



Najaderna vindkraftpark

Områdesbeskrivning och bedömningar av möjlig påverkan på marina däggdjur

Najaderna Offshore AB

Datum: 5 december 2023

NIRAS SWEDEN AB

Box 70375

107 24 Stockholm

www.niras.se

Org.nr. 556175-6197

Projekttitel: Najaderna vindkraftpark

Projektnummer: 324002568-001

Upplaga: Version 3

Datum: 2023-12-05

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

Uppdragsledare: Jerker Vinterstare (JERV)

Handläggare: Emilia Benavente Norrman (EMIB), Leo Näsström (LENA)

Kvalitetskontroll: Madeleine Berglund (MADE), Stina Brask Bilén (STBB)

Omslagsbild: Lindragare vid horisont. Foto: NIRAS Sweden AB.

Innehåll

1.	Sammanfattning.....	5
2.	Bakgrund.....	6
3.	Områdesbeskrivning	7
3.1	Gräsäl.....	8
3.1.1	Grundläggande ekologi.....	8
3.1.2	Gräsälén idag: tillstånd och hot.....	8
3.2	Vikare.....	9
3.2.1	Grundläggande ekologi.....	9
3.2.2	Vikaren idag: tillstånd och hot	9
3.3	Gräsäl och vikare i området för Najaderna	11
4.	Material och metoder	11
4.1	Litteraturuppgifter.....	11
4.2	Fältundersökningar.....	12
4.3	Sammanfattning av modelleringar av undervattensbuller	13
4.3.1	Anläggningsfas.....	14
4.3.2	Driftfas	17
4.4	Sammanfattning av modellering av sedimentspridning.....	18
5.	Påverkansfaktorer och konsekvensbedömningar	19
5.1	Bedömningsmetodik miljökonsekvenser	20
5.1.1	Worst case.....	20
5.2	Anläggningsfas.....	21
5.2.1	Ljud	21
5.2.1.1	Konsekvensbedömning	23
5.2.2	Suspenderat sediment och sedimentspridning	23
5.2.2.1	Konsekvensbedömning	24
5.3	Driftfas.....	24
5.3.1	Ljud	24
5.3.1.1	Konsekvensbedömning	25
5.3.2	Fysisk förändring av havsbotten	25

5.3.2.1	Konsekvensbedömning	26
5.3.3	Elektromagnetiska fält.....	26
5.3.3.1	Konsekvensbedömning	26
5.4	Avvecklingsfas.....	27
5.4.1	Ljud	27
5.4.1.1	Konsekvensbedömning	27
5.4.2	Suspenderat sediment och sedimentspridning	27
5.4.2.1	Konsekvensbedömning	28
5.5	Samlad bedömning	28
6.	Kumulativa effekter	29
7.	Referenser	30

1. Sammanfattning

Najaderna Offshore AB avser att ansöka om tillstånd enligt bland annat miljöbalken och lagen om Sveriges ekonomiska zon för etablering, drift och avveckling av en havsbaserad vindkraftpark, Najaderna vindkraftpark. 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 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 bilaga är att återge en nulägesbeskrivning av vilka marina däggdjur som förekommer inom området, utreda områdets betydelse för marina däggdjur samt göra bedömningar gällande relevanta påverkansfaktorer för vindkraftparkens olika faser. Förutom en litteraturundersökning har data i form av eDNA samlats in för att på så vis generera en sannolik beskrivning av förekomsten av marina däggdjur i området. Vattenprover för analys av eDNA samlades in inom projektområdet vid två olika tillfällen: under november år 2022 och juni år 2023. Totalt samlades vatten in från 40 provtagningsstationer under respektive period.

I området förekommer två av Östersjöns marina däggdjursarter, gråsäl och vikare. Gråsäl förekommer i området året runt eftersom den både parar sig, föder sina kutar, byter päls samt födosöker i Bottenhavet. Vikare däremot förekommer enbart i området för att födosöka då det är känt att de parar sig, föder kutar och byter päls längre norrut i Bottenviken. Under fältinventeringarna påträffades båda dessa arter inom området.

För både gråsäl och vikare anses undervattensbuller under anläggningsfasen vara den faktor som potentiellt kan påverka mest. Platsspecifika modelleringar av undervattensbuller har utförts av Efterklang, vilka ligger till grund för bedömningen av påverkan på marina däggdjur under anläggningsfasen. Resultaten från modelleringarna visar att påverkansavstånden, för både permanenta och temporära hörselnedsättningar hos säl, är mycket begränsade om skyddsåtgärder används.

Den sammanvägda konsekvensen av påverkan från undervattensljud på marina däggdjur under anläggningsfasen bedöms bli obetydlig. Även suspenderat sediment tas upp som en faktor som eventuellt kan påverka marina däggdjur under anläggningsfasen, men konsekvensen av detta bedöms bli obetydlig.

Under driftsfasen beskrivs ljud, habitatförändringar, suspenderat sediment och magnetfält som faktorer som eventuellt kan påverka marina däggdjur och alla dessa bedöms få en obetydlig konsekvens på marina däggdjur.

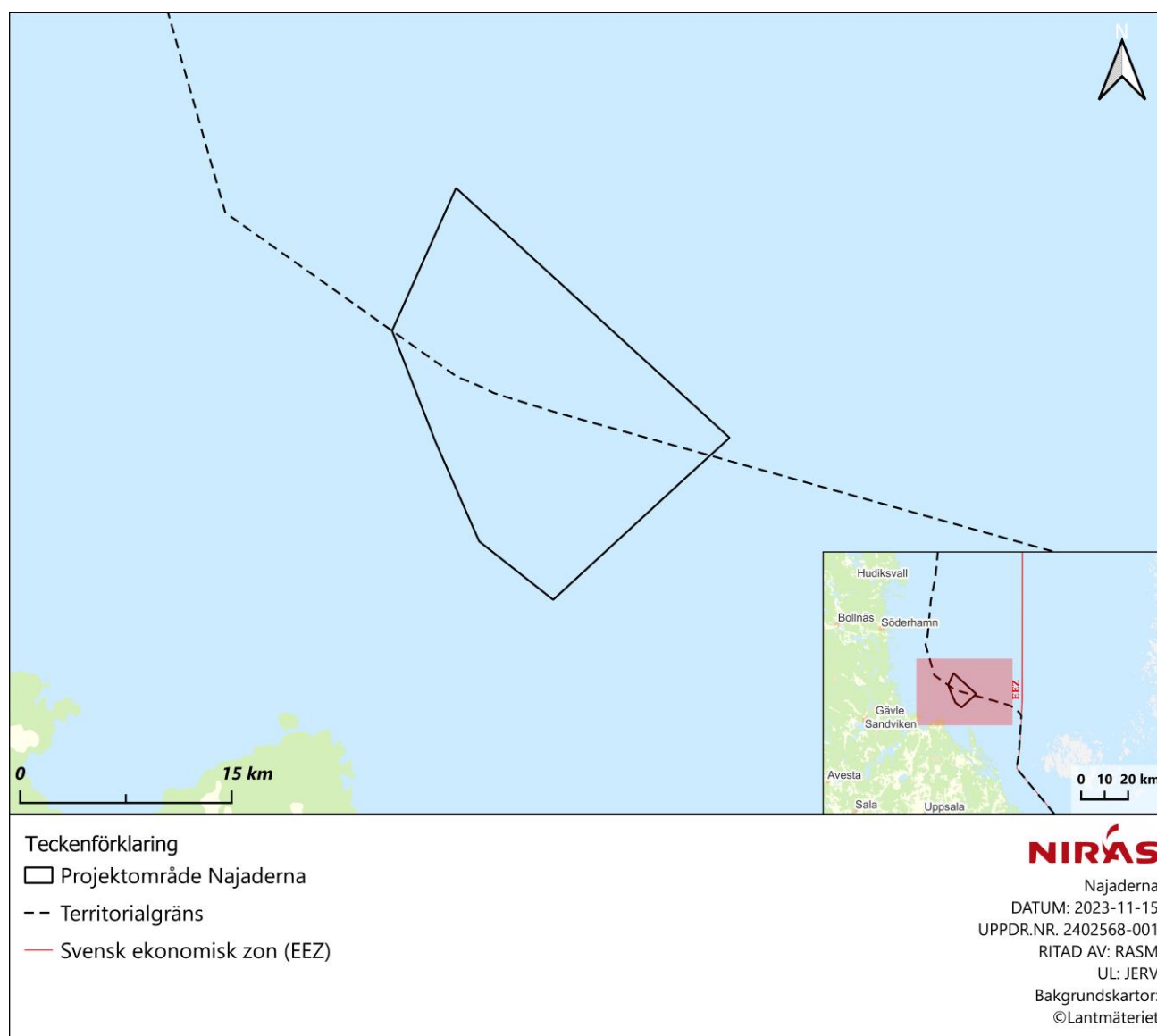
Även under avvecklingsfasen bedöms konsekvensen bli obetydlig för påverkansfaktorerna undervattensbuller och suspenderat sediment och sedimentspridning.

De kumulativa effekter som tas hänsyn till är tillståndsgivna projekt samt projekt som har lämnat in sina tillståndsansökningar till myndigheterna som potentiellt kan påverka marina däggdjur på liknande sätt som Najaderna vindkraftpark. Den planerade vindkraftparken Eystrasalt och den tillståndsgivna vindkraftparken Storgrundet har beaktats men bedöms ligga på så stora avstånd från Najaderna vindkraftpark att inga kumulativa effekter uppkommer. Hänsyn har även tagits till vindkraftparken Fyrskippet och även där har den kumulativa effekten bedömts få en obetydlig konsekvens.

2. Bakgrund

Najaderna Offshore AB (fortsättningsvis Najaderna Offshore), ett dotterbolag till Eolus Vind AB, avser att ansöka om tillstånd enligt bland annat miljöbalken och lagen om Sveriges ekonomiska zon för etablering, drift och avveckling av en havsbaserad vindkraftpark, Najaderna vindkraftpark. 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 17 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.

På uppdrag av Najaderna Offshore har Niras Sweden AB genomfört fältundersökningar inom projektområdet samt sammanställt denna rapport vars syfte är att återge en nulägesbeskrivning baserat på förekomsten av marina däggdjur tillsammans med en redogörelse av olika påverkansfaktorer som kan förekomma under anläggning, drift och avveckling samt deras eventuella konsekvenser på marina däggdjur.

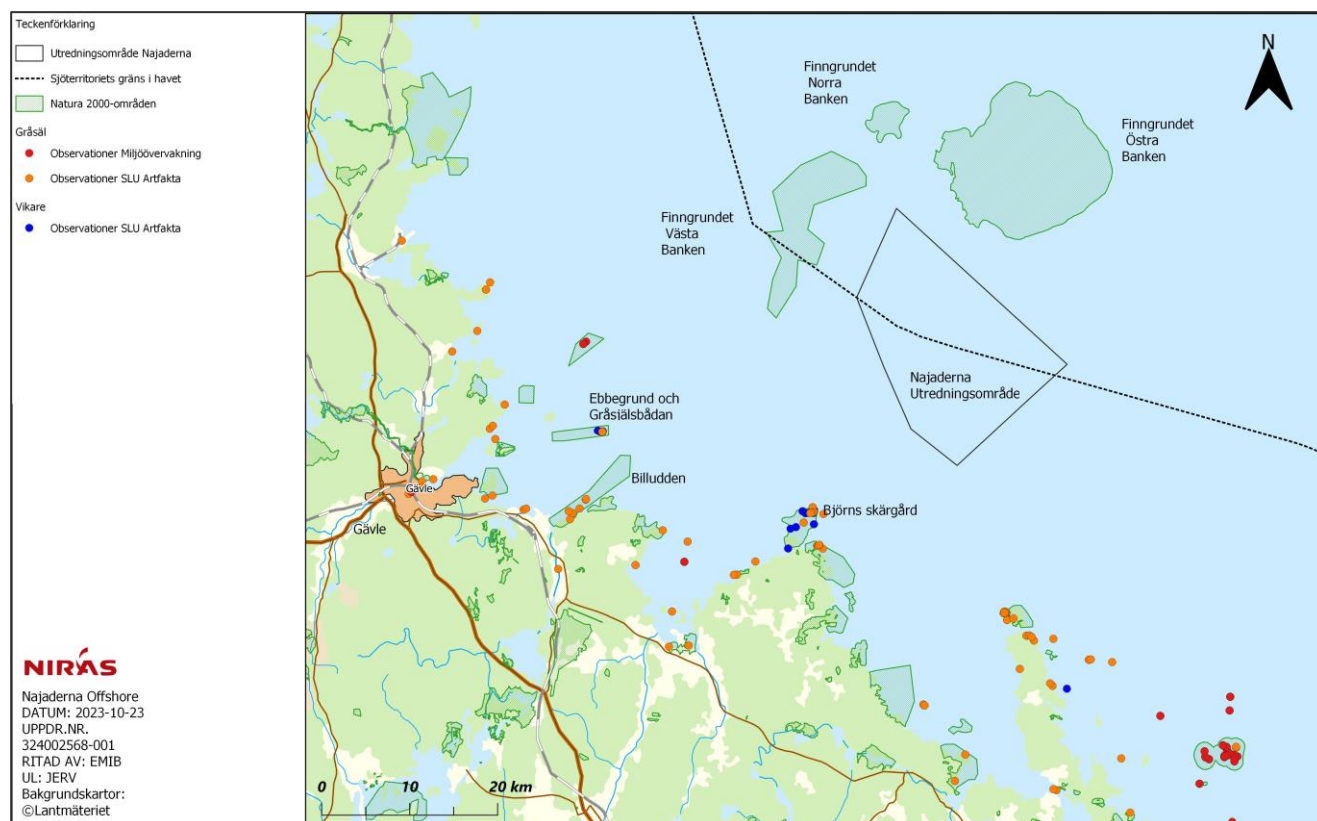


Figur 2.1. Projektområdet Najaderna tillsammans med en översiktskarta.

