej	2,0 km	200 m
Fackverk	Sommar	Syd	Nej	2,0 km	200 m
Fackverk	Vår	Väst	Ja, HSD + DBBC	cirka 50 m	cirka 10 m
Fackverk	Sommar	Väst	Ja, HSD + DBBC	cirka 50 m	cirka 10 m
Fackverk	Vår	Öst	Ja, HSD + DBBC	cirka 50 m	cirka 10 m
Fackverk	Sommar	Öst	Ja, HSD + DBBC	cirka 50 m	cirka 10 m
Fackverk	Vår	Norr	Ja, HSD + DBBC	cirka 50 m	cirka 10 m
Fackverk	Sommar	Norr	Ja, HSD + DBBC	cirka 50 m	cirka 10 m
Fackverk	Vår	Syd	Ja, HSD + DBBC	cirka 50 m	cirka 10 m
Fackverk	Sommar	Syd	Ja, HSD + DBBC	cirka 50 m	cirka 10 m

I projektområdet samt det närliggande Natura 2000-området Finngrunden är strömmingen den vanligast förekommande fiskarten (se avsnitten 4.1, 4.2, och 4.3). Studier har även visat att strömmingslek potentiellt kan ske vid Finngrunden (Figur 4.3). Detta, i kombination med att strömmingen är en hörselspecialist med ett relativt lågt hörseltröskelvärde (Popper et al., 2014; Popper & Hawkins, 2018) utgör grunden för varför konsekvensbedömningen utgår från strömmingens känslighet.

Hur undervattensbuller påverkar strömmingens lekbeteende och reproduktiva framgång är inte känt. Det är i dagsläget oklart vid vilken specifik ljudnivå dessa störningar initieras, och om de ligger vid eller bortom TTS-gränsen. Därför har konsekvensbedömningen tillämpat en försiktighetsprincip. För att begränsa riskbedömningen har följande antaganden gjorts: (i) strömmingen leker på Finngrunden (se Figur 4.3) samt (ii) att ljudnivåer

som leder till TTS kan ha negativa effekter på lekbeteendet och därigenom påverka populationens möjligheter till reproduktion. De potentiella påverkansområdena inom vilken strömming riskerar drabbas av TTS vid pålning är presenterade i Figur 5.1 (modellerat av AFRY (2023)). Figuren visar relativt stora påverkansområden vid pålning för strömmingen. Dock verkar fisk, som befinner sig på någon av Finngrundens bankar när pålning av monopiles sker, inte riskera hörselskador (TTS), trots relativt korta avstånd, d.v.s. som kortast 4 km (Figur 5.1). Detta är sannolikt på grund av områdets batymetri, där Finngrundens grundare områden bromsar ljudspridningen.



Figur 5.1 Påverkansområde där TTS riskeras för fisk med simblåsa, såsom strömming, vid pålning av monopiles (15 meter i diameter, inklusive HSD+DBBC) under sommar (blå linje) och vinter (lila linje) vid fyra positioner i projektområdets västra (A), östra (B), norra (C) och södra (D) ytterkanter. Från AFRY (2023).

I en studie av van der Knaap et al. (2022) noterades att torskar flyttade sig från ljudkällan under pålning och stannade närmare botten än vanligt. För exempelvis strömming indikerar detta att liknande undvikandebeteenden kan ske om pålning sker under anläggningen av Najadernas vindkraftpark eftersom strömming har känsligare hörsel än torsken. Implementeringen av ovan nämnda ljuddämpande åtgärder eller motsvarande under installation av monopiles enligt WCS förväntas signifikant reducera storleken på området som kan orsaka temporära och permanenta fysiska skador. Fiskar som vistas i området beräknas sannolikt avlägsna sig från ljudkällorna under perioder med mjuk uppstart och ramp up, vilket minskar antalet potentiellt påverkade individer. För fisklarver och ägg, vilka saknar förmågan att aktivt undvika ljudkällor på samma sätt som vuxna fiskar, bedöms påverkan från undervattensbuller i samband med pålning vara begränsad inom Najadernas om ljuddämpande åtgärder vidtas eftersom skadliga ljudnivåer inte beräknas nå Finngrundens bankar där eventuell strömminglek förekommer.

Slutsatsen utifrån de modelleringar av undervattensljud vid pålning som framtagits av AFRY (2023a) är att ljudnivåer av pålning inom Najaderna sannolikt inte kommer att orsaka ökad mortalitet, skada på inre organ, eller TTS, hos vuxna och juvenila fiskar och ägg som befinner sig på Finngrundens. Fisk som befinner sig inom projektområdet riskerar dock att skadas (Tabell 5.4, Tabell 5.5, Figur 5.1).

5.5.1.1 Konsekvensbedömning

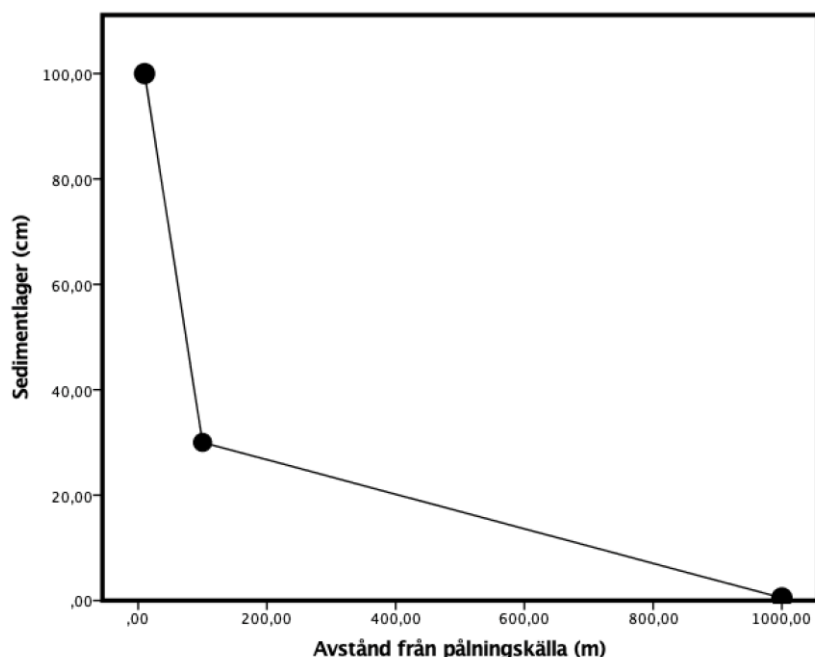
Beteendemässiga reaktioner på strömming och andra arter kan inkludera tillfälligt undvikande av områden där exempelvis pålning pågår, men denna respons är temporär och inte nödvändigtvis negativ för individernas överlevnad. Med hänsyn till att strömming i Bottniska viken hanteras som ett homogent bestånd och Najaderna representerar en mycket liten del av dess totala yta, samt att typiska lekhabitat saknas i projektområdet, anses vindkraftparken inte vara ett kritiskt område för strömmingsbeståndet. Samtidigt är strömmingen vanlig i området, och eftersom strömmingen har mycket bra förmåga att uppfatta ljud, bör försiktighet tillämpas. Därmed bedöms strömmingens värden och känslighet som måttliga, och de sammanlagda miljöeffekterna som små. Konsekvenserna för fisk, med hänsyn till de skyddsåtgärder som planeras, bedöms därmed bli små.

