
Bilaga 3.7 – Marinbiologisk utredning

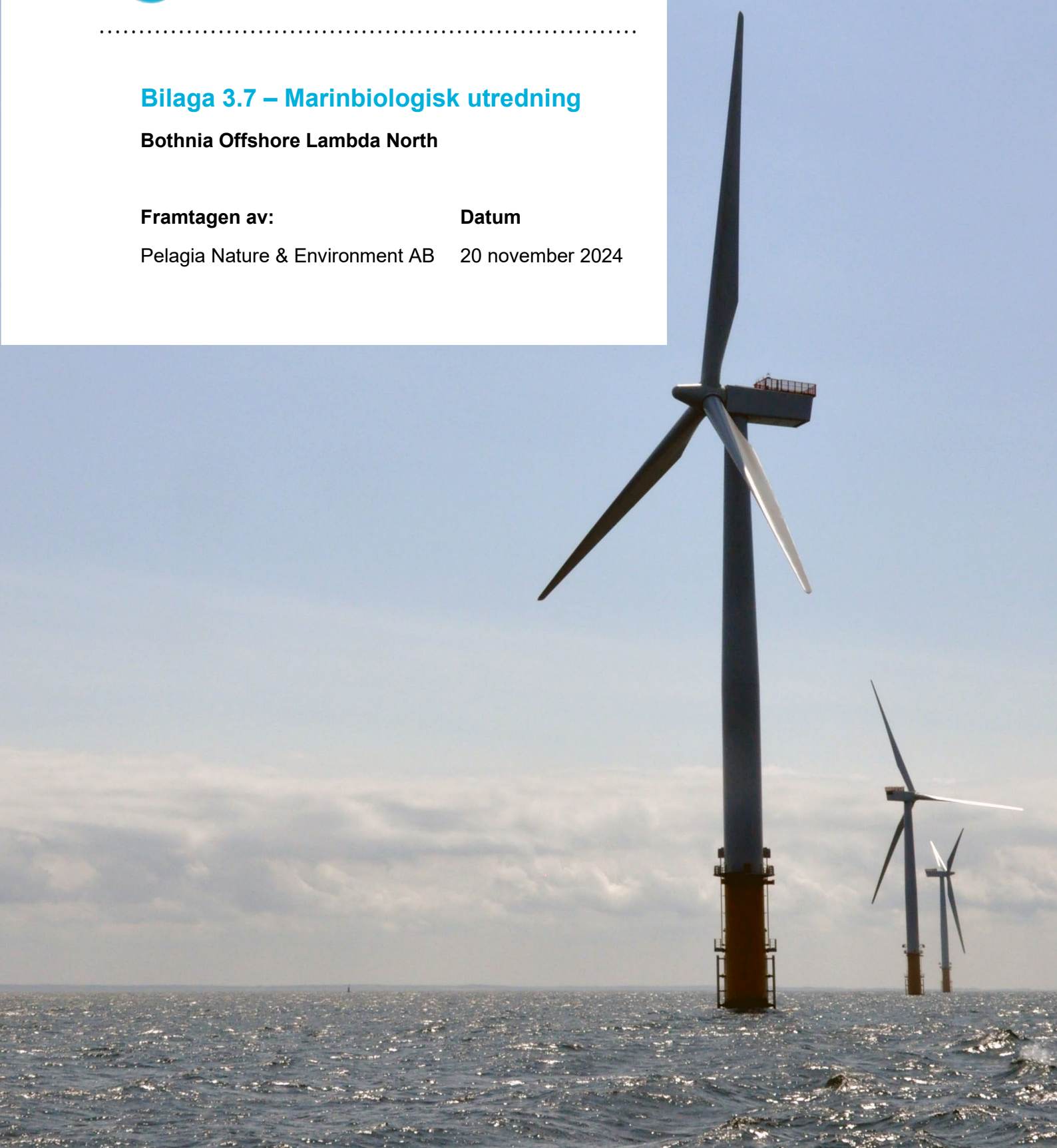
Bothnia Offshore Lambda North

Framtagen av:

Datum

Pelagia Nature & Environment AB

20 november 2024





PELAGIA

Rapport 2024-11-20

MARINBIOLOGISK UNDERLAGS- OCH KONSEKVENsutREDNING - VINDPARK LAMBDA

På uppdrag av Statkraft

Författare:

Direkt:

Kvalitetsgranskat av:

Johan Lidman
Johanna Nadmyr
Johnny Berglund
Kenneth Karlsson
Madelene Fridell
Rickard Degerman
Tobias Österberg

Johnny.berglund@pelagia.se

Johnny Berglund

Kartor:

Publicerade med tillstånd av Metria AB, Se Sverigeavtal samt Lantmäteriets öppna data



Laboratorier ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratorierna uppfyller kraven i ISO/IEC 17025:2017.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

Experter inom naturmiljö

Pelagia Nature & Environment AB
Fredsgatan 1 (Umestan Företagspark)
903 47 Umeå

Tel: 090-70 21 70
Mail: info@pelagia.se
www.pelagia.se



Sammanfattning

Statkraft Offshore Wind AB avser att ansöka om att etablera en havsbaserad vindpark med namnet Bothnia Offshore Lambda (Lambda) i södra Bottenhavet i höjd med Hudiksvall. Pelagia Nature & Environment AB har på uppdrag av Statkraft utrett förutsättningar och bedömt konsekvenser av planerad verksamhet för fisk, bottenfauna- och flora, samt marina däggdjur. Utredningen inbegriper även en bedömning av kumulativa effekter och påverkan på miljö kvalitetsnormer.

Projektområdet ligger cirka 30 kilometer från fastlandet och är förhållandevis djupt. Djupet varierar mellan cirka 35–88 meter med ett medeldjup på 62 meter. Inga tydliga revstrukturer eller utsjöbankar finns. Avståndet från land och det relativt stora djupet gör att det inte förväntas finnas några väsentliga lekområden för fisk, bottenvegetationen förväntas vara obefintlig och bottenfaunan antas vara trivial. Sälarna nyttjar säkerligen projektområdet för att söka föda, men det utgör sannolikt inget viktigt område.

Under anläggningsfasen förväntas undervattensljud från pålningsarbete få små konsekvenser som sträcker sig utanför projektområdet. Det är främst strömning och gråsäl som kan komma att påverkas negativt under tiden som anläggningsarbete pågår. Övriga påverkansfaktorer i form av habitatförändring, sedimentspridning och elektromagnetiska fält bedöms ge inga eller försumbara konsekvenser för marina växter och djur.

Under driftsfasen förväntas vindpark Lambda få försumbara till svagt positiva konsekvenser för den marina miljön. Habitatförändringen med de fysiska strukturer som skapas i form av fundament och erosionsskydd bedöms skapa en reveffekt som möjliggör att hårbottensarter kan fästa sig och att fisk och säl attraheras.

Vindpark Lambda beräknas ha en livslängd på 40–45 år och med tanke på den snabba utvecklingen av vindkraft till havs så är det svårt att bedöma vilken effekt avvecklingsfasen kan få. I ett worst-case scenario så får avvecklingen liknande konsekvenser som anläggning av parken. Se nedan, Tabell 1, för en samlad översikt över konsekvensbedömningar för respektive fas och organismgrupp.

Beskriven verksamhet för vindpark Lambda bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå fastställda miljö kvalitetsnormer i Bottenhavet.

I Bottenhavet finns flertalet vindparker som lämnat in ansökan om tillstånd. Kumulativa effekter bedöms uppstå främst under anläggningsfasen eftersom parkerna har devis överlappande tidplaner. Det är då främst undervattensljud och till en liten del sedimentspridning som kan komma att överlappa och förstärka varandras effekter. Särskilt undervattensljud från pålningsverksamhet kommer att kunna orsaka kumulativa effekter som har små till måttliga negativa konsekvenser, särskilt som byggnationerna kan komma att pågå under en tid av cirka åtta år om alla planer förverkligas. När parkerna är i drift förväntas försumbara till positiva konsekvenser för de arter av växter och djur som utretts.

Tabell 1. Sammanfattande översikt av konsekvensbedömningar för respektive organismgrupp från varje påverkansfaktor under anläggning-, drifts- och avvecklingsfas.

Påverkansfaktor	Fas	Fisk	Bottenfauna	Bottenvegetation	Marina däggdjur
Habitatförändring och reveffekt	Anläggning	Inga/försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser
	Drift	Försumbara till små positiva konsekvenser	Positiva konsekvenser	Positiva konsekvenser	Försumbara till små positiva konsekvenser
	Avveckling	Inga/försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser	Försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser
Suspenderat material och sedimentation (*inklusive miljögifter)	Anläggning	Försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser*	Inga/försumbara konsekvenser*	Inga/försumbara konsekvenser
	Drift	-	-	-	-
	Avveckling	Försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser*	Inga/försumbara konsekvenser*	Inga/försumbara konsekvenser
Undervattensljud	Anläggning	Försumbara till små negativa konsekvenser, beroende på art	Inga/försumbara konsekvenser	-	Små negativa konsekvenser
	Drift	Inga/försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser	-	Försumbara konsekvenser
	Avveckling	Försumbara till små negativa konsekvenser, beroende på art	Inga/försumbara konsekvenser	-	Små negativa konsekvenser
Elektromagnetiska fält	Anläggning	-	-	-	-
	Drift	Försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser	-	-
	Avveckling	-	-	-	-

Innehållsförteckning

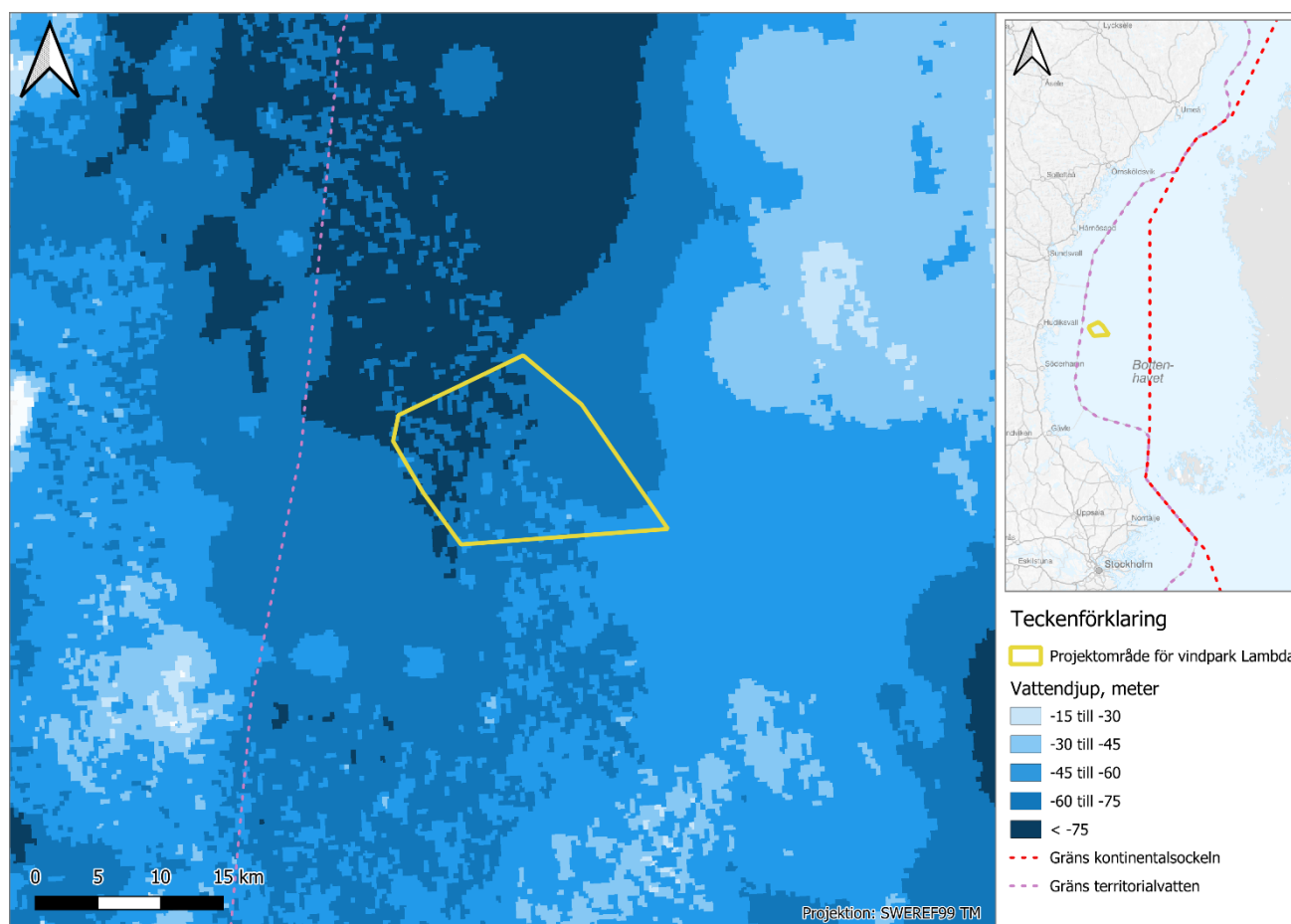
1.	BAKGRUND OCH SYFTE	1
2.	BESKRIVNING AV PROJEKTET	2
3.	METOD MILJÖBEDÖMNING	3
3.1	Bedömningsmetodik för konsekvensbedömningar	3
3.2	Avgränsningar	4
4.	FÖRVÄNTAD MILJÖPÅVERKAN FRÅN PROJEKTET	5
4.1	Anläggning	5
	Habitatförändring och reveffekt	5
	Suspenderat material och sedimentation	6
	Undervattensljud	13
	Elektromagnetiska fält	15
4.2	Drift	15
	Habitatförändring och reveffekt	15
	Suspenderat material och sedimentation	16
	Undervattensljud	16
	Elektromagnetiska fält	17
4.3	Avveckling	17
	Habitatförändring och reveffekt	18
	Suspenderat material och sedimentation	18
	Undervattensljud	18
	Elektromagnetiska fält	18
4.4	Angränsande verksamheter till vindpark Lambda	19
5.	FÖRUTSÄTTNINGAR OCH KONSEKVENSER	21
5.1	Fisk	21
5.1.1	Anläggning	26
5.1.2	Drift	29
5.1.3	Avveckling	31
5.1.4	Kumulativa effekter	32
5.2	Bottenfauna	33
5.2.1	Anläggning	35
5.2.2	Drift	36
5.2.3	Avveckling	38
5.2.4	Kumulativa effekter	38
5.3	Bottenvegetation	39
5.3.1	Anläggning	40
5.3.2	Drift	41
5.3.3	Avveckling	41
5.3.4	Kumulativa effekter	42
5.4	Marina däggdjur	43

5.4.1	Anläggning	49
5.4.2	Drift	51
5.4.3	Avveckling	51
5.4.4	Kumulativa effekter	52
5.5	Skyddade områden	53
5.5.1	Påverkan på skyddade områden	54
5.6	Miljöpåverkan på miljö kvalitetsnormer	55
5.6.1	Projektområdet	55
5.6.2	Bedömning av påverkan på havsmiljöns status	55
5.6.3	Bedömning av påverkan på miljö kvalitetsnormer	62
6.	SAMLAD BEDÖMNING	67
7.	REFERENSER	71



1. Bakgrund och syfte

Statkraft Offshore Wind AB (fortsättningsvis Statkraft) avser att undersöka möjligheterna att etablera en havsbaserad vindpark, projekt Bothnia Offshore Lambda, fortsättningsvis vindpark Lambda, placerad i Bottenhavet öster om Hornslandet och Hudiksvall, se Figur 1.1. Pelagia Nature & Environment AB (fortsättningsvis Pelagia) har fått i uppdrag att genomföra utredningar för fisk, bottenfauna- och flora samt marina däggdjur i påverkansområdet samt undersöka miljögifter. Utöver en nulägesbeskrivning innehåller utredningen en bedömning av påverkan och konsekvenser av vindpark Lambda under anläggning, drift och avveckling på nämnda organismgrupper samt en bedömning av kumulativa effekter och påverkan på miljökvalitetsnormer.

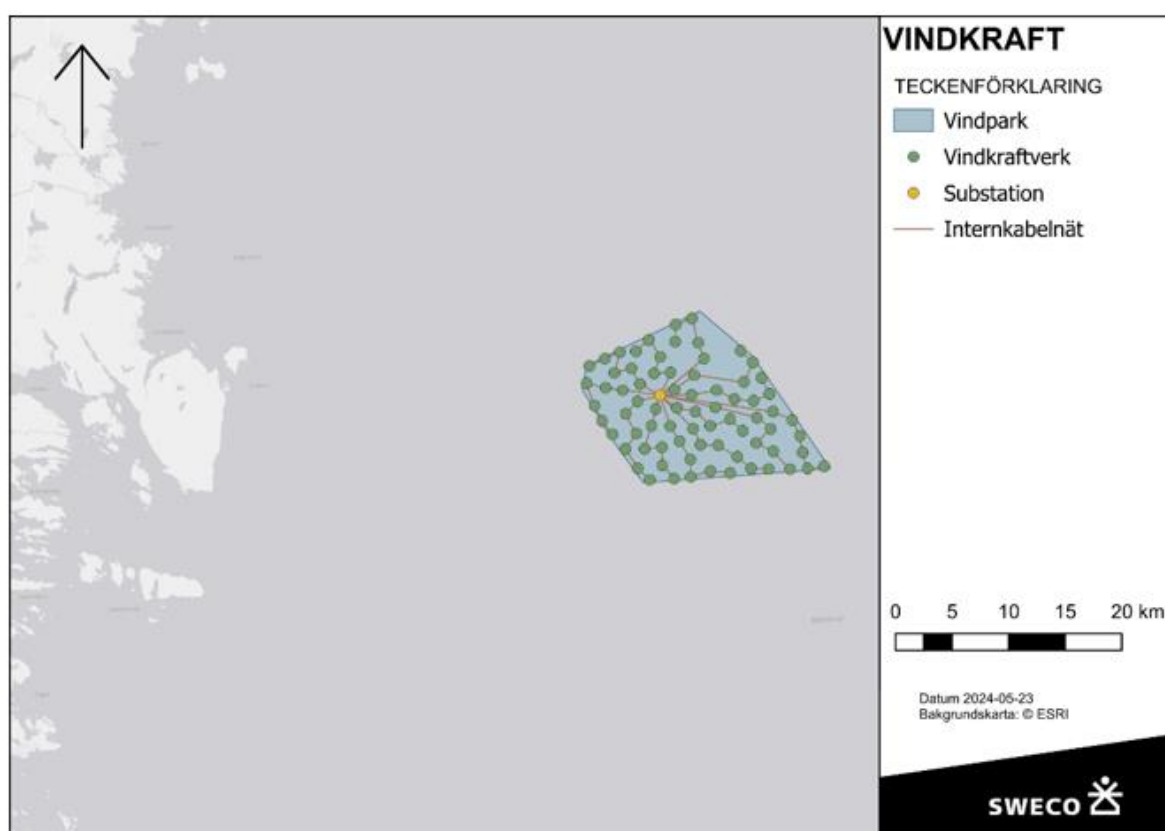


Figur 1.1. Översikt över projektområdet för vindpark Lambda där blå färgskala indikerar djup i intervall enligt teckenförklaringen. Infälld bild visar en översikt var projektområdet är placerat i Bottenhavet och i förhållande till Sverige och Finland.

2. Beskrivning av projektet

Projektområdet för vindpark Lambda ligger i södra Bottenhavet i höjd med Hudiksvall inom Sveriges ekonomiska zon (EEZ). Projektområdet är cirka 200 kvadratkilometer och vindparken planeras innehålla maximalt 74 vindkraftverk med en maximal totalhöjd på 330 meter. Vindpark Lambda förväntas ha en årlig produktion på 6 TWh. Djupintervallet inom projektområdet är 35–88 meter med ett medeldjup på 62 meter, därmed bedöms anläggning med bottenfasta fundament som lämpligast. Avståndet mellan vindkraftverken beräknas vara 1,5–2 kilometer. Inom projektområdet kommer cirka 180 kilometer internkabel att koppla samman vindkraftverken med en transformatorstation (offshore substation) som anläggs inom projektområdet, se Figur 2.1 för exempel på utformning av projektområdet. Den slutliga utformningen och tekniska detaljer beslutas i ett senare skede. Byggstart planeras till år 2032 och vindparken bedöms kunna vara i drift år 2035. Beräknad livslängd är 40–45 år.

Avstånd till närmsta fastland är Hornslandet som ligger runt 30 kilometer från projektområdets västra gräns. Hudiksvall stad ligger cirka 50 kilometer från vindpark Lambda och Söderhamn på ett avstånd av cirka 67 kilometer.



Figur 2.1. Exempel på layout i vindpark Lambda med en transformatorstation (offshore substation), interna kabelnätet samt 74 vindkraftverk markerade i projektområdet. Figur hämtad från Sedimentspridning, MKB bilaga 5.