3. Områdesbeskrivning

De marina däggdjur som reproducerar sig i Östersjön är gråsäl (*Halichoerus grypus*), knubbsäl (*Phoca vitulina*), vikare (*Pusa hispida botnica*) och tumlare (*Phocoena phocoena*). Dessa arter har olika utbredningsområden och alla förekommer inte i hela Östersjön. Gråsäl är vanligt förekommande i hela Östersjön och förekommer regelbundet i Bottenhavet, i och omkring området för Najaderna vindkraftpark (SMHI, 2022; SLU Artdatabanken, 2021b). Vikare uppehåller sig främst i Bottenviken men kan ta sig söderut till Bottenhavet i jakt på föda (SLU Artdatabanken 2021a). Tumlare i Östersjön tillhör en egen population, skild från de andra populationerna som finns kring Sveriges kuster, och anses ha sitt utbredningsområde från Åland och söderut i Egentliga Östersjön (Carlén m.fl. 2018). Förekomsten av tumlare i Bottenhavet och Bottenviken anses vara mycket begränsad och väldigt få observationer har gjorts norr om Åland (Finska Miljöministeriet, 2016; Amundin m.fl. 2022). Även knubbsäl är mycket ovanlig i Bottenhavet. Det finns en isolerad population av knubbsäl i Östersjön och den håller främst till i Kalmarsund (Härkönen 2006).

Eftersom varken tumlare eller knubbsäl uppehåller sig i projektområdet kommer dessa arter inte att behandlas närmare i denna rapport. Enbart de två arterna gråsäl och vikare som förekommer i området regelbundet kommer att vara del av områdesbeskrivningen samt bedömningarna (Figur 3.1).



Figur 3.1. Observationer av gråsäl och vikare i relation till projektområdet för Najaderna samt närliggande Natura 2000-områden. Data från miljöövervakningen samt allmänhetens observationer sammanställt av SLU Artdatabanken.

3.1 Gråsäl

3.1.1 Grundläggande ekologi

Gråsäl är Östersjöns största sälart och kan väga mellan 100–310 kg och bli mellan 1,6–2,3 meter lång. Honorna är normalt avsevärt mindre i kroppsstorlek än hanarna (SLU Artdatabanken 2023). Deras färgteckning kan variera från individ till individ där hanarna generellt är mörkt grå/bruna med ljusa fläckar och honorna och sälkutarna är något ljusare till färgen med mörkare fläckar (Havs- och vattenmyndigheten 2017a). Östersjöpopulationen av gråsäl föder sina kutar under februari och mars (Teilman, Galatius & Sveegaard 2017; Havs- och Vattenmyndigheten 2019) och faller sin vinterpäls mellan maj och början av juni (Sundberg och Söderman, 1999). Gråsäl i Östersjön utgör en av de tre gråsälpopulationer som finns globalt (Teilmann m.fl. 2017).

Östersjöpopulationens utbredningsområde sträcker sig från nordligaste Bottenviken, in i Finska viken, Rigabukten och ner till Öresund i syd. Sälbeståndet är särskilt stort runt Åland, Svealandskusten, Finska viken, Kvarken och Bottenviken (HELCOM 2018). Dessa områden innefattar många så kallade "haul-out sites" (liggplatser), det vill säga kobbar och skär på vilka sälarna kan vila, fälla vinterpälsen och i vissa fall para sig. Under vissa år då isen är tjockare och utbredd över ett större område kan sälarna även para sig på isen (Jüssi, Härkönen, Helle & Jüssi 2008).

Gråsälens diet domineras av strömming, i genomsnitt utgör strömming cirka hälften av dess föda beroende på vilket område gråsäl lever i (Hjorth m.fl. 2019). Utöver strömming kan gråsälens diet skilja sig beroende på var i Östersjön den lever och vilka bytesdjur som finns tillgängliga. I vissa områden äter de även torsk och skarpsill och i andra områden är det i stället laxfiskar (t.ex. sik, siklöja och lax) som kompletterar födan (Strömberg, Svärd & Karlsson, 2012; Hjorth m.fl. 2019).

Gråsäl födosöker oftast på djup mellan 50 och 100 meter (McConnell, Fedak, Lovell & Hammond, 1999), men de har även observerats dyka mycket djupare, ner till 400 meter (Beck m.fl. 2002). När gråsäl dyker så djupt finns näst intill inget ljus och de använder då inte synen för att jaga fisk. Detta har bland annat visat sig i resultat från studier som kommit fram till att blinda säl inte visar någon försämring i födosök jämfört med säl som kan använda synen (McConnell m.fl. 1999). När de inte kan använda synen nyttjar de i stället sina mycket sofistikerade morrhår, vibrissae, för att känna av turbulens skapad av simmande fiskar eller från bottenlevande fiskar som pumpar vatten genom sina gälar (Zheng, Kamat, Cao & Kottapalli, 2021).

3.1.2 Gråsäl idag: tillstånd och hot

Sälpopulationen i Östersjön har fluktuerat kraftigt under de senaste 200 åren. Från att ha blivit hårt jagad för att göra sälolja, ända in på 1800-talet, återhämtade sig populationen i Östersjön till att omfatta runt 100 000 individer vid sekelskiftet mellan 1800- och 1900-talet (Hårding & Härkönen 1999). Sälbeståndet blev sedan hårt pressat av en återupptagen säljakt på 50-talet och under 60-talet även av infertilitetspåverkande föroreningar såsom PCB (Hårding & Härkönen 1999). Under 1970-talet bestod Östersjöns gråsälpopulation endast av runt 4000 individer (Hårding & Härkönen 1999), men sedan dess har gråsälpopulationen återhämtat sig, mycket tack vare minskade utsläpp och strikt begränsad jakt. Populationen har år 2021 uppskattats till att uppnå runt 60 000 individer (HELCOM, 2023).

HELCOM använder sig av miljöstatusbedömningar för att avgöra statusen på olika arters populationer. Östersjöns gråsälpopulation uppfyller idag generellt sett god status förutom i de sydvästra delarna nära Öregrund och väster om Bornholm. "God status" för gråsäl uppskattar HELCOM genom två faktorer: I) Att populationen av säl uppnår minst 10 000 individer, vilket HELCOM anser vara tillräckligt livskraftigt för att säkerställa en långsiktig överlevnad för denna sälpopulation och II) att tillväxthastigheten för arten når, eller är strax under, artens bärförmåga. I gråsäls fall estimerar HELCOM att tillväxthastigheten är maximalt 7 % per år (HELCOM, 2018; 2023). Faktor I uppfylls i och med att Östersjöpopulationen överstiger 10 000 individer, men det gör däremot inte faktor

II eftersom inte hela populationen uppnår samma tillväxthastighet. I de norra delarna av Östersjön uppfylls detta krav, men inte i de södra delarna. Detta beror troligen på att de haul-out sites som finns norr om Bornholm inte har blivit exploaterade av människor i samma utsträckning och/eller att andra faktorer möjliggjort för sälarna att återkolonisera dessa områden i högre utsträckning än i de allra sydligaste delarna av Östersjön (Galatius m.fl. 2020).

I flera av länderna runt Östersjön råder skyddsjakt mot säl, men det har dock visat sig vara svårt att fylla kvoterna. Mellan 1998 och 2021 fälldes endast 13 775 sälar av en total kvot på 36 611 i Finland, Sverige, Estland och Åland (Suuronen m.fl. 2023). Då EU inte tillåter handel med sälprodukter förutom i särskilda fall har jägare svårt att få ekonomisk utdelning av jakten vilket i samband med en hård reglering av jakten resulterar i en svag skyddsjakt på gråsäl (Suuronen m.fl. 2023). Gråsälerna har tidigare löpt en relativt stor risk för att fastna i torskfiskeriet. Under de senaste decennierna har dock nätfisket efter torsk minskat kraftigt och användningen av sälsäkra redskap har ökat markant, vilket har resulterat i att den oavsiktliga bifångsten av säl troligtvis reducerats, men fler studier kring detta behöver utföras (Suuronen m.fl. 2023).

3.2 Vikare

3.2.1 Grundläggande ekologi

Vikaren är något mindre än gråsälerna. En vuxen vikare blir ungefär 100–175 cm lång och kan väga från 32 kg till 140 kg beroende på säsong och livsstadie, men honorna är oftast mindre än hanarna (SLU Artdatabanken, 2023b; Härkönen m.fl., 2008). Deras färgteckning är mörkt svartbrun eller grå med ljusa ringar (SLU Artdatabanken, 2023b).

Vikaren har, likt gråsälerna, en period på året då den byter päls och detta sker från mitten av april till början av maj. Denna tid spenderar vikaren mest på sina haul-out sites eller alldeles i närheten (Teilmann m.fl., 2017). Efter pälsbytet, från maj till augusti, har vikaren en intensiv födosöksperiod där de kan färdas långa sträckor i jakten på mat. Under den tidiga hösten, september och oktober, förflyttar sig sälarna från havsbanden in närmare kusten. När havsisen börjar bildas och växa sig tjock under december och januari så följer sälarna iskanten och flyttar från kusten till istäcket blir omfattande nog för sälarna att röra sig till sina förökningsområden (Härkönen m.fl., 2008). Sälarna lämnar därefter helst inte den fasta havsisen utan bygger lyor i isen och gräver, med hjälp av sina labbar och klor, andningshål genom isen som kan bli upp till 2 meter tjock (Härkönen m.fl., 2008; Teilmann m.fl., 2017). Under vintern är vikarna generellt solitära (Teilmann m.fl., 2017), men de har observerats dela andningshål i vissa fall (Kelly m.fl., 2010). I mars till april förökar sig vikaren och de föder sin kut mellan februari och mars, året därpå. Vikaren kräver is för att kunna föröka sig och föder sin kut i islyan som den grävt (SLU, Artdatabanken, 2023). Under denna period spenderar honorna runt hälften av sin tid i vattnet och hälften i hålorna (Härkönen m.fl., 2008; Kelly m.fl., 2010). När den fasta havsisen smälter och bryts upp börjar sälarna migrera över större områden igen (Kelly m.fl., 2010) och samlas sedan vid sina haul-out sites (Teilmann m.fl., 2018).

Vikare i Östersjön jagar likt gråsälerna strömming, men deras främsta födokälla är storspigg och kräftdjur såsom skorv. Därutöver har vikaren observerats äta siklöja, laxfiskar och ål, men endast till en lägre grad (Hjorth m.fl., 2019; SLU Artdatabanken, 2023). Vikarens energikrav och jakt fluktuerar över året – under juli till oktober jagar hanarna som mest då de bygger upp späck inför vintern och mellan april till juni har de ett lägre intag av energi eftersom de prioriterar att föröka sig och att byta päls, vilket ger dem mindre tid till att jaga (Ryg & Öritsland, 1991). Honorna har som högst energibehov under digivningsperioden som sker runt mars till maj samt även mellan juli och oktober då de, likt hanarna, bygger upp späck inför vintern (Ryg & Öritsland, 1991).

3.2.2 Vikaren idag: tillstånd och hot

Vikaren var under 1800-talet och tidigare svår att jaga jämfört med exempelvis gråsälerna. De samlades inte i grupper i samma grad som gråsälerna vilket gjorde metoder som harpunering, klubbning och nät mindre effektiva.

Detta ledde till att det inte fanns någon större jakt på vikare för sälolja under 1800-talet och populationen var därför relativt orörd (Hårding & Härkönen, 1999). Under början av 1900-talet uppskattades population av vikare vara runt 200 000 individer (Hårding & Härkönen, 1999; Sundqvist m.fl. 2012). På 1910-talet introducerade Sverige och Finland skottpeng på vikare vilket tillsammans med att bättre gevär fanns tillgängliga resulterade i att jakten lyckades reducera populationen av vikare till hälften. Jakten fortsatte även under 1900-talets mitt. Likt gråsälén blev även vikaren offer för de nya miljöföroreningarna, till exempel PCB, som orsakade sterilitet (Hårding & Härkönen, 1999; Teilmann m.fl., 2018). Vikarpopulationen nådde en bottennotering på 1970-talet då endast 5000 individer uppskattades finnas kvar. Vikaren hade då helt försvunnit från västra Egentliga Östersjön och vikarens haul-out sites i Bottenhavet var alla övergivna (Hårding & Härkönen, 1999). Under 1900-taltes slut reglerades utsläpp av föroreningar hårdare och vikaren fredades från jakt, vilket ledde till en stark tillväxt av populationen och år 2021 uppskattades vikarpopulationen i Bottenviken till 14 602 individer (HELCOM, 2023). Dock är antalet vikare i Finska viken, Skärgårdshavet och i Rigabukten långt färre (HELCOM, 2023). Uppskattningsvis har populationstillväxten i Bottenviken legat på runt 5 % mellan 2003 och 2012, men det har inte varit möjligt att uppskatta tillväxthastigheten på beståndet sedan 2012 då väder och isförhållanden varit dåliga för inventeringar. En stark nedgång av bestånden har däremot inte kunnat påvisas under denna tid (HELCOM, 2023).

Populationen som finns i Östersjön är uppdelad i tre olika delpopulationer med olika förökningsområden: Bottenviken, Finska viken och Rigabukten (HELCOM, 2023). Dessa områden har god genetisk interaktion emellan varandra och är således inte isolerade och kan inte betraktas som tre genetiska skilda populationer (Palo m.fl., 2001; Oksanen m.fl., 2015a). Däremot betraktas Östersjöpopulationen av vikare som en genetiskt distinkt population då den har visat sig vara isolerad från den globala populationen (Palo m.fl., 2001).

Vikarens bestånd, specifikt i Bottenviken, har återhämtat sig till den grad att den klart överstiger HELCOMs tröskelvärden för god miljöstatus faktor (I) som ligger på 10 000 individer (HELCOM, 2023). Tillväxthastigheten av beståndet i Bottenviken har dock inte nått tröskelvärdet för faktor (II) på en ökning av 7 % per år, vilket resulterar i att Bottenvikens bestånd av vikare inte anses uppfylla god status enligt HELCOM (2023). Bestånden i Finska viken och i Rigabukten uppfyller varken faktor I eller II och hela populationen i Östersjön är således inte att betrakta som att den uppfyller god status (HELCOM, 2023).