5.5.2 Suspenderat sediment och sedimentation

Inom ramen för Najaderna vindkraftpark planeras upp till 67 vindkraftverk, en transformatorplattform samt det interna kabelnätet (135 km). Detta innebär att viss sedimentspridning är oundviklig under konstruktionen. Den teoretiska modell som ligger till grund för bedömningarna utgår från ett WCS och inkluderar därmed uppskattning av parametrar som förväntas ge störst sedimentspridning. Baserat på borrhastigheten uppskattas borrhning för en monopile ta ungefär ett dygn. Modelleringen visar att sedimentspridningen beror på strömhastigheten av vattnet och att högre strömhastighet ger upphov till kortare sträcka för sedimentspridning och kortare tid som sedimentet är suspenderat i vattenkolumnen.

Vid en strömhastighet på 10 cm/s visar beräkningarna att det maximala avståndet som sedimentet sprids från borrhningspositionen är 10 km, samtidigt som koncentrationen av suspenderat sediment minskar med ökande avstånd från borrhpositionen. Initialt beräknas plymens bredd vara 2 meter. Inom 400 meter från borrhningspositionen kan koncentrationen nå 1000 mg/l och inom 4 km 100 mg/l. Längre bort än 9 km nedströms borrhningen beräknas sedimentkoncentrationen vara lägre än 10 mg/l. Vid en strömhastighet på 10 cm/s kan de finkornigaste sedimenten vara suspenderade i vattenmassan i mindre än 30 timmar. En organism, som passivt flyter med plymen, kan alltså uppleva grumlighet i upp emot 30 timmar.

Vid strömhastighet på 5 cm/s blir det maximala avståndet för sedimentspridning vid borrhning för monopiles 12,5 km. Initialt beräknas plymens bredd vara 5 meter, vilket är anledningen till att spridningen blir större trots lägre strömhastighet. Sedimentkoncentrationer i plymen på 100 mg/l kan förväntas 2,5–4 km från borrhningspositionen. Vid 10 km från borrhningen förväntas dock koncentrationer i plymen vara lägre än 10 mg/l. En organism, som passivt flyter med plymen, kan uppleva grumlighet i upp emot 70 timmar (ungefär 3 dygn). En påverkansyta omfattande cirka 2 ha kan få en pålagring på 20 cm, och en yta av ca 3 – 4 ha kan få en pålagring kring 10 cm. Modelleringen visar vidare att sedimentationen inom 10 meter från borrhningspositionen kan bilda ett 1 meter tjockt lager av sediment vid en strömhastighet på 5 cm/s (modellering av sedimentation gjordes ej för en strömhastighet på 10 cm/s). 100 meter från positionen kan ett lager om 30 cm bildas, och 1 km från positionen blir lagret 0,5 cm (se figur 5.2). Baserat på detta kommer ett eventuellt sedimentationslager inom Finngrunden, som ligger minst 4 km från Najadernas projektområde, vara av en försumbar tjocklek.



Figur 5.2. Hur det suspenderade sedimentet kommer sedimentera antar inte en linjär funktion utan avtar drastiskt i början för att senare plana ut. Vid ett avstånd på 1 km från pålningskällan kommer sedimentlagret vara cirka 5 mm.

Ungefär hälften av sedimentet som sprids på grund av borrning för monopiles kan förväntas landa inom avstånd som är kortare än avståndet mellan enskilda fundament. Om det skulle behöva borraras 25 meter djupt vid samtliga 67 fundament skulle den totala pålagrade volymen bli cirka 1,6 miljoner m³ innan konsolidering (volymminskning).

Gällande kabelnedspolning kan enligt beräkningarna en organism som flyter passivt med strömmarna nära botten komma att påverkas av suspenderade sediment under maximalt 30 timmar, eftersom detta är den tid det tar för att allt sediment ska hunnit sjunka till botten. Eftersom plymen vid nedspolning av kabel förflyttar sig med 150 m/h blir endast varaktigheten av plymen 48 sekunder nära diket. Enligt beräkningarna blir varaktigheten av grumling mindre än 9 timmar vid en strömhastighet på 10 cm/s. Eftersom arbetet med kabelnedspolning hela tiden förflyttas beräknas tjockleken på sedimentationen inte bli betydande, där modelleringen visar att lagret är <1 mm redan vid 200 meters avstånd från arbetets källa. Med en strömhastighet på 10 cm/s blir det maximala spridningsavståndet av sediment från nedspolning av kabel cirka 10 km från nedspolningspositionen.

Suspenderat sediment med en koncentration på 100 mg/l kan spridas 4 km från borrhingspositionen, vilket är samma avstånd till Finngrundens Natura 2000-område. Dessa nivåer av suspenderat sediment är över bakgrundnivåer av grumling i området. Från mätningar under sommaren 2011 av vattnet utanför Östhammar, cirka 100 km från Gävle, rapporterades koncentrationer av suspenderade partiklar mellan 0,5 mg/l och 5 mg/l (i genomsnitt 2,2 mg/l, Kari et al., 2016). Baserat på satellitmetoder kunde den totala mängden suspenderat material i området kring Najaderna utläsas till i genomsnitt 0,6 mg/l (upp till 37 mg/l) över en treårsperiod (se tabell 3 i Kyryliuk and Kratzer, 2019). Detta innebär att sedimentspridning visserligen skulle kunna förändra miljön lokalt för fisk under tiden som fisken befinner sig i närheten av sedimentplymen, men studier har visat att en grumling med en koncentration på upp till 100 mg/l suspenderat sediment i vattnet har låg inverkan på fisk i olika livsstadier (Karlsson et al., 2020). För att orsaka ökad dödlighet hos vuxna fiskar krävdes i stället betydligt högre koncentrationer om

över 1000 mg/l (Karlsson et al., 2020), vilket enligt beräkningarna för Najaderna endast kommer att förekomma inom ett par hundra meter från borrhingspositionen (AFRY 2023) och således ett stort avstånd från Natura 2000-områdets gränser. Det är osannolikt att vuxna fiskar skulle befinna sig så nära borrhningen och dessutom stanna kvar när plymen av suspenderat sediment närmar sig.