Projektområdet för vindpark Lambda är placerat i ett område där det idag inte finns några etablerade vindparker eller liknande verksamhet i direkta närområdet. Men då intresset för förnybar energi är stort så finns det flertalet planerade parker i Bottenhavet utöver vindpark Lambda, både på den svenska och finska sidan. I denna rapport kommer eventuella kumulativa effekter som de planerade verksamheterna kan ha att belysas, såväl påverkan på annan verksamhet från vindpark Lambda, som påverkan på marint liv.

3. Metod miljöbedömning

3.1 Bedömningsmetodik för konsekvensbedömningar

Utredningen bygger på olika kunskapskällor, bland annat publicerad forskningslitteratur, databaser, artspecifik kännedom, expertbedömningar och provtagningar, för att skapa en bred grund att göra bedömningar utifrån.

I utredningen kommer ett worst-case scenario att användas vilket innebär att beräkningar och modeller är baserade på det sämsta möjliga utfallet i olika scenarier gällande anläggningsmetod, val av fundamentstyp, kabelnedläggningsmetod och ljudspridning i samband med den planerade verksamheten. De bedömningar som rör spridningen av sediment, koncentrationer av suspenderat material samt undervattensljud som görs i denna utredning är baserade på underlag, beräkningar och modeller platsspecifika för vindpark Lambda och den planerade verksamheten som är framtagna av Sweco (Sedimentspridning, MKB bilaga 5; Undervattensljud MKB bilaga 6). Bedömningen som rör miljögifter är baserad på tidigare genomförda undersökningar och resultat av andra aktörer i närområdet. Förutsättningar i bedömningen är att det kommer vara bottenfasta fundament med 1,5 – 2 kilometer mellan dessa inom vindpark Lambda.

Utredningen och de bedömningar som görs inom utredningen baseras på påverkansfaktorer och dess påverkan och effekt på olika organismgrupper. Genom att göra bedömningar av påverkan och effekten och kombinera dessa mot olika värden som exempelvis skyddsvärde, mångfald, anpassningsbarhet och värde för andra intressen görs en konsekvensbedömning enligt matrisen i Tabell 3.1, där nivåer av konsekvenserna beskrivs i Tabell 3.2.

Följande definitioner ger en ytterligare förklaring till bedömningsmetodiken:

Miljöeffekt: Miljöpåverkan i form av till exempel alstrande av ljud kan resultera i en effekt, som är den förändring i miljön som uppstår till följd av påverkan. En effekt kan exempelvis vara ökande ljudnivåer (buller).

Miljöaspektens värde: Olika kriterier kan användas för att bedöma intressets värde, bland annat intressets skyddsvärde, anpassningsbarhet, mångfald och värde för andra intressen.

Konsekvenser: Konsekvenser bedöms utifrån miljöaspektens värde samt miljöeffektens storlek, efter vidtagna skyddsåtgärder.

Tabell 3.1. Matris som används vid bedömning av konsekvenser i respektive avsnitt i kapitel 5.

Miljöaspektens värde Miljöeffekt	Litet värde	Måttligt värde	Högt värde
Stor effekt	Måttliga konsekvenser	Stora konsekvenser	Mycket stora konsekvenser
Måttlig effekt	Små konsekvenser	Måttliga konsekvenser	Stora konsekvenser
Liten effekt	Försumbara konsekvenser	Små konsekvenser	Måttliga konsekvenser
Ingen/försumbar effekt	Inga/försumbara konsekvenser		
Positiv effekt	Positiva konsekvenser		



Tabell 3.2. Nivåer av konsekvenser som används för bedömning i kapitel 5, med tillhörande värdering och exempel, där området syftar till påverkansområde.

Konsekvenser	Värdering
Mycket stora negativa konsekvenser	Med eventuella skyddsåtgärder kvarstår en betydande påverkan, eventuellt permanent. <i>Exempelvis: Påverkan inom området till en sådan grad att populationer eller hotade arter försvinner eller ersätts. Förändringen förväntas vara (mer eller mindre) permanent.</i>
Stora negativa konsekvenser	Med eventuella skyddsåtgärder kvarstår en signifikant påverkan av betydelse, eventuellt långsiktig. <i>Exempelvis: Påverkan inom området till en sådan grad att populationer eller hotade arter signifikant minskar i abundans och diversitet, och områdets ekologi förändras.</i>
Måttliga negativa konsekvenser	Med eventuella skyddsåtgärder kvarstår en viss påverkan, eventuellt långsiktig. <i>Exempelvis: Påverkan inom området till en sådan grad att populationer och individer (ej hotade arter) påverkas negativt men ej orsakar större ekologiska förändringar.</i>
Små negativa konsekvenser	Med eventuella skyddsåtgärder kvarstår en liten påverkan, eventuellt kortsiktigt. <i>Exempelvis: Påverkan inom området till en sådan grad att individer (ej hotade arter) påverkas negativt, men i helhet förblir områdets ekologi oförändrad.</i>
Inga/försumbara konsekvenser	Med eventuella skyddsåtgärder sker ingen eller en ytterst begränsad påverkan. <i>Exempelvis: Ingen påverkan inom området av vare sig individer eller populationer till en sådan grad att det är mätbart (ligger inom den naturliga variationen).</i>
Positiva konsekvenser	Med eventuella skyddsåtgärder sker en positiv påverkan. <i>Exempelvis: Förändringar inom området bidrar till gynnsamma förhållanden för biota med positivt utfall för antingen populationen eller enskilda individer.</i>

Konsekvensbedömningar kompletteras med en skattning av säkerhet i bedömningen enligt Tabell 3.3. Säkerhet i bedömningen används för att tydliggöra underlaget som bedömningarna i kapitel 5 bygger på och säkerheten i bedömningen är klassificerad till antingen Låg, Måttlig eller Stor säkerhet.

Tabell 3.3. Säkerhet i bedömningar görs enligt kriterier definierade i tabellen.

Säkerhet i bedömning	Beskrivning
Stor	Vetenskapen, i form av studier och litteratur eller övriga väletablerade vetenskapliga källor, ger god grund för en vetenskapligt grundad bedömning med stor säkerhet.
Måttlig	Det finns brister eller förekommer stor variation, beroende på sammanhang, i de studier som utgör underlag för bedömningen. Dock finns det fortfarande studier som anknyter och kan användas som grund för bedömningen med måttlig säkerhet.
Låg	Underlag för bedömningen saknar helt eller delvis relevanta studier eller litteratur för sammanhanget varvid bedömningen delvis grundar sig på exempelvis ämnesexpertis. Således blir säkerheten i bedömningen låg.

3.2 Avgränsningar

Underlag har avgränsats i tid och geografiskt område beroende på studerad organismgrupp för att utredningen ska vara aktuell för planerad verksamhet. Det geografiska området som bedöms är avgränsat till projektområdet samt det påverkansområde som de olika påverkansfaktorerna berör, avgränsat till påverkan under anläggningsfas, driftsfas och avvecklingsfas. Det innebär att påverkansområdet varierar beroende av vilken påverkansfaktor som bedöms. Undervattensljud har exempelvis ett betydligt större påverkansområde i

jämförelse med habitatförändring och reveffekt som är betydligt mer avgränsat i påverkansområde. Påverkan från genomförda undersökningar och undersökningar som föregår anläggningsfasen ingår inte i utredningen.

I den kumulativa bedömningen inkluderas vindparksprojekt, inom 50 kilometer från Lambda, som har lämnat in en tillståndsansökan vid tillfället för inlämnande av ansökan för Lambda samt Statkrafts egna närliggande projekt som ännu inte ansökt om tillstånd.

4. Förväntad miljöpåverkan från projektet

4.1 Anläggning

Projektområdet kommer i anläggningsfasen genomgå en förändring där påverkan förflyttar sig både rumsligt och över tid inom projektområdet och där påverkansområdets omfattning varierar beroende på vilken påverkansfaktor som utreds. Fartygstrafiken i, till och från projektområdet ökar i denna fas med transporter av bland annat material. I detta avsnitt behandlas de påverkansfaktorer som är aktuella för anläggningsfasen.

Habitatförändring och reveffekt

Vid en etablering av en havsbaserad vindpark tas bottenyta i anspråk av vindkraftverk med tillhörande infrastruktur. Hur stor del av bottenytan som tas i anspråk beror på val av fundamentstyp då de olika typerna ger olika stora bottenavtryck. Beroende på ursprungliga bottenförhållanden kan en del av bottenytan i projektområdet genomgå en förändring från exempelvis mjukbotten till hårdgjord botten, som en följd av anläggningen av hårda strukturer så som fundament och erosionsskydd.

Inom projektområdet kommer maximalt 0,84 kvadratkilometer (motsvarande cirka 0,43 procent av projektområdets 200 kvadratkilometer) att genomgå en habitatförändring, vilket är ett worst-case scenario med anläggning av gravitationsfundament. Det inkluderar cirka 0,3 kvadratkilometer för vindkraftverken inkluderat fundament och erosionsskydd och en transformatorstation. Det omfattar även en tre meter bred kabelgrav längs hela internkabelnätverket (cirka 0,54 kvadratkilometer) även om denna habitatförändring till stor del är tillfällig, särskilt i områden med mjukbotten.

Internkabelnätet som spolas, plogas eller läggs ned i botten kan orsaka en förändring genom både omblandning och störning av sediment, samt att det kan skapa diken och vallar längs de nedlagda kablarna. Hur stor påverkan blir beror på hårdheten på botten då nedspolning i mjukare sediment förväntas kunna ge ett dike med två-tre meters bredd som återfylls under arbetets gång och med tiden återgå till att likna ursprunglig mjukbotten. I områden med hård botten eller områden där kablar korsar varandra kan kablarna täckas med hårt material, exempelvis betongmattor eller sten (Teknisk beskrivning, bilaga 2a).

Utöver den bottenyta som tas i anspråk och påverkas tillkommer även ett nytt möjligt habitat inom projektområdet genom de vertikala strukturerna, i detta fall fundamenten, som går från botten, genom hela vattenkolumnen och upp över ytan. Dessa strukturer skapar möjlighet för en typ av revkonstruktion som kan ge en reveffekt. Denna effekt kommer primärt kunna ses under driftsfasen, men även till viss utsträckning under anläggningsfasen allt eftersom vindkraftverken med tillhörande infrastruktur anläggs. Den potentiella reveffekten kommer behandlas vidare under avsnitt 'Habitatförändring och reveffekt' vid driftsfasen.

Anläggandet av vindkraftverk kan i viss mån påverka och förändra strömmar och rörelser i vattnet både lokalt runt tornen och i större skala (Bergström m.fl. 2022) vilket i sin tur påverkar de habitat och förutsättningar som finns runt vindkraftverken. Strömpåverkan har utretts för vindpark Lambda och modelleringar visar att påverkan i strömhastighet är större vid ytan och under vinterhalvåret samt att påverkan minskar med ökat djup. En påverkan på strömhastighet är beräknad över djupet att vara i storleksordningen -10 mm/s och +4 mm/s, där störst påverkan sker vid ytan. Då både en minskning av strömhastighet i lå bakom vindkraftverken och samtidigt en ökning mellan vindkraftverken kan ske, ger detta över tid en utjämnande effekt där den beräknade genomsnittliga strömhastigheten är minskande med två mm/s på avstånd upp till 40 kilometer från vindparken



och där viss påverkan kan vara upp till avstånd på 100 kilometer. Resultatet från modellen visar att vindkraftverkens påverkan på strömhastigheten som helhet är inom den naturliga variationen. Påverkan är enligt underlaget att betrakta som försumbar och bedöms inte vidare (Sedimentspridning, MKB bilaga 5).

Suspenderat material och sedimentation

Grumling och sedimentspridning

I samband med bottenarbetet vid anläggning av vindpark Lambda kommer sediment att suspenderas i vattenmassan och sedimentera ned på botten, både inom och utanför projektområdet för vindpark Lambda. En modellering för spridning av sediment i ett scenario där åtta av 74 fundament, samt 72 av totalt 180 kilometer kabelnedläggning, anläggs ligger till grund för påverkansbedömningen (Sedimentspridning, MKB bilaga 5). Modelleringen har antagit ett worst-case scenario där de fundament som anläggs är av typen fackverksfundament, med fyra pålar per fundament, som borrar ner. Detta antagande görs för att fackverksfundamenten bedöms generera störst volym suspenderat sediment. Som worst-case scenario för anläggandet av kablar har antagits att hela kabellängden kommer spolans ner. Resultaten från modelleringen har extrapolerats till hela projektområdet vilket har möjliggjort en konservativ bedömning av den totala sedimentspridningen och grumlingen under anläggningsfasen.

I modelleringen har intervall av suspenderat material från verksamheten använts med nivåerna 10–20, 20–50, 50–100, 100–200, 200–500 och mer än 500 mg/l. Det suspenderade materialet som sprids längst från källan (i detta fall vid borrning) är det med lägst koncentration (10–20 mg/l), vilket kan spridas upp till cirka 3,5 kilometer från vindparken (Sedimentspridning MKB bilaga 5). De högsta nivåerna av suspenderat material (mer än 500 mg/l) förväntas endast lokalt alldeles invid borrningen och nedspolningen av kabel. Vidare visar modelleringen på att spridningen av resuspenderat sediment primärt är lokalt inom området för vindpark Lambda. Vid de mest perifera vindkraftverken i området kommer sedimentet sprida sig utanför området, och då primärt de lägsta nivåerna av suspenderat material (10–20 mg/l).

I Sverige finns det idag inget fastslaget gränsvärde för suspenderat material i vattenmassan, men studier har visat att den naturliga halten av suspenderat material kan uppgå till 20 mg/l i samband med kraftigare vattenrörelse, exempelvis vid stormar (Valeur & Jensen 2001). Med antagandet att allt över 20 mg/l suspenderat material kan ses som "onaturliga nivåer", även om dessa är naturligt förekommande, så har även modellen räknat på arean på utbredningsområdet som kan komma att innehålla suspenderat material över dessa nivåer och under hur lång tid. I Tabell 4.1 presenteras både det modellerade scenariot för åtta fundament och 72 kilometer kabel samt det extrapolerade resultatet för hela vindparken med den totala varaktigheten av olika sedimentkoncentrationer. Då vindparken anläggs successivt beskrivs det modellerade scenariot som antas vara en mer passande bild av anläggningstillfället medan den extrapolerade utbredningen är den totala varaktigheten av suspenderat material i vattenkolumnen. För det modellerade resultatet återfinns halter över 20 mg/l av suspenderat material någonstans i vattenkolumnen och de förväntas förekomma under en timme i ett utbredningsområde på cirka 114 kvadratkilometer (Tabell 4.1). Det påverkade utbredningsområdet minskar med tiden som en följd av utspädning och återsedimentering till havsbotten. Utbredningsområdet där halten suspenderat material överskrider 20 mg/l under tolv timmar har minskat till cirka 81 kvadratkilometer och cirka 11 kvadratkilometer förväntas påverkas under tre dygn. Utbredningsområden där halter över 500 mg/l av suspenderat förekommer någonstans i vattenkolumnen beräknas förekomma under en timme i ett ungefär 4 kvadratkilometer stort område. För en varaktighet på sex timmar eller mer har utbredningsområdet minskat till mindre än en kvadratkilometer (Tabell 4.1).



Tabell 4.1. Utbredningsområde (km²) med koncentrationer över 20, 100, 500 och 1 000 mg/liter någonstans i vattenkolumnen i ett modellerat scenario med åtta vindkraftverk och 72 kilometer kabel samt den extrapolerade ytan av den totala varaktigheten av suspenderat material för hela vindparken.

Modellerad varaktighet	Area (km ²)							
	1 h	6 h	12 h	24 h	36 h	72 h	144 h	192
Konc. >20 mg/l	114,8	98,8	80,8	54,0	34,5	10,6	0,5	0
Konc. >100 mg/l	47,0	26,0	9,6	1,9	0,7	0,08	0	0
Konc. >500 mg/l	3,9	0,14	0,03	0,01	0	0	0	0
Konc. >1 000 mg/l	0,88	0,03	0,02	0,01	0	0	0	0
Extrapolerad varaktighet								
	1 h	6 h	12 h	24 h	36 h	72 h	144 h	192
Konc. >20 mg/l	477,1	410,4	335,6	224,2	143,4	44,0	2,1	0
Konc. >100 mg/l	293,7	162,6	60,0	11,7	4,2	0,5	0	0
Konc. >500 mg/l	24,4	0,88	0,16	0,08	0,03	0	0	0
Konc. >1 000 mg/l	5,5	0,19	0,10	0,07	0,01	0	0	0

Sedimentpålagring

Utöver suspendering av bottenmaterial till vattenkolumnen som en följd av borrhning och nedspolning av kabel kommer även bottenmaterialet att spridas och sedimentera på botten. Mellan 5 och 10 millimeters pålagring förväntas påträffas inom 700 meter från fundamenten och som mest (över 50 millimeter) inom 80 meter från fundamenten. Större pålagring kan förekomma lokalt och i begränsad omfattning. Vid kabeldragningen är den modellerade pålagringen som mest 10–20 millimeter inom 20 meter från kabelkorridoren. Vid extrapolering av modelleringsresultaten till hela vindparken beräknas en pålagring större än tio millimeter förekomma på en yta av cirka fem kvadratkilometer, en yta som motsvarar cirka två procent av vindparkens totala projektyta (Tabell 4.2) (Sedimentspridning, MKB bilaga 5). Motsvarande ytor för pålagring över 50 millimeter beräknas förekomma på en total yta av ungefär 0,1 kvadratkilometer, vilket motsvarar 0,06 procent av vindparkens yta.

Tabell 4.2. Sedimentpålagring inom beräknade areor i kvadratkilometer (km²) samt hur stor andel av projektområdet (procent) som de påverkade areorna utgör i det modellerade samt de extrapolerade resultatet som visar på total påverkad yta (Sedimentspridning, MKB bilaga 5).

Pålagring	Area från modellresultat		Ungefärlig extrapolerad area	
	km ²	Procent (%)	km ²	Procent (%)
Pålagring >10 mm	0,75	0,37	4,73	2,33
Pålagring >50 mm	0,021	0,01	0,13	0,06

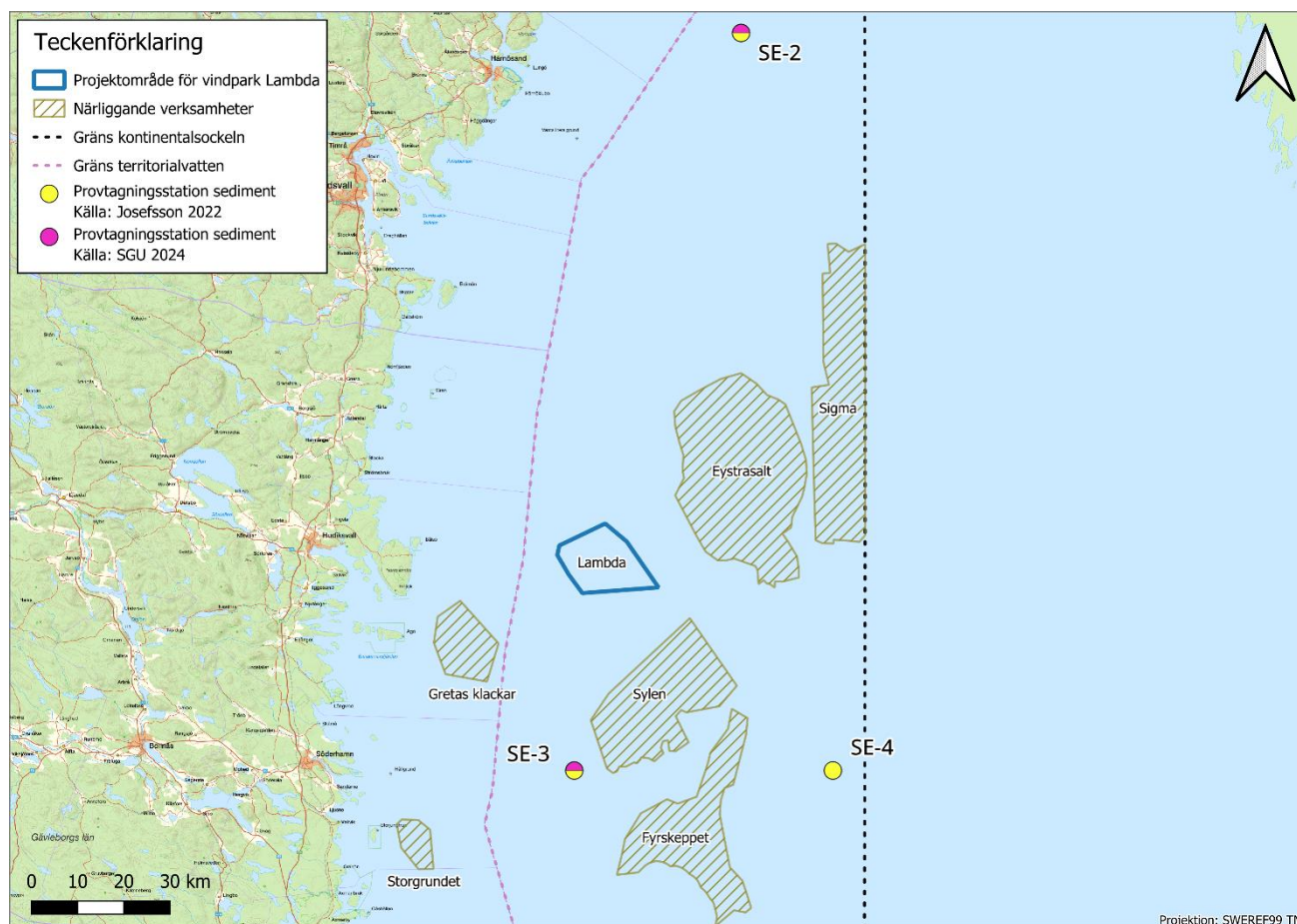
Miljögifter

Utöver grumling och pålagring av sediment finns det under anläggningsfasen risk att eventuella miljögifter som finns i sedimenten kan frigöras och spridas till omgivande områden. Under anläggningsfasen kommer verksamheten inte tillföra några nya föroreningar till området utan spridningen av miljögifterna är kopplad till befintlig förekomst av miljögifter och spridningen av sediment under anläggningsarbetet. Eventuell påverkan kan därmed förväntas bli störst i områden där högre halter av miljögifter förekommer samt vid arbete som orsakar störst uppgrumling, det vill säga vid etablering av fundament och internkabelnät.