Då vikaren kräver havsis för att kunna föröka sig (Teilmann m.fl., 2018; Härkönen m.fl., 2008) är de väldigt känsliga för klimatförändringar som medför att havsisen minskar och blir svagare (Sundqvist m.fl., 2012; Teilmann m.fl., 2018). Havsisens framtida utbredning kommer troligen att begränsa förmågan för populationen av vikare att återhämta sig och även vara särskilt ogynnsamt för Rigabuktens bestånd som löper stor risk för allvarliga konsekvenser vid allt varmare vintrar (Sundqvist m.fl., 2012). Det varmare klimatet har visat sig påverka vikarnas beteende till viss grad då tidigare uppsprickningar av havsisen har fått sälarna att samlas i större grupper tidigare än under vanliga år. Detta påverkar ytan som är tillgänglig som förökningsområden för sälen (HELCOM, 2018). Isbrytare kan ha liknande effekter på vikarnas beteende. Då flera stora farleder går genom stora delar av Östersjöns vikarhabitat måste dessa hållas öppna på vintern med hjälp av isbrytare. Isbrytare avger stora mängder buller, visuell stress men framför allt delar de upp den fasta havsisen som är nödvändig för vikarens fortlevnad (Teilmann m.fl., 2018). Vikare föredrar fast havsis framför friflytande isflak och flyttar gärna till andra områden vid händelse av isbrytning (Kelly m.fl., 2010). Med hänsyn till undervattensbuller har vikare visat sig vara tåliga nära en tung industri i Alaska, men mer känsliga för överflygningar av till exempel helikoptrar (Blackwell m.fl., 2004). Vikaren har likt gråsälén och andra arter i familjen öronlösa sälar morrhår som tillåter dem att jaga utan hjälp av synen (Zheng m.fl., 2021).

Kunskap om hur många vikare som förolyckas vid bifångst i kommersiellt fiske är mycket begränsad, men genom en studie utförd av Oksanen m.fl. (2015b) kan man grovt uppskatta bifångsten. Enligt Oksanen m.fl. (2015b) beräknas antalet bifångade vikare i ryssjor till 77 individer under en period på tre år. Vikarnas påverkan på

fiskerinäringen har lett till ett behov av skyddsjakt och i Sverige ligger kvoten för 2023–2024 på 350 sälar (Naturvårdsverket, 2023).

3.3 Gråsäl och vikare i området för Najaderna

Projektområdet för Najaderna ligger som närmast cirka 17 kilometer från kusten och de närmsta landområdena är Björns skärgård och Örskär. Björns skärgård har visat sig vara en haul-out site där säl förekommer regelbundet (SLU artdatabanken, 2023). Nord och nordväst om projektområdet finns tre Natura 2000-områden; Finngrundets västra- (SE0630262), norra- (SE0630263) och östra bank (SE0630260). Dessa områden utmärker sig som skyddsvärda på grund av deras beskaffenhet som grunda områden med mycket hårdbotten, där vegetation kan växa och bland annat ge skydd till fisk såsom tånglake och strömming. Dessa Natura 2000-områden är lekområden för fisk och därmed också födosöksområden för bland annat gråsäl (Länsstyrelsen Gävleborg, 2016).

I Björns skärgård, ett Natura 2000-område cirka 14 kilometer sydväst om projektområdet, har vikare observerats flera gånger de senaste 10 åren (Figur 3.1). Även i Eggegrund cirka 32 kilometer nordväst om parkområdet har vikare observerats på haul-out sites (SLU artdatabanken, 2023b). Gråsäl är dock mycket vanligare i och i närheten av projektområdet och observeras regelbundet, året om, på flertalet platser, även utanför Natura 2000-områdena (Figur 3.1) (SLU artdatabanken, 2022). Projektområdet har ett genomsnittsdjup på runt 50 meter, vilket är inom de djup som både gråsäl och vikare generellt födosöker (McConnell et al., 1999, Härkönen et al., 2008).

Både vikare och gråsäl kan röra sig över stora områden, speciellt under födosöksperioden. Gråsäl har observerats röra sig över stora delar av Östersjön under en och samma säsong (HELCOM, 2018) och det kan därmed antas att de sälar som föder sina kutar längs kusten i närheten av projektområdet inte enbart håller till i detta område året runt utan att de förflyttar sig regelbundet. Även vikare har observerats förflytta sig mycket långa sträckor, från Bottenviken ända ner till södra Bottenhavet och Rigabukten (Oksanen m.fl. 2015a).

Sälarnas användning av projektområdet skiljer sig troligtvis mellan årstiderna. Under normala vintrar fryser nästan hela Bottenhavet och under milda vintrar kan stora delar vara isfria (Meteorologiska institutet, 2022). Detta medför att projektområdet kan utnyttjas på olika sätt under vintermånaderna beroende på hur området ser ut just det året. Vikaren föder sina kutar på is, men detta sker främst i Bottenviken, långt från projektområdet, vilket medför att vikare således inte kommer att uppehålla sig i området för Najaderna under vintermånaderna. Gråsälarna kan däremot uppehålla sig i och omkring projektområdet året om. Troligtvis använder de området främst som ett födosöksområde eftersom det saknas kobbar och skär, men det är inte uteslutet att en del sälar även skulle kunna använda området för födsel av sina kutar under de vintrar då isen är relativt tjock och utbredd i ett större område i Bottenviken.

4. Material och metoder

4.1 Litteraturuppgifter

För att erhålla en helhetsbild av förekomsten av marina däggdjur i och omkring projektområdet har befintliga miljöövervakningsdata som finns tillgängliga via nationella datadelningsverktyget sharkweb samt allmänhetens observationer (SLU Artdatabanken) sammanställts. Det förekommer inga kända liggplatser för säl inom projektområdet. De närmaste kända liggplatserna för gråsäl ligger cirka 17 km från projektområdet och heter Björns skärgård och Örskär.

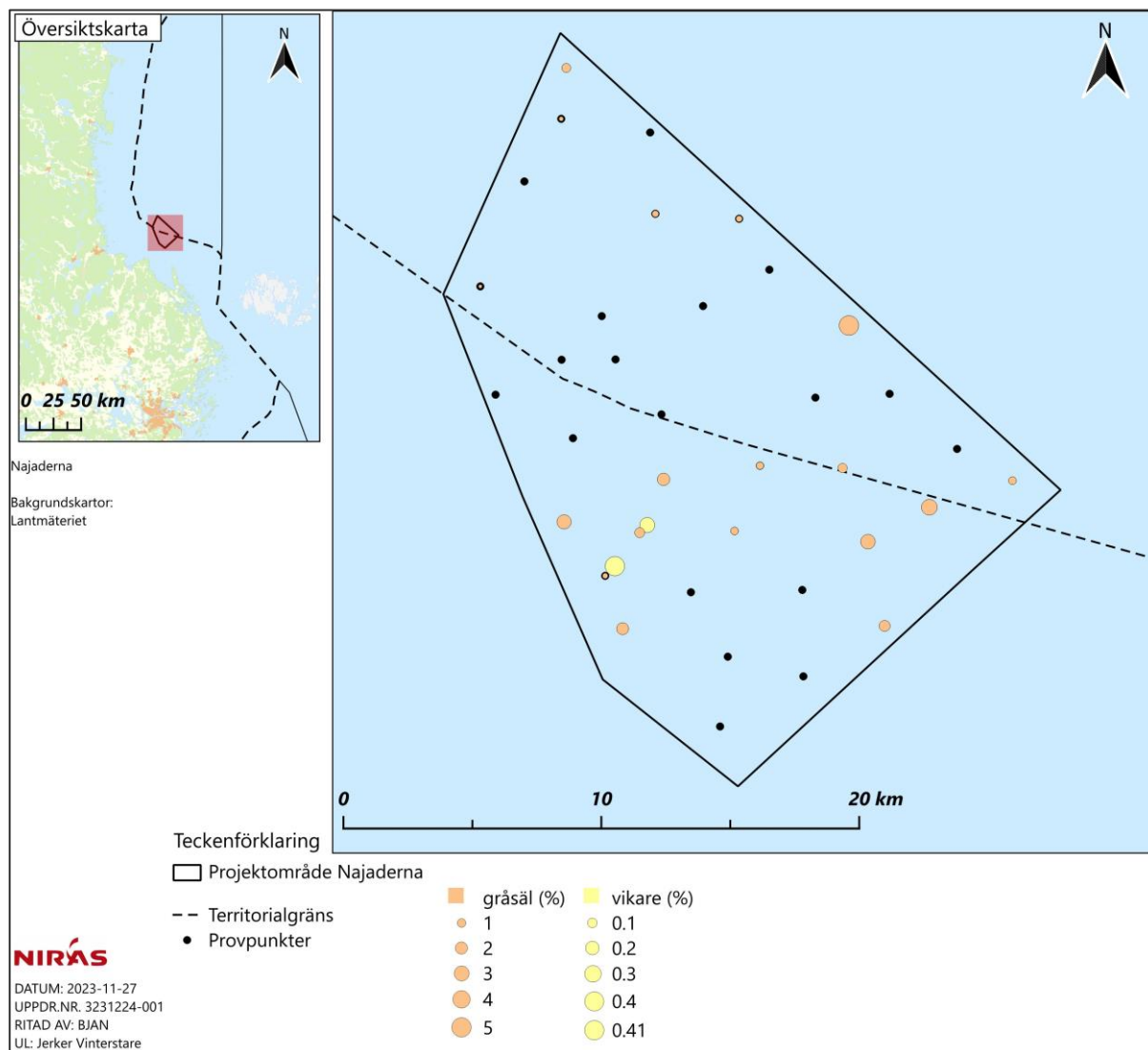
Från miljöövervakningen finns data mellan 1989 och 2020 och från SLU Artdatabanken finns data från 1997–2023. Förutom data och information från miljöövervakningen och SLU Artdatabanken har information också samlats in från bland annat vetenskapliga artiklar, rapporter från myndigheter samt bevarandeplaner.

4.2 Fältundersökningar

För att undersöka förekomsten av marina däggdjur i området har man studerat spår av deras DNA i miljön, så kallat "environmental" DNA (eDNA). Analys av eDNA är en generell och icke-invasiv metod som baseras på möjligheten att studera olika organismers spår i vattenkolumnen genom att utvinna dem ur små mängder vatten och sedan via molekylära analyser specificera vilka arter som befinner sig inom ett område.

Under fältundersökningarna år 2022 (november) samlades vattenprover in från 40 stationer men enbart 36 stationer kunde analyseras, se Figur 4.1 för illustration av lokalernas positionering. Vattenproverna analyserades med så kallad "metabarcoding". 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 är metoden bristfällig för kvantitativa undersökningar. Relativa koncentrationer av artspecifikt DNA i ett prov kan dock beräknas och studier har visat att dylik data kan nyttjas som en proxy för relativa abundanser (Nilsson m.fl. 2022). 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.

eDNA-proverna samlades in och analyserades på laboratorium med specifika primers för att detektera de olika marina däggdjuren som finns i Sverige; gråsäl, vikare, knubbsäl samt tumlare. DNA från två arter av marina däggdjur, gråsäl och vikare, påträffades i provtagningen. Gråsäl var mycket vanlig och förekom i hälften av proverna (18), fördelade över hela projektområdet (Figur 4.1).



Figur 4.1. Positioner och detektionsfrekvens (% av observationer i enskilda prov) av marina däggdjur med MarVer3-markören från prover tagna i november 2022. Arealen av arters cirkel motsvarar den relativa abundansen av eDNA från arten i det givna provet, jämfört med andra däggdjur. Arealen är därmed inte strikt jämförbar mellan olika prov/stationer. Svarta punkter motsvarar provpunkter utan detektion av marina däggdjur. Figur från NIRAS 2023.

Vikare observerades i två prov lokaliserade i den sydvästra delen av projektområdet (Figur 4.1). Inget DNA-spår från den hotade Östersjöpopulationen av tumlare observerades. Sammantaget var detta förväntade observationer av marina däggdjur i området baserat på kända utbredningsområden för dessa arter.

4.3 Sammanfattning av modelleringar av undervattensbuller

För att studera spridningen av undervattensbuller under både anläggningsfasen och driftfasen för Najaderna vindkraftpark har Efterklang utfört beräkningar och modelleringar (Efterklang, 2023). I den rapporten jämförs beräknade ljudnivåer med bedömningsgrunder från den danska Energistyrelsen, Vindval och det amerikanska vetenskapliga organet National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Beräkningarna tar hänsyn till batymetri, typ av botten, hastighetsprofil, salinitet med mera. Beräkningarna är också viktade för säl och ställs mot tröskelvärden för tillfällig hörselnedsättning (TTS, Temporary Threshold Shift) och permanent

hörselnedsättning (PTS, Permanent Threshold Shift) (Tabell 4.1). För en mer detaljerad beskrivning av TTS och PTS se avsnitt 5.2.1.

Ljudtrycksnivån kan anges med olika mått beroende på hur tryckvariationerna har medelvärdesbildats. Riktvärden för undervattensbuller anges normalt utifrån följande mått:

- SEL = Ljudexponeringsnivå (Sound Exposure Level).
- SPL = Ljudtrycksnivå (Sound Pressure Level).
- $SPL_{(topp)}$ = Det maximala absoluta värdet för övertrycket eller undertrycket. Nivån anges i dB relativt 1 μPa .
- PCW = Vägningsfilter som används för att filtrera bullernivåer till sälars frekvensspecifika hörselkänslighet (Phocid Carnivores in Water).