Larver och ägg är ofta mer känsliga än adulta fiskar (Karlsson et al., 2020). Vid långvariga exponeringar, upp till 14 dagar, verkar gränsvärdet för ökad mortalitet hos de flesta arters ägg och larver ligga på runt 100 mg/l suspenderat sediment i vattnet (Karlsson et al., 2020). Vid kortvariga exponeringar verkar de flesta brack- och saltvattensarters ägg och larver klara av höga doser (~500 mg/l) av grumling (Karlsson et al., 2020). En studie visade att silllarver klarar kortvariga koncentrationer av grumling över 540 mg/l (Messieh et al., 1981). Torsklarver har dock ökad dödlighet vid koncentrationer över 10 mg/l (Westerberg et al., 1996). Dock förekommer inte torsklek eller torsklarver i området. Messieh et al (1981) visade att kläckning av sillägg (som flyter fritt i vattnet) inte påverkades i koncentrationer av suspenderat sediment upp till 7000 mg/l. Detta är mycket högre koncentrationer än vad som förväntas här. Strömmingslek kan förekomma vid Finngrundens bankar, vars närmaste punkt är 4 km bort. Enligt beräkningarna kommer suspenderat material med en koncentration på 100 mg/l inte att flytta sig längre än 4 km från borrhingspositionen. Detta innebär att suspenderat sediment kan spridas till Finngrundens bankar, men koncentrationerna förväntas vara låga och någon ökad mortalitet för vuxna fiskar, dess larver, eller pelagiska ägg är inte sannolikt.

Fiskägg som vilar eller sitter fast på botten kan påverkas negativt av sedimentation. Messieh et al (1981) visade att sillägg som täcks med sediment inte kläcks. Med ett 1 cm tjockt lager av sediment ovanpå hade 100 % av silläggen dött i den experimentella studien (Messieh et al., 1981). Under ett tunnare lager av sediment, då de översta äggen på en plexiglasskiva inte täcktes helt av sediment, hade 85 % av äggen dött. Denna kraftiga negativa effekt beror troligtvis på att sedimenttäcket orsakade syrebrist hos äggen. Ingen av de viktiga fiskarterna i området (strömming, tånglake, och torsk) leker inom projektområdet enligt tillgänglig data. Eftersom beräkningarna av sedimentationen visat att tjockleken av sedimenterat material minskar snabbt med ökande avstånd från borrhingspositionen (100 meter = 30 cm sedimentation, 1 km = 5 mm sedimentation) bedöms det dessutom osannolikt att sedimentation av betydande tjocklek kommer att nå områden där det kan finnas fiskägg.

Däremot kan beteendeförändringar såsom undvikande eller minskat födointag uppkomma vid även lägre koncentrationer av suspenderat sediment. Enligt Johnston and Wildish (1982) och Westerberg et al. (1996) är gränsvärdet för undvikandebeteende för sill 10 mg/l. Detta indikerar att strömmingen kan komma att undvika områden inom 10 km från borrhingspositionen. I projektområdets norra och nordöstra delar kan detta överlappa med delar av Finngrundens bankar. Dock är dessa anläggningseffekter av vindkraftverken övergående och begränsade. Därför bedöms ett tillfälligt undvikande av området inte ha påverkan på sikt. Dessutom utgår beräkningarna här ifrån att plymen aldrig ändrar riktning, vilket är ett mycket konservativt och osannolikt antagande eftersom studier har visat på varierande strömriktning och hastighet (AFRY 2023). Beräkningarna antar även att materialet består till 92 % av finkornigt silt och lera, eftersom det är det material som ger upphov till störst spridning, men andelen av silt och lera i projektområdet är enligt provtagningar från 30 % upp till 92 %. I positioner där borrhning och nedspolning sker med lägre andel silt och lera kommer spridningen vara mindre än WCS som presenteras här.

5.5.2.1 Konsekvensbedömning

Fisk som befinner sig inom Najaderna kan potentiellt påverkas negativt av de suspenderade sedimenten, framförallt genom beteendeförändringar, men eftersom området endast utgör en liten del av Bottniska vikens totala

utbredningsområde för strömming, och ingen typisk lekplats för strömming finns inom projektområdet, bedöms fiskbeståndets och specifikt strömmingens värden och känslighet vara små. Vidare indikerar sedimentspridningsmodellerna att spridningen av suspenderade sediment i huvudsak är begränsad och kortvarig och i den mån suspenderat sediment kan komma att nå Natura 2000-området Finngrundan kommer en sedimentering vara i försumbar tjocklek där någon påverkan på områdets fiskproduktion inte förväntas. Effekterna bedöms därför vara små och den samlade miljökonsekvenserna blir således mycket små. Natura 2000-tillstånd bedöms inte krävas.

5.6 Driftsfas

5.6.1 Undervattensbuller

Under driftsfasen för havsbaserade vindkraftverk alstras konstant undervattensljud från turbiner genom fundamenten. Ljudnivåerna som uppstår varierar med vindförhållandena men ligger vanligtvis under de nivåer som kan orsaka tillfällig hörselnedsättning (TTS) hos fisk (Andersson et al., 2011). Fiskar har olika hörbarhetszoner, det vill säga olika avstånd från vilka de kan detektera ljudkällor. Till exempel kan en torsk uppfatta ljud från ett vindkraftverk på ett avstånd av 13 km vid 8 m/s vindstyrka, medan hörbarhetszonen för en lax är betydligt mindre, cirka 0,4 km (Wahlberg and Westerberg, 2005). Detektionsavståndet påverkas inte enbart av artspecifika hörselförmågor utan även av abiotiska faktorer såsom vind, salinitet och temperatur, och det är därför oklart exakt hur långt strömmingen kan uppfatta ljud från ett vindkraftverk i drift, även om avståndet sannolikt ligger mellan 4–16 km (Thomsen et al., 2006, Andersson et al., 2016).

Fiskar använder ljud för olika biologiska funktioner som kommunikation inom arten, att undvika rovdjur, och att hitta föda (Ladich, 2015). Strömmingens kommunikationsljud, som består av korta pulser inom frekvensområdet 1,7–22 kHz (Wilson et al., 2004), ligger väl över de lågfrekventa ljud som genereras av ett vindkraftverk i drift, typiskt under 1 kHz (Betke et al., 2004, Tougaard et al., 2020). Därför är det osannolikt att ljudet från ett vindkraftverk i drift kommer att störa strömmingens kommunikationsbeteende.

Fältstudier har visat att fiskarter som torsk, abborre, rödspätta och lax inte uppvisar något avvikande beteende på avstånd större än 10 meter från ett vindkraftverk (Sigray et al., 2009). Wahlberg and Westerberg (2005) modeller antyder att ljudnivåer som uppkommer under drift kan avskräcka fisk, men endast inom mycket nära områden (<4 meter) och vid högre vindstyrkor (>13 m/s). Dessa ljudnivåer kan därför möjligen maskera naturliga ljud, men tros inte medföra signifikant fysiologisk påverkan. Det är dock viktigt att behandla dessa slutsatser med försiktighet, då de inte har kunnat verifieras genom fältstudier. Laboratorietester har dock visat att ljudnivåer motsvarande de som ett vindkraftverk producerar på ungefär 80 meters avstånd inte framkallar beteenderesponser hos arter som abborre, mört och öring (Båmstedt and Magnhagen, 2009).