Förekomsten av miljögifter i sediment inom vindpark Lambda har utvärderats genom tillgängligt dataunderlag från sedimentundersökningar i närliggande vindpark Sigma (Sweco 2024), tidigare undersökningar i närområdet (Josefsson 2022; Shahabi-Ghahfarokhi m.fl. 2021) och undersökningar inför tillståndsansökan av en närliggande vindpark, Eystrasalt (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt). Därutöver har inrapporterat data till SGU från sedimentundersökningar i Bottenhavet under perioden 2003–2021 använts som dataunderlag (SGU 2024). Projektområdet för vindpark Lambdas placering i förhållande vindpark Sigma, Eystrasalt, SGU:s provtagningsstationer samt lokalerna för inrapporterat data till SGU kan ses i Figur 4.1.

För sediment finns tröskelvärden för ett antal ämnen i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2019:25. I dataunderlaget förekommer analys av antracen, fluoranten, tributyltenn (TBT), bly, kadmium och

koppar för vilka tröskelvärden använts i utvärderingen. Tröskelvärdena används först och främst inom havsförvaltningen för att bedöma miljöstatus i havet, men kan även användas vid riskbedömning av påverkan eftersom tröskelvärdena grundar sig i ekotoxikologiska försök. Ett underskridande av tröskelvärdena innebär att exponerade sedimentlevande organismer inte riskerar att påverkas under kort- och långvarig exponering. För de ämnen som saknar tröskelvärden har en utvärdering om eventuella risker gjorts genom jämförelser med norsk effektbaserad klassificering av miljögiftshalter i sediment (Miljødirektoratet 2020) samt med tillgängligt vetenskapligt underlag.



Figur 4.1. Provpunkter som ingick i SGU:s undersökning (Josefsson 2022), samt angränsande vindparker till vindpark Lambda.

Resultaten från utförda sedimentundersökningar visade på generellt låga halter av undersökta miljögifter. Inom vindpark Sigma var exempelvis majoriteten av analyserade parametrar på nivåer under rapporteringsgränsen för laboratorier (Sweco 2024). Inom vindpark Sigma underskreds tröskelvärdet för kadmium, bly och fluoranten i samtliga prover, vilket var i linje med resultaten från SGU:s undersökningar (Josefsson 2022). Det bedöms därmed rimligt att anta att halter på liknande nivåer för kadmium, bly och fluoranten förekommer inom vindpark Lambda.

Inom det närliggande projektområdet för vindpark Sigma överskreds tröskelvärdet för koppar, TBT och antracen i flertalet analyserade prover (Tabell 4.3). Överskridandet berodde dock ej på att höga halter uppmättes i dessa prover, för antracen och TBT låg samtliga halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet, utan överskridandet berodde på den låga organiska kolhalten i proverna (Sweco 2024). Normalisering av halterna mot organisk kolhalt enligt HVMFS 2019:25 resulterade således i överskridande av tröskelvärdena. I Josefssons (2022) undersökning låg halterna TBT i Bottenhavet på nivåer under ämnets tröskelvärde och vid en provtagningsstation under rapporteringsgränsen för laboratoriet. Risken att uppmätta halter av TBT och antracen påverkar exponerade organismer och ekosystemet bedöms dock som låg då uppmätta halter i samtliga underlag underskrider med god marginal de effekthalter på 16 µg TBT/kg och 1,2 mg antracen/kg som ligger till grund för tröskelvärdena. Resultaten från undersökningarna (Sweco 2024; Josefsson 2022) indikerar

således att halterna av TBT och antracen i området inte leder till påverkan av betydelse på exponerade sedimentlevande organismer. Eftersom låga nivåer uppmätts vid samtliga provtagningar i närområdet till vindpark Lambda kan det antas att liknande halter även förekommer inom vindpark Lambda.

Den uppmätta kopparhalten i ytsedimentet innan normalisering mot organisk kolhalt varierade mellan 7,4–48 mg/kg torrsustans (TS) i dataunderlaget, vilket är i närheten av den bakgrundshalt på 39 mg/kg TS som Shahabi-Ghahfarokhi m.fl. (2021) föreslår för Östersjön. Liknande kopparhalter förväntas förekomma även inom projektområdet för vindpark Lambda. Vid normalisering mot organisk kolhalt, som gjordes i undersökningen i Sigma, överskreds dock vissa uppmätta halter tröskelvärde för koppar på 52 mg/kg TS även med hänsyn till naturlig bakgrundshalt. Risken för påverkan av betydelse för exponerade sedimentlevande organismer bedöms dock som låg, då samtliga normaliserade halter i samtliga prov utom ett (Tabell 4.3) underskred lägsta effekthalten på 125 mg/kg TS i underlaget till tröskelvärdena (Sahlin & Ågerstrand 2018).

Även om vissa provtagningsstationer överskrider tröskelvärden efter normalisering mot organisk kolhalt kan andra egenskaper i sedimenten påverka tillgängligheten och därmed toxiciteten hos ett ämne, exempelvis kornstorlek, som exempelvis påverkar toxiciteten av koppar (Sahlin och Ågerstrand 2018). Högre andel av silt och lera i sedimentet leder generellt till lägre toxicitet då den partikelyta vilken koppar kan binda till ökar (Zhang m.fl. 2014). Vid utvärdering av kornstorleken i vindpark Sigma observerades att de prover med högst kopparhalter bestod till mer än 50 procent (Sweco 2024) av lerpartiklar, vilket skulle leda till en lägre toxicitet än i sediment som domineras av exempelvis sand. En utvärdering av botten i Eystrasalt (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt) visade att botten till stor del består av glacialleror vilket indikerar sediment som domineras av ler- och siltpartiklar, vilket rimligen även förekommer i stor utsträckning inom vindpark Lambda.

Tabell 4.3. Halter (mg/kg TS) av analyserade ämnen i sediment från vindpark Sigma (Sweco 2024), Josefsson (2022) och Shahabi-Ghahfarokhi m.fl. (2021) med tröskelvärden i HVMFS 2019:25.

Parameter		Halter (mg/kg TS)		
		Vindpark Sigma	Josefsson (2022)	Shahabi-Ghahfarokhi m.fl. (2021)
Bly		3,9–22	21–39	
Kadmium		<0,091–0,29	<1	
Koppar	Uppmätt	7,4–48	21–41	27–45
	Normaliserad	41–163		
Tributyltenn* (µg/kg)	Uppmätt	<0,6 - <1,0	<1,6	
	Normaliserad	0,91–3,59		
Antracen	Uppmätt	<0,010	<0,024	
	Normaliserad	0,009–0,054		
Fluoranten	Uppmätt	<0,010	<0,060	
	Normaliserad	0,009–0,054		
Tröskelvärden				
Bly (mg/kg TS)	120			
Kadmium (mg/kg TS)	2,3			
Koppar (mg/kg TS)* ^a	52			
Tributyltenn (µg/kg TS)*	1,6			
Antracen (mg/kg TS)*	0,024			
Fluoranten (mg/kg TS)	2			

*Halter normaliserade mot avvikande TOC halt enligt HVMF 2019:25 innan jämförelse mot tröskelvärde.

^a Värde framtagna för att hänsyn ska tas till naturlig bakgrund, om den naturliga bakgrunden hindrar efterlevnad av värdena.

Övriga metaller

För de analyserade metaller som saknar tröskelvärden klassificerades uppmätta halter inom vindpark Sigma generellt som låga enligt Miljødirektoratet (2020). Undantaget var halterna av arsenik, nickel och zink som i flera prover uppmättes i halter som kan orsaka påverkan vid långtidsexponering. Analyser av utsjösediment utförda av SGU från Bottenhavet visade även de på förhöjda halter av arsenik, samt kobolt och barium (Josefsson 2022). Förhöjda halter av arsenik, kobolt och barium antas delvis bero på naturligt höga halter i berggrunden men tillförsel från en eller flera punktkällor i avrinningsområdet går inte att utesluta. Den sammanlagda bedömningen är att uppmätta halter i dataunderlaget är motsvarande de allmänt förekommande halterna i Bottenhavet och att motsvarande halter även förväntas förekomma inom projektområdet för Lambda.

Uppmätta arsenikhalter i majoriteten av analyserade prover i dataunderlaget (Sweco 2024; Josefsson 2022; Shahabi-Ghahfarokhi m.fl. 2021) underskred halten på 35,7 mg/kg TS som anses vara säker för sedimentlevande organismer att exponeras för (ECHA 2024a). I delar av Bottenhavet har dock arsenikhalter upp till 130 mg/kg TS uppmätts (Tabell 4.4), framförallt i de norra delarna av Bottenhavet, varför bedömningen görs att dessa halter inte förekommer i området kring vindpark Lambda.

Halten nickel i analyserade sediment varierade mellan 9,6 och 59 mg/kg TS (Sweco 2024; Josefsson 2022; SGU 2024), vilket därmed kan anses som allmänt förekommande i området. I dagsläget saknas bedömningsgrunder för nickel i sediment, men uppmätta nickelhalter kan jämföras med den etablerade bakgrundshalten på nickel i sediment på 30 mg/kg TS (Josefsson 2022), vilket överskreds i vissa analyserade prover. Uppmätta halter av nickel kan jämföras med de studier som sammanställts vid utredning om gränsvärden för nickel i sediment, där den lägsta halt som ej orsakade påverkan på exponerade organismer uppgick till 109 mg/kg TS (Nipera 2017), vilket underskreds i samtliga analyserade prover, varför risken för påverkan på exponerade organismer bedöms som låg.

Halten zink i dataunderlaget varierade mellan 24 och 200 mg/kg TS vilket kan anses som förekommande halter även inom vindpark Lambda. Uppmätta halter kan jämföras med föreslagen förindustriell bakgrundshalt på 132 mg/kg TS (SIG 2024), vilket majoriteten av prover underskred i dataunderlaget. Majoriteten av proverna underskred även halten på 162,2 mg/kg TS som anses vara säker för sedimentlevande organismer att exponeras för (ECHA 2024b).

För kobolt och barium saknas jämförelsevärden för riskbedömning och ämnena var inte med i den senaste rapporten kring statusen i Östersjön där påverkan på ekosystemet övervakas och utvärderas (Helcom 2023a), vilket kan ses som en indikation på att ämnena inte anses som problematiska. Det finns idag inget gränsvärde för barium, men ämnet förekommer i sediment främst i olöst form bundet till partiklar, vilket gör att barium inte blir tillgängligt för exponerade organismer (Verbruggen m.fl. 2020) och risken för påverkan blir därmed låg. Uppmätta halter av kobolt i närområdet för Lambda kan jämföras med förindustriella halter på 12 mg/kg TS (Josefsson 2022), vilket överskreds vid någon lokal i samtliga dataunderlag (Tabell 4.4). Uppmätta kobolthalter i dataunderlaget (Sweco 2024; Josefsson 2022; Shahabi-Ghahfarokhi m.fl. 2021) varierade mellan 10 och 24 mg/kg TS vilket tyder på att uppmätta halter är vad som kan anses vanligt förekommande även inom vindpark Lambda.



Tabell 4.4. Uppmätta halter (mg/kg TS) av metaller utan tröskelvärden i analyserade sedimentprover från vindpark Sigma (Sweco 2024), Josefsson (2022), Shahabi-Ghahfarokhi m.fl. 2021 samt SGU (2024).

Halt (mg/kg TS)				
Underlag	Vindpark Sigma	Josefsson (2022)	Shahabi-Ghahfarokhi m.fl. (2021)	SGU 2024
Antal prover	16	11–12	3	34–35
Aluminium	21 081 ± 11 527			68 912 ± 4866
Arsenik	12,9 ± 8,18	<25–160	<30–120	58,7 ± 25,8
Barium	300 ± 123			667 ± 58,8
Kobolt	17,3 ± 8,78	10–24	20–22	21,2 ± 3,31
Krom	53,4 ± 20,4	80–99		84,3 ± 14,4
Kvicksilver	<0,046	0,04–0,11		0,069 ± 0,023
Nickel	32,7 ± 16,8	31 - 50		43,8 ± 6,57
Vanadin	49,7 ± 25,9			99,1 ± 15,9
Zink	92,5 ± 47,0	150–200		153 ± 24,6

För ämnena aluminium och vanadin saknas tröskelvärden och andra bedömningsgrunder. Inom vindpark Sigma och i tidigare inrapporterade data till SGU (SGU 2024) har medelhalterna i sediment legat på 21 081–68 912 mg/kg TS och 49,7–99,1 mg/kg TS för aluminium respektive vanadin (Tabell 4.4). Tidigare utförda toxicitetsstudier på vanadin noterade kroniska effekter vid vanadinhalter på 417 mg/kg TS och effektnivån antas vara än högre i naturliga sediment (ECHA 2024c). Aluminium är ett av de vanligaste grundämnena i berggrunden och förekommer därmed i naturligt höga halter. Det är inte ovanligt att halter på 30 000 – 80 000 mg/kg TS förekommer naturligt i miljön (ECHA 2024d). Eftersom ämnet förekommer naturligt i höga halter anses toxiciteten vara låg, varför inga tröskelvärden eller andra indikativa värden för ämnet finns i dagsläget.

Organiska miljögifter

Vad gäller risken för förekomsten av organiska miljögifter i sediment i vindpark Lambda visade analys av sediment inom vindpark Sigma på förekommande halter under rapporteringsgränsen eller halter med låg risk för påverkan på exponerade sedimentlevande organismer (Sweco 2024). Resultaten stöds av undersökningarna som utfördes av SGU (Josefsson 2022). Undantaget var halten PFAS som visade på olika resultat i de två undersökningarna, där betydligt lägre halter av PFAS uppmättes i sediment från vindpark Sigma (Sweco 2024) än i tidigare undersökningar (Josefsson 2022). Exempelvis varierade den sammanlagda halten av elva PFAS-kongener inom vindpark Sigma mellan 0,79–2,22 µg/kg TS vilket kan jämföras med 7–25 µg/kg TS som uppmättes i Josefssons (2022) undersökning. En anledning till de avvikande resultaten kan vara att halten organiskt kol, till vilka organiska miljögifter binder, var lägre i analyserade sediment från vindpark Sigma än i Josefsson (2022).

I dagsläget saknas gränsvärden för PFAS i sediment, men uppmätta halter av PFOS och PFOA i sediment från vindpark Sigma (Tabell 4.5) ansågs ej orsaka skada på exponerade sedimentlevande organismer vid långtidsexponering då uppmätta halter inom vindpark Sigma av PFOA klassificeras som *God* enligt Miljödirektoratet (2020) samt att halterna PFOS underskred föreslaget gränsvärde för EU på 13,4 µg/kg TS för PFOS i sediment med fem procent organisk kolhalt (TOC) (SCHEER 2022), vilket även underskreds för inrapporterade halter av PFOS till SGU (Tabell 4.5). Resultaten tyder på att det i närheten av vindpark Lambda förekommer områden med både låga och något högre halter av PFAS i sedimenten. Troligen är det i ackumulationsbottnar där sediment innehållande högre organisk kolhalt som högre halter av PFAS förekommer. Undersökningar av havsbotten inom vindpark Eystrasalt Offshore och vindpark Sigma uppskattar att det främst förekommer erosions- och transportbottnar i området. Då liknande förhållanden antas förekomma inom projektområdet för vindpark Lambda innebär det att den typ av sediment där högre halter av PFAS förekommer är relativt begränsad. PFAS bedöms därför ej orsaka påverkan av betydelse på exponerade sedimentlevande organismer.



Tabell 4.5. Uppmätta halter (µg/kg TS) av PFOA, PFAS och sammanlagda halten av elva analyserade PFAS-kongener i sediment från vindpark Sigma samt från tidigare utförda sedimentundersökningar i närområdet (Josefsson 2022). Grön färg indikerar halter klassificerade som *God* enligt Miljödirektoratet (2020). < indikerar halter under rapporteringsgränsen för laboratoriet.

Lokal	Djup (cm)	Halt (µg/kg TS)			
		PFOA (Perfluoroktansyra)	PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	PFOS* (Perfluoroktansulfonsyr a)	ΣPFAS 11
Vindpark Sigma	0–5	0,031–0,43	<0,033–0,52	0,036 ^a –1,44	0,79–2,22
Josefsson 2022	0–1				7–25
SGU (2024)	0–1	2,17 ± 1,86	1,60 ± 1,79		
Miljödirektoratet (2020)	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
	Bakgrund	God	Moderat	Dålig	Mycket dålig
PFOA (µg/kg TS)		0–71			
PFOS (µg/kg TS)		0–0,23	0,23–72		

*Normaliserad mot TOC

^a Vid normalisering har rapporteringsgränsen/2 används som halt, i enlighet med Eu kommissionens Direktiv 2009/90/EG

Halten för övriga analyserade organiska miljögifter var antingen på låga nivåer, eller under rapporteringsgränsen för laboratoriet (Sweco 2024; Josefsson 2022).

Sammantaget visar tidigare sedimentundersökningar från närområdet till vindpark Lambda på låga halter av miljögifter. Det vill säga halter under befintliga tröskelvärden för miljögifter i utsjösediment, halter med låg risk för påverkan på exponerade organismer eller halter under föreslagna gränsvärden. Undantagen var arsenik, nickel, zink och PFOS som i vissa prover förekom i något förhöjda halter men som enligt tillgängligt vetenskapligt underlag ej bedöms orsaka påverkan av betydelse på exponerade sedimentlevande organismer.

Vilken typ av sediment som förekommer inom vindpark Lambda påverkar även förekomsten av miljögifter inom projektområdet och därmed risken för spridning vid grumling. Högre halter av miljögifter förväntas förekomma i ackumulationsbottnar som i regel innehåller högre halter av organiskt kol där miljögifter binder och ackumuleras. Analyserade prover från vindpark Sigma bestod av finkornigt sediment med låg organisk halt (Sweco 2024) varför miljögifter som binder till organiska partiklar förkommer i låga halter, vilket stöds av att uppmätta halter generellt var låga. Undersökningar gjorda av havsbotten i närområdet visar att botten främst består av glacialleror där halten organiskt material är låg och på förekomst av stora områden med block och grövre sedimentfraktioner (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt; Sweco 2024). Den typen av bottensediment med hög organisk kolhalt där högre halter av miljögifter förväntas förekomma är därmed begränsade varför risken för spridning blir än lägre.

De modeller för grumling och sedimentspridning som gjorts för anläggningsfasen visar även att grumlingen och spridningen av sediment är begränsad till verksamheter som stör havsbotten, exempelvis vid etablering av fundament och vid nedläggning av elkabel. Modelleringarna visar också att den mesta spridningen sker i direkt anslutning till sedimentstörande verksamheter. Detta gör att organismer enbart kommer exponeras för partikelbundna föroreningar i närheten av områden där arbete pågår och under den period som sedimentpartiklarna befinner sig i vattenmassan. De spridningsmodeller som gjorts för grumling och sedimentspridning visar att majoriteten av uppgrumlat sediment har återsedimenterat till botten redan inom 36 timmar (Tabell 4.1), vilket gör att exponeringen för organismer i vattenmassan blir kortvarig. För den fraktion av föroreningen som övergår till löst form vid resuspendering av sedimenten kommer en utspädning ske med omgivande havsvatten. Utspädningen gör att den lösta halten i vatten kommer vara en liten fraktion av de låga halter som uppmäts i sedimenten och bedöms därmed inte orsaka påverkan av betydelse på exponerade organismer i omgivande vatten. Tilläggas bör att de föroreningar som förekommer i sedimenten är storskaliga föroreningar, vilket innebär att de förekommer i liknande halter även utanför projektområdet. Detta innebär att eventuell spridning av föroreningar som uppstår vid anläggningsarbetet inte sprids till opåverkade områden.



Undervattensljud

Antropogent ljud i havet har en påverkan på organismerna under havsytan, särskilt fiskar och marina däggdjur, och delas vanligtvis upp i impulsivt buller och kontinuerligt buller. Planerad verksamhet innebär ett tillskott till den generella ljudbilden i havet och då särskilt under anläggningsfasen. Dels blir det ökad fartygstrafik till, från och inom projektområdet, dels uppstår ljud vid själva anläggandet av vindkraftverk med tillhörande infrastruktur vilket bidrar till både impulsiva och kontinuerliga ljud.