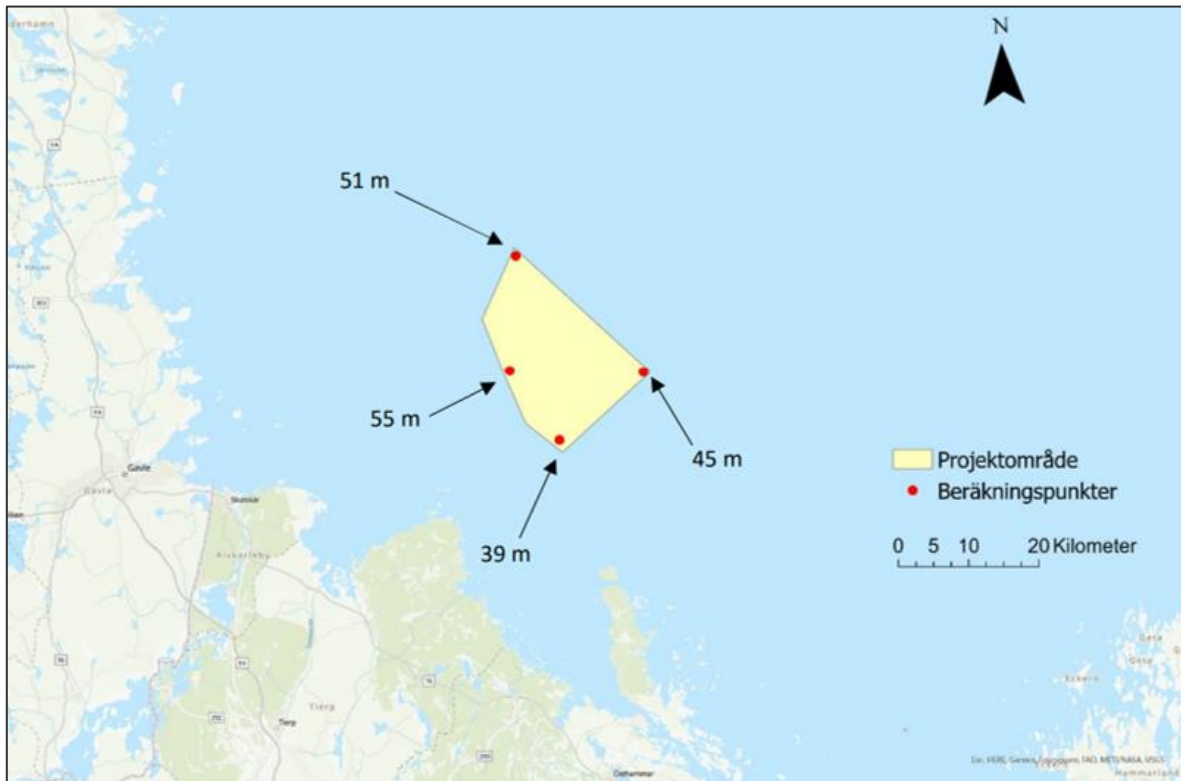
Tabell 4.1. Tröskelvärden för PTS och TTS som beräkningarna av undervattensbuller från pålning jämförs mot. Modifierad från Efterklang (2023).

Djurtyp	Påverkan	Mått	Tröskelvärde, dB	Källa
Säl	PTS	$SEL_{24h, PCW}$	185	Danska Energistyrelsens vägledning
		$SPL_{(topp)}$	218	NOAA:s vägledning
	TTS	$SEL_{24h, PCW}$	170	Danska Energistyrelsens vägledning
		$SPL_{(topp)}$	212	NOAA:s vägledning

4.3.1 Anläggningsfas

Det är under anläggningsfasen som de mest betydande nivåerna av undervattensbuller alstras och bedömningen är att pålning kommer att vara den dominerande bullerkällan. Inom Najaderna vindkraftpark kommer pålning att vara aktuellt för både monopilefundament och fackverksfundament. För monopilefundamenten kommer diametern på pålarna att vara maximalt 15 meter och för fackverksfundamenten kommer de att vara maximalt 3,5 meter. I modelleringarna har en upprampningssekvens på 30 minuter inkluderats samt efterföljande 11 timmar och 30 minuter med pålning med full källstyrka för att erhålla en total pålningstid av 12 timmar per dygn. Under upprampningssekvensen ökar styrkan i påslagen successivt till full källstyrka vilket ger djur som befinner sig i närheten av pålningen möjlighet att avlägsna sig från närområdet innan påslagen nått full källstyrka.

För att åskådliggöra eventuella skillnader i bullerspridning beroende på pålningsposition har beräkningar utförts för fyra olika positioner, se Figur 4.2. De studerade pålningspositionerna har placerats i ytterkant av projektområdet i syfte att visa största möjliga totala påverkansområde. Pålningen har modellerats som punktkälla med en viss källstyrka (ljudnivån på 1 meters avstånd från punktkällan) som varierar beroende på om man installerar monopilefundament eller fackverksfundament. För monopilefundament med en diameter på 15 meter blir källstyrkan för $SEL_{(enkel)} = 228$ dB rel. 1 μPa^2s och $SPL_{(topp)} = 250$ dB rel. 1 μPa . För fackverksfundament med en diameter på 3,5 meter blir källstyrkan för $SEL_{(enkel)} = 216$ dB rel. 1 μPa^2s och $SPL_{(topp)} = 238$ dB rel. 1 μPa .



Figur 4.2. Utredda pålningspositioner (markerade i rött) samt bottendjup vid positionerna som använts i modelleringarna av Efterklang (2023). Figur från Efterklang (2023).

Flyktbeteendet hos en tänkt mottagare tas också i beaktande i beräkningar av påverkansavstånd. I den danska Energistyrelsens vägledning (Energistyrelsen, 2022) föreslås en enkel modell där flykten sker från en startposition 200 meter från bullerkällan. Flykten modelleras med en konstant hastighet av 1,5 m/s i en rät linje bort från bullerkällan.

Utifrån beräknad bullerspridning, beräknat flyktbeteende, pålningsens upprampningssekvens och antagandet att utstrålat buller är direkt proportionellt mot andelen slagenergi i påslagen kan ett värde för ljudexponeringsnivån under ett helt dygn (SEL_{24h}) beräknas.

Beräkningarna av bullerspridningen för pålning har delats upp i fyra olika beräkningsfall; pålning i väst, pålning i öst, pålning i norr samt pålning i syd. Dessa olika beräkningsfall har utförts för både monopilefundament och fackverksfundament.

Resultaten gällande ljudexponeringsnivåerna utan dämpning visar att det finns ett behov av ljuddämpning för att innehålla tröskelvärdena angivna av den danska Energistyrelsen ($SEL_{24h, PCW}$ 170 dB för TTS och 185 dB för PTS). För pålning av monopilefundament beräknas ljuddämpningsbehovet vara som mest 12 dB för undvikande av PTS och 27 dB för undvikande av TTS hos säl. För pålning av fackverksfundament beräknas ljuddämpningsbehovet vara som mest 16 dB för undvikande av TTS hos säl. Tröskelvärdet för PTS hos säl överskrids inte för pålning av fackverksfundament. Skillnaderna i bullerspridning mellan de olika pålningspositionerna är generellt små.

För att begränsa pålningsens bullerspridning kan diverse bullerdämpande åtgärder vidtas. Utvecklingen går fort inom detta fält men i dagsläget är kombinationen av Hydro Sound Damper (HSD) och dubbla bubbelgardiner

(DBBC, Double Big Bubbel Curtain) de åtgärder som dämpar den linjära källstyrkan mest. Detta inkorporerades i beräkningarna av ljudexponeringsnivåerna för säl, vilka visar att den danska Energistyrelsens tröskelvärden för PTS hos säl ($SEL_{24h, PCW}$ 185 dB) beräkningsmässigt innehålls för pålning av monopilefundament där åtgärden HSD+DBBC vidtas. Tröskelvärdet för TTS hos säl ($SEL_{24h, PCW}$ 170 dB) beräknas överskridas med som mest 1 dB. Överskridandet gäller pålning av monopilefundament vid den östra och västra pålningspositionen under både vår- och sommarscenariot. Detta överskridande är litet och gäller för en tänkt mottagare som vid pålningsstart börjar avlägsna sig bort från en position 200 meter från pålningen. För bullerdämpad pålning av fackverksfundamenten erhålls god marginal till tröskelvärdena, som minst 12 dB till tröskelvärdet för TTS hos säl.

Resultaten gällande momentana ljudnivåer ($SPL_{(topp)}$ och $SEL_{(enkel)}$) vid odämpad pålning visar att avstånden till tangering av tröskelvärdena för PTS och TTS är som mest 400 meter respektive 1 kilometer vid pålning av monopilefundament (Tabell 4.2). Vid odämpad pålning av fackverksfundament beräknas motsvarande avstånd till cirka 50 meter respektive 150 meter. Redovisade avstånd i Tabell 4.2 avser pålning med full källstyrka för att visa ett worst case.

Tabell 4.2. Maximala avstånd till tangering av de tröskelvärden för säl som avser momentana ljudnivåer för pålning av monopilefundament samt fackverksfundament för olika scenarion och positioner. Avstånden gäller för pålning med full källstyrka utan upprampning och utan bullerdämpning samt pålning med full källstyrka, utan upprampning och med bullerdämpning. Modifierad från Efterklang (2023).

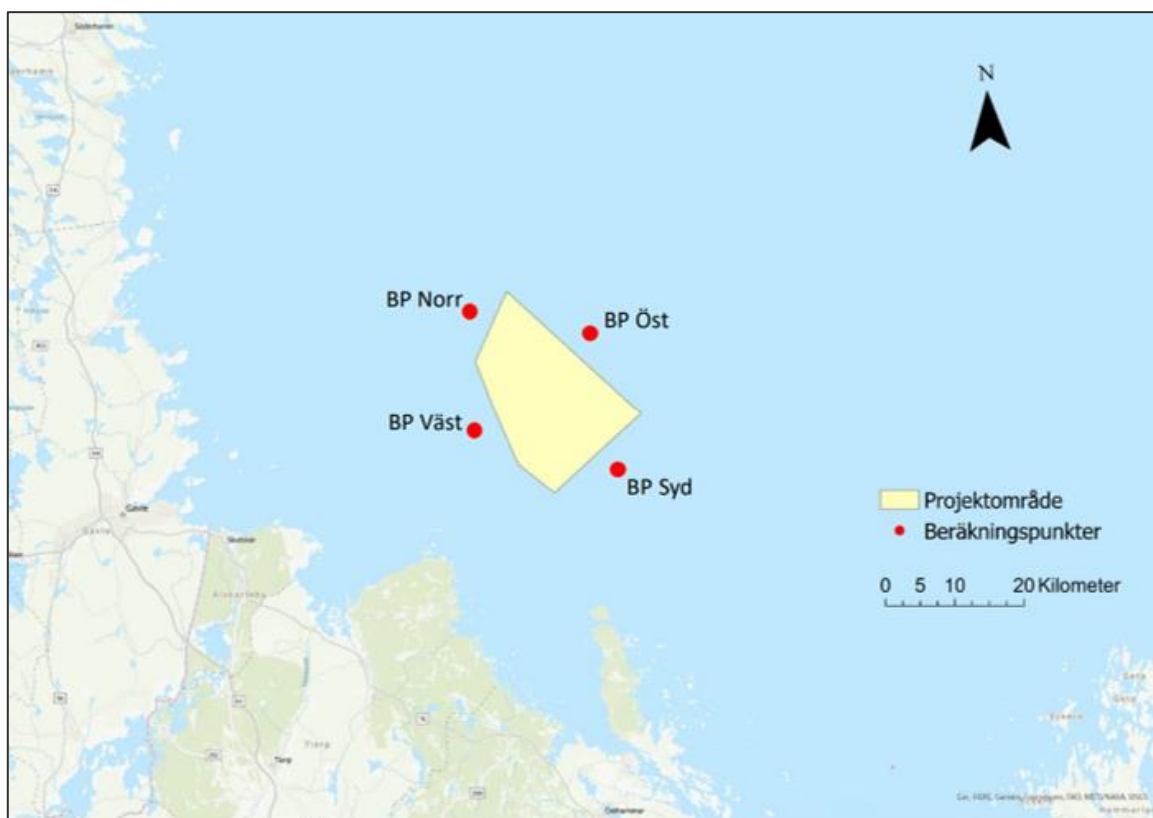
	Pålning med full källstyrka, utan upprampning och utan bullerdämpning				Pålning med full källstyrka, utan upprampning och med bullerdämpning motsvarande HSD + DBBC.			
Pål-nings-position	Monopilefunda-ment		Fackverksfundament		Monopilefunda-ment		Fackverksfundament	
	PTS	TTS	PTS	TTS	PTS	TTS	PTS	TTS
Väst Vår	350 m	950 m	ca 50 m	150 m	ca 10 m	ca 50 m	Överskrids ej	ca 10 m
Väst Sommar	350 m	850 m	ca 50 m	150 m	ca 10 m	ca 50 m	Överskrids ej	ca 10 m
Öst vår	400 m	1,0 km	ca 50 m	150 m	ca 10 m	ca 50 m	Överskrids ej	ca 10 m
Öst sommar	300 m	900 m	ca 50 m	150 m	ca 10 m	ca 50 m	Överskrids ej	ca 10 m
Norr Vår	300 m	900 m	ca 50 m	150 m	ca 10 m	ca 50 m	Överskrids ej	ca 10 m
Norr Sommar	300 m	850 m	ca 50 m	150 m	ca 10 m	ca 50 m	Överskrids ej	ca 10 m
Syd Vår	300 m	700 m	ca 50 m	150 m	ca 10 m	ca 50 m	Överskrids ej	ca 10 m
Syd Sommar	300 m	700 m	ca 50 m	150 m	ca 10 m	ca 50 m	Överskrids ej	ca 10 m

För säl beräknas avståndet till tangering av tröskelvärde för TTS att minska från 1 kilometer till cirka 50 meter vid bullerdämpad pålning av monopilefundament. För PTS hos säl är motsvarande avståndsminskning från 400 meter till cirka 10 meter. Vid bullerdämpad pålning av fackverksfundament är avståndsminskningen för TTS hos säl från 150 meter till cirka 10 meter. Tröskelvärdet för PTS hos säl beräknas inte överskridas vid bullerdämpad pålning av fackverksfundament.

4.3.2 Driftfas

Ljudnivåerna under driftsfasen är avsevärt lägre än under anläggningsfasen. Undervattensbuller från driften av vindkraftverken varierar beroende av vindkraftverkens storlek och de rådande vindförhållandena. För Najaderna vindkraftpark beräknas källstyrkan vara 154 dB relativt 1 μ Pa på ett avstånd av 1 meter från ljudkällan för en turbin med effekten 20 MW (Efterklang, 2023). I jämförelse med fartygsbuller är denna beräknade källstyrka lägre än vad som normalt förekommer från kommersiella fartyg.

Eftersom bottendjupet varierar inom och utanför området för Najaderna vindkraftpark kommer spridningen av ljudet att se olika ut i olika riktningar. För att visa på dessa skillnader har bullerberäkningar utförts för nordlig, västlig, sydlig och östlig riktning kring området. I Figur 4.3 ses de yttersta beräkningspunkternas lägen (3 kilometer från områdets gräns). Under driftsfasen har beräkningarna inte inkluderat ett flyktbeteende hos mottagaren utan har utförts för stationära punkter.



Figur 4.3. Beräkningspunkter (markerade med rött) 3 kilometer från projektområdets gräns som använts i modelleringarna av Efterklang (2023). Figur från Efterklang (2023).