I sammanhanget är det relevant att betrakta fiskförekomsten före och efter etableringen av ett vindkraftverk för att indirekt bedöma hur ljudnivåerna från driftskedet påverkar fiskpopulationen. En relativt ny meta-analys som inkluderar 13 studier indikerar högre fisktätheter inom vissa vindkraftsområden jämfört med referensområden (Methratta and Dardick, 2019), vilket indirekt kan tyda på att ljud från drift inte påverkar fisksamhället negativt eller att fördelarna med konstgjorda rev och skyddszoner överstiger eventuella negativa effekter av ljudet.

Beteendeeffekter på fisk under driftsfasen är svåra att detaljstudera. Baserat på sentida studier är det dock rimligt att anta att de negativa effekterna är obetydliga (Wahlberg and Westerberg, 2005, Bergström et al., 2013, Methratta and Dardick, 2019).

5.6.1.1 Konsekvensbedömning

Najaderna vindkraftpark planeras att vara i drift under 45 år. Under denna tid kommer fisk som rör sig i området att kunna detektera ljudet som genereras från turbinerna. Det är osannolikt att ljudnivåerna under driftsfas kommer generera någon betydande fysiologisk påverkan på fisk som rör sig i området och baserat på tidigare studier som nämnts här ovan är det inte heller sannolikt att fisk kommer att undvika området på grund av dessa artificiella ljud. Däremot kan ljudet från turbiner i drift maskera ljud som är naturligt förekommande och således reducera evolutionära anpassningar till diverse biologiska processer (Wahlberg and Westerberg, 2005). Strömmingen är en migrerande fiskart som temporärt uppehåller sig i projektområdet för Najaderna vindkraftpark och då i synnerhet under perioder för födosök. Fiskbeståndets och specifikt strömmingens värden och känslighet anses därför vara måttliga. Arten har en bra förmåga att uppfatta ljud och kan som sagt komma att påverkas negativt från den maskerande effekt som ljudet från driftsfasen kommer att generera i det absoluta närområdet. Flertalet studier på olika arter har dock visat att tätheterna av fisk tenderar att öka inom projektområden för havsbaserad vindkraft vilket indirekt antyder att bakgrundsljudets påverkan inte har en signifikant påverkan. Effekterna bedöms därför vara obetydliga. Den samlade miljökonsekvensen för undervattensbuller under driftsfasen anses vara mycket små.

5.6.2 Fysiska förändringar av havsbotten

Najaderna vindkraftpark förväntas inkludera upp till 67 vindkraftverk samt en transformatorplattform vilket kommer att innebära introduktion av hård struktur genom hela vattenkolumnen samt det interna kabelnätet (0,79 km²). En antropologisk habitatpåverkan med förmodad reveffekt är således att förvänta under hela driftsfasen, vilket för Najaderna planeras vara 45 år. Fundamenten inom Najaderna kommer dock att installeras med betydande avstånd från varandra, vilket innebär att en potentiellt positiv effekt kommer att bli lokal vid varje enskilt fundament (Andersson et al., 2010, Bergström et al., 2012). I de områden där hårbotten redan existerar kommer introduktionen av nya strukturer troligtvis inte förändra miljön för fisken nämnvärt. Projektområdet för Najaderna hyser dock i synnerhet mjukbotten (NIRAS, 2023) och i dessa områden kommer nya ekologiska nischer att kunna genereras. Mjukbottenlevande arter kommer sannolikt inte att påverkas negativt, eftersom området kommer att fortsätta att erbjuda mjukbottenhabitat och den direkt påverkade ytan bara utgör 0,2 % av parkens totala yta.

I slutänden antas introduktionen av vindkraftverk i projektområdet för Najaderna skapa en begränsad reveffekt runt fundamenten, där olika fiskarter kan finna skydd och föda. Närheten till Finngrundens grundbankar reducerar eventuellt attraktionskraften från den artificiella reveffekten som Najaderna genererar. Det är dock möjligt att just närheten till Finngrunden gör att fisk söker sig till projektområdet vilket i så fall kan reducera den lokala konkurrensen om plats och näring, vilket i sin tur skulle kunna leda till ökad produktion av vissa lokala populationer – så kallade "spill-over" effekter (Gell and Roberts, 2003). Detta fenomen är känt från marina reservat, se exempelvis Roberts et al. (2005).

Trots att strömmingen kan dra nytta av revmiljön kring fundamenten, kommer dess migrerande livsstil göra att de rör sig över vidsträckta områden och troligen kommer de lokala förändringarna på havsbotten i projektområdet för Najaderna inte innebära mer än en försumbar påverkan. Andra arter som föredrar hårdare botten, såsom rötsimpa, hornsimpa och tånglake kan sannolikt gynnas av introduktionen av hårda strukturer. Det är dock mindre troligt att den rödlistade torsken, som är ovanlig i det här området av Bottenhavet, kommer att påverkas. Med

hänsyn till den låga artrikedomen och sällsynta förekomsten av rödlistade arter som sik och lax, anses områdets miljövärde vara marginellt.

5.6.2.1 Konsekvensbedömning

Najaderna vindkraftpark förväntas generera många mindre lokala reveffekter, där fiskar som röt- och hornsimpa samt tånglake kan attraheras till de nya strukturerna. Även om strömmingen har förmåga att röra sig över större områden och troligen påverkas minimalt, kan den potentiellt dra nytta av mer produktiva habitat runt fundamenten. Med tanke på att arter som sik, torsk och lax är ovanliga i området, och den generella artrikedomen är låg, bedöms fiskbeståndets värden och känslighet som små och eventuella effekter positiva. Sammanfattningsvis bedöms den totala konsekvenserna av vindkraftparken avseende fysiska förändringar av havsbotten för det lokala fiskbeståndet som positiva.

5.6.3 Elektromagnetiska fält

Det totala internkabelnätet inom Najaderna kommer inte att överstiga 135 km. Modelleringar för omfattningen av det elektromagnetiska fält som förväntas genereras av Najadernas internkabelnät har utförts med olika antaganden och utfall (COWI, 2023). Totalt har åtta olika modelleringsresultat presenterats där olika kablage (400 mm² och 1000 mm² Cu) och olika antal vindkraftverk per sträng i internkabelnätarrangemanget (åtta, sju eller sex vindkraftverk/sträng). Vidare har beräkningar utförts med olika elektriska laster, där WCS-scenariot baserats på en elektrisk last om 20 MW, vilket är det vi kommer diskutera vidare här. Kablaget har i samtliga fall antagits vara nedgrävt på en meters djup under havsbottens yta och resultaten från modelleringarna presenteras för tre olika nivåer för magnetfältsmätningar: "-0,5", "0,0" och "1,0" meter från havsbottens yta. Avståndet "-0,5 meter" är således närmast kablaget och således den position där det magnetiska fältets intensitet är som högst. Detta avstånd är dock inte relevant för fisk och inget vi diskuterar vidare här. Vid havsbotten (0,0 meter) kommer magnetfältet från internkabelnätet variera mellan ~1,4 - 4,2 µT och för mätningarna vid 1,0 meter ovanför havsbottens yta varierar intensiteten mellan ~0,25 - 0,8 µT (COWI, 2023). Dessa resultat är likvärdiga med resultaten från en ny studie där effekterna av nedgrävning av kablage reducerar EMF vid sjöbotten (Hutchison et al., 2021). Generellt räknas jordens naturliga geomagnetiska fält ligga omkring 25–65 µT och i modelleringen gjord av Hutchison et al. (2021) framgår det att en DC-kabel nedgrävd på 1,5 meters djup förändrade det geomagnetiska fältet 1,5 meter från havsbotten (dvs 3 meter från kabeln) med cirka 3000 nT, alltså 3 µT. Förändringar i EMF som motsvarar ovan angivna värden kan troligtvis påverka fiskar som navigerar med hjälp av magnetism, som laxfiskar och ål. I en studie fann man att laxar använder den naturliga variationen i jordens geomagnetiska fält för att navigera sig rätt under reproduktionssäsongen. Forskarna fann att det geomagnetiska fältet varierade mellan 138 till >200 nT (0,14–0,2 µT) och att laxarna kunde uppfatta och reagera på dessa relativt små variationer i magnetism (Putman et al., 2013). För att migrerande fiskar ska påverkas av det EMF som internkabelnätet i Najaderna avger krävs dock att de befinner sig i direkt anslutning till botten, detta eftersom intensiteten avtar kraftigt med ökat avstånd från kablaget (COWI, 2023).