Havet är inte tyst och det förekommer kontinuerligt undervattensljud från sjögången, vind och vågor och även från mänskliga källor i form av sjötrafik eller annan verksamhet. Ljudspridning från ljudkällan i vatten beror på flertalet faktorer, exempelvis salinitet, batymetri, bottensubstrat, säsong och språngskikt (Bergström m.fl. 2022; Andersson m.fl. 2016). Undervattensljud förekommer både som tryck/ljudvågor (dB) och partikelrörelse ($m \cdot s^{-2}$) där säl registrerar ljudtryck med öronen medan fiskar som utöver att känna ljudtryck, beroende på art, även kan påverkas av partikelrörelsen i vattnet, särskilt arter utan simblåsa och bottenlevande fiskar och även bottenfauna (Axenrot & Didrikas 2012; Andersson m.fl. 2016).

Höga ljud kan orsaka skada och mortalitet hos fiskar och marina däggdjur, men även vid mildare ljud finns många risker, så som temporära hörselnedsättningar (förkortat TTS - temporary threshold shift), permanenta hörselskador (förkortat PTS - permanent threshold shift), fysiologiska förändringar inklusive stresseffekter, maskering av biologiskt viktiga ljud, skador på ägg och larver samt beteendeförändringar (Isæus m.fl. 2022; Johansson m.fl. 2016; Mickle & Higgs 2017; de Jong m.fl. 2018; Bergström m.fl. 2022; Andersen m.fl. 2012). Utöver de fysiologiska skillnaderna mellan olika arters uppfattande och upplevelse av undervattensljud kan reaktionerna på samma undervattensljud variera mellan individer av samma art beroende på bland annat livshistoria, aktuell hörselstatus, aktivitet vid ljudstörning och position i förhållande till ljudkällan (Hawkins & Popper 2017; Aarts, Brasseur & Kirkwood 2018).

Undervattensakustikutredningen som tagits fram för vindpark Lambda av Sweco (Undervattensljud, MKB bilaga 6) använder framtagna tröskelvärden för säl och fisk, i detta fall skarpsill och strömming, varav tröskelvärden för säl är frekvensvägda då hörselomfånget skiljer sig mellan dessa djurgrupper, se Tabell 4.6. Tröskelvärden är även olika för impulsartade ljud (som pålning) och övriga ljud (som fartygstrafik) samt om det är den sammanvägda ljudbilden för ett flyende djur under maximalt 24 timmar (SEL_{cum}) eller toppvärdet av ett enskilt ljud (L_{peak}), se Undervattensljud, MKB bilaga 6 för mer information.

Tabell 4.6. Tröskelvärden för säl och fisk (strömming och skarpsill) (Undervattensljud, MKB bilaga 6; Southall m.fl. 2019). Tröskelvärdena för fisk är oviktade nivåer och endast för impulsartat ljud, Tröskelvärden (SEL_{cum}) för säl är frekvensvägda utifrån djurtypen säl (PCW, Phocid Carnivores in Water) och avser både impulsartat ljud och övriga ljud (kontinuerligt buller) som presenteras i dB re $1 \mu Pa^2s$. Tröskelvärden för L_{peak} är oviktade.

Typ av ljud	Mått	PTS	TTS
STRÖMMING OCH SKARPSILL			
Impulsartat ljud	SEL_{cum}	203	186
	L_{peak}	207	206
SÄL			
Impulsartat ljud	$SEL_{cum, PCW}$	185	170
	L_{peak}	218	212
Övrigt ljud	SEL_{PCW}	201	181

Beräkningarna av avstånd bygger på ett worst-case scenario där det är de impulsartade ljuden från pålning av monopilefundament som utgör det värsta scenariot. Modelleringar har gjorts utifrån en västlig punkt inom projektområdet då det är mest kustnära. Ljud från fartyg, från verksamheten eller närliggande fartygsleder, har inte inkluderats i beräkningarna (Undervattensljud, MKB bilaga 6).

Vid pålning av monopilefundament, och även vid andra anläggningsmetoder, finns ljuddämpande skyddsåtgärder att använda. Vid odämpad pålning når ljudet mycket stora områden varvid Statkraft avser att använda skyddsåtgärder som ger minst 6 dB minskning vilket reducerar området där de högsta ljudnivåerna



förekommer. Exempel på skyddsåtgärder att använda vid pålning är ett dämpningssystem som placeras mellan hammaren och pålen i samband med pålning (PULSE) eller Hydro Sound Damper (HSD), där en skapad luftficka runt pålen dämpar ljudet. Dämpning med Big Bubble Curtain (BBC) eller Double Big Bubble Curtain (DBBC) är en metod med perforerade slangar i enkla eller dubbla rader som släpper ut en ridå av luftbubblor runt pålningen och på så sätt dämpar ljudspridningen. Hur effektiva de olika metoderna är varierar beror på situationen, till exempel fungerar bubbelgardinerna sämre på djupare områden och i områden med strömmar eftersom bubblorna blir glesare och ljuddämpningen därmed minskar och HSD är inte möjlig att tillämpa på fackverksfundament på grund av utformningen (Undervattensljud, MKB bilaga 6). Vid tid för anläggning av vindparken bedöms teknikerna vara fler och mer effektiva, varför bolaget inte önskar besluta om exakt metod redan nu. En metod för att minska riskerna för skador på marint liv är att skrämja bort individer från ljudkällan genom akustiska skrämmor, så kallade ADD:s (Acoustic Deterrent Devices). En ytterligare metod är att vid påbörjande av pålning starta försiktigt (soft start) och stegvis öka kraften i slagen (ramp-up) och på så vis uppnå full slagstyrka först när individer beräknas hunnit fly och befinner sig på ett avstånd där risk för skador har minskat.

Underlagsutredningen har beräknat avståndet från ljudkällan till där tröskelvärden inte längre överskrider, för säl och för strömming, vid odämpad pålning och med ovan nämnda skyddsåtgärder inräknat soft start och ramp-up, se Tabell 4.7.

Tabell 4.7. Avstånd i kilometer (km) från ljudkällan där tröskelvärde inte längre överskrider för TTS och PTS för SELcum och Lpeak för strömming och skarpsill samt säl. Avstånden är beräknade från en västligt placerad ljudkälla inom projektområdet, med avstånd presenterade för respektive skyddsåtgärd och vid användande av soft start och ramp-up. SELcum är inräknat flyktbeteende där djuret rör sig från ljudkällan.

Riktvärde för fisk och säl	Typ av påverkan	Avstånd (kilometer) inom vilket riktvärdet överskrider			
		Odämpad	-6 dB	HSD	DBBC
FISK					
SEL _{cum} (186)	TTS	61,6	35,7	20,8	1,1
SEL _{cum} (203)	PTS	2,0	1,1	1,1	<1
L _{peak} (206)	TTS	1,2	1,1	1,1	<1
L _{peak} (207)	PTS	1,2	1,1	1,1	<1
SÄL					
SEL _{cum,PCW} (170)	TTS	34,8	11,2	2,2	<1
L _{peak} (212)	TTS	1,1	<1	<1	<1
SEL _{cum,PCW} (185)	PTS	3,2	1,3	<1	<1
L _{peak} (218)	PTS	<1	<1	<1	<1

Utöver att ljudet påverkar fisk och säl genom potentiell TTS och PTS behöver även påverkan på beteende tas i beaktande. Säl hör bra både under och över vattenytan och ljud används för jakt, kommunikation och navigation och antropogent orsakade ljud kan maskera dessa och kan även orsaka stress och andra beteendeförändringar (Ruser m.fl. 2014; Isæus m.fl. 2022). Säl kan till viss del undvika höga undervattensljud genom att lyfta huvudet ur vattnet men fiskar har inte samma möjlighet. Antropogena ljud kan fungera lockande och orsaka en ökad vaksamhet, eller vara avskräckande för säl (Tougaard 2021). Tröskelvärden för beteendepåverkan saknas för både säl och fisk. Vid observationer i områden som utsätts för odämpade pålningsljud har säl uppvisat en beteendereaktion på genomsnittligt 20–30 kilometers avstånd från ljudkällan, lokalt även över 36 kilometer (Tougaard 2021; Aarts, Brasseur & Kirkwood 2018; Russel m.fl. 2016). Dock kan avstånden inte rakt av jämföras med Lambda eller andra kustområden, eftersom förutsättningarna för ljudets spridning är specifika för varje havs- eller kustområde. För fiskar är effekten olika för olika arter varför generella tröskelvärden är svårt att ta fram vilket lyfts ytterligare i avsnitt om undervattensljud i anläggningsfasen för fisk, avsnitt 5.1.1.

Enstaka störningar som avbrutna födosök får sällan negativa konsekvenser för exempelvis säl, men i områden där flertalet störningar sker kontinuerligt kan en negativ effekt uppstå hos individer och i förlängningen en möjlig negativ påverkan på populationen (Tougaard 2021). Hur undervattensljud påverkar individer beror också på



individens tidigare erfarenheter, ålder, kön, sysselsättning vid ljudstörning och eventuella tidigare hörselskador (Aarts, Brasseur & Kirkwood 2018). Även områdets betydelse för individen kan påverka hur och hur mycket individen reagerar på ljud och störningar. Andersen m.fl. (2012) studerade reaktioner hos knubbsäl vid störning i Anholt sältskyddsreservat i Danmark och kunde visa på en snabbare återkomst till land under digivningsperioden efter en störning jämfört med andra perioder. Liksom har Skaret (2015) visat på att strömming är mindre flyktbenägen vid ljudstörningar under lekperioden än vid andra tider, vilket visar på att det naturliga beteendet under vissa förutsättningar inte rubbas även om störningar förekommer.

Elektromagnetiska fält

Elektromagnetiska fält uppkommer kring kablar när alstrad el överförs internt inom vindparken samt via exportkablar mot fastlandet. Således uppkommer inga elektromagnetiska fält under anläggningsfasen utan först vid driftsättning av vindparken.

4.2 Drift

När vindpark Lambda är i drift förväntas miljöpåverkan generellt att vara lägre jämfört med anläggnings- och avvecklingsfasen. Vid tillsyn och underhåll av verksamheten förväntas en ökad trafik inom, till och från projektområdet jämfört med innan verksamheten etableras. I avsnittet behandlas de påverkansfaktorer som är aktuella under driftsfasen vid normal drift.

Habitatförändring och reveffekt

När vindpark Lambda är i drift tillkommer inga ytterligare förändringar i habitatet inom projektområdet. De eventuella diken och vallar som uppkommer vid nedläggning av internkabelnätet kommer under driftsfasen sannolikt att minska då vattnets rörelser inom en relativt kort tid omformar bottensubstratet mot ett stadiet likt det var innan påverkan.

Även om habitatet inte genomgår någon ytterligare förändring efter driftstart så kommer reveffekten att pågå från det att varje enskilt vindkraftverk etableras tills avvecklingen är genomförd. Vindkraftverken sträcker sig från botten till ovan ytan och är möjliga nya habitat i projektområdet som kan utgöra fästytor för organismer. De kan även fungera aggregerande för fisk och andra organismer som kan nyttja dessa områden som skydd, födosöksområde eller uppväxtområde och därmed fungera som artificiella rev. Hur stor yta som tillförs genom dessa strukturer beror på djup, fundamentstyp och vilken diameter och typ av erosionsskydd dessa har. Erosionsskydden har, som namnet antyder, syfte att förhindra erosion och underminering av fundamentens förankring och består vanligen av ett undre lager av grus med stenar i blandade storlekar som är utplacerade runt fundamenten. Dess diameter och utformning beror bland annat på fundamentstypen och typ av bottensubstrat. En tydlig effekt av artificiella rev i anslutning till havsbaserade vindparker med en ökad mängd arter har påvisats i marina miljöer (Van Hal m.fl. 2017; De Troch m.fl. 2013), men förekommer även i miljöer med lägre salthalter (Andersson & Öhman 2010). I svensk havsvattenmiljö finns en markant salthaltsgradient från norr till söder med närmast sötvatten i Bottenviken (2–3 promille), cirka 5 promille i Bottenhavet, cirka 10 promille i Öresund och upp mot 30 promille i Skagerrak (Öhman 2023) där antalet arter generellt är minskande ju lägre salthalten är (Öhman 2023).

Invasiva arter kan riskera att spridas vid anläggning av en vindpark. När det gäller vindpark Lambda så måste eventuella invasiva arter klara av den relativt låga salthalten som råder i Bottenhavet. Renodlade marina arter och sötvattensarter förväntas inte kunna etablera sig i utsjön i Bottenhavet. Projektområdet för vindpark Lambda ligger cirka 30 kilometer från land och omringas av djupare vatten, vilket gör att möjligheterna till lokal spridning i Bottenhavet mellan olika områden med hårdbotten blir begränsande för många arter. Generellt har befintliga arter i Bottenhavet förhållandevis korta spridningsavstånd, kortare än 20 kilometer, även om det finns arter som



med fragment (exempelvis tång) eller pelagiska larver (exempelvis slät havstulpan) kan spridas över 100 kilometer (Berkström m.fl. 2019). De arter som sprids med fragment eller larver följer då havsströmmarna till lämpliga habitat. Förutom det långa avståndet från land så går de dominerande strömmarna dock i nord-sydlig riktning (Leppäranta & Myrberg 2009), vilket försvårar möjligheterna för larver och fragment att naturligt spridas i andra riktningar. Området för vindpark Lambda utgör därmed ingen naturlig eller lättillgänglig brygga för spridning av arter.

Gällande spridning av arter med fartygens barlastvatten så finns en lagstiftning som ska förhindra att organismer sprids. Barlastvattenkonventionen som är beslutad av FN:s internationella sjöfartsorganisation (IMO) är implementerad i svensk lagstiftning via Barlastvattenförordning (SFS 2017:74) och styr användning och skötsel av barlasttankar med avsikt att stävja spridningen av invasiva arter mellan hamnar. De fartyg som transporterar byggnadsmaterialet för planerad verksamhet förväntas följa denna lagstiftning och vidta säkerhetsåtgärder för att minimera risken beträffande spridning av invasiva arter.

Påverkan av vindpark Lambda med dess habitatförändring som språngbräda för spridning av invasiva arter konstateras av ovannämnda orsaker vara försumbar och utreds inte vidare.

Till habitatförändringen kan också räknas påverkan från skuggning. Vid soligt väder uppstår skuggor från vindkraftverken och dess roterande blad. Skuggningen kommer att förändras över året och under dagen beroende på solens läge. Hur djupt ned i vattenmassan skuggorna når varierar över året eftersom siktdjupet varierar i förhållande till mängden växtplankton i vattenmassan.

Suspenderat material och sedimentation

Under driftfasen då samtlig infrastruktur är på plats pågår inget arbete som kommer att orsaka ökad mängd suspenderat material, ökad sedimentation eller tillförsel av miljöskadliga ämnen.

Undervattensljud

Ljudet som genereras i driftfasen är ett kontinuerligt buller som har en annan karaktär än vad impulsiva ljud som exempelvis pålning har. Kontinuerligt buller förekommer i havet och dess egenskaper och därmed effekt varierar beroende på bland annat typ av källa, frekvensen av ljudet, mottagaren och säsongen då ljud färdas längre på vintern. De högsta ljudnivåerna av driftsljud är närmast källan och minskar med ökad distans (Tougaard, Hermannsen & Madsen 2020). Det kontinuerliga bullret från vindkraftverk är inte tillräckligt högt för att orsaka fysisk skada men kan påverka marina organismer genom exempelvis maskering av kommunikation. Många marina organismer påverkas av undervattensljud men kunskapen om hur och i vilken utsträckning är fortfarande förhållandevis låg.

Ljud från vindkraftverk under driftfasen alstras på två olika sätt, dels vid vattenytan genom tryckfluktuationer som uppstår vid rotorbladens passage, dels via vibrationer genom torn och fundament. Det är främst vibrationer alstrade i vindkraftverkets torn som orsakar undervattensljudet (Kikuchi 2010; Pangerc m.fl. 2016; Tougaard Hermannsen & Madsen 2020). Det luftburna ljudet från rotorerna reflekteras i stor utsträckning i vattenytan och har därmed mindre betydelse för undervattensljudet (Andersson m.fl. 2016). Ljudnivåerna varierar med vindhastigheten, men ligger avsevärt under de som avges under anläggningsfasen och även under de nivåer som större fartyg normalt genererar (Tougaard, Hermannsen & Madsen 2020). De flesta publicerade ljudmätningar är dock från vindkraftverk som skiljer sig både i storlek och ljudtransmission från de som planeras för vindpark Lambda.

Bakgrunds nivåer i havet ligger normalt på runt 108–114 dB re 1 μPa^2 i spegelblanka/krusiga förhållanden till måttlig sjögång. De beräknade driftsljuden från vindpark Lambda visar att förväntade ljudnivåer är på cirka 107–112 dB re 1 μPa^2 , vilket är jämförbart med normala bakgrunds ljud. Påverkan av undervattensljud under driftfasen på säl och fisk förväntas därmed vara liten (Undervattensljud, MKB bilaga 6). Utöver de uppmätta



Ljudnivåerna har både sälar och fiskar observerats uppehålla sig både i direkt närhet av vindkraftverk och inom vindparker vilket tyder på en låg påverkan av ljud under driftsfasen (Russel m.fl. 2014; Russel m.fl. 2016; Andersson & Öhman 2010; Bergström m.fl. 2013). Sweco har i utredningen för ljud inte inkluderat verksamhetsanknuten sjöfartstrafik som bidrar med undervattensljud under driftsfasen (Undervattensljud, MKB bilaga 6).

Då både bakgrundsljuden och vindhastigheter varierar över tid och olika arter har olika hörselomfång och toleranser är det troligt att även effekten av driftsljud på fisk och säl varierar. Driftsljuden beräknas dock ligga inom de normala ljudnivåerna av bakgrundsljuden varför bakgrunds nivåerna inte beräknas öka i och med driftsljuden (Undervattensljud, MKB bilaga 6).

Elektromagnetiska fält

Elektriska och magnetiska fält uppkommer när alstrad el transporteras genom internkabelnätet mellan och från vindkraftverk till transformatorstationer samt genom exportkablar från transformatorstationer och in till land. Styrkan hos dessa fält avtar dock snabbt, både horisontellt och vertikalt, med ökande avstånd från kablarna (Tricas & Gill 2011). Således kan eventuell påverkan på organismer reduceras genom att kablarna grävs ned i sedimentet.

I vindpark Lambda planeras det för cirka 180 kilometer av internkabel som kommer att täckas över med cirka en meter sediment alternativt andra övertäckningsmaterial som sten- och betongmattor eller rör som skydd för kablar. I den tekniska beskrivningen för internkablar med växelström och 145kV presenteras värden för magnetfältet där magnetfälten är nästan direkt proportionerliga mot strömmen som genereras, varvid magnetfälten till största del kommer vara lägre än de beräknade. Reducerande effekter som blymantel och armering i kablarna har inte tagits hänsyn till. Det maximala magnetiska fältet, rakt ovanför kabeln, sett som effektivvärde av magnetfält (μT - rms) från denna typ av internkabel är uppskattat till 12,5 μT . Med ökat horisontellt avstånd, vid två meter är värdet på 2,5 μT och vid fyra meter är värdet under 1 μT (Teknisk beskrivning, bilaga 2a).

Elektriska fält utesluts från vidare utredning, dels då elektriska värden utanför en kabel med skärm är noll (Teknisk beskrivning, bilaga 2a), dels då underlag med stöd i forskning gällande elektriska fält för bottenlevande organismer saknas i relevant utsträckning samt att fiskarter som har en typ av elektroreceptorer (lorenzinska ampuller), som hajar och rockor, inte återfinns i området och därmed inte påverkas. Magnetiska fält kan ha en effekt på bottenlevande organismer och fisk och behandlas vidare i kapitel 5.

4.3 Avveckling

Metoder för och omfattningen av avvecklingen beslutas i samråd med tillsynsmyndighet den dag avveckling av verksamheten blir aktuell. Metoder, rutiner, lagstiftning och kunskaper utvecklas och dagens förutsättningar kan förändras till dess att vindparken ska tas ur bruk om 40–45 år. Innan åtgärder för avveckling genomförs kommer Statkraft att göra en miljöbedömning för att minimera påverkan på omgivande miljö.

Den avveckling som bedöms i denna utredning utgår från att avvecklingens metoder har, i ett worst-case scenario en miljöpåverkan motsvarande som vid anläggning, även om den förväntade miljöpåverkan troligtvis är lägre. Sett till avvecklingens omfattning beror den bland annat på resultaten från de undersökningar som genomförs innan avveckling. I utredningen behandlas nedmonteringens omfattning med två alternativ som utgör worst-case scenario, delvis nedmontering (endast delar av vindkraftverk) eller helomfattande nedmontering (vindkraftverk med tillhörande infrastruktur).



Habitatförändring och reveffekt

Vid en delvis nedmontering där de vertikala strukturerna monteras ned och bottenfundament och erosionsskydd lämnas kvar, kommer habitatet vid botten runt fundamenten att förbli förändrat jämfört med innan vindparken etablerades. Lämnas delar av vindkraftverkens torn kan den reveffekt som uppstått under driftsfasen delvis bibehållas vid de delar som lämnas kvar.