Resultaten för den beräknade ljudexponeringsnivån (SEL_{24h}) under driftsfasen visas i Tabell 4.3. Dessa ljudtrycksnivåer är anpassade med ett vägningsfilter för säl (PCW). Värdena redovisas för stationära mottagare på några olika avstånd från projektområdets gräns fram till de fyra utvalda beräkningspunkterna (Figur 4.3).

Tabell 4.3. Beräknade ljudexponeringsnivåer på olika avstånd från projektområdets gräns. Beräkningarna avser ett vår-scenari och är anpassade med vägningsfilter för säl (PCW). Tabell från Efterklang (2023).

	Ljudexponeringsnivå (SEL _{24h, PCW} dB rel. 1 µPa ² s) på olika avstånd från projektområdets gräns i riktningarna			
Avstånd, m	Norr	Öster	Söder	Väster
200	145	150	146	150
500	145	149	146	150
1000	144	149	145	149
2000	143	148	144	148
3000	143	147	143	147

Beräkningarnas resultat (Tabell 4.3) visar på god marginal till tröskelvärdena angivna av den danska Energistyrelsen (SEL_{24h, PCW} 181 dB för TTS och 201 dB för PTS). Marginalen till tröskelvärdet för TTS hos säl beräknas till som minst 31 dB för en stationär mottagare som under 24 timmar befinner sig 200 meter från områdesgränsen. För att tröskelvärdet för TTS hos säl beräkningsmässigt ska överskridas skulle en säl under 24 timmar behöva befinna sig inom ett fåtal meter från vindkraftverken. På såpass korta avstånd kommer bullret att domineras helt av det närbelägna vindkraftverket. Ljudbidraget från andra turbiner kommer att vara marginellt. Inom Najadernas projektområde beräknas det kontinuerliga driftsbullret, filtrerat med vägningsfiltret PCW för säl, att variera från cirka 100 dB SPL_{PCW} vid områdesgränsen till cirka 139 dB SPL_{PCW} invid varje vindkraftverk. Sett till exponering över 24 timmar i stationära punkter motsvarar det ett spann mellan cirka 150 dB till 188 dB för SEL_{24h, PCW} inom Najadernas projektområde.

4.4 Sammanfattning av modellering av sedimentspridning

För att studera hur Najaderna vindkraftpark påverkar omblandning, skiktning, vågor och strömmar, samt sedimentspridning från borrhning för fundament och nedspolning av kabel har AFRY (2023) sammanställt data och gjort beräkningar. 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 monopiles krävs att det hårda sedimentet borraras ur. Det utborrade sedimentet 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 av anläggning av gravitationsfundament bedöms ske i mindre grad än för monopiles har beräkningar endast utförts med avseende på monopiles.

Hur stort avstånd som sediment förflyttas vid borrhning för monopiles beror på flera faktorer, däribland bottenmaterial och torrdensitet, borrhastighet, borrhningsdjup, utsläppsmetod, vattenströmmar, och fundamentens diameter. Beräkningarna baseras därför på 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 borrhastigheten 1 meter/timme. Spridningsavstånd beräknades 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 och vanliga metoder för detta är plogning eller nedspolning. Nedspolning anses ge mest spill, upp till 20 % och det är därför beräkningarna utgått från just detta. 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.

Najaderna vindkraftpark bedöms kunna ha en liten lokal påverkan på omblandningen och skiktningen av vattenmassan. Viss ökad och minskad omblandning kan förväntas ske samtidigt, men på olika platser. Eftersom vattenmassan inom vindkraftsparken hela tiden byts ut, bedöms dock dessa båda effekter till största del ta ut varandra och därmed inte få någon påverkan på regional skala. Vindkraftparken kan påverka strömmarna lokalt och regionalt med maximalt 2 till 10 % inom begränsade och tidsmässigt varierande områden. Den största och vanligast förekommande påverkan bedöms ske i ytvattnet ca 5–10 kilometer i lä om vindkraftparken. Reduktionen av strömhastigheter bedöms inte ha någon betydande påverkan på vattenmiljön.

Utsläppet av borrhax vid borring för en monopile bildar en tung plym som vid utsläpp nära botten kommer sjunka fort. Plymen kan bli uppemot 5 meter tjock. Varaktigheten av upplevd grumling för en organism som passivt flyter med vattenmassan nära botten beräknas därmed aldrig kunna bli längre än 70 timmar eftersom detta är den tid det tar för de mest finkorniga sedimenten överst i plymen att sjunka till botten.

Det maximala spridningsavståndet av suspenderat sediment till följd av borring för monopiles beräknas till 12,5 kilometer vid normala strömhastigheter i recipienten. Koncentrationer på över 100 mg/l kan då förväntas på 2,5–4 kilometer från arbetspositionen. Efter drygt 10 kilometer beräknas sedimentkoncentrationerna vara lägre än 10 mg/l förutom alldeles intill botten.

5. Påverkansfaktorer och konsekvensbedömningar

I nedanstående avsnitt redovisas först bedömningsmetodikerna med worst case samt sedan de påverkansfaktorer som potentiellt kan påverka marina däggdjur i samband med anläggning, drift och avveckling av den planerade vindkraftparken Najaderna. De berörda påverkansfaktorerna redovisas i Tabell 5.1.

Tabell 5.1. Påverkansfaktorer som potentiellt kan ha en påverkan på marina däggdjur uppdelat per fas.

Påverkansfaktor	Anläggning	Drift	Avveckling
Ljud (både under och över ytan)	X	X	X
Suspenderat sediment och sedimentspridning	X		X
Fysisk förändring av havsbotten		X	
Elektromagnetiska fält		X	

5.1 Bedömningsmetodik miljökonsekvenser

För att bedöma den planerade verksamhetens potentiella konsekvenser för marina däggdjur har en trestegsmetod (DGE 2023) använts, vilken utgår ifrån en bedömningsmatris (Figur 5.1). Matrisen utgår från 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. Konsekvensen kan delas in i sex värdeklasser från positiva till stora, se Figur 5.1.

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 5.1. Bedömningsgrunder från DGE (2023) "Bedömningsmetodik MKB vindkraftsprojekt".

5.1.1 Worst case

Inom havsbaserad vindkraft sker det i dagsläget en ständig utveckling när det gäller metoder och tekniker. För Najaderna kommer det slutliga valet av teknik inte fastställas förrän efter detaljplaneringen och inför slutligt byggnadsbeslut. Bedömningarna av miljökonsekvensen kommer därför att utföras utifrån största möjliga påverkan för de alternativ som exemplifierar det spann som etableringen kan hamna inom. Dessa "worst case" presenteras närmare i följande stycken och utgår från de scenarier som förväntas ha störst påverkan på marina däggdjur.

Worst case utifrån spridningen av undervattensbuller bedöms vara att anläggningen sker under våren och att det sker pålning av monopilefundament med en maximal diameter på 15 meter (Efterklang, 2023). Worst case för undervattensbuller under driftsfasen anses vara att maximalt 67 vindkraftverk anläggs (Efterklang, 2023).

Gällande påverkansfaktorn fysisk förändring av havsbotten utgår worst case 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.

För suspenderat sediment och sedimentspridning anses anläggningen av monopiles vara worst case eftersom detta eventuellt medför borrhning som kan innebära att större volymer sediment förflyttas. För anläggning av kablar är worst case att nedspolning används eftersom detta bedöms ge högre grad av spridning av sediment än plogning. För kabelnedläggningen i Najaderna bedöms 20 % spill kunna förekomma (AFRY, 2023). Utsläppet av överflödigt sediment beräknas ske cirka fem meter ovanför havsbotten.

Gällande elektromagnetiska fält bedöms worst case vara att maximalt 135 kilometer kabel anläggs och att all kabel anläggs 1 meter ner i sedimentet (COWI, 2023).

5.2 Anläggningsfas

Under anläggningsfasen kommer olika typer av arbeten att genomföras. Det kommer att utföras olika typer av förberedande arbeten som sedan följs av anläggning av fundament och vindkraftverk samt ett nätverk av kablar. De förberedande arbetena utgörs av geofysiska och geotekniska undersökningar som syftar till att frambringa så detaljerad information som möjligt för att kunna välja vilka positioner man vill etablera fundament på och vilken typ av fundament som är bäst lämpat för projektet.

De påverkansfaktorer som kan ha en eventuell påverkan på marina däggdjur under anläggningsfasen är ljud, främst i form av undervattensbuller men även ljud ovanför ytan, samt suspenderat sediment som sprider sig i vattenkolumnen.

5.2.1 Ljud

Alla marina däggdjur är beroende av ljud för att kommunicera, orientera sig, leta föda samt detektera faror. Sälarnas hörsel är, till skillnad från andra marina däggdjurs, väldigt bra både ovan och under vattenytan. Höga ljudnivåer under och över ytan kan uppkomma under anläggningsfasen då man gör förberedande undersökningar, från den ökade fartygstrafiken och närvaron i området samt under själva anläggandet av fundament och andra strukturer. Impulsiva ljud med hög ljudnivå inom det frekvensspann som är mest känsligt för just den arten kan på nära avstånd påverka marina däggdjur så pass mycket att vävnaden i hörselorganen skadas avsevärt och skapar ett akustiskt trauma i hörselorganen (Madsen m.fl. 2006). Impulsiva ljud med hög ljudnivå kan på längre avstånd från ljudkällan orsaka en permanent eller temporär förändring av hörselns känslighet. Permanent hörselnedsättning (PTS) innebär att påverkan är så allvarlig att individen får en permanent förändring av hörselförmågan som varierar i storleksgrad beroende på hur stark ljudexponeringen var (Brandt m.fl. 2018, Graham m.fl. 2019). Temporär hörselnedsättning (TTS) är däremot en tillfällig förändring av hörselförmågan som försvinner efter en relativt kort tidsperiod (oftast minuter eller timmar). Impulsiva ljud med lägre ljudnivåer än de som orsakar PTS och TTS kan orsaka förändringar i beteendet hos en individ. Dessa förändringar i beteende kan till exempel vara att individen undviker en plats eller ett område under en period, den kan avbryta ett födosöksbeteende eller förändra sättet den simmar på.

Den faktor som anses ha störst påverkan på marina däggdjur under anläggningsfasen är undervattensbuller (Bailey m.fl. 2014), där buller från pålning anses utgöra den största risken (Bergström m.fl. 2022). Intensiteten av ljudet från pålning påverkas av diametern på det som pålas, där en större diameter ger upphov till en högre intensitet av ljudet (Bellmann m.fl. 2020). I Najaderna kommer den maximala diametern på monopilefundamenten att vara 15 meter.

För att kunna bedöma konsekvenserna på marina däggdjur av undervattensbullret från pålning behöver man ta hänsyn till ljudets frekvensspann samt energi. Frekvensspannet för pålning är brett men den största delen av energin ligger under några få kHz (Bellmann m.fl. 2020). Inom detta lägre frekvensspann hör sälar bättre än vissa andra marina däggdjur. På grund av de väldigt höga energinivåerna i pålningsljud finns det även en del energi vid högre frekvenser som till viss del också skulle kunna påverka säl.

Vid pålning av förankringar är det vanligt att använda sig av soft start och ramp-up som innebär att pålningen startas med lägre energi i slagen för att sedan öka långsamt under en viss tidsperiod. Detta ger de individer som befinner sig nära ljudkällan tid att avlägsna sig från närområdet innan full effekt implementeras. Om man till exempel har en ramp-up-period på 30 minuter och antar att sälarna simmar med en hastighet av 1,5 m/s (Gallon m.fl. 2007, Band m.fl. 2016) kommer de hinna simma cirka 2,7 kilometer bort från pålningsplatsen innan utrustningen tillämpar full effekt.

Förutom pålning är fartygstrafik en källa till ljud under anläggningsfasen, både under och över ytan. Under anläggningsfasen kommer fartygstrafiken att öka både inom och utanför området när personal och material ska förflyttas. Fartygens rörelser till och från området kommer troligtvis att vara relativt förutsägbara och sälarna i området kommer att ha möjlighet att förflytta sig från vältrafikerade områden med högre ljudnivåer. Det mesta av ljudet som fartyg producerar kommer från propellarna och motorn, och frekvenserna för detta ljud kan variera från 0,025–160 kHz (Hermannsen m.fl. 2014) där den större delen av energin ligger vid relativt låga frekvenser (Erbe m.fl. 2019). Vissa delar av gråsälens kommunikation sker i det lägre frekvensspannet av deras hörselomfång (Ruser m.fl. 2014) och detta skulle kunna medföra att fartygens ljud kan maskera denna kommunikation. Fartygs- och båttrafiken i närheten av Najaderna är i dagsläget relativt intensiv och det går flera större farleder utanför projektområdet, både in till Gävle och norrut. De säl som rör sig kring projektområdet antas därmed vara vana vid en viss nivå av fartygs ljud, både under och över ytan.

I förvaltningen av marina däggdjur runt om i världen använder man sig ofta av tröskelvärden för TTS och PTS, och ibland även för beteendepåverkan, för att begränsa påverkan på marina däggdjur från ljudalstrande aktiviteter. Dessa tröskelvärden kan variera och påverkas ofta av platsspecifika faktorer. I dagsläget saknas det internationella och nationella standardiserade riktlinjer, men flera länder och organisationer har skapat vägledningar som används i olika omfattning, bland annat Southall m.fl. (2019), NOAA (2018), NMFS (2018) samt Energistyrelsen (2022). Om man utgår från den senaste vetenskapliga litteraturen är det den kumulativa ljudexponeringsnivån med frekvensviktning man ska använda sig av för att bedöma påverkan på marina däggdjur och utifrån detta har man satt tröskelvärden för PTS och TTS (Tabell 4.1). Tröskelvärde för undvikandebeteende för säl finns inte eftersom kunskapen saknas. Om marina däggdjur utsätts för ljud över rekommenderade tröskelvärden kan det orsaka mycket negativa konsekvenser på individnivå och i värsta fall även på populationsnivå.

Både vikare och gråsäl tillhör familjen öronlösa säl som generellt anses höra inom frekvensspannet 50 Hz till 86 kHz i vatten (NOAA 2018), men detta spann kan variera för specifika arter inom denna familj. Ruser m.fl. (2014) har visat att gråsälens hörsel i luft är som bäst mellan 3 och 20 kHz, men att de även kan höra i ett bredare frekvensspann. Gråsälens hörselomfång under vattenytan är också relativt brett, men här hör de som bäst mellan 1 och 50 kHz (McCulloch 2000). För vikaren finns inte motsvarande siffror så gråsäl används ofta som modellart och får representera även vikaren.