Bortom teoretiska modelleringar råder ett generellt kunskapsvakuum gällande påverkan av EMF från vindkraftparkers internkabelnät. Det finns dock ett par laboratorieexperiment som undersökt påverkan från EMF som förväntas motsvara det som avges från dylikt kablage. I en studie fann forskarna att koljalarver (*Melanogrammus aeglefinus*) reducerade sin sim-hastighet när de exponeras för ett EMF omfattande 50–150 µT. Forskarna diskuterar att en reducerad sim-hastighet skulle kunna ha en negativ effekt på larvernans spridnings- och

överlevnadsmöjligheter (Cresci et al., 2022a). Samma forskarlag fann ingen effekt alls när man studerade påverkan av ett 50–150 μ T EMF på havstobis (Cresci et al., 2022b).

När det gäller det elektriska fältet från sjökablar i anslutning till vindkraftparker skärmas det bort av kabelns yttre hölje och det är således endast det magnetiska fältet som kan nå utanför kabeln. Påverkan från det EMF som en vindkraftpark generar kan eventuellt visa sig genom beteendeförändringar som en följd av förändringar i det magnetiska fältet. Studier har visat att migrerande ålar kan påverkas temporärt när de passerar en sjökabel (Naisbett-Jones et al., 2017, Westerberg and Lagenfelt, 2008). Exempelvis fann man att ålar som rörde sig förbi vindkraftparken i Lillgrund fick ett avvikande beteende där simhastigheten reducerades vid kabelkorridoren. Den genomsnittliga fördröjningen vid kabelpassagen var 40 minuter och simhastigheten minskade med ökad EMF som avges från kablagen (Lagenfelt et al., 2012). Det är dock inte enbart effekter på navigering under migrationsprocesser där förändrad intensitet i EMF kan påverka fisk. Laboratoriestudier har visat att temporala förändringar i EMF kan störa den embryonala utvecklingsfasen hos regnbåge (*Oncorhynchus mykiss*) samt påverka tillväxt och utveckling hos hälleflundra (*Hippoglossus hippoglossus*) (Woodruff et al., 2012). Vuxna fiskar är dock mobila organismer som inte förväntas exponeras för konstant höga EMF i naturen och resultaten från laboratorieförsök bör därför tas med försiktighet.

Reproduktionsmigrationen hos laxfiskar har en så kallad bifasisk struktur där jordens magnetiska fält fungerar som en guide över det öppna havet och in i kustmiljön där födelseälvarna finns. Därefter blir kemiska "cues" avgörande för finjustering av migrationen (Lohmann and Lohmann, 2019). En nyligen genomförd studie visade att det går att experimentellt påverka orienteringen hos stillahavslax genom att sända ut magnetiska pulser. Resultaten indikerar att förändringar i det magnetiska fältet faktiskt påverkar orienteringen hos magnetkänsliga fiskar, inklusive lax (Naisbett-Jones et al., 2020). Och som nämnts ovan har tidigare forskning visat att naturliga skillnader i jordens geomagnetiska fält är starkt kopplat till laxens hemvändningsbeteende. Anadroma laxar använder alltså variationen i jordens EMF för att på hög upplösning kunna orientera sig hem till födelseplatsen för att där delta i den säsongsbundna reproduktionen.

Det elektromagnetiska fält (EMF) som alstras av sjökablar har potential att interagera med fisk under hela parkens drifttid. EMF från kablagen kan manipulera det lokala geomagnetiska fältet, vilket i sin tur kan påverka navigerande arter såsom ål och lax, som använder jordens magnetfält för att migrera (Naisbett-Jones et al., 2017, Putman et al., 2013, Putman et al., 2014). Påverkan på fisk av EMF varierar beroende på om individer av arten lever pelagiskt eller bottenbundet, detta eftersom styrkan på EMF minskar med avståndet från källan (se exempelvis Hutchison et al., 2021).

5.6.3.1 Konsekvensbedömning

I jämförelse med pelagiska arter som strömming, lax och ål har bottenlevande arter högre sannolikhet att exponeras för EMF från internkabelnätet inom projektområdet för Najaderna vindkraftpark. Trots potentiella interaktioner mellan ål och EMF från vindkraftverkens kablar, antyder forskning att miljöeffekten för denna art är begränsad. Med tanke på att ålen är klassad som akut hotad, är det väsentligt att försäkra att eventuella störningar som kan påverka dess överlevnad och reproduktion minimeras. Dock är ålens förekomst inom Najaderna förmodligen låg och de individer som rör sig i området kommer inte vara stationära i direkt närhet till botten där kablagens EMF är som högst. Vidare bedöms internkabelnätet inom projektområdet inte ha någon särskild betydelse för andra reproduktionsmigrerande arter så som lax och öring, vilka migrerar pelagiskt och kommer således befinna sig utanför området för kablagens EMF (COWI, 2023). Därför bedöms fiskbeståndets värden och känslighet vara

små och effekter bedöms vara obetydliga. Sammanfattningsvis bedöms den totala konsekvensen av EMF från internkabelnätet som obetydliga.

5.7 Avvecklingsfas

De metoder som kommer att användas för avveckling av vindkraftparken fastställs inte till den aktuella tillståndsprövningen, utan detta kommer att ske i samråd med tillsynsmyndigheten när det är dags för avveckling. Detta gör det svårt att förutse vilken miljöpåverkan som kan uppstå. Här utgår vi från antagandet att vindkraftsfundament och kablar tas bort. Ett möjligt alternativ är dock att dessa lämnas kvar. Om positiva reveffekter uppstår under driften av parken kan kvarlämnandet av delar av fundament fortsätta att bidra till positiva reveffekter. Detta innebär att antagandet om att fundament tas bort vid avveckling utgör ett WCS eftersom större miljöpåverkan förväntas än om de lämnas kvar.