Sker en total nedmontering och bortforsling av vindkraftverken med tillhörande infrastruktur kommer området att återgå till sitt ursprungliga tillstånd där en viss påverkan på botten kan vara tydlig under en period efter avvecklingen. Den eventuella reveffekt som uppstår under driften av vindpark Lambda kommer helt att upphöra.

Suspenderat material och sedimentation

Grumling, sedimentspridning och sedimentpålagring

Vid en fullständig nedmontering då kablar och fundament avvecklas kommer suspensionen och mängden suspenderat material bli hög, möjligtvis i nivåer som liknar anläggningsfasen. Om endast vindkraftverken avvecklas blir spridningen av suspenderat material och sedimentationen mer begränsad. I konsekvensbedömningar i följande kapitel, antas worst-case scenario som innebär att spridning och koncentrationer motsvarar de som modellerats vid anläggning, även om de troligtvis blir lägre.

Miljögifter

Under avvecklingsfasen riskerar omrörning av havsbotten att resuspendera eventuella miljögifter som finns i sedimenten till nya områden, likt anläggningsfasen. Hur stor störningen på havsbotten blir och därmed spridningen av sediment och eventuella miljögifter har i dagsläget inte uppskattats, men störningen kan antas vara mindre än vid anläggningsfasen varför risken för spridning av miljögifter och påverkan av dessa på ekosystemet bedöms som än lägre.

Undervattensljud

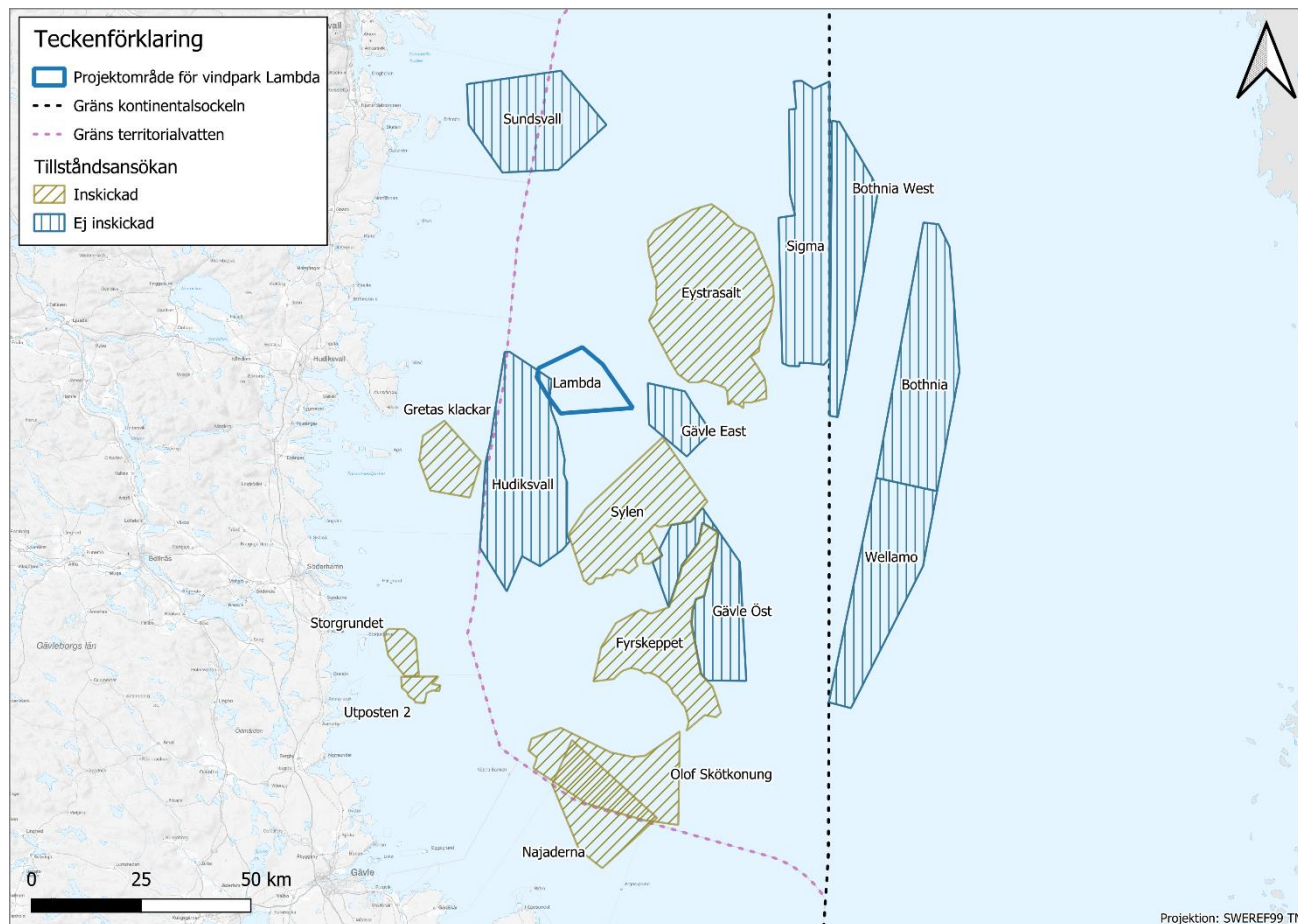
Undervattensljud under avvecklingsfasen orsakas bland annat av själva nedmonteringen men också av ökad fartygstrafik i området. Vilken metod som används vid nedmonteringen och vilka ljudnivåer dessa orsakar går inte att bedöma idag men de kan antas i ett worst-case scenario uppnå motsvarande ljudnivåer som vid anläggningen, även om förmodan är att undervattensljuden är mindre både i omfattning och nivåer under avvecklingen. Därmed bör ljudnivåer och därtill lämpliga skyddsåtgärder presenteras i samband med framtagande av metoder för avveckling.

Elektromagnetiska fält

Verksamheten genererar ingen el under avvecklingen varför ingen elöverföring sker. Därmed är elektromagnetiska fält inte aktuellt att bedöma för avvecklingsfasen.

4.4 Angränsande verksamheter till vindpark Lambda

I närheten av vindpark Lambda finns idag inga etablerade havsbaserade vindparker. I Bottenhavet finns flertalet planerade havsbaserade vindparker i olika skeden i tillståndprocessen, se Figur 4.2. Samtliga ansökningar i den finska ekonomiska zonen har för tillfället pausats, då finska regeringen gör ett omtag och ser över lagstiftningen för havsbaserade vindparker.



Figur 4.2. Projektområdet för vindpark Lambda (blå ram) samt planerade verksamheter i olika stadier av tillståndprocessen. Endast de närmsta inskickade vindparkerna (gulgröna) kommer tas upp vidare i denna utredning. Vindparker med blå markering har antingen pausats eller är i ett tidigare skede i processen och hanteras inte vidare utan visas här för en överblick av planerade verksamheter. Ett undantag är vindpark Sigma som ingår i den kumulativa bedömningen då ansökan hanteras parallellt med Lambda.

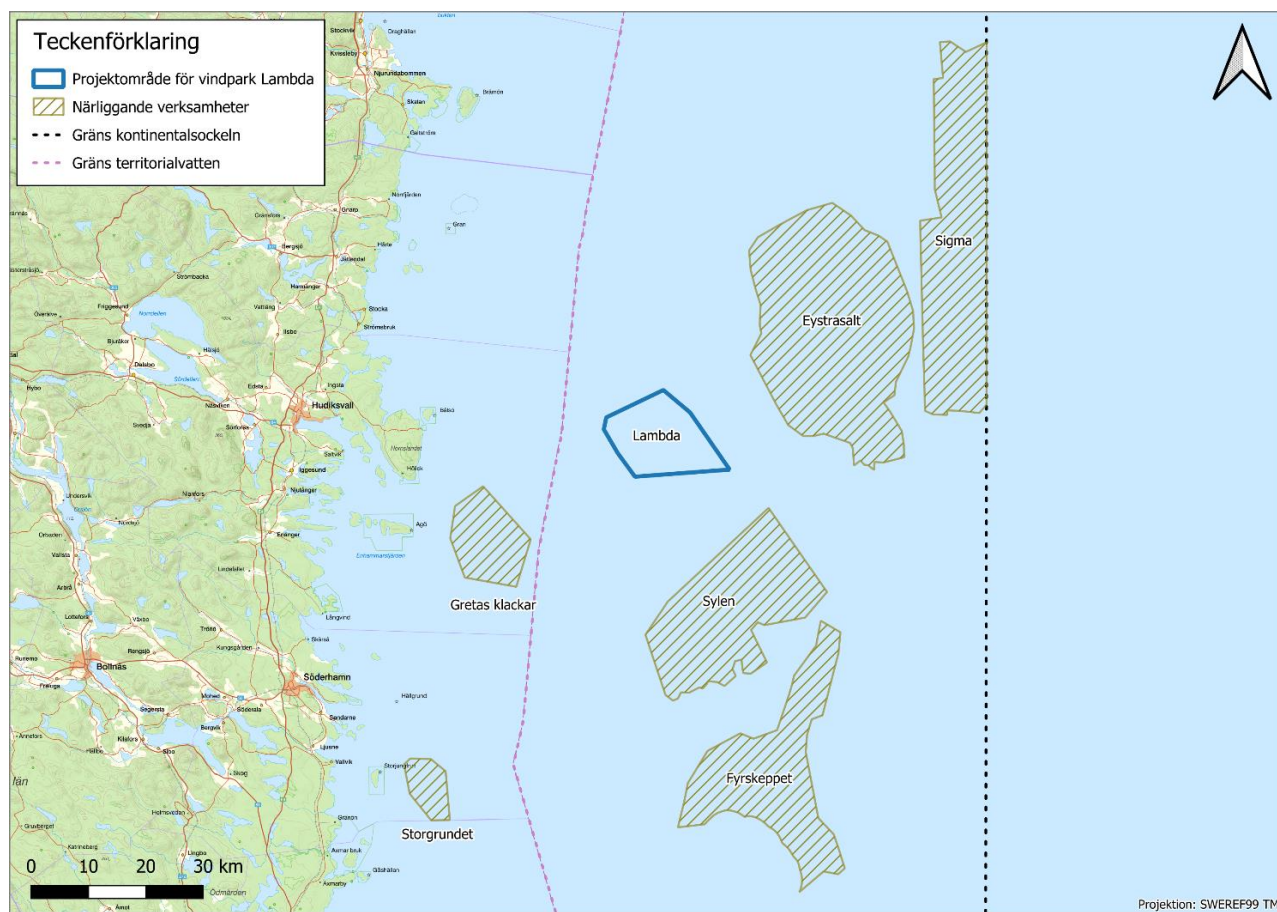
Översiktskartan i Figur 4.2 visar ett stort antal verksamheter i planeringsstadiet i ett område där flera befintliga och nya intressen och verksamheter kan komma att samexistera. Verksamheter och intressen som bland annat sjötrafikleder, Försvarmaktens intressen, andra riksintressen som yrkesfiske och naturvård med flera, ska kombineras med förnybar energiutvinning på ett hållbart och balanserat vis. En del i detta är att bedöma kumulativa effekter av till dags dato planerade och befintliga verksamheter i förhållande till vindpark Lambdas verksamhet och påverkan. För denna kumulativa bedömning kommer verksamheter gällande vindparker som har tillstånd eller har lämnat in en fullständig tillståndsansökan tillsammans med egenplanerad verksamhet att ingå i bedömningen, se Tabell 4.8. Tabellen visar även projektområdenas yta, planerad årlig produktion, antal vindkraftverk samt året för planerad bygg- och driftstart med uppgifter hämtade från respektive projekts MKB eller projekthemsida. Tiderna för de planerade verksamheterna bör ses som preliminära.

Tabell 4.8. Planerade verksamheter i närheten av vindpark Lambda med planerad bygg- och driftstart, projektområdets storlek (kvadratkilometer), maximalt antal vindkraftverk, beräknad årlig produktion (TWh) samt avstånd från vindpark Lambda (kilometer). De verksamheter som lämnat in tillståndsansökan är noterade med år för inlämnandet. (-) innebär att tillståndsansökan ännu inte är inlämnad för verksamheten.

Planerad verksamhet	Tillstånd inlämnad (år)	Planerad byggstart (år)	Planerad driftstart (år)	Projektområdets yta (km ²)	Maximalt antal vindkraftverk	Årlig produktion (TWh)	Avstånd från Lambda (kilometer)
Vindpark Lambda	-	2032	2034	200	74	6	-
Eystrasalt Offshore	2023	2030	2035	949	256	15	14
Vindpark Sylen	2024	2030	2033	524	347	29	10
Gretas Klackar 1	2023	2026	2028	162	103	7,5	21
Fyrskeppet Offshore	2023	2027	2029	488	187	8–11	31
Storgrundet Offshore*	2021	2028	2029	88	51	3–3,5	61
Vindpark Sigma	-	2032	2034/2035	640	143	13,6	36

*Storgrundet Offshores gavs tillstånd som sedan drogs tillbaka år 2024.

De verksamheter som tas upp i Tabell 4.8 presenteras visuellt i Figur 4.3 för en överblick av lokalisering för respektive verksamhet i förhållande till vindpark Lambda. Det är endast Fyrskeppet Offshore som inte har en planerad överlappande anläggningstid med vindpark Lambda. Vindpark Sylen har enligt nuvarande plan ett överlappande år av anläggningsfas, Eystrasalt Offshore har överlappande anläggningsfas med tre år och vindpark Lambda överlappar i två år. Driftsfasen är överlappande för samtliga planerade vindparker.



Figur 4.3. Karta över vindpark Lambda samt närliggande verksamheter som ingående i den kumulativa bedömningen, Gretas klackar 1, Eystrasalt Offshore, vindpark Sylen, vindpark Sigma, Storgrundet Offshore och Fyrskeppet Offshore.

5. Förutsättningar och konsekvenser

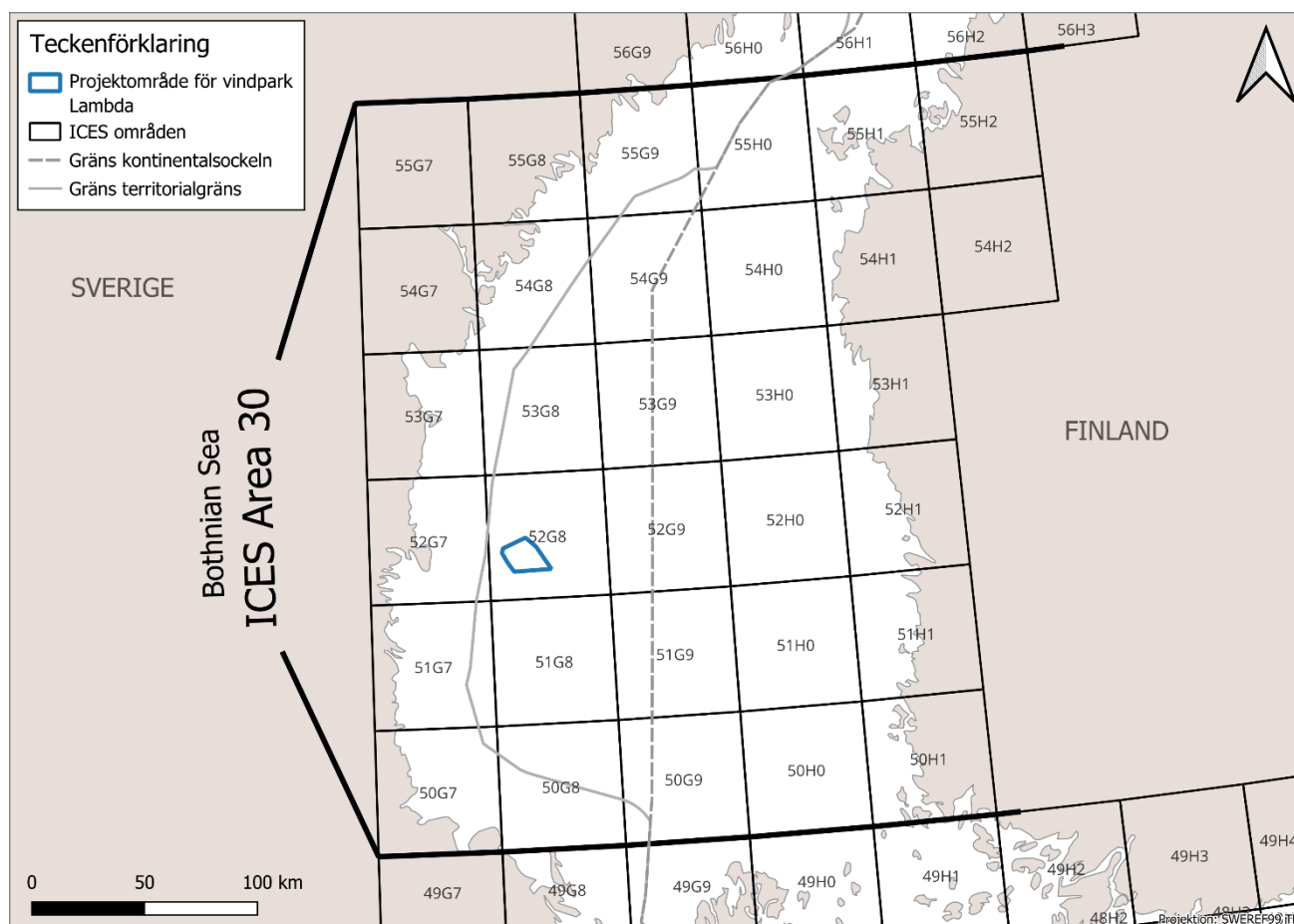
Kapitlet innehåller förutsättningar och bedömningar för fisk, bottenfauna, bottenvegetation och marina däggdjur. Varje avsnitt inleds med en bakgrundsbeskrivning om aktuell organismgrupp, dess förekomst i förhållande till projektområdet för vindpark Lambda samt en konsekvensbedömning av de påverkansfaktorer som är aktuella under de olika faserna, anläggningsfas, driftsfas och avvecklingsfas. Tabell 5.1 visar vilka påverkansfaktorer som är aktuella för de olika faserna. Den kumulativa bedömningen som gjorts för varje organismgrupp återfinns i slutet av respektive avsnitt. En genomgång görs av skyddade områden samt planerad verksamhets påverkan på dessa tillsammans med påverkan på miljö kvalitetsnormer.

Tabell 5.1. Tabell som visar i vilken fas de olika påverkansfaktorerna bedöms påverka de olika organismgrupperna. Krysset (X) markerar vilka faktorer, och under vilken fas som bedömningar har gjorts för respektive organismgrupp.

Fas	Påverkansfaktorer	Fisk	Bottenfauna	Bottenvegetation	Marina däggdjur
ANLÄGGNING	Habitatförändring och reveffekt	X	X	X	X
	Suspenderat material och sedimentation (* inklusive miljögifter)	X	X*	X*	X
	Undervattensljud	X	X		X
	Elektromagnetiska fält				
DRIFT	Habitatförändring och reveffekt	X	X	X	X
	Suspenderat material och sedimentation (* inklusive miljögifter)				
	Undervattensljud	X	X		X
	Elektromagnetiska fält	X	X		
AVVECKLING	Habitatförändring och reveffekt	X	X	X	X
	Suspenderat material och sedimentation (* inklusive miljögifter)	X	X*	X*	X
	Undervattensljud	X	X		X
	Elektromagnetiska fält				

5.1 Fisk

Internationella havsforskningsrådet, förkortat ICES, använder för rapportering av kommersiella fiskefångster en indelning av havsområden i statistiska rutor. Projektområdet för vindpark Lambda planeras i Bottenhavet inom ICES statistiska ruta 52G8 (Figur 5.1). Avståndet från vindpark Lambda till den svenska kusten är cirka 30 kilometer som kortast. Djupet inom projektområdet för Lambda är 35–88 meter och medeldjupet är 62 meter. Östersjön är ett bräckt innanhav med generellt låg salthalt. I de norra delarna av Bottniska viken är salthalten ännu lägre på grund av älvarnas tillflöde av sötvatten. Salthalten präglar ekosystemet i havet. De typiskt marina arterna blir färre i takt med sjunkande salthalt och många marina arter har sin (för Östersjön) nordligaste utbredningsgräns i Bottenhavet (Havet.nu 2024). Den låga salthalten gör att fiskfaunan består av en blandning av söt- och saltvattensarter (Isæus m.fl. 2022). I Bottenhavet finns totalt sett ett 40-tal fiskarter (SLU Artdatabanken 2024), varav sötvattensarter utgör merparten och de lever främst i mer kustnära och grunda områden. De typiska saltvattensarterna dominerar i de djupare utsjömiljöerna (Havet.nu). Habitatet för fisk i projektområdet för vindpark Lambda klassas som utsjömiljö i huvudsak djupare än 30 meter med en salthalt kring 5–6 promille (Havet.nu).



Figur 5.1. Projektområdet för vindpark Lambda (blå polygon) i relation till ICES-område 52G8 och territorialgränsen.