Säl anses vara relativt toleranta mot störningar som de inte uppfattar som ett direkt hot, men detta kan variera mellan individer, under olika delar av året samt under olika faser i livet. Säl är som mest känsliga under den period som de föder sina ungar, diar, byter päls och parar sig. Under denna period spenderar de mycket tid på land eller på isen, och i närheten av sina haul-outs (Andersen m. fl. 2012). I Bottenhavet sker denna period för gråsäl mellan februari och juni (kutning i februari–mars, kutarna diar i mars–april, parning under april–maj samt pälsbyte i maj–juni). För vikaren sker inte denna känsliga period i Bottenhavet utan längre norrut i Bottenviken, vilket medför att de enbart spenderar tid i närheten av Najaderna under de perioder som födosök pågår och då de därmed är mindre känsliga för påverkan. Sälarnas kommunikation under uppvaktningen och parningen sker delvis under vattnet och dessa ljud är främst inom det lägre frekvensspannet (Van parijs 2003). Uppvaktningen och parningen sker främst i anslutning till liggplatserna längs kusten (som närmast cirka 17 kilometer från projektområdet) och ingen störning av denna kommunikation antas ske eftersom det handlar om så stora avstånd från Najaderna.

Relativt få studier har studerat påverkan på sälars beteende från pålning. Resultat från Russell m.fl. 2016 visade på en minskad förekomst av säl på avstånd upp till cirka 25 kilometer från pålningsplatsen. I en annan studie som Edrén m.fl. (2010) utförde vid vindkraftsparken Nysted i Danmark studerades sälars beteende under anläggningsfasen och driftsfasen. Ett sälreservat finns cirka fyra kilometer från vindkraftsparken Nysted där säl förekommer under hela året. Under anläggningsfasen användes sälskrämmor innan pålningen påbörjades för att skrämman iväg sälarna från området närmast pålningsplatsen. Resultaten visade att det blev en signifikant minskning (mellan 20–60 %) av antalet säl på land i sälreservatet under pålningsperioderna jämfört med perioder utan pålning

(Edrén m.fl. 2010). Sälarna var dock tillbaka snabbt efter att pålningen upphört och uppehöll sig i parkområdet även under driftsfasen, vilket visar att de inte skrämdes bort från området permanent utan bara temporärt under tidsperioden som pålning pågick. De slutsatser som går att dra från dessa studier är att påverkan på sälars beteende från pålning kan variera mycket beroende på faktorer som bland annat plats, art och skillnader hos specifika individer (Edrén m.fl., 2010).

I modelleringen av undervattensbuller som Efterklang gjort för Najaderna (avsnitt 4.3) visas att påverkansavståndet vid pålning kan minskas med användning av ljuddämpande åtgärder samt även andra hänsynsåtgärder som mjuk uppstart och ramp-up. Dessa hänsynsåtgärder rekommenderas för Najaderna för att minska spridningen av undervattensbuller. Mjuk uppstart och ramp-up ser också till att mota bort marina däggdjur från områdena allra närmast ljudkällan och risken för PTS och TTS kan därmed minskas.

Eftersom avståndet till närmsta liggplats (haul-out) är relativt långt (cirka 17 kilometer), att sälar generellt anses vara förhållandevis toleranta mot störningar samt att sälarna som i dagsläget lever i närheten av Najaderna antas vara vana vid förhöjda bullernivåer bedöms sälarnas känslighet för undervattensbuller och ljud ovanför ytan som liten.

5.2.1.1 Konsekvensbedömning

Vid användandet av mjuk uppstart, ramp-up samt de ljuddämpande åtgärder som använts i beräkningar och modelleringar utförda av Efterklang (2023) blir påverkansavståndet för PTS och TTS relativt kort. Detta i kombination med att varaktigheten också kommer vara tämligen kort ger en effekt som bedöms som obetydlig. Därigenom bedöms även den sammanvägda miljökonsekvensen för säl gällande undervattensbuller och ljud ovanför ytan under anläggningsfasen som obetydlig.

5.2.2 Suspenderat sediment och sedimentspridning

Suspenderat sediment kan skapa grumling i alla typer av vattenmiljöer. Detta är både något som förekommer naturligt, när omblandning sker i vattenmassan av olika anledningar, och av antropogena orsaker som till exempel vid anläggning av strukturer i havet och muddring. Hur stort område som påverkas av förhöjda halter av suspenderat sediment beror på flera faktorer som exempelvis sammansättning av sedimentet och strömmar. Under anläggningsfasen kommer arbeten såsom anläggning av fundament och förläggning av internkabelnät att öka halterna av suspenderat sediment i det omgivande vattnet. Detta kan påverka sikten i vattnet under en viss tidsperiod.

Omfattningen av suspenderat material i vattenmassan från arbeten som sker under anläggningsfasen anses bli relativt liten (AFRY 2023). Det mesta av det suspenderade sedimentet kommer sedimentera efter en relativt kort tidsperiod vilket medför att en potentiell försämring av sikten i vattnet blir relativt kortvarig. Påverkansområdet med höga halter suspenderat sediment (över 1000 mg/l) kommer sträcka sig till omkring 400 meter från arbetspositionen och tiden som det mest finkorniga sedimentet uppehåller sig i vattenmassan beräknas bli som mest mellan 30 och 70 timmar, beroende på strömhastigheten och typ av arbete som utförs.

Alla sälarter som regelbundet förekommer i området för Najaderna är anpassade till ett liv i havet, där de spenderar mycket tid i både kustnära- och utsjöområden. I sina naturliga livsmiljöer exponeras sälar för olika grader av grumlighet i vattnet. Detta medför att de har utvecklat sätt att hantera olika halter av grumling i olika omfattning. Sälarna använder generellt synen för att jaga och fånga byten, men studier har visat att de även använder sina känsliga morrhår i stor utsträckning för att känna av fiskrörelser i vatten med dålig sikt eller i mörker (Dehnhardt m.fl. 2001, Zheng m.fl. 2021). Enligt Zheng m.fl. (2021) kan sälar detektera fiskars rörelser på ett avstånd upp till 180 meter. Tillsammans med ett bra hörselsinne gör detta att de fortfarande kan jaga effektivt även om de inte kan använda sig av sin syn. Eftersom sälarna fortfarande kan jaga och fånga bytesdjur i grumligt vatten anses deras känslighet för suspenderat sediment under anläggningsfasen vara liten.

5.2.2.1 Konsekvensbedömning

Eftersom säl är anpassade till ett liv i havet där grumligt och mörkt vatten förekommer naturligt har de inte några problem att jaga och fånga fisk i vatten med dålig sikt eller i mörker. Därför anses sälarnas känslighet för påverkansfaktorn suspenderat sediment och sedimentspridning vara låg. Sälarna skulle kunna bli indirekt påverkade om till exempel fisk skulle påverkas negativt av suspenderat sediment eller sedimentation. Detta anses dock inte vara en risk eftersom påverkan även på fisk är relativt kortvarig. Effekten anses därmed vara obetydlig. Den sammanvägda miljökonsekvensen av suspenderat sediment på säl under anläggningsfasen bedöms bli obetydlig.

5.3 Driftsfas

När vindkraftparken väl är anlagd uppskattas livslängden till cirka 45 år. Under driftsfasen kommer underhåll och eventuella reparationer utföras löpande vilket kräver transporter av personal och material till och från området för Najaderna. De påverkansfaktorer som kan ha en eventuell påverkan på marina däggdjur under driftsfasen är ljud, fysisk förändring av havsbotten samt elektromagnetiska fält.

5.3.1 Ljud

De ljud som förekommer under driftsfasen har generellt en lägre ljudnivå än de ljud som förekommer under anläggningsfasen. Under driftsfasen är de främsta ljudkällorna olika typer av fartyg och båtar samt driftljud, både ovan och under vattnet, från vindkraftverken.

Under driftsfasen genererar vindkraftverken både mekaniska och aerodynamiska ljud. De mekaniska ljuden skapas av de rörliga delarna i vindkraftverken, som till exempel växlar. Dessa ljud kan fortplanta sig ner i fundament för att sedan spridas i det omgivande vattnet. Det mekaniska ljudet från vindkraftverken är relativt lågfrekvent och håller sig oftast under 1 kHz med en hög koncentration av energi kring 0,2 kHz (Thomsen m.fl. 2006, Pangerc m.fl. 2016, Tougaard m.fl. 2020). En faktor som påverkar ljudnivåerna på det mekaniska ljudet från ett vindkraftverk är storleken på turbinen, där större turbin ger högre ljudnivåer (Tougaard m.fl. 2020). Ljudet från enskilda turbiner är lägre än fartygsljud (Madsen m.fl. 2006), men eftersom vindkraftverk är statiska ljudkällor bidrar deras ljud mer långvarigt till den sammantagna ljudbilden i ett område där även den kumulativa påverkan kan ha stor effekt på omgivningen (Tougaard m.fl. 2020). Om bakgrundsljudet i vattnet är högt sedan innan, t.ex. i nära anslutning till en vältrafikerad farled kommer det mekaniska ljudet från vindkraftverken bara kunna uppfattas väldigt nära fundamenten (Tougaard m.fl. 2020).

De aerodynamiska ljuden produceras i luften ovanför vattenytan när bladen roterar. Detta ljud har generellt måttliga ljudnivåer och ett brett frekvensspann. Eftersom det är olika densitet i vatten och luft kommer dessa ljud inte överföras ner i vattenkolumnen utan reflekteras bort vid vattenytan (Richardson m.fl. 1995).

Under driftsfasen kommer utrustning, material och personal kontinuerligt behöva transporteras till och från området med olika typer av fartyg och båtar. Närvaron av olika typer av fartyg och båtar som i dagsläget finns kring projektområdet kan antas medföra att de säl som vistas i närområdet är vana vid att förhålla sig till dessa typer av ljud.

Säl hör som bäst i spannet 1–50 kHz (McCulloch 2000). Ljudet från vindkraftverk i drift faller inom det lägre frekvensspannet som säl hör som bäst i medan ljud från fartyg kan variera mer, i spannet 0,025–160 kHz (Hermannsen m.fl. 2014), där den större delen av energin ligger vid relativt låga frekvenser (Erbe m.fl. 2019). Båda dessa ljudkällor skulle därmed kunna påverka säl under driftsfasen. Dock har flera studier visat att säl spenderar mycket tid inom vindparkområden för att bland annat födosöka. Russell m.fl. (2014) studerade beteende och rörelsemönster hos flertalet individer av gråsäl och knubbsäl. De visade att vissa säl aktivt sökte sig till vindkraftsfundament och kablar för att leta efter föda. De observerade att dessa individer systematiskt rörde sig mellan fundamenten i ett rutnätsliknande mönster och letade föda i nära anslutning till fundamentens bas samt att vissa individer även följde anlagda kablar längs botten i jakten på föda. Även Edrén m.fl. (2010) visade att säl inte påverkas anmärkningsvärt av en vindkraftpark i drift när de studerade säl i ett närbeläget sälreservat till

den havsbaserade vindkraftsparken Nysted i Danmark. De kunde visa att inga långvariga effekter av vindkraftse-tableringen påverkade sälarna i det närliggande sälreservatet. Sälarna fortsatte att använda området och föda sina kutar där även under driftsfasen (Edrén m.fl., 2010).

De beräkningar som Efterklang har gjort (avsnitt 4.3.2) kring ljudtrycksnivåer på olika avstånd från projektområdets gräns visar att ljudtrycksnivåerna under driftsfasen, enligt värsta scenariot, kommer att vara relativt låga på olika avstånd från projektområdet samt att det finns god marginal till tröskelvärdena angivna av den danska Energistyrelsen. Detta i kombination med resultaten från de andra studierna visar att påverkan på säl kan se olika ut på olika platser och det är sannolikt flera faktorer som påverkar deras känslighet. Säl anses, som tidigare nämnt, generellt vara mindre känsliga än vissa andra marina däggdjur för både fartygstrafik och driftsljud. Eftersom de individer som förekommer i närheten av projektområdet sannolikt är anpassade till ljudnivåerna från fartygstrafiken, som pågått under många år, bedöms deras känslighet för undervattensljud från både fartygstrafik och driftljud från vindkraftverken under driftsfasen som liten.

5.3.1.1 Konsekvensbedömning

Eftersom ljudet från vindkraftverken i drift är relativt låga, enligt Efterklangs beräkningar, kommer påverkansområdet bli lokalt kring varje enskilt vindkraftverk. Varaktigheten kommer dock att vara lång eftersom den uppskattade livslängden för Najaderna uppgår till cirka 45 år. Ljudet från transporter med fartyg till och från området bedöms inte påverka sälarna eftersom de anses vara vana vid en relativt hög närvaro av fartyg och därmed också en högre ljudnivå. Effekten bedöms därför bli obetydlig. Sammantaget bedöms miljökonsekvensen av undervattensbuller under driftsfasen bli obetydlig för säl.

5.3.2 Fysisk förändring av havsbotten

Under driftsfasen kommer området och dess nuvarande habitat att se annorlunda ut från hur det ser ut idag. Eftersom exakt fundamentstyp ej är fastställd utgår bedömningarna från ett worst case där det maximala bottenanspråket för 67 vindkraftverk, fundament för transformatorplattform samt internt kabelnätverk är 0,79 km², vilket motsvarar cirka 0,2 % av projektområdets area.

Oavsett typ av fundament och eventuella erosionsskydd kommer det som installeras att addera hårda strukturer på botten och genom hela vattenpelaren. Detta medför att nya hårbottenssubstrat kommer att introduceras i de delar av projektområdet som idag består av mjukt sediment. I de delar av området som redan består av hårt bottenssubstrat kan strukturerna från fundamenten addera en ny typ av hårdare yta, skapa mer variation i underlaget samt addera mer yta för bottenflora och fauna att etablera sig på. Detta kan gynna områdets biologiska mångfald eftersom dessa nya strukturer kan verka som artificiella rev (Öhman m.fl. 2006, Hylkema m.fl. 2020, Kramer m.fl. 2015) genom den så kallade reveffekten. När nya substrat för bottenflora och fauna introduceras i ett område lockar det med tiden till sig mer fisk (Bergström m.fl. 2012), som i sin tur kan attrahera marina däggdjur till följd av den ökade födotillgången.