5.7.1 Undervattensbuller

Det är inte studerat vilka nivåer av undervattensljud som genereras vid avveckling av en havsbaserad vindkraftpark. Sannolikt kommer avvecklingsarbeten inte alstra lika höga och störande ljud som pålning. Därmed bedöms fiskbeståndets värde och känslighet för dessa undervattensljud som måttlig och miljöeffekterna som obetydliga. Följaktligen bedöms konsekvenserna av undervattensbuller under avvecklingen av vindkraftparken som mycket små.

5.7.2 Suspenderat sediment och sedimentation

Eftersom avvecklingsmetodiken inte är fastställd än är det svårt att exakt förutse vilken miljöpåverkan som kan uppstå. Eftersom kablar troligtvis grävs ner under anläggningsfasen skulle kvarlämnandet av dessa innebära att mindre sediment sprids vid avveckling. Även vid en avveckling av fundament skulle sediment spridas. Detta innebär att antagandet om att fundament och kablar tas bort vid avveckling utgör ett WCS eftersom större miljöpåverkan förväntas.

Det är inte studerat vilken sedimentspridning som uppstår vid avveckling av ett vindkraftverk. Eftersom kablar troligtvis grävs ner under anläggningsfasen skulle en avveckling av dessa sannolikt flytta och sprida detta pålagrade sediment. Ett WCS vore att lika mycket sediment sprids som i anläggningsfasen. Därför bedöms fiskbeståndets värden och känslighet som små och miljöeffekterna vid avvecklingen som små.

Konsekvenserna av suspenderat sediment och sedimentation på fisk under avvecklingsskedet bedöms därmed bli mycket små.

5.8 Samlad bedömning

Bedömningarna av närområdets fiskfauna värde och känslighet samt effekten av de olika påverkansfaktorerna och deras miljökonsekvens som beskrivits under avsnitt 5 sammanfattas i Tabell 5.6.

Tabell 5.6 Sammanfattning av bedömningar för olika påverkansfaktorer under vindkraftparkens olika faser.

Fas	Påverkansfaktor	Värde/Känslighet	Effekt	Miljökonsekvens
Anläggning	Undervattensbuller	Måttliga	Små	Små
	Suspenderat sediment och sedimentation	Små	Små	Mycket små
Drift	Undervattensbuller	Måttliga	Obetydliga	Mycket små
	Fysiska förändringar av havsbotten	Små	Positiva	Positiva
	Elektromagnetiska fält	Små	Obetydliga	Obetydliga
Avveckling	Undervattensbuller	Måttliga	Obetydliga	Mycket små
	Suspenderat sediment och sedimentation	Små	Små	Mycket små

6. Kumulativa effekter

Kumulativa effekter är den sammanlagda påverkan från den planerade vindkraftparken Najaderna i kombination med den påverkan som skulle kunna uppstå från en eller flera andra verksamheter som har samma typ av påverkan på områdets fiskesamhälle. De kumulativa effekter som tas hänsyn till är enbart tillståndsgivna projekt samt projekt som har lämnat in sina ansökningar till myndigheterna. Dessa projekt, deras status samt avstånd till Najaderna är redovisade i Tabell 6.1.

Tabell 6.1. Tillståndsgivna och planerade vindkraftparker i närheten av Najaderna för vilka kumulativa effekter bedöms.

Projekt	Projektets status	Avstånd till Najaderna (km)
Fyrskippet	Ansökan inskickad	Cirka 15
Storgrundet	Tillståndsgiven	Cirka 38
Eystrasalt	Ansökan inskickad	Cirka 84
Olof Skötkonung	Under utveckling	Överlappar delvis med Najaderna

För Najaderna vindkraftpark samt för fisk i närområdet bedöms kumulativa effekter endast uppstå i de fall andra projekt anläggs samtidigt och ger upphov till en påverkan som överlappar med påverkansområdet för Najaderna. Detta bedöms som mycket osannolikt då påverkansområdet när det gäller undervattensbuller och suspenderat

sediment med sekundär sedimentation under anläggning i Najaderna är begränsat och relativt lokalt kring anläggningspositionen.

7. Referenser

- AFRY 2023. Bedömning av Najaderna vindkraftparks påverkan på omblandning, strömmar, vågor och sedimentspridning
- ANDERSSON, L., ANDRÉ, C., JOHANESSON, K. & PETTERSSON, M. 2023. Ecological adaptation in cod and herring and possible consequences of future climate change in the Baltic sea. *Frontiers in Marine Science*.
- ANDERSSON, M., SIGRAY, P. & PERSSON, L. 2011. Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk. *Naturvårdsverket Rep.*, 6436, 1-41.
- ANDERSSON, M. H., #X00D6 & HMAN, M. C. 2010. Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, 61, 642-650.
- ANDERSSON, M. H., ANDERSSON, S., AHLSEN, J., ANDERSSON, B. L., HAMMAR, J., PERSSON, L. K. G., SIGRAY, P. & WIKSTRÖM, A. 2016. Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. *Vindval*. Stockholm.
- ANEER, G. 1989. Herring (*Clupea harengus* L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. *Fisheries Research*, 8, 169-195.
- ANEER, G., FLORELL, G., KAUTSKY, U., NELLBRING, S. & SJÖSTEDT, L. 1983. In-situ observations of Baltic herring (*Clupea harengus* membras) spawning behaviour in the Askö-Landsort area, northern Baltic proper. *Marine Biology*, 74, 105-110.
- ARTDATABANKEN Arftakta. Uppsala: SLU Artdatabanken.
- BELLMANN, M. A., BRINKMANN, J., MAY, A., T., W., GERLACH, S. & REMMERS, P. 2020. Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values. Oldenburg.
- BERGSTRÖM, L., KAUTSKY, L., MALM, T., OHLSSON, H., WAHLBERG, M., ROSENBERG, R. & CEPETILLO ÅSTRAND, N. 2012. Vindkraftens effekter på marint liv - en syntesrapport. *Vindval*. Bromma.
- BERGSTRÖM, L., SUNDQVIST, F. & BERGSTRÖM, U. 2013. Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 485, 199-210.
- BETKE, K., SCHULTZ-VON GLAHN, M. & MATUSCHEK, R. Underwater noise emissions from offshore wind turbines. Proc CFA/DAGA, 2004.
- BÅMSTEDT, U. & MAGNHAGEN, C. 2009. Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken.
- CARDINALE, M. & SVEDÄNG, H. 2011. The beauty of simplicity in science: Baltic cod stock improves rapidly in a 'cod hostile' ecosystem state. *Marine Ecology Progress Series*, 425, 297-301.
- CASPER, B. M., POPPER, A. N., MATTHEWS, F., CARLSON, T. J. & HALVORSEN, M. B. 2012. Recovery of barotrauma injuries in Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* from exposure to pile driving sound. *PLoS One*, 7, e39593.
- CORELL, H., BRADSHAW, C. & SKÖLD, M. 2023. Sediment suspended by bottom trawling can reduce reproductive success in a broadcast spawning fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 282, 108232.
- COWI 2023. Najaderna - Magnetfält från internkabelnät för havsbaserad vindkraft. Lyngby.
- CRESCI, A., DURIF, C. M. F., LARSEN, T., BJELLAND, R., SKIFTESVIK, A. B. & BROWMAN, H. I. 2022a. Magnetic fields produced by subsea high-voltage direct current cables reduce swimming activity of haddock larvae (*Melanogrammus aeglefinus*). *PNAS Nexus*, 1.
- CRESCI, A., PERRICHON, P., DURIF, C. M. F., SØRHUS, E., JOHNSEN, E., BJELLAND, R., LARSEN, T., SKIFTESVIK, A. B. & BROWMAN, H. I. 2022b. Magnetic fields generated by the DC cables of offshore wind farms have no effect on spatial distribution or swimming behavior of lesser sandeel larvae (*Ammodytes marinus*). *Marine Environmental Research*, 176, 105609.
- DZIADUCH, D. 2011. Diet composition of herring (*Clupea harengus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) in the southern Baltic Sea in 2007 and 2008. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40, 96.
- EERO, M., KÖSTER, F. W. & VINTHER, M. 2012. Why is the Eastern Baltic cod recovering? *Marine Policy*, 36, 235-240.