Tillgängligt data

Databasen för provfiske vid kusten (KUL) innehåller inga provfiske från Bottenhavets utsjömiljö (utöver utsjöbankarna) utan beskriver snarare den fiskfauna som förekommer i mer grunda, kustnära vatten. I Naturvårdsverkets undersökningar av utsjöbankar (Naturvårdsverket 2010) ingår bland annat de relativt närbelägna Västra och Östra Finngrundarna. Utsjöbankarna är grundare och erbjuder en mer komplex miljö och är därmed artrikare än övriga utsjömiljöer. En direkt jämförelse mot Bottenhavets utsjömiljö låter sig därför inte göras. Dock ger artlistan från Finngrundarna viss vägledning till bedömning av vilka arter som kan förväntas i projektområdet för vindpark Lambda. Den källa som bäst beskriver fiskfaunan i centrala Bottenhavet bedöms vara den undersökning som utfördes vid den närbelägna Eystrasaltbanken år 2020 i ICES-område 52G8 (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt). Undersökningen innefattar både nätprovfiske och eDNA, och eftersom Eystrasaltbanken ligger nära och har snarlika förhållanden vad gäller djup och botten typer bedöms resultaten representativa för vindpark Lambda. Undersökningen vid Eystrasalt gjordes i djupintervallet 0–65 meter. Utöver detta har loggboksdata (fångstrapporter) för perioden 2010–2022 från finskt och svenskt kommersiellt fiske granskats för att utreda vilka fiskarter som fångats i området i ICES-ruta 52G8 (HaV 2024a; Luke 2024).

När det gäller underlag för att avgöra om det förekommer fisklek i eller i nära anslutning till projektområdet så finns det ett antal olika källor med information, även om underlagen fokuserar mest på kommersiellt viktiga arter. Den kommersiellt viktiga strömmingen är troligen den art som det finns mest vetenskaplig kunskap om, även om den inte är fullständig. I en omfattande intervjustudie som utförts av dåvarande Fiskeriverket år 2003 har kommersiella fiskarters lekområden och övriga lekbetingelser längs hela ostkusten kartlagts (Gunnart m.fl. 2011). HELCOM har även låtit göra modelleringar för sannolika och potentiella lekområden för strömming i Östersjön (Helcom 2024). Havs- och vattenmyndigheten (HaV) har även tagit fram Lektidsportalen, ett verktyg för att illustrera fiskars lektider i olika havsområden och när under året olika arter är som mest känsliga för



störning (HaV 2020). Sammanfattningsvis bedöms tillgängliga källor tillsammans med övriga analyser av exempelvis djupförhållanden och bottenstrukturer vara tillräckliga för att ge en god uppfattning om förekommande fiskarter i projektområdet.

Fiskfaunan i vindpark Lambda

I Tabell 5.2 listas arter som påvisats i Bottenhavets utsjö baserat på det kommersiella fiskets fångstrapporter, undersökningarna vid Eystrasaltbanken och utsjöbanksinventeringen vid Finngrund. I tabellens sista kolumn görs med stöd av allmän litteratur om fiskbiologi (exempelvis SLU Artfakta) en bedömning av vilka arter som är typiska för den del av Bottenhavet där vindpark Lambda planeras samt vilka arter som endast förekommer sporadiskt. Sporadiskt förekommande arter bedöms som ej relevanta för konsekvensbedömning. Samtliga listade arter är bedömda som livskraftiga (LC, least concern) enligt rödlistan (SLU Artdatabanken 2020) undantagen torsk vars bestånd i Östersjön anses vara sårbart (VU).

Totalt 24 fiskarter har konstaterats förekomma i undersökningar och fångstrapporter i utsjöområdet där vindpark Lambda planeras (Tabell 5.2). Drygt hälften av arterna bedöms vara sporadiskt förekommande i projektområdet och är därför inte relevanta för konsekvensbedömning. Arter som sporadiskt förväntas förekomma i projektområdet är exempelvis lax, öring och torsk. Lax migrerar genom Bottenhavet till och från sina reproduktionsområden men har sina huvudsakliga uppväxt- och födosöksområde i Egentliga Östersjön. Laxens vandringsmönster är inte helt klarlagda men migration sker framför allt längs kusterna. Öring nyttjar Bottenhavet som uppväxtområde men skiljer sig från lax så till vida att den inte har ett lika utbrett vandringsmönster i havet utan håller sig mer kustnära inom ett mer begränsat avstånd, normalt inom 100 kilometers avstånd från sin födelseälv (Kallio-Nyberg m.fl. 2017). Varken laxen eller öringen bedöms vara typisk för projektområdet som ligger centralt i Bottenhavet och utreds därför inte vidare i konsekvensbedömningen. Torskens förekomst i Bottenhavet kan sägas vara sporadisk. Den förekommer upp till Ålands hav där forskare har noterat ett relativt starkt bestånd av torsk, men det är något oklart om den kan leka där eftersom arten generellt kräver högre salthalt för att reproduktionen ska lyckas (Heimbrand m.fl. 2023). Vid Eystrasaltbanken har torsk noterats med mycket låg detektionsfrekvens i eDNA prover (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt) och den har inte registrerats i provfischen. Torsken behandlas inte vidare i aktuell utredning, eftersom den förväntas förekomma högst sporadiskt och med all säkerhet inte kan leka i projektområdet. Det sker heller inget riktat fiske av arten i Bottenhavet och fångster av torsk i det kommersiella fisket under perioden 2010–2022 uppgår endast till obetydliga mängder. Den akut hotade ålen (SLU Artdatabanken 2024) anses ha regelbunden förekomst upp till Norra Kvarnen (Helcom 2024). Arten förekommer i fångstrapporter från ICES-områdena 51G7, 52G7 och 53G8 (Figur 5.1) det vill säga längs södra norrlandskusten. Det finns inga dokumenterade fynd av ål i 52G8 vilket i sig inte utesluter sporadisk förekomst, men det bedöms ej vara motiverat att inkludera arten i konsekvensbedömningen. Likaså bedöms de typiska sötvattensarterna abborre, braxen, gädda, gös och mört ej vara relevanta för konsekvensbedömning av vindpark Lambda. Detta eftersom arterna i fråga har fångats i mycket liten omfattning, och med hänsyn till deras biologi och ekologi är utsjön inte arternas egentliga habitat. Detsamma gäller siklöja som finns i de utsötade vattnen längs norrlandskusten men som endast leker i nordligaste Bottenviken. Nors har fångats vid provfischen vid Finngrund och förekommer antagligen även sporadiskt i projektområdet för vindpark Lambda, men arten lever normalt mer kustnära och leker i tillrinnande vattendrag eller mynningsområden. Likaså har mindre havsnål fångats vid Eystrasaltbanken, men den förekommer generellt på grundare botten än vad som är fallet i projektområdet för Lambda. Flodnejonöga har detekterats i eDNA- undersökningar vid Eystrasaltbanken men antagligen rör det sig om individer som lever som parasit på annan art. Att de självmant skulle söka sig till utsjöhabitat så pass långt från kusten förefaller inte troligt baserat på vad som är känt om artens biologi. Större ringbuk förekommer förmodligen i vindpark Lambda men lite är känt om artens levnadsvanor och ekologiska värde i Bottenhavet.

Den sammanvägda bedömningen blir följaktligen att sik, strömming, skarpsill, storspigg, skrubbskädda, tånglake, kusttobis och tobiskung, röt- och hornsimpa kan antas vara allmänt förekommande inom vindpark Lambdas projektområde (Tabell 5.2). Effekter av planerad verksamhet på dessa arter är en viktig del av utredningen och konsekvensbedömningen. Av de allmänt förekommande arterna inom projektområdet är det framför allt strömming och skarpsill som har väsentliga kommersiella värden (Analys av yrkesfiske, MKB bilaga 4). Sik och skrubbskädda har också vissa ekonomiska värden, men fiskas främst mer kustnära.



Tabell 5.2. Förteckning över var respektive art har påvisats (x) samt bedömning av vilka arter som kan förväntas vara allmänt förekommande i projektområdet för vindpark Lambda och om de kan förväntas leka i området. Förekomster i undersökningar vid Eystrasaltbanken (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt) och Finngrund (Naturvårdsverket 2010) samt i yrkesfiskets fångstdata från ICES 52G8 (HaV 2024a och Luke 2024) ligger till grund för listan. Inom parentes redovisas för arternas hotstatus enligt aktuell rödlista (SLU Artdatabanken 2020). (LC) = livskraftig, (VU) = sårbar.

Art	Eystrasalt	Finngrund	ICES-ruta 52G8	Bedöms allmän i Lambda	Bedöms leka i Lambda
Abborre (LC)			x	Nej	Nej
Braxen (LC)			x	Nej	Nej
Gädda (LC)			x	Nej	Nej
Gös (LC)	x			Nej	Nej
Lax (LC)	x		x	Nej	Nej
Mindre havsnål (LC)	x			Nej	Nej
Mört (LC)	x			Nej	Nej
Nejonöga (LC)	x			Nej	Nej
Nors (LC)		x		Nej	Nej
Större ringbuk (LC)	x			Ja	Ja, sannolikt
Sik (LC)	x	x	x	Ja	Nej
Siklöja (LC)			x	Nej	Nej
Simpor (Horn- och rötsimpa) (LC)	x	x		Ja	Ja, eventuellt
Skarpsill (LC)	x		x	Ja	Ja, eventuellt
Skrubbskädd (LC)	x	x		Ja	Ja, eventuellt
Spetslångebarn (LC)	x			Ja	Ja, sannolikt
Spiggar (LC)	x		x	Ja	Nej
Strömming (LC)	x	x	x	Ja	Ja, sannolikt
Tobisfisk (Kusttobis och tobiskung) (LC)	x			Ja	Ja, sannolikt
Torsk (VU)	x	x	x	Nej	Nej
Tånglake (LC)	x	x		Ja	Ja, sannolikt
Öring (LC)	x		x	Nej	Nej

Fisklek i projektområdet för vindpark Lambda

För att konsekvenser av planerad verksamhet för fiskesamhället ska bli tydliga så är det viktigt att notera vilka eventuella lek- och uppväxtområden som finns i projektområdet. Det finns få underlag som täcker lek- och uppväxtområden för fisk i utsjön. Generellt kan sägas att grunda och särskilt kustnära miljöer utgör viktiga reproduktionsområden för de flesta arter som förekommer i Bottenhavet. I tabell 5.2 redovisas en bedömning av förekommande arters sannolikhet till lek i projektområdet för vindpark Lambda.

De arter som med stor sannolikhet bedöms leka i eller i nära anslutning till projektområdet är skarpsill, spetslångebarn, strömming, kusttobis, tobiskung och tånglake. Alla dessa arter har ett marint ursprung, det vill säga har biologiska förutsättningar och antas kunna hitta lämpliga bottensubstrat att leka på i området. Simpor (hornsimpa och rötsimpa) och skrubbskädd bedöms med en lägre sannolikhet kunna leka i området, noterade med eventuellt i tabell 5.2. De tre arterna föredrar endera mer marina förhållanden med en högre salinitet eller grundare områden. Skrubbskädd kräver en salthalt på minst sex promille för sin reproduktion, liksom torsken behöver minst elva promille (SLU Artdatabanken 2024). Hornsimpan är ursprungligen en sötvattensart som inte kräver saltare vatten, men den föredrar grundare lekbottnar. Likaså sik och storspigg bedöms förekomma allmänt i projektområdet men förväntas inte kunna leka i området. De leker kustnära, oftast i tillrinnande vattendrag eller i utsödade kustvatten. De leker därtill förhållandevis grunt, det vill säga på några meters djup. Det finns en form av sik som leker i havet till exempel i Gävleborg, men även den leker kust- och strandnära på botten med sand, sten och grus och på djup ner till sex meters djup (Gunnartz m.fl. 2011).



Genom en sökning i Havs- och vattenmyndighetens Lektidsportal med kriterier motsvarande Bottenhavets utsjö, det vill säga med relevanta sökkriterier för vindpark Lambda fås en lista med sju arter, Tabell 5.3 (HaV 2020). Sökningen plockar inte upp hornsimpa, rötsimpa och kusttobis men inkluderar sjurygg som eventuellt kan leka i utsjön i Bottenhavet. Sjuryggen förekommer upp till Norra Kvarnen (SLU Artdatabanken 2024), men är ovanlig och har inte påträffats i några provfiske eller undersökningar. Hornsimpa, rötsimpa och kusttobis leker generellt mer kustnära och på grundare bottnar varför de inte finns med i Lektidsportalen, men detta utesluter inte att lek kan förekomma. Kusttobis förekommer från strandlinjen ner till 40 meters djup medan släktingen tobiskung lever sommartid kustnära över sandbottnar ned till 60 meters djup (SLU Artdatabanken 2024). Att tobiskung anses gå lite djupare antas vara anledningen till att den plockas upp i en sökning med utsjöförhållanden i Lektidsportalen. Vidare förmodas bägge arter förekomma och troligen leka inom projektområdet för Lambda med sammanfallande lekperiod varför de här behandlas som en. Ringbuk och spetslångebarn leker sannolikt i området även om de inte är så allmänt förekommande arter. I portalen noteras också fiskarternas lektider, vilket visar när på året som de är mer känsliga för störning (Tabell 5.3). Portalen ger också ett samlat känslighetsindex som ska peka på extra känsliga månader då många fiskarter leker. Det finns inte några månader på året som tydligt är mer känsliga än andra, eftersom de olika arternas lek sker under olika delar av året (Tabell 5.3).

Tabell 5.3. Utdrag från Lektidsportalen (HaV 2020) som visar vilka fiskarter som förväntas leka i Bottenhavets utsjö mellan 30 och 100 meters djup och när på året de leker. Röd färg i tabellen visar på sannolik lekperiod och rosa färg visar på teoretisk lekperiod enligt referenslitteraturen. Lektidsportalen ger också ett generellt känslighetsindex (nedre raden i tabellen) där högre indexvärde och rödare färg anger mer känsliga månader och där lägre indexvärde och grön färg anger mindre känsliga månader.

Känsliga perioder - Tabell & Diagram

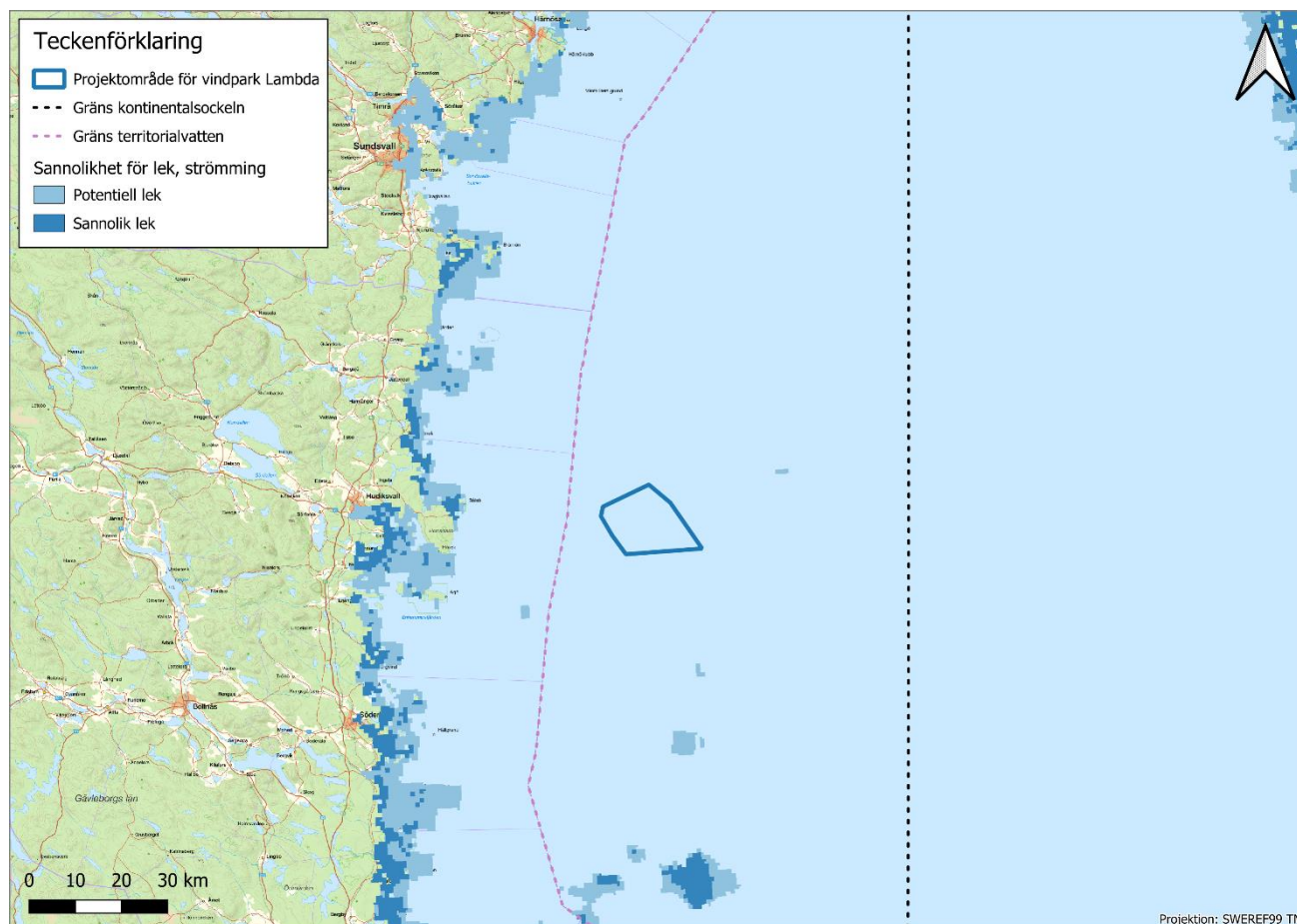
Län: Gävleborgs län Vattentyp: Utsjö Delvattentyp: Bottenhavet Höjd: 0 - 200 Lekdjup från: 30 Lekdjup till: 100 Lekhabitat beskrivning: (alla kolumnvärden)

Art	Lekperiod	Lektemperatur °C	Lekdjup meter	Kommentarer	Illustrerad grafisk period	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec
Ringbuk	Nov - Mar	2 - 6	5-300														
Sill/Strömming (höst)	Sep - Feb	4 - 13	0-40	Mer info													
Sjurygg	Feb - Maj	3 - 15	5-40	Mer info													
Skarpsill	Jan - Aug	5 - 13	0-40														
Spetslångebarn	Dec - Jan	0 - 3	10-100														
Tobiskung	Mar - Aug	3 - 19	20-100	Mer info													
*KÄNSLIGHETSINDEX						6	5	4	3	5	3	4	4	1	2	4	5

I Östersjön finns åtminstone två distinkta genetiska populationer av strömming, vilka hänförs till vår- eller höstlekande strömming (Wennerström m.fl. 2022; Wennerström m.fl. 2023). I Bottenhavet dominerar vårlekande strömming. Båda varianterna vistas i djup utsjö under vintern. Tidigt på våren söker sig den vårlekande varianten till lekhabitat som utgörs av grunda skärgårdsområden med ett djup på 0 – 15 meter (Polte m.fl. 2017). Eftersom den leker grundare än 30 meter så kommer den inte med i utdraget ur Lektidsportalen, Tabell 5.3. I Figur 5.2 illustreras strömmingens lekområden i Bottenhavet enligt modellerade data från Helcom (Helcom 2024). Höstlekande strömmingar anses leka i yterskärgårdar och utsjöbankar, vanligen ner till 20 meters djup, men möjligen ner till 40 meter, vilket gör att den höstlekande varianten listas i Lektidsportalen. Det finns dock inga kända lekområden för strömming i aktuellt projektområde för vindpark Lambda. Inom några tiotals kilometers radie finns ett antal mindre områden utpekade som potentiella lekområden för strömming (Helcom 2024). Skarpsill leker generellt längre söderut i Egentliga Östersjön (Helcom 2024). Eftersom artens ägg utvecklas pelagiskt (fritt flytande i vattenmassan) krävs en salthalt om minst 5–6 promille (SLU Artdatabanken 2024). Bottenhavets salthalt utgör förmodligen en för arten geografiskt begränsande faktor. Sammanfattningsvis så förväntas varken strömming eller skarpsill leka i någon väsentlig omfattning inom projektområdet för vindpark Lambda.

Fiskfaunan inom projektområdet för vindpark Lambda bedöms ha ett förhållandevis **litet** värde då den sannolikt är artfattig och typisk för djupa utsjövatten som det finns stora ytor av i Bottenhavet. Inga särskilda lekområden eller viktiga habitat för hotade fiskarter finns utpekade inom projektområdet.





Figur 5.2. Sannolika (mörkblå) och potentiella lekområden för strömming (ljusblå) enligt HELCOM Maps and Data Service (Helcom 2024). Inom projektområdet för vindpark Lambda förekommer inga kända lekområden för strömming.

5.1.1 Anläggning

Under anläggning av en havsbaserad vindpark kan fisk komma att påverkas. Nedan bedöms de eventuella risker och påverkan som kan uppstå för fisk kopplat till habitatförändring och reveffekt, suspendering och sedimentering av material, undervattensljud samt elektromagnetiska fält i förhållande till planerad verksamhet för vindpark Lambda. Bedömningen utgår från den sammanlagda beskrivningen av projektområdets fiskfauna och fiskbiologi som ges ovan, i avsnitt 5.1.