Eftersom fundamenten sträcker sig från ytan, genom hela vattenpelaren och ner till botten skulle dessa strukturer kunna uppfattas som ett hinder vilket eventuellt skulle kunna medföra att individer förflyttar sig till andra områden. Russell m.fl. (2016) fann dock inget som indikerade att detta skulle påverka knubbsäl under driftsfasen i flera vindkraftparker i Storbritannien. Det saknas studier som påvisar att säl skulle ha svårt att navigera i ett område med strukturer som löper genom hela vattenpelaren.

Alla säl är opportunistiska födosökare vilket betyder att de jagar byten efter tillgänglighet. Detta innebär att där det finns mycket bytesdjur är det generellt mycket säl. De reveffekter som kan uppstå skulle kunna öka mängden bytesdjur i området och därmed göra att området blir mer attraktivt för marina däggdjur under deras födosöksperioder. Detta styrks av flertalet studier som visar att säl aktivt har sökt sig till vindkraftparker för att leta föda. Inom en av dessa studier märkte Russell m.fl. (2014) ett antal knubbsäl, i närheten av två vindkraftparker – Alpha

Ventus i Nederländerna och Sheringham shoal i Storbritannien, med GPS-sändare. Data från vissa av dessa individer visade att sälarna rörde sig i ett oförutsägbart mönster inom parkområdet under driftsfasen medan andra individer visade ett förutsägbart födosöksbeteende där de på ett systematiskt sätt födosökte i nära anslutning till fundamenten (Russell m.fl. 2014). De individer som uppvisade ett mer systematiskt födosöksbeteende sökte sig till ett fundament och simmade sedan runt det i cirklar för att leta föda. Efter en relativt kort tidsperiod simmade sälarna raka vägen till nästa fundament och upprepade samma beteende. Russell m.fl. (2014) kunde också visa att gråsälarna även födosöker i vindparksområden kring kablar förlagda på havsbotten.

Det finns också flera studier från Danmark som tittat på om byggnationen av en vindkraftpark påverkat förekomsten av säl (Dietz m.fl., 2003; McConnell m.fl., 2012). Studierna visade att sälarna regelbundet uppehåller sig inom vindparksområdena Lillgrund, Nysted och Rødsand II under driftsfasen (Dietz m.fl., 2003; McConnell m.fl., 2012). Området för vindkraftparken skulle också kunna agera skydd från de högt trafikerade områdena runt omkring och därmed ha en liten positiv effekt på de marina däggdjur som använder området.

Sammantaget visar många studier att en vindkraftpark i drift inte har en avskräckande effekt på säl, men att en eventuell påverkan på individnivå inte kan uteslutas och att känsligheten troligtvis kan påverkas av flera faktorer samt variera mellan individer. Sälarnas känslighet för fysisk förändring av havsbotten under driftsfasen bedöms därför som liten.

5.3.2.1 Konsekvensbedömning

Det finns inga studier som tyder på att säl skulle ha svårt att navigera i ett område med strukturer som löper genom hela vattenpelaren. Den reveffekt som kan uppstå under driftsfasen skulle kunna öka mängden bytesdjur i området och därmed göra att området blir mer attraktivt för marina däggdjur under deras födosökningsperioder. Tillsammans med det skydd som området ger från de vältrafikerade farlederna runt omkring skulle detta kunna ge en liten positiv effekt på individnivå. Trots detta bedöms effekten på populationsnivå bli obetydlig. Sammantaget bedöms miljökonsekvensen av fysisk förändring av havsbotten under driftsfasen bli obetydlig för sälarna.

5.3.3 Elektromagnetiska fält

Runt internkabelnätet inom projektområdet kommer ett elektromagnetiskt fält uppstå, men det kommer enbart att återfinnas i kabelns omedelbara närhet och styrkan kommer att avta mycket snabbt med avståndet från kabeln (Denny 1993, Manger och Pettigrew 1995). Bara några meter från kabeln kommer det inte att skilja sig från jordens normala magnetfält (COWI, 2023).

Styrkan på det elektromagnetiska fältet beror på strömmens styrka i kabeln och denna kommer att variera beroende på hur mycket ström som alstras av vindkraftverken. Det elektromagnetiska fältet kring kablarna kommer också att bero på om kablarna grävs ner eller läggs på botten och övertäcks. Exakt metod för nedläggningen kommer beslutas i anslutning till byggnationsstart.

I dagsläget känner man enbart till en art av marina däggdjur som använder sig av elektromagnetiska fält, nämligen Guyanadelfinen (*Sotalia guianensis*). Arten använder elektromagnetiska fält för att födosöka under vissa förhållanden (Czech-Damal m.fl. 2012). Det finns inga studier som visar att sälarna använder elektromagnetiska fält överhuvudtaget, därmed bedöms deras känslighet för detta vara obetydlig.

5.3.3.1 Konsekvensbedömning

Eftersom ett elektromagnetiskt fält enbart kommer att uppstå allra närmast kabeln och styrkan avtar mycket snabbt med avståndet från kabeln samt att det inte finns några studier som tyder på att sälarna använder elektromagnetiska fält bedöms effekten bli obetydlig. Sammantaget bedöms miljökonsekvensen av elektromagnetiska fält bli obetydlig.

5.4 Avvecklingsfas

När den förväntade livslängden på vindkraftparken har uppnåtts, efter cirka 45 år, kommer avvecklingsfasen inledas vilket innebär att hela eller delar av alla strukturer kommer att nedmonteras och avlägsnas. De mest optimala avvecklingsmetoderna kommer att beslutas närmare avvecklingsskedet och bästa tillgängliga teknik kommer att väljas. Påverkan på säl under avvecklingsskedet kommer troligtvis likna påverkan under anläggningsskedet, men förmodligen med lägre intensitet och varaktighet. Det kommer inte heller förekomma någon pålning vilket också reducerar nivån av undervattensbuller.

De påverkansfaktorer som kan ha en eventuell påverkan på marina däggdjur under avvecklingsfasen är undervattensbuller samt suspenderat sediment.

5.4.1 Ljud

Eftersom en detaljerad plan för avvecklingen inte finns i dagsläget och kännedom kring påverkan från avveckling av andra vindkraftparker är väldigt begränsad är det svårt att förutse hur säl kommer att påverkas av undervattensbuller under avvecklingsfasen. Under avvecklingsfasen kommer ingen pålning att ske och källorna till undervattensbuller kommer troligtvis främst bestå av fartygstrafik och buller från de avvecklande arbetena. Det förutsätts att dessa arbeten inte kommer att medföra ljudnivåer som överskrider tröskelvärdena för TTS eller PTS hos säl. Dock skulle beteendepåverkan kunna förekomma i närheten av avvecklingsplatsen, men exakt omfattning är oklar. Under avvecklingsfasen kommer intensiteten av fartygstrafik att vara liknande den under anläggningsfasen och skulle därmed kunna påverka sälarnas beteende.

Kännedomen om marina däggdjurs känslighet för arbeten under avvecklingsfasen är knapphändig men eftersom det förutsätts att avvecklingsarbetena inte kommer att medföra ljudnivåer som överskrider tröskelvärden för TTS eller PTS hos säl är det enbart påverkan på beteendet som anses kunna förekomma. För säl är en beteendepåverkan under deras mest känsliga period det som skulle kunna orsaka mest skada, men eftersom inga ligglplatser för säl finns i närheten av projektområdet anses sälarnas känslighet för beteendepåverkan av bulleralstrande arbeten vara liten.

Eftersom fartygstrafiken kommer att vara liknande den under anläggningsfasen tros de säl som använder området eventuellt undvika området allra närmast fartygen under den tid som avvecklingsfasen pågår. Denna beteendeförändring kommer att vara kortvarig och påverkan kan minskas om fartygsrörelserna är förutsägbara så att individuella säl kan anpassa sig efter fartygens rörelser. Eftersom säl i detta område är vana vid den fartygstrafik som dagligen passerar i de närliggande farlederna anses de också vara vana vid det alstrade undervattensbullret. Sälarnas känslighet för fartygstrafiken under avvecklingsfasen bedöms därmed som liten.

5.4.1.1 Konsekvensbedömning

Effekten bedöms som obetydlig eftersom påverkansområdet när det kommer till undervattensbuller bedöms som lokalt under avvecklingsfasen samt att varaktigheten är kortvarig. Sammantaget bedöms miljökonsekvensen av ljud under avvecklingsfasen som obetydlig för säl.

5.4.2 Suspenderat sediment och sedimentspridning

Under avvecklingsfasen kommer en del av de arbeten som ska utföras att medföra en ökning av halterna av suspenderat sediment i vattenmassan. Detta kan påverka sikten i vattnet under den period som det suspenderade sedimentet befinner sig i vattenmassan innan det har hunnit sedimentera ned på botten. Den tidsperiod som det tar för det suspenderade materialet att sedimentera kommer att vara relativt kort. Påverkansområdet med högst halter suspenderat sediment kommer som mest att sträcka sig 400 meter från arbetspositionen och tiden som det mest finkorniga sedimentet uppehåller sig i vattenmassan beräknas bli som mest 30–70 timmar, beroende på strömhastigheten och typ av arbete som utförs.

Både gråsäl och vikare är anpassade till ett liv i havsområden där de exponeras för grumligt vatten i olika omfattning och under olika tidsperioder. Sälarna använder oftast en kombination av syn och känsel när de jagar, där användandet av sina morrhår, gör att de kan känna av fiskrörelser i vatten med dålig sikt (Dehnhardt m.fl. 2001, Zheng m.fl. 2021). Den dåliga sikten kan t.ex. antingen bero på att det är mörkt eller att sikten är försämrad på grund av grumling. Enligt Zheng m.fl. (2021) kan sälarna detektera fiskars rörelser på ett avstånd av upp till 180 meter. Detta tillsammans med ett bra hörselsinne gör att de fortfarande kan jaga även om synen är begränsad.

Sälarna skulle kunna påverkas indirekt om förhöjda halter av suspenderat sediment skulle påverka deras bytesdjur, men risken för detta anses vara liten eftersom både varaktigheten och påverkansområdet är begränsat. Sälarnas känslighet för suspenderat sediment och sedimentspridning under avvecklingsfasen anses därmed vara liten.

5.4.2.1 Konsekvensbedömning

Påverkansområdet för högre halter av suspenderat sediment kommer att bli lokalt och varaktigheten kortvarig. Eftersom både gråsäl och vikare är vana vid olika halter av grumling och eftersom de fortfarande kan jaga och navigera i vatten med dålig sikt anses effekten bli obetydlig. Sammantaget bedöms miljökonsekvensen av suspenderat sediment och sedimentation som obetydlig med avseende på sälarna.

5.5 Samlad bedömning

De bedömningar av gråsälens och vikarens värde och känslighet, effekten samt miljökonsekvensen för de olika påverkansfaktorerna under vindkraftparkens olika faser som beskrivits under avsnitt 5.1–5.4 sammanfattas i Tabell 5.2.

Tabell 5.2. Sammanfattning av bedömningar för olika påverkansfaktorer under vindkraftparkens olika faser.

Fas	Påverkansfaktor	Värde/Känslighet	Effekt	Miljökonsekvens
Anläggning	Ljud (undervattensbuller samt ljud ovan ytan)	Liten	Obetydlig	Obetydlig
	Suspenderat sediment och sedimentation	Liten	Obetydlig	Obetydlig
Drift	Ljud (undervattensbuller samt ljud ovan ytan)	Liten	Obetydlig	Obetydlig
	Fysiska förändringar av havsbotten	Liten	Obetydlig	Obetydlig
	Elektromagnetiska fält	Obetydlig	Obetydlig	Obetydlig
Avveckling	Ljud (undervattensbuller samt ljud ovan ytan)	Liten	Obetydlig	Obetydlig
	Suspenderat sediment och sedimentation	Liten	Obetydlig	Obetydlig

6. Kumulativa effekter

Kumulativa effekter är de sammanlagda effekterna 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 marina däggdjur. De kumulativa effekter som tas hänsyn till är tillståndsgivna projekt samt projekt som har lämnat in sina tillståndsansökningar 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 säl som vistas i området bedöms kumulativa effekter endast uppstå i de fall andra projekt anläggs samtidigt och ger upphov till en påverkan som överlappar med påverkansområdet för Najaderna. För säl i området anses den enda påverkansfaktorn som skulle kunna ha en kumulativ effekt vara undervattensbuller. Kumulativa effekter från undervattensbuller bedöms som liten då påverkansområdet när det gäller undervattensbuller under anläggning i Najaderna är begränsat och relativt lokalt kring anläggningspositionen med förutsättningen att skyddsåtgärder används. Dock skulle den ökade fartygstrafiken i och i närheten av området kunna ha en påverkan på marina däggdjur om projektet Fyrskippet, som ligger cirka 15 kilometer från projektområdet, skulle befinna sig i en liknande fas samtidigt. Den eventuella påverkan skulle då troligtvis ges uttryck i beteendeförändringar där säl temporärt skulle kunna lämna områden med högre fartygstrafik. För att minska en eventuell påverkan är det rekommenderat att Najaderna Offshore AB för en dialog med projektörerna för Fyrskippet i de fall dessa kommer överlappa i tid. De kumulativa effekterna från Fyrskippet och Najaderna under driftsfasen kommer troligtvis inte ha någon påverkan på säl eftersom man sett att säl aktivt söker sig till vindkraftparker i drift för att leta föda. Konsekvensen av de kumulativa effekterna bedöms därmed bli obetydlig.

Gällande suspenderat sediment och sedimentspridning kan kumulativa effekter uppstå om vindkraftpark Najaderna anläggs samtidigt som Fyrskippet. Eftersom säl kan jaga i tillfälligt grumligt vatten bedöms den kumulativa påverkan få en obetydlig konsekvens. Även fysisk förändring av havsbotten bedöms ha en obetydlig konsekvens när det kommer till kumulativa effekter av Najaderna tillsammans med Fyrskippet eftersom den eventuella positiva effekten av att fisk attraheras till områdena förväntas bli så pass liten att det inte kommer ha en nämnvärd påverkan. Kumulativa effekter gällande elektromagnetiska fält bedöms inte heller förekomma och bedöms därmed också få en obetydlig miljökonsekvens.

Både Storgrundet och Eystrasalt bedöms ligga på så pass stort avstånd från Najaderna att inga kumulativa effekter väntas förekomma.