- ELMER, S. 1983. Undersökning av sillens reproduktionsområde i Blekinge skärgård 1980 -1982.
- EMODNET 2022. EMODnet Bathymetry Consortium.
- FEY, D. P., HILLER, A., MARGONSKI, P., MOLL, D., NILSSON, H., PONGOLINI, L., STYBEL, N. & SZYMANEK, L. 2014. HERRING Impact Report Herring spawning areas - present and future challenges. Gdynia, Malmö, Rostock.
- FMI & SMHI 2023. Is- och ytvattentemperaturkarta. In: ISTJÄNST., S. O. (ed.).
- GELL, F. R. & ROBERTS, C. M. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology & Evolution*, 18, 448-455.
- GILL, A. B., GLOYNE-PHILIPS, I., KIMBER, J. & SIGRAY, P. 2014. Marine Renewable Energy, Electromagnetic (EM) Fields and EM-Sensitive Animals. In: SHIELDS, M. A. & PAYNE, A. I. L. (eds.) *Marine Renewable Energy Technology and Environmental Interactions*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- GRÖHSLER, T., OEBERST, R., SCHABER, M., LARSSON, N. & KORNILOVS, G. 2013. Discrimination of western Baltic spring-spawning and central Baltic herring (*Clupea harengus* L.) based on growth vs. natural tag information. *ICES Journal of Marine Science*.
- HAARDER, S., KANIA, P. W., GALATIUS, A. & BUCHMANN, K. 2014. Increased *Contracaecum osculatum* infection in Baltic cod (*Gadus morhua*) livers (1982-2012) associated with increasing grey seal (*Halichoerus gryphus*) populations. *J Wildl Dis*, 50, 537-43.
- HALVORSEN, M. B., CASPER, B. M., WOODLEY, C. M., CARLSON, T. J. & POPPER, A. N. 2012. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. *PLOS ONE*, 7, e38968.
- HAN, F., JAMSANDEKAR, M., PETTERSSON, M. E., LEYI, S., FUENTES-PARDO, A. P., DAVIS, B. W., BEKKEVOLD, D., BERG, F., CASINI, M., DAHLE, G., FARRELL, E. D., FOLKVORD, A. & ANDERSSON, L. 2020. Ecological adaptation in Atlantic herring is associated with large shifts in allele frequencies at hundreds of loci. *eLife*.
- HELCOM 2013. *Helcom Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct*. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 140*.
- HUTCHISON, Z. L., GILL, A. B., SIGRAY, P., HE, H. & KING, J. W. 2021. A modelling evaluation of electromagnetic fields emitted by buried subsea power cables and encountered by marine animals: Considerations for marine renewable energy development. *Renewable Energy*, 177, 72-81.
- HUTCHISON, Z. L., SECOR, D. H. & GILL, A. B. 2020. The Interaction Between Resource Species and Electromagnetic Fields Associated with Electricity Production by Offshore Wind Farms. *Oceanography*, 33, 96-107.
- HÜSSY, K. 2011. Review of western Baltic cod (*Gadus morhua*) recruitment dynamics. *ICES Journal of Marine Science*, 68, 1459-1471.
- ICES 2021. Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports.
- ICES 2022. Report of the Workshop to evaluate the effect of conservation measures on Eastern Baltic cod (*Gadus morhua*) (WKCONGA). ICES Expert Group reports (until 2018).
- ICES 2023. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24-32, eastern Baltic stock (eastern Baltic Sea). ICES Advice: Recurrent Advice.
- JOHNSTON, D. D. & WILDISH, D. J. 1982. Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus harengus* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 29, 261-267.
- KARI, E., KRATZER, S., BELTRÁN-ABAUNZA, J. M., HARVEY, E. T. & VAIČIŪTĖ, D. 2016. Retrieval of suspended particulate matter from turbidity – model development, validation, and application to MERIS data over the Baltic Sea. *International Journal of Remote Sensing*, 38, 1983-2003.
- KARLSSON, M., KRAUFVELIN, P. & ÖSTMAN, Ö. 2020. Kunskaps sammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer: en syntes av grumlingens dos och varaktighet.
- KILJUNEN, M., PELTONEN, H., LEHTINIEMI, M., UUSITALO, L., SINISALO, T., NORKKO, J., KUNNASRANTA, M., TORNIAINEN, J., RISSANEN, A. J. & KARJALAINEN, J. 2020. Benthic-pelagic coupling and trophic relationships in northern Baltic Sea food webs. *Limnology and Oceanography*, 65, 1706-1722.
- KULLANDER, S. O., NYMAN, L., JILG, K. & DELLING, B. 2012. *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Strålfeniga fiskar. Actinopterygii*, Uppsala, ArtDatabanken, SLU.