Habitatförändring och reveffekt

Omfattningen av habitatförändring både vad gäller bottenförhållanden och nya vertikala strukturer ökar successivt under tiden för uppförandet av vindparken och når sitt maximum när samtliga installationer är på plats. Reveffekten är något som uppstår efter en viss tid eftersom den är en följd av att nya ytor och strukturer koloniserar av växt- och djurliv. Bedömningen är att miljöeffekten av habitatförändring och reveffekt är försumbar under anläggningsfasen. Fisk kan nyttja området under hela anläggningsfasen men kommer troligtvis undvika områden med hög aktivitet och vid tidpunkter då anläggningsarbeten medför höga eller störande ljud.

Habitatförändringen under anläggningsfasen bedöms ha **försumbar** effekt och eftersom miljöaspekten fisk bedöms ha ett **litet** värde blir konsekvenserna därmed **inga/försumbara**. Säkerheten i bedömningen är **hög**.

Suspenderat material och sedimentation

Suspendering av material, det vill säga uppgumling och efterföljande sedimentation, kan ha direkta och indirekta effekter på fisk. Direkta effekter kan vara mortalitet, fysiska skador på framför allt gälar och ägghinnor orsakade av sedimentpartiklar, psykisk stress och beteendeförändringar (Kjelland m.fl. 2015; Wenger m.fl. 2017). Indirekta effekter kan vara minst lika allvarliga som de direkta (Barbier m.fl. 2011). Exempel på indirekta effekter kan vara minskad bytestillgång (framför allt bottenfauna) och habitatförlust, där till exempel en reducering av växtlighet kan innebära minskad möjlighet till skydd för bytesdjur eller reducerad sikt som exempelvis kan påverka predatorers fångstmekanismer och deras födosök. Förändrade förutsättningar för lekplatser (substrat) är ett annat exempel (Kjelland m.fl. 2015; Wenger m.fl. 2017). Risken för allvarliga effekter av grumling på fiskesamhällen beror framför allt på intensitet och varaktighet av exponeringen (Newcombe & MacDonald 1991; Karlsson m.fl. 2020), men även de olika arternas stresstolerans, sedimenttyp samt de naturliga bakgrundshalterna av grumlighet för lokalen (Browne, Tay & Todd 2015; Erftemeijer & Lewis 2006; Wilber & Clarke 2001). Även om fisk kan undvika områden där grumlingen är för hög, har det påvisats att fiskar är relativt toleranta mot en ökad grumling av vattenmassan. En exponering för en koncentration på 100 mg/l suspenderat material under en exponeringstid på upp till 14 dygn eller en exponering på upp till 1 000 mg/l under maximalt 24 timmar har generellt en låg direkt påverkan på exponerade organismer (Karlsson m.fl. 2020).

Lekperioden är en känslig del av fiskars livscykel där grumling kan försämra överlevnaden för ägg och larver i bottensubstratet genom att de överlagras av sediment och sedermera dör av syrebrist (Karlsson m.fl. 2020). Även pelagiska ägg och larver kan påverkas både letalt (direkt dödligt) och subletalt (inte direkt dödligt men skadligt på sikt). Påverkan av suspenderat sediment på pelagiska ägg och larver kan leda till försenad eller försämrad kläckning, minskad tillväxt samt ökad frekvens av missbildningar (Corell m.fl. 2023). Toleransnivåerna är artspecifika och bottenlevande arter som plattfiskar tål generellt högre koncentrationer. Generellt är adult fisk relativt okänslig för grumling, undvikande beteende hos juvenila och adulta fiskar inträder vid koncentrationer på skalan milligram per liter, för letala effekter behövs koncentrationer på skalan gram per liter (Bruton 1985). Hos strömming anses gränsvärde för undvikande beteende vara cirka tio mg/l (Johnston & Wildish 1981; Westerberg m.fl. 1996). Fiskars ägg och larver saknar möjlighet att undgå grumling och är generellt mer känsliga än äldre livsstadier. Undantaget är strömming vars äggutveckling inte visade någon påverkan vid exponering för suspenderat sediment i koncentrationer upp till 300 mg/l (Kiörboe m.fl. 1981). I en dylik studie sågs ingen effekt på strömmingsägg i så höga koncentrationer som 7 000 mg/l (Messieh 1981), dock sågs hög äggmortalitet om de blev helt övertäckta. Strömmingslarver har uppvisat försvårat födointag vid längre perioder med grumlingshalter kring 20 mg/l (Johnston & Wildish 1981) men klarar kortvarig exponering av halter över 500 mg/l (Messieh m.fl. 1981).

Under anläggningsfasen för vindpark Lambda beräknas sedimentkoncentrationen på över 1 000 mg/l uppstå under någon timme närmast anläggningsarbetet (Sedimentspridning, MKB bilaga 5). En begränsad yta om totalt cirka 5,5 kvadratkilometer beräknas påverkas med en varaktighet motsvarande en timme sett över hela anläggningsperioden. Generellt klarar fiskar sådana korta exponeringar utan några skador (Karlsson m.fl. 2020), men sannolikt kommer fisk att undvika områden med sådana koncentrationer, endera på grund av de höga koncentrationerna i sig eller på grund av annan störning i form av höga ljud och vibrationer. Juvenila stadier kan komma att påverkas i större skala, men även exempelvis strömmingslarver klarar kortvarig exponering av halter över 500 mg/l (Messieh m.fl. 1981), vilka har beräknats uppstå under maximalt 36 timmar.

En pålagring av sediment som överskrider tio millimeter har beräknats uppstå på en area av knappt fem kvadratkilometer sett över hela anläggningsperioden. Fiskars lekframgång kan komma att påverkas av en sådan sedimentation om ägg och larver överlagras. Området som påverkas är dock förhållandevis litet och de arter som bedöms kunna leka i aktuellt område exempelvis tobisfiskar och simpbor (avsnitt 5.1 för full lista) har geografiskt stor utbredning och därmed stor tillgång på motsvarande lekhabitat. Därtill är de fiskarter som eventuellt leker i området listade som livskraftiga i nationella rödlistan (Tabell 5.2). Inom projektområdet för vindpark Lambda eller inom det område som beräknas påverkas av sedimentation utanför parken finns inga noterade lekområden för strömming.

Sammantaget blir bedömningen därmed att suspenderat material och sedimentation under anläggningsfasen får **liten** effekt. Detta tillsammans med att miljöaspekten bedöms ha **litet** värde gör att konsekvenserna bedöms bli **försumbara** för fisk. Säkerheten i bedömningen är **hög** med tanke på att det finns vetenskapliga studier att grunda bedömningen på och en platsspecifik modellering av sedimentationsspridningen.



Undervattensljud

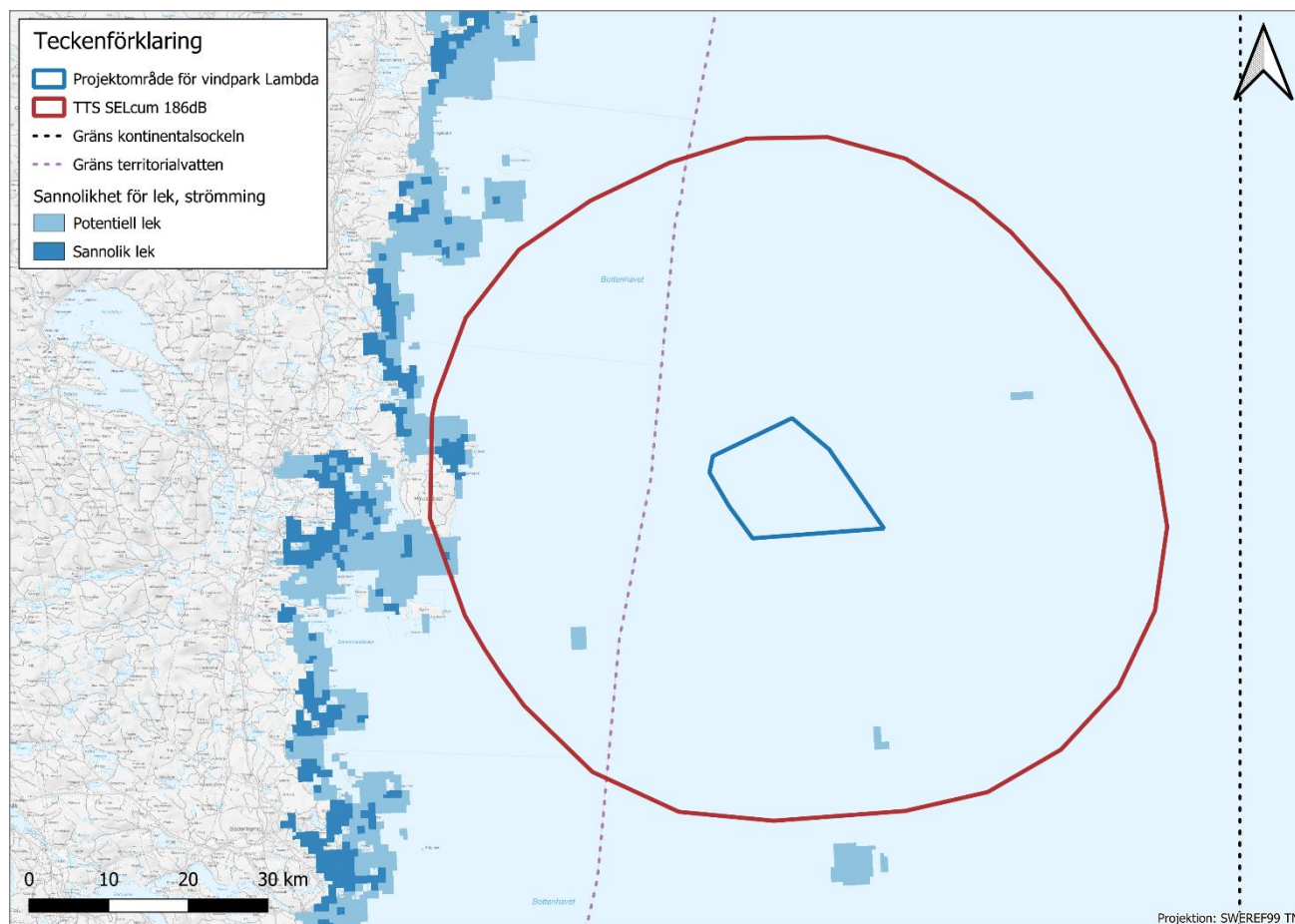
Ljudspridning i vatten sker som partikelrörelse ($\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$) och tryck/ljudvågor (dB) (Axenrot & Didrikas 2012). Partikelrörelse avtar snabbt med avstånd från källan medan fisk kan uppfatta tryck/ljudvågor på långt avstånd. De flesta arter kan uppfatta båda dessa typer av ljud. Generellt har fiskar god förmåga att uppfatta lågfrekvent ljud (under 100 Hz) (Axenrot & Didrikas 2012). Fiskars ljudkänslighet är dock starkt artberoende. Gasinnehållande organ (så som simblåsa och mag-tarmkanalen) samt hörselsystem hos fiskar är särskilt känsliga för skada. Skador på fisk orsakade av höga ljudnivåer kan i stora drag relateras till huruvida arten har simblåsa samt simblåsans uppbyggnad, medan lägre ljudnivåer kan orsaka liknande skador på olika fiskarter oberoende av om de har simblåsa eller ej (Halvorsen m.fl. 2012). Utöver direkta fysiska skador på fisk i nära anslutning till ljudkällan, handlar det framför allt om subletala effekter så som tillfällig hörselnedsättning och förändrade beteenden som kan leda till negativa konsekvenser på både individ- och populationsnivå (Popper & Hawkins 2019). Popper & Hawkins (2019) och Popper m.fl. (2020) konkluderar att det fortfarande finns stora luckor i vår förståelse för effekterna av antropogena ljud och särskilt deras effekt på populationsnivå och akvatiska ekosystem bland annat för att många studier har utförts på fiskar i fångenskap under laboratorieförhållanden, snarare än på frilevande fiskar. Faktorer som har observerats påverka responsen på ljudstimuli inkluderar bland annat livshistoria, storlek i förhållande till ljudets våglängd, anatomiska skillnader och position i vattenpelaren i förhållande till ljudkällan (Popper & Hawkins 2016).

Sweco har i sin akustikutredning för vindpark Lambda gjort beräkningar för vid vilka avstånd från ljudkällan tröskelvärden för strömning inte längre överskrider (Undervattensljud, MKB bilaga 6). Strömning anses vara en så kallad hörselspecialist, den har låg hörseltröskel och därmed hög känslighet för undervattensljud (Båmstedt m.fl. 2009), därtill är det en kommersiellt viktig art. Av de skälen har det blivit praxis att strömning utgör mållart vid worst-case scenario i bedömning av undervattensljudets påverkan. Det saknas dock antagna svenska riktlinjer för undervattensljud och tröskelvärden varvid Sweco använt tröskelvärden för TTS och PTS från Popper m.fl. (2014). I en rapport från Naturvårdsverket (Andersson m.fl. 2016) lämnas förslag till skadliga ljudnivåer (PTS) för fisk. Förslaget för PTS utgår från forskningen av Popper m.fl. (2014), dock medtogs inte tröskelvärde för TTS i Naturvårdsverkets förslag. Detta motiverades med att till skillnad från fysiologiska skador på inre organ är både flyktbeteende (beteendeförändring) och tillfällig hörselskada kopplad till artens specifika känslighet för frekvens och ljudets intensitet. Det går dessutom inte utifrån befintlig litteratur att bedöma om ett flyktbeteende påverkar arten negativt på populationsnivå eller om effekten av påverkan är relaterad till område och tidsperiod. Studier på torsk (Mueller-Blenkle m.fl. 2010) och skarpsill, vars hörsel är likvärdig strömningens (Popper m.fl. 2014) visar att fisken reagerar på pålningsljud och förväntas således fly undan ljudet. Samtidigt finns det studier som indikerar att fisk som exponeras för höga ljudnivåer stannar kvar inom ett område om det är tillräckligt viktigt för fiskens överlevnad eller fortplantning (Wardle m.fl. 2001; Peña m.fl. 2013). Ägg och larver av fisk har ingen eller mycket liten möjlighet att fly från ljudkällan vilket på så sätt gör dem mer utsatta (Andersson m.fl. 2016).

Akustikutredningen (Undervattensljud, MKB bilaga 6) visar att om ingen dämpningsåtgärd vidtas kommer all strömning som befinner sig inom 62 kilometer från ljudkällan att kunna uppfatta pålningsljud på gränsen till de nivåer som kan ge upphov till TTS. Vidare beräknas avsaknad av dämpning att ge upphov till permanent skadliga ljudnivåer (PTS) inom två kilometer från källan. Ljuddämpning med minst 6 dB innebär nästan en halvering av avståndet inom vilket gränsvärdet för TTS överskrider och om HSD används innebär det att avståndet minskas till en tredjedel. Med andra ord kan strömning komma att påverkas av ljudet upp till 36 kilometer från källan med 6 dB dämpning och 21 kilometer med HSD. För samtliga ljuddämpningsåtgärder (-6 dB, HSD och DBBC) gäller att gränsvärden för PTS inte överskrider bortom 1,1 kilometer från källan (Tabell 4.7; Undervattensljud, MKB bilaga 6). Nedanstående konsekvensbedömning fokuserar främst på strömning och dess lek, eftersom arten är vanligt förekommande i aktuellt område och har ett kommersiellt värde. En viktig utgångspunkt i bedömningen är att begreppet beteendeförändring som ofta figurerar i vetenskaplig litteratur kopplat till ljudstörning inte nödvändigtvis är liktydigt med flyktbeteende eller påverkad lekframgång. Det har visats att strömningens reaktionströskel för ljud är högre under lekperioden. Skaret m.fl. (2015) visade att arten inte uppvisar samma flyktbeteende som respons på fartygsljud som annars är det normala utanför lekperiod. Forskarna drar slutsatsen att under lek ges den reproduktiva instinkten högre prioritet än det normala faroundvikande flyktbeteendet.



Vid användande av minst 6 dB dämpning som skyddsåtgärd bedöms effekten bli **liten**. För merparten av havet som påverkas är värdet **litet**, det vill säga fiskfaunan har ett förhållandevis lågt värde och konsekvenserna bedöms därmed bli **försumbara**. Ljud som överskrider tröskelvärdet för TTS hos strömming kommer dock att nå områden som pekats ut som potentiella och sannolika lekområden för strömming (Helcom 2024). Det är kring Hornslandet väster om vindpark Lambda samt vid tre mindre områden i havet sydväst, syd och nordost om vindpark Lambda (Figur 5.3) där en effekt på strömmingen bedöms kunna uppstå. Under ett eller två år, när pålningen pågår, kommer strömmingen eventuellt avhållas från områdena och leken kan komma att utebli om pålningsarbete utförs under lektider. Berörda lekområden utgör emellertid en förhållandevis liten del av det totala tillgängliga lekområdet, vilket gör att miljöaspekten har ett **måttligt** värde och konsekvenserna blir **små**.



Figur 5.3. Projektområdet för vindpark Lambda (blå polygon). Röd linje illustrerar var ljudet inte längre överskrider tröskelvärdet för TTS för strömning under anläggningsfasen med en skyddsåtgärd motsvarande -6 dB.

5.1.2 Drift

Habitatförändring och reveffekt

Svensk marin bottenmiljö kan i huvudsak delas in i två typer; hård- och mjukbotten (Öhman & Wilhelmsson 2005). Hårdbottnar är i princip revmiljöer oavsett om de är uppbyggda av korall, mineral eller artificiellt material (Öhman m.fl. 1997; Öhman & Rajasuriya 1998; Öhman m.fl. 1998). Hårdbottnar är ofta viktiga lek- och uppväxtområden för fisk och har en allmänt hög biologisk mångfald (Pihl m.fl. 1994; Årnio m.fl. 1996; Kääriä & Esko 1997; Malm 1999). Detta nyttjas medvetet vid anläggning av artificiella rev i syfte att skapa fiskvänliga biotoper. Reveffekten definieras som en lokalt ökad fisktäthet (Bohnsack 1996; Hylkema m.fl. 2020). Dock behöver inte ökad fisktäthet på ett artificiellt rev vara ett resultat av ökad produktion utan kan bero på aggregering av befintlig fisk från närområdet (Bohnsack 1996). Vindkraftverk till havs kan fungera som artificiella rev. Anläggning av vindkraftverk i havet inbegriper fysisk omdaning av förhållandena på havsbotten och tillkomst

av hårda vertikala ytor upp genom hela vattenkolumnen. Fundamenten och erosionsskyddet tillför nya ytor och strukturer vilka kan ge upphov till en reveffekt, det vill säga attrahera och gynna arter (Wright m.fl. 2020). Fisk kan till exempel attraheras till dessa fasta strukturer, gynnas av skyddet de ger vilket kan leda till en ökad mängd fisk (Bergström m.fl. 2012).

Studier av reveffekter på havsbaserad vindkraft i Östersjön är utförda på vindparker i Kalmarsund (Andersson & Öhman 2010) respektive Öresund (Bergström m.fl. 2013). Dessa studier visade att den senare hade en högre reveffekt. Det anses att förklaringen ligger i den högre salthalten i Öresund som därav hyser ett större fiskesamhälle. I svenska vatten kan omfattningen av reveffekt förväntas variera beroende på var vindparken placeras, på grund av skillnader i förekomsten av arter längs olika delar av kusten (Isæus 2022; Andersson 2010; Bergström m.fl. 2022). Reveffekt kring artificiella strukturer är väl belagt i utpräglat marina havsområden som Nordsjön, där råder konsensus om både ökad attraktion och produktion av fisk. Detsamma kan inte sägas gälla för merparten av Östersjön och i synnerhet inte för Bottenhavet. Reveffekten är förvisso undersökt och påvisad vid vindparkerna Lillgrund i Öresund och Utgrunden i Kalmarsund men på grund av avsaknad av vindparker längre norrut i Östersjön så finns heller inga studier av habitatförändringar och reveffektens påverkan på fisk. Flera artiklar och syntesrapporter framhåller att mindre artrikedom kan förväntas ge svagare effekt (Andersson & Öhman 2010; Isæus m.fl. 2022; Langhamer 2012; Öhman 2023).

Utöver artförekomst påverkar en rad andra faktorer om och hur en reveffekt uppstår. Det kan vara val av konstruktion, vilken strömbild som uppstår kring installationer och ljusstilgång (Paine 1974; Knott m.fl. 2004). I viss mån saknas kunskap om förväntad påverkan, kopplat till habitatförändring och reveffekt vid anläggning av vindkraft på de djup som finns i vindpark Lambda och då vindkraftverken står med avstånd på 1,5 – 2 kilometer, vilket är planerat för vindpark Lambda (Bergström m.fl. 2022).