7. Referenser

- Aarts, G., Brasseur, S. & Kirkwood, R. (2017). Response of grey seals to pile-driving. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C006/18. 54 pp.
- AFRY. (2023). Bedömning av Najadernas vindkraftparks påverkan på omblandning, strömmar, vågor och sedimentspridning.
- Amundin, M., Carlström, J., Thomas, L., Carlén, I., Teilmann, J., Tougaard, J., Loisa, O., Kyhn, L.A., Sveegaard, S., Burt, M. L., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Laaksonlaita, J., MacAuley, J., Wright, A. J., Gallus, A., Dähne, M., Acevedo-Gutiérrez, A., Benke, H., Koblit, J., Tregenza, N., Wennerberg, D., Brundiers, K., Kosecka, M., Ljungqvist, C. T., Jussi, I., Jabbusch, M., Lyytinen, S., Saskov, A., Blankett, P. (2021). Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. Ecology and Evolution, Wiley.
- Andersen, S. M., Teilmann, J., Dietz, R., Schmidt, N. M., & Miller, L. A. 2012. Behavioural responses of harbour seals to human-induced disturbances. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 22: 113-121.
- Bailey, H., Brookes, K. L., & Thompson, P. M. 2014. Assessing environmental impacts of offshore wind farms: lessons learned and recommendations for the future. Aquatic biosystems, 10(1), 1-13.
- Band, B., C. Sparling, D. Thompson, J. Onoufriou, E.S. Martin, & West, N. 2016. Refining Estimates of Collision Risk for Harbour Seals and Tidal Turbines. Scottish Marine and Freshwater Science. 7.
- Beck, C. A., Bowen, W. D., McMillan, J. I., Iverson, S. J., (2002) Sex differences in the diving behavior of a size-dimorphic capital breeder: the grey seal. Animal Behaviour.
- Bellmann, M. A., May, A., Wendt, T., Gerlach, S., Remmers, P., & Brinkmann, J. 2020. Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values, Oldenburg, Germany: ITAP.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R & Åstrand Capetillo, N. 2012. Vindkraftens effekter på marint liv. En syntesrapport. Rapport 6488. Vindval. Naturvårdsverket.
- Bergström, L., Öhman, M. C., Berkström, C., Isaeus, M., Kautsky, L., Nyström Sandman, A. Ohlsson, H. Ottvall, R., Schack, H. & Wahlberg, M. 2022. Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv – En syntesrapport om kunskapsläget 2021. Vindval.
- Blackwell, S. B., Lawson, J. W., Williams, M. T., (2004) Tolerance by ringed seals (*Phoca hispida*) to impact pipe-driving and construction sounds at an oil production island. PACS.
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblit, C. J., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, A. L., Ljungqvist, T. C., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, E. K., & Acevedo-Gutiérrez, A. (2018). Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. Biological Conservation, 226: 42-53.
- COWI. (2023). Najaderna – Magnetfält från internkabelnät för havsbaserad vindkraft.

- Czech-Damal, N. U., Liebschner, A., Miersch, L., Klauer, G., Hanke, F. D., Marshall, C., Dehnhardt, G., & Hanke, W. (2012). Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia Guianensis*). *Proc Biol Sci.* 279 (1729): 663-668.
- Dehnhardt, G., Mauck, B., Hanke, W., & Bleckmann, H. (2001). Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). *Science* 293, s 102-104.
- Denny, M. A. (1993). Electrical resistivity and the sixth sense. *Air and water: the biology and physics of life's media*. Princeton University Press, Princeton, pp 174-189.
- Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O.D., & Laidre, K. (2003). Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm Area to the seals. NERI Technical Report No. 429
- Edrén, S. M. C., Andersen, S. M., Teilmann, J., Carstensen, J., Harders, P. B., Dietz, R., & Miller, L. A. (2010). The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science*, 26 (3): 614-634.
- Efterklang. 2023. Utredning av undervattensbuller – Najaderna Vindkraftpark. Najaderna Offshore AB. D01222774. Efterklang.
- Energistyrelsen. 2022. Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles, May 2022.
- Erbe, C., Marley, S., Schoeman, R., Smith, J., Trigg, L., & Embling, C. 2019. The effects of ship noise on marine mammals - a review. *Frontiers in Marine Ecology*. Vol 6. Artikel 606.
- Finska miljöministeriet. (2016). Åter dags att rapportera observationer av den akut hotade Östersjötummlaren. Hämtad från: <https://www.ymparisto.fi/sv-FI/Natur/> (2021-10-12).
- Galatius, A., Teilmann, H., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L. A., Pawliczka, I., Olsen, M. T., Dietz, R., (2020). Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology*.
- Gallon, S. L., Sparling, C. E., Georges, J-Y., Fedak, M. A., Biuw, M., & Thompson, D. 2007. How fast does a seal swim? Variations in swimming behaviour under differing foraging conditions. *The Journal of Experimental Biology*, 210: 3285-3294.
- Graham, I. M., Merchant, N. D., Farcas, A., Barton, T. R., Cheney, B., Bono, S., & Thompson, P. M. 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *Royal Society Open Science* 6: 190335.
- Havs- och Vattenmyndigheten. (2017a). Arter och livsmiljö - Gråsäl. Hämtat från Havochvatten.se
- Havs- och Vattenmyndigheten. (2017b). Arter och livsmiljö - Vikare. Hämtat från Havochvatten.se
- Havs- och vattenmyndigheten. 2019. Nationell förvaltningsplan för gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön. Reviderad 2019. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:24.
- HELCOM. (2018). Distribution of Baltic seals. HELCOM core indicator report. ISSN 2343-2543
- HELCOM (2023) Population trends and abundance of seals. HELCOM core indicator report. Online. 2023-09/13, indicators.helcom.fi. ISSN 2343-2543

- Hermanssen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., & Madsen, P. 2014. High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). J. Acoust. Soc. Am. 136(4):1640-1653.
- Hjorth, Scharff-Olsen, C., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Andersen, S. M., Jarnit, S., Kroner, A. M., Botnen, A. B., Lundström, K., Möller, P. R., Olsen, M. T. (2019). Diet of seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. ICES.
- Hylkema A, Debrot, A. O., Osinga, R., Brona, P. S., Heesink, D. B., Izioka, A. K., Reida, C. B., Rippena, J. C., Treibitze, T., Matan Yuval, M., & Murk, A. J. 2020. Fish assemblages of three common artificial reef designs during early colonization. Ecological Engineering 157: 105994
- Hårding, K. C., & Härkönen, T. (1999). Development in the Baltic Grey seal (*Halichoerus grypus*) and ringed seal (*Phoca hispida*) populations during the 20th century. *Ambio*, 619–627.
- Härkönen, T. (2006). Populationsinventeringar av knubbsäl i Kalmarsund (Eds: Naturhistoriska Riksmuseet i Stockholm, Miljögiftsgruppen).
- Härkönen, T., Jüssi, M., Jüssi, I., Verevkin, M., Dmitrieva, L., Helle, E., Sagitov, E., Hårding, K., (2008). Seasonal Activity Budget of Adult Baltic Ringed Seals. PLoS ONE 3(4): e2006.
- Jüssi, M., Härkönen, T., Helle, E., Jüssi, I. (2008) Decreasing Ice Coverage Will Reduce the Breeding Success of Baltic Grey Seal (*Halichoerus grypus*) Females. *Ambio* 80-85.
- Kelly, B. P., Badajos, O. H., Kunasranta, M., Moran, J. R., Martinez-Bakker, M., Wartzok, D., Boveng, P. (2010) Seasonal home ranges and fidelity to breeding sites among ringed seals. *Polar Biol.*
- Kramer, S. H., Hamilton, C. D., Spencer, G. C., & Ogston, H. D. 2015. Evaluating the Potential for Marine and Hydrokinetic Devices to Act as Artificial Reefs or Fish Aggregating Devices, Based on Analysis of Surrogates in Tropical, Subtropical, and Temperate U.S. West Coast and Hawaiian Coastal Waters. OCS Study BOEM 2015-021. U.S. Department of Energy, Energy Efficiency and Renewable Energy, Golden, Colorado.
- Länsstyrelsen Gävleborg. (2016). Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0630262 Finngrundet Västra banken och SE0630263 Finngrundet Norra banken. Dnr 511-6170-15.
- Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series* 309: 279-295.
- Manger, P. R., & Pettigrew, J. D. 1995. Electroreception and the feeding behavior of platypus (*Ornithorhynchus anatinus*, Monotremata, Mammalia). *Phil Trans R Soc B* 347:359–381.
- Meteorologiska Institutet, FMI. (2022). Isvintern på Östersjön. Hämtat från sv.ilmatieteenlaitos.fi.
- McConnell, B. J., Fedak, M. A., Lovell, P., Hammond, P. S. (1999). Movements and foraging areas of grey seals in the North Sea. *Journal of Applied Ecology*.
- McConnell, B., Lonergan, M. & Dietz, R. (2012). Interactions between seals and offshore wind farms, s.l.: The Crown Estate.
- McCulloch, S. (2000). The Vocal Behaviour of the Grey Seal (*Halichoerus grypus*). PhD thesis at the University of St Andrews. <http://hdl.handle.net/10023/10994>

- Naturvårdsverket. (2023). Beslut om skyddsjakt på vikare. NV-10689-22. 2023-04-06.
- Nilsson, H., Appelberg, M., Axenrot, T., & Vinterstare, J. (2022). Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser - möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. Lysekil, Drottningholm, Öregrund: Aqua Reports.
- NMFS. (2018). Revision to technical guidance for assessing effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing.
- NIRAS. (2023). Fältundersökningar inom vindpark Najaderna. Niras Sweden AB, Stockholm.
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. 2018. Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0) - Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59.
- Oksanen, S., M., Ahola, M. P., Oikarinen, J., Kunnasranta, M., (2015b) A Novel Tool to Mitigate By-Catch Mortality of Baltic Seals in Coastal Fyke Net Fishery. PLoS
- Oksanen, S., Niemi, M., Ahola, M., Kunnasranta, M. (2015a). Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. Movement Ecology.
- Palo, J. U., Mäkinen, H. S., Helle, E., Stenman, O., Väinölä, R., (2001) Microsatellite variation in ringed seals (*Phoca hispida*): genetic structure and history of the Baltic Sea population. Heredity 609-617.
- Pangerc, T., Theobald, P. D., Wang, L. S., Robinson, S. P., & Lepper, P. A. 2016. Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW monopile wind turbine. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 140(4), 2913-2922.
- Richardson, W., Greene, C., Malme, C., & Thompson, D. 1995. Marine mammals and noise. Academic Press, New York. Academic Press, New York.
- Ruser, A., Dähne, M., Sundermeyer, J., Lucke, K., Houser, D. S., Finneran, J. J., Driver, J., Pawliczka, I., Rosenberger, T., & Siebert, U. 2014. In-air evoked potential audiometry of grey seals (*Halichoerus grypus*) from the North and Baltic Seas. PLoS ONE, 9(3).
- Russell, D. J. F., Brasseur, S., Thompson, D., Hastie, G. D., Janik, V. M. Aarts, G., McClintock, B. T., Matthiopoulos, J., Moss, S., & McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*, 24 (14).
- Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., Jones, E. L., & McConnell, B. J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *J. Appl. Ecol.* 53, 1642–1652. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12678>.
- Ryg, M., Öritsland, N. A., (1991) Estimates of energy expenditure and energy consumption of ringed seals (*Phoca hispida*) throughout the year. *Polar Research*, ISSN 1751–8369.
- SLU Artdatabanken. (2023b). Artfakta – Vikare (*Pusa hispida*). Hämtad från: <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/pusa-hispida-100104> (2023-09-13).
- SLU Artdatabanken. (2022). Artfakta – Gråsäl (*Halichoerus grypus*). Hämtad från: <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/Halichoerus%20grypus-100068> (2023-09-13).

- SLU Artdatabanken. (2023). Arter och natur– EU:s art- och habitatdirektiv. Hämtad från: <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/naturvard/skydd-av-arter/art-och-habitatdirektivet/> (2023-09-18).
- SMHI. (2022). Sharkweb: <https://sharkweb.smhi.se/hamta-data/>
- Southall, B. et al., (2019). Marine mammal noise exposure criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *s.l.:Aquatic Mammals*, 45(2), 125-323.
- Sundqvist, L., Härkönen, T., Svensson, C. J., Hårding, K.C. (2012) Linking Climate Trends to Population Dynamics in the Baltic Ringed Seals: Impacts of Historical and Future Winter Temperatures. *Ambio* 41:865-872.
- Suuronen, P., Lunneryd, S.G., Königson, S., Coelho, N. F., Waldo, Å., Eriksson, V., Svells, K., Lehtonen, E., Psuty, I., Veremaa, M. (2023). Reassessing the management criteria of growing seal populations: The case of Baltic grey seal and coastal fishery. Elsevier.
- Strömberg, A., Svärd, C., & Karlsson, O. (2012) Dietstudier av gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön och knubbsäl (*Phoca vitulina*) i Skagerrak och Kattegatt insamlade 2010. Naturhistoriska Riksmuseet. Rapport nr 5:2012.
- Sundberg, J., Söderman, M. (1999) Windpower and Grey Seals: An impact assessment of potential effects by sea-based windpower plants on a local seal population. Department of Animal Ecology, Uppsala.
- Teilmann, J., Galatius, A., Sveegaard, S. (2017) Marine mammals in the Baltic Sea in relation to the Nord Stream 2 project. - Baseline report. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 52 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 236.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., & Piper, W. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd, 62, 1-62.
- Tougaard, J., Hermannsen, L., & Madsen, T. P. 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America* 148, 1885 (2020). Doi: 10.1121/10.0002453
- Van Parijs, A. M., Corkeron, P. J., Harvey, J., Hayes, S. A., Mellinger, D. K., Rouget, P. A., Thompson, P. M., Wahlberg, M., & Kovacs, K.M. 2003. Patterns in the vocalizations of male harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 113 (6).
- Zheng X, Kamat AM, Cao M, Kottapalli AGP. (2021) Creating underwater vision through wavy whiskers: a review of the flow-sensing mechanisms and biomimetic potential of seal whiskers. *J. R. Soc. Interface*
- Öhman, M. C. (2006). Konstgjorda marina rev och fiskbiotoper. *Kustfiske och fiskevård*, redaktörer Lindgren B, Carlstrand H, s. 187–191