- KYRYLIUK, D. & KRATZER, S. 2019. Summer Distribution of Total Suspended Matter Across the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*, 5.
- KÖSTER, F. W., HUWER, B., HINRICHSSEN, H.-H., NEUMANN, V., MAKARCHOUK, A., EERO, M., DEWITZ, B. V., HÜSSY, K., TOMKIEWICZ, J., MARGONSKI, P., TEMMING, A., HERMANN, J.-P., OESTERWIND, D., DIERKING, J., KOTTERBA, P. & PLIKSHS, M. 2016. Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. *ICES Journal of Marine Science*, 74, 3-19.
- LADICH, F. 2015. *Sound Communications in Fishes*, Vienna, Springer.
- LAGENFELT, I., ANDERSSON, I. & WESTERBERG, H. 2012. Blankålsvandring, vindkraft och växelströmsfält. *Vindval*, 6479.
- LARSSON, S., YNGWE, R. & SOLER, T. 2022. Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- LOHMANN, K. J. & LOHMANN, C. M. F. 2019. There and back again: natal homing by magnetic navigation in sea turtles and salmon. *J Exp Biol*, 222.
- LÄNSSTYRELSEN-GÄVLEBORG 2016. Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0630262 Finngrundet Västra banken och SE0630263 Finngrundet Norra banken.
- MEEKAN, M. G., SPEED, C. W., MCCAULEY, R. D., FISHER, R., BIRT, M. J., CURREY-RANDALL, L. M., SEMMENS, J. M., NEWMAN, S. J., CURE, K., STOWAR, M., VAUGHAN, B. & PARSONS, M. J. G. 2021. A large-scale experiment finds no evidence that a seismic survey impacts a demersal fish fauna. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118, e2100869118.
- 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*, Fisheries and Environmental Sciences, Department of Fisheries and Oceans, Biological Station.
- METHRATTA, E. T. & DARDICK, W. R. 2019. Meta-Analysis of Finfish Abundance at Offshore Wind Farms. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 27, 242-260.
- NAISBETT-JONES, L. C., PUTMAN, N. F., SCANLAN, M. M., NOAKES, D. L. G. & LOHMANN, K. J. 2020. Magnetoreception in fishes: the effect of magnetic pulses on orientation of juvenile Pacific salmon. *Journal of Experimental Biology*, 223.
- NAISBETT-JONES, L. C., PUTMAN, N. F., STEPHENSON, J. F., LADAK, S. & YOUNG, K. A. 2017. A Magnetic Map Leads Juvenile European Eels to the Gulf Stream. *Current Biology*, 27, 1236-1240.
- NATURVÅRDSVERKET 2010. Undersökning av Utsjöbankar : Inventering, modellering och naturvärdesbedömning. *Rapport / Naturvårdsverket*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- NATURVÅRDSVERKET 2011. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1.
- NEUENFELDT, S., BARTOLINO, V., ORIO, A., ANDERSEN, K. H., ANDERSEN, N. G., NIIRANEN, S., BERGSTRÖM, U., USTUPS, D., KULATSKA, N. & CASINI, M. 2019. Feeding and growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the eastern Baltic Sea under environmental change. *ICES Journal of Marine Science*, 77, 624-632.
- NILSSON, H., APPELBERG, M., AXENROT, T. & VINTERSTARE, J. 2022a. Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser - möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. *Aqua reports*. SLU, Department of Aquatic Resources.
- NILSSON, H., APPELBERG, M., AXENROT, T. & VINTERSTARE, J. 2022b. Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser - möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. Lysekil, Drottningholm, Öregrund: Aqua Reports.
- NIRAS 2023. Fältundersökningar inom Najaderna vindkraftpark. Stockholm: NIRAS.
- PARMANNE, R., RECHLIN, O. & SJÖSTRAND, B. 1994. Status and future of herring and sprat stocks in the Baltic Sea. *Dana*, 10, 25-59.
- POPPER, A. N. & FAY, R. R. The Auditory Periphery in Fishes. 1999.
- POPPER, A. N., HAWKINS, A. D., FAY, R. R., MANN, D. A., BARTOL, S., CARLSON, T. J., COOMBS, S., ELLISON, W. T., GENTRY, R. L., HALVORSEN, M. B., LØKKEBORG, S., ROGERS, P. H., SOUTHAL, B. L., ZEDDIES, D. G. & TAVOLGA, W. N. 2014. Sound Exposure Guidelines. *ASA S3/SC1.4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines*

- for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. Cham: Springer International Publishing.
- PUTLAND, R. L., MONTGOMERY, J. C. & RADFORD, C. A. 2019. Ecology of fish hearing. *Journal of Fish Biology*, 95, 39-52.
- PUTMAN, N. F., JENKINS, E. S., MICHELSENS, C. G. J. & NOAKES, D. L. G. 2014. Geomagnetic imprinting predicts spatio-temporal variation in homing migration of pink and sockeye salmon. *Journal of The Royal Society Interface*, 11, 20140542.
- PUTMAN, N. F., LOHMANN, K. J., PUTMAN, E. M., QUINN, T. P., KLIMLEY, A. P. & NOAKES, D. L. 2013. Evidence for geomagnetic imprinting as a homing mechanism in Pacific salmon. *Curr Biol*, 23, 312-6.
- ROBERTS, C. M., HAWKINS, J. P. & GELL, F. R. 2005. The Role of Marine Reserves in Achieving Sustainable Fisheries. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 360, 123-132.
- SGU 2022. Sveriges Geologiska Undersökning, Maringeologi. Karttjänst.
- SIGRAY, P., ANDERSSON, M. H. & FRISTEDT, T. 2009. Partikelrörelser i vatten vid ett vindkraftverk : Akustisk störning på fisk. *Rapport*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- SLU 2020. Rödlista 2020 - övergripande delar. Artfakta. In: ARTDATABANKEN., S. (ed.).
- SNOEIJIS-LEIJONMÄLM, P., SCHUBERT, H. & RADZIEJEWSKA, T. 2017. Biological Oceanography of the Baltic Sea. *Biological Oceanography of the Baltic Sea*.
- SOARES-RAMOS, E. P. P., DE OLIVEIRA-ASSIS, L., SARRIAS-MENA, R. & FERNÁNDEZ-RAMÍREZ, L. M. 2020. Current status and future trends of offshore wind power in Europe. *Energy*, 202, 117787.
- SVEDÄNG, H. & HORNBORG, S. 2014. Selective fishing induces density-dependent growth. *Nature Communications*, 5, 4152.
- THOMSEN, F., LÜDEMANN, K., KAFEMANN, R. & PIPER, W. 2006. Effects of Offshore Wind Farm Noise on Marine Mammals and Fish.
- TOUGAARD, J., HERMANNSEN, L. & MADSEN, P. T. 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148, 2885-2893.
- URHO, L. & HILDÉN, M. 1990. Distribution patterns of Baltic herring larvae, *Clupea harengus* L., in the coastal waters off Helsinki, Finland. *Journal of Plankton Research*, 12, 41-54.
- WAHLBERG, M. & WESTERBERG, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288, 295-309.
- WESTERBERG, H. & LAGNEFELT, I. 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15, 369-375.
- WESTERBERG, H., RÖNNBÄCK, P. & FRIMANSSON, H. 1996. Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. ICES ASC.
- WILSON, B., BATTY, R. S. & DILL, L. M. 2004. Pacific and Atlantic herring produce burst pulse sounds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271, S95-S97.
- WOODRUFF, D. L., SCHULTZ, I. R., MARSHALL, K. E., WARD, J. A. & CULLINAN, V. I. 2012. Effects of Electromagnetic Fields on Fish and Invertebrates Task. *Environmental Effects of Marine and Hydrokinetic Energy*, 2.1.3 Effects on Aquatic Organisms Fiscal Year 2011 Progress Report.
- ÖHMAN, M. C., SIGRAY, P. & WESTERBERG, H. 2007. Offshore windmills and the effects of electromagnetic fields on fish. *Ambio*, 36: 630-633.