På grund av den lägre diversiteten av fisk i Bottenhavet vid vindpark Lambda jämfört med undersökta vindparker belägna i mer utpräglat marina områden kan habitatförändringen och reveffekten förväntas resultera i en **försumbar** eller **små positiva** miljöeffekter. Områdets värde för fisk bedöms kvarstå som **litet**. Graden av habitatförändring beror på hur stor skillnad det är på karaktären av introducerade strukturer och substrat jämfört med ursprungstillståndet. Störst blir påverkan på habitatet om vindkraftverken placeras på mjukbotten varvid man behöver tillföra mer nytt hårt material än om de anläggs på befintlig hårbotten. Fisk kan lockas till dessa strukturer om de ger skydd eller skapar miljöer för födoorganismer, men effekten förväntas inte bli stor. Utestängning av kommersiellt fiske kan ses som en habitatförändring genom förändrad fiskmortalitet, här bedöms en sådan inverkan bli försumbar med tanke på att området inte nyttjas av yrkesfisket i någon betydande omfattning (Analys av yrkesfiske, MKB bilaga 4). Sammantaget bedöms konsekvenserna som **försumbara till svagt positiva**. Säkerheten i bedömningen är **måttlig** då det föreligger i viss osäkerhet i graden av positiva effekter av reveffekten.

Undervattensljud

Enligt akustikutredningen (Undervattensljud, MKB bilaga 6) beräknas ljudalstring från drift av vindpark Lambda understiga nivån av det ständigt närvarande bakgrundsljudet som orsakas framför allt av vågrörelserna i havet. Eventuellt kan driftljudet förnimmas under vattenytan vid låg eller normal blåst men det rör sig i så fall om tämligen låga eller knappt förnimbara ljudnivåer. Därför blir bedömningen att driftljudets miljöeffekt är **försumbar** med **inga/försumbara** konsekvenser för fisk.

Elektromagnetiska fält

Elektromagnetiska fält uppkommer kring kablar när alstrad el transporteras internt inom parken samt via exportkablar mot fastlandet. Elektromagnetiska fält har potential att påverka exempelvis fiskars födosök, orientering och observationer av omgivningen som exempelvis att dölja upptäckten av rovdjur (Tricas & Gill 2011).

Potentiell effekt på fiskar av elektromagnetiska fält bör ses i två skalor: i närhet av en (1) kabel och hela vindparkens kabelnät som en helhet, dess utformning och läge i relation till exempelvis lekområden och migrationsrutter. I litteraturen är det vanligt att studier av påverkan från elektromagnetiska fält fokuserar på observation av fiskars beteende vid/över endast en kabel (Dunlop m.fl. 2016; Westerberg & Lagenfelt 2007). Westerberg & Lagenfelt (2008) utgör ett undantag, de studerade ett arrangemang av tre kablar. Forskarna drog



slutsatsen att mer kunskap behövs om effekter av upprepade kabelpassager. Det finns få studier av en vindparks kumulativa effekt (dess kabelnät som helhet) och resultaten från den här typen av forskning är ofta svårtolkade på grund av att fiskars vandringsbeteende påverkas av många faktorer som exempelvis strömmar (Lagenfelt, Andersson & Westerberg 2012).

Tre faktorer är avgörande för fiskars påverkansgrad vid exponering för elektromagnetiska fält från strömförande kablar: 1) strömstyrka i kabeln, 2) kabelns design och 3) avstånd mellan kabel och fisk. Elektromagnetiska fält reduceras av kablers isolering och avtar snabbt med avståndet, varför nedsänkning i havsbotten fungerar som en skyddsåtgärd för vattenlevande organismer. Effektivvärdet av magnetfältet vid Lambdas internkabelnäts närhet, vid sjöbotten kommer vara upp till i storleksordningen 12,5 μT , och vid cirka sex till åtta meters avstånd har värdet avtagit till nära noll (Teknisk beskrivning, bilaga 2a).

Fiskar som är evolutionärt anpassade för att uppfatta jordens statiska magnetiska fält (med frekvensen 0 Hz) kan inte uppfatta elektromagnetiska fält vid frekvenser som normalt förekommer i växelströmskablar (50 Hz) om inte fältstyrkan är tillräckligt hög. Därav har växelströmskablar liten eller ingen effekt på fiskars beteende. Likströmskablar elektromagnetiska fält påminner mer om jordens naturligt statiska dito och kan uppfattas av fisk med magnetiskt känsliga sinnesorgan men de är inte avsevärt påverkade av dem (Snyder m.fl. 2019). Öhman, Sigra & Westerberg (2007) understryker att kablar med växel- (AC) och likström (DC) inte ska betraktas som likadana ur ett miljöbedömningsperspektiv, fiskar upplever antagligen statiska och alternerande fält på olika sätt.

Vissa fiskar har organ som känner av magnetiska fält och framför allt migrerande fiskar har studerats med avseende på påverkan från magnetiska fält. Ett flertal olika laxfiskar har undersökts från yngelstadiet till vuxna fiskar utan att effekter från magnetiska fält kunnat påvisas (Kavet m.fl. 2016; Snyder m.fl. 2019; Wyman m.fl. 2018; Fey m.fl. 2019). Viss påverkan har dock konstaterats på de tidiga utvecklingsstadierna hos laxfiskar (Fey m.fl. 2019; Formicki m.fl. 2021). I Bottenhavet förekommer dock endast adult laxfisk. Yano m.fl. (1997) såg inga tecken på störd orienteringsförmåga hos chumfax (*Oncorhynchus keta*) som utsattes för fältstyrka i storleksordningen av dubbla jordens magnetfält. En studie av havstobis (*Ammodytes marinus*) visade att magnetfält (50–150 μT) inte hade någon effekt på denna pelagiskt levande art (Cresci m.fl. 2022).

Elektromagnetiska fält oavsett växel- eller likström i kablar, förväntas inte påverka de pelagiskt levande arterna, exempelvis strömming, skarpsill, spigg, sik och tobis som förekommer i vindpark Lambda. Miljöeffekten bedöms vara **försumbar** vilket ger **inga/försumbara** konsekvenser.

Påverkan på bottenlevande arter, i synnerhet icke kommersiellt betydande, förefaller vara ett tämligen utforskat område. Således är bedömningen för skrubbskädda, spetslångebarn, simpbor och tånglake något mindre säker varför miljöeffekten för dessa arter bedöms vara **liten** och med ett **litet** värde på miljöaspekten blir konsekvenserna även **försumbara**.

5.1.3 Avveckling

Habitatförändring och reveffekt

Det förväntas små eller försumbara konsekvenser av habitatförändring för fiskfaunan på populationsnivå under anläggning och drift och den bedömningen kvarstår även under avveckling. Habitatförändring under avveckling bör innebära en återgång till ursprungligt tillstånd eller liknande vilket innebär **inga/försumbara** effekter vilket ger **inga/försumbara** konsekvenser.

Suspenderat material och sedimentation

Nedmontering av vindpark Lambda förväntas orsaka viss mängd suspenderat material och sedimentation med **liten** effekt. Omfattningen beror på val av metod och bör bedömas vid tid för avveckling. Bedömningen är att **försumbara** konsekvenser kan förväntas.

Undervattensljud

Avveckling av vindparken kommer orsaka undervattensljud i en i dagsläget okänd omfattning. Ljudnivåer beror på metod, teknik och omfattningen av avvecklingen. Om antagandet görs att värden motsvarande worst-case scenario vid anläggning kan tillämpas vid avveckling bedöms att liknande eller motsvarande skyddsåtgärder krävs för att undvika att fisk utsätts för ljudnivåer som kan leda till TTS och PTS. Konsekvenserna vid projektområdet under avveckling kan därmed bli motsvarande som vid anläggningsfasen, det vill säga **försumbara** till **små** konsekvenser beroende på om strömmingens lek påverkas.

5.1.4 Kumulativa effekter

Här görs en bedömning av kumulativa effekter givet att de vindparker som beskrivs i Tabell 4.8 uppförs enligt angiven tidplan. Ett förverkligande i enlighet med planerna skulle medföra anläggningsarbeten under en period om åtta till nio år inom en relativt begränsad del av Bottenhavet. Bedömning av kumulativa effekter för fisk görs utifrån den grundläggande frågeställningen: kan den utdragna/långa anläggningsperioden eventuellt resultera i kumulativa effekter på populations- eller beståndsnivå. I likhet med övrig konsekvensbedömning fokuserar denna kumulativa bedömning främst på strömming. Strömmingen som finns vid Lambda anses höra till och förvaltas inom beståndet "Bottniska viken" som inkluderar all strömming i Bottenhavet och Bottenviken. Dock har sentida forskning påvisat förekomst av ett antal genetiskt skilda delpopulationer med lokala anpassningar (Han m.fl. 2020). Det sistnämnda ihop med faktumet att reproduktion är grundläggande för populationers hållbarhet resulterar i att den kumulativa bedömningen gällande suspenderat sediment och sedimentation samt undervattensljud fokuserar på eventuell påverkan på kända och potentiella lekområden i södra Bottenhavet. Generellt bedöms värdet av habitatförändring och reveffekt som lågt för de beaktade vindparkerna i Bottenhavet, så även vindpark Lambda. Någon betydande kumulativ effekt förväntas ej.

Utestängning av kommersiellt fiske kan ses som en habitatförändring i den mening att det förändrade habitatet medför ökad överlevnad. De i denna bedömning ingående parker förefaller ha tagit stor hänsyn till det kommersiella fiskets geografiska utbredning genom att inte planera vindparker i områden som frekvent trålas, vilket gör att en markant ökad överlevnad ej antas rimlig att förvänta i och med artens säsongsbundna migration.

Enligt sedimentationsrapporten (Sedimentspridning, MKB bilaga 5) förväntas inte grumling från anläggningen i Lambda nå till något strömmingslekområde varvid ingen kumulativ effekt förväntas uppstå. En kumulativ effekt av suspenderat material och sedimentation skulle teoretiskt kunna uppstå om vindpark Lambda tillsammans med annan park skulle ha en avgörande påverkan på lekframgång hos någon art. Som helhet bedöms dock ingen art påverkas av sedimentspridningen på ett betydande sätt på populationsnivå.

Vindpark Lambda har tidsmässigt överlappande anläggningsperiod med flera andra planerade vindparker (Tabell 4.8) Om lek förekommer inom de utpekade potentiella strömmingslekområdena (Figur 5.2) kan detta eventuellt ske både på vår och höst, eftersom den höstlekande varianten leker vid utsjöbankar. I vindpark Eystrasalt Offshore (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt) redovisas en eDNA-undersökning som indikerar att strömming leker under vår/försommar, men lek senare under hösten efter provtagningstidpunkten (september) kunde varken beläggas eller uteslutas. Som tidigare beskrivits förväntas anläggningsljud från vindpark Lambda nå både sannolika och potentiella lekområden, dock endast under begränsade delar av anläggningsfasen med **små** konsekvenser. Även om den potentiella påverkan på eventuell lek i dessa områden från såväl vindpark Lambda som övriga planerade vindparker bedöms vara liten, så bedöms tidsmässigt överlappande anläggningsfaser snarare som en fördel än en nackdel, eftersom påverkan i tid då blir kortare.

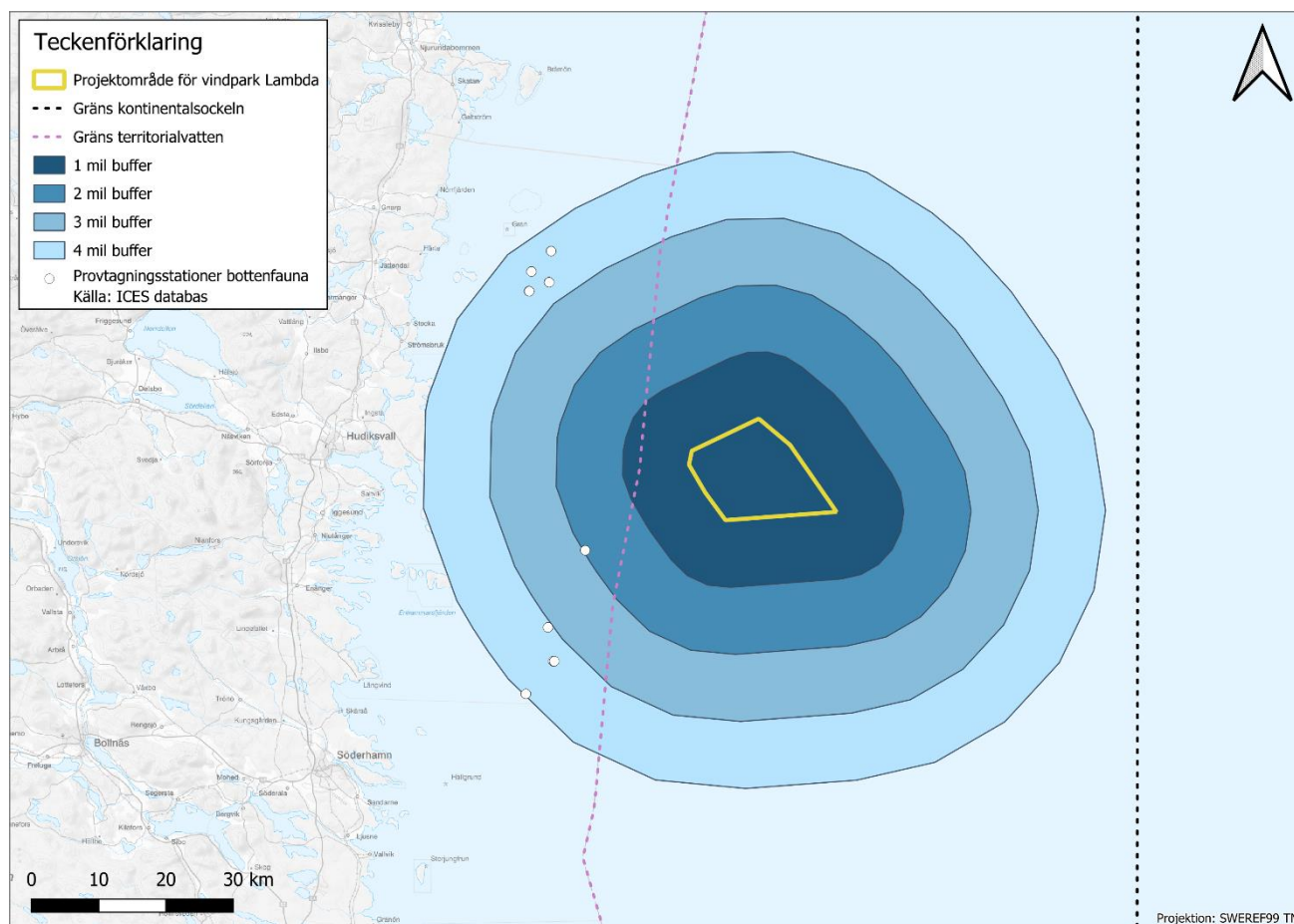
Under driftsfasen av de i Bottenhavet planerade vindparkerna ökar den totala andelen av havsområdet där undervattensljud (från vindkraftverk) kan förekomma. Dock förväntas inga kumulativa effekter för fisk av driftsljud från vindparkerna i sig. I dagsläget är det omöjligt att bedöma om fartygstrafik kommer leda till någon större förändring i den totala ljudbilden. Vindparker kräver underhåll vilket naturligtvis medför fartygstrafik, men samtidigt kommer förmodligen all annan fartygstrafik behöva ta hänsyn till vindparkerna. Fartygsljud bedöms heller inte ha en betydande påverkan på fiskars reproduktion.

Samtliga beaktade vindparker anger försumbara konsekvenser beträffande elektromagnetiska fält och bedömningen är att försumbar risk för kumulativa effekter kommer uppstå.



5.2 Bottenfauna

Med syfte att beskriva bottenfaunan inom projektområdet för vindpark Lambda har en sökning efter tidigare inrapporterade undersökningar av mjukbottenfaunan i projektområdets närhet gjorts. De databaser som genomsöktes var Helcoms karta- och dataservice [2024-04-25], ICES DataPortal [2024-04-25] och SHARKweb (SMHI) [2024-04-25]. Projektområdet för vindpark Lambda har inte undersökts tidigare med avseende på bottenfauna. Däremot finns det inom Bottenhavets utsjövatten över 40 provtagningsstationer (exakt antal går inte beräkna då inrapporteringen i vissa fall är bristfällig) där mjukbottenfaunan undersökts samt rapporterats in någon gång under perioden 1979–2022. Av dessa har åtta provtagningar utförts tillräckligt nära för att vara relevanta att jämföra med vindpark Lambda (Figur 5.4). Vid de relativt närliggande stationerna, inom fyra mil från vindpark Lambda, har totalt fem arter påträffats samt ytterligare fem taxa vilka endast bestämts till en högre rang (Tabell 5.4). Vitmärla (*Monoporeia affinis*) har observerats i flest prover samt högst täthet, följt av ishavsgråsugga (*Saduria entomon*) vilken återfunnits i många prover men i betydligt lägre tätheter. Även nordamerikansk havsborstmask (*Marenzelleria* spp.) har noterats i relativt många prover.



Figur 5.4. Karta över inrapporterade provtagningsområden inom fyra mils närheten till projektområdet för vindpark Lambda.

Utöver de inrapporterade stationerna har även de relativt närliggande planerade vindparkerna Eystrasalt Offshore, Gretas klackar 1 och vindpark Sylen (Figur 4.2) undersökts med avseende på bland annat bottenfauna. Trots att dessa områden skiljer sig avsevärt med avseende på djupförhållanden mot projektområdet för vindpark Lambda, är en jämförelse ändå relevant då majoriteten av arterna normalt återfinns från grunt vatten ned till åtminstone 80 meters djup. Utsjöbanken Eystrasalt, vilken ligger 14 kilometer nordost om vindpark Lambda, provtogs dels i samband med Naturvårdsverkets utsjöbanksinventeringar år 2009 (Naturvårdsverket 2010), dels i undersökningar inför ansökan för vindparksprojektet Eystrasalt Offshore år 2022 (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt). Båda inventeringarna vid utsjöbanken Eystrasalt fann en betydande andel hårbotten där enstaka exemplar av blåmusslor (*Mytilus edulis*), havstulpaner (Balanidae) och båtsnäckor

(*Theodoxus fluviatilis*) noterades år 2009 samt blåmusslor, slät havstulpan (*Amphibalanus improvisus*), hydroider (Hydrozoa) och tångbark (*Einhornia crustulenta*) observerades år 2022. Inventeringen av Eystrasalt år 2022 inkluderade dessutom 22 stationer där mjukbottenfaunan undersöktes. Total noterades sju taxa varav vitmärla dominerade följt av nordamerikansk havsborstmask, medan ishavsgåsugga utgjorde den största andelen av biomassan (Tabell 5.4). Projektområdet för den planerade vindparken Gretas klackar 1, cirka 21 kilometer sydväst om vindpark Lambda, undersöktes år 2021 (Svea Vind Offshore 2023). Via videoundersökningar noterades hydroider, östersjömusslor, pungräkor, ishavsgåsuggor och blåmusslor varav hydroider fläckvis påträffades i höga förekomster. Vid undersökningen av mjukbottenfaunan påträffades vitmärla, östersjömussla, ishavsgåsugga och nordamerikansk havsborstmask. Av dessa var vitmärla vanligast förekommande. Undersökningen inom den planerade vindpark Sylen, 10 kilometer syd-sydost om vindpark Lambda, utfördes år 2023 (Svea Vind Offshore 2024). Inom detta projekt noterades som mest sju taxa, varav amerikansk havsborstmask återfanns i samtliga prover med mjukbottenfauna. Även vitmärla, vilken påträffades i höga abundanser i ett antal prover, ishavsgåsugga och östersjömussla påträffades i majoriteten av proverna. Inga arter med särskilt skyddsvärde noterades i någon av de ovanstående undersökningarna.

I tabellen nedan (Tabell 5.4) finns en sammanställning över påträffade taxa. Undersökningarnas omfattning, upplägg och lokalisering skiljer sig åt varvid de inte är direkt jämförbara med varandra utan presenteras i syfte att visa på förväntade arter inom projektområdet för vindpark Lambda. Artsammansättningen i dessa undersökningar inom fyra mil från den planerade vindpark Lambda är relativt lika och samtliga påträffade taxa är vanligt förekommande i Bottenhavets utsjövatten. Det är därför troligt att bottenfaunan i vindpark Lambda har en liknande sammansättning och bedöms baserat på ovan nämnda grunder ha ett relativt **litet** värde Bolaget inväntar tillstånd för bottenundersökningar för att kunna samla in data från projektområdet.

Tabell 5.4. Taxa, svenskt namn, frekvens (antal provtagningar taxat noterats i), medelantal per kvadratmeter (m²) samt hur stor andel av biomassan respektive taxa utgör i de provtagningarna utförda inom fyra mil från projektområdet för vindpark Lambda samt resultat från närliggande vindparker.

Artlista	Svenskt namn	Område					
		Närliggande provtagningar i Bottenhavet (1979-2022)		Eystrasalt Offshore (2022)	Vindpark Gretas klackar 1	Vindpark Sylen	
		Frekvens	Antal per m ²	Andel av biomassan (%)	Påträffade (x)	Frekvens	Antal per m ²
<i>Gammarus sp.</i>	Tångmärla	10	34,5	<1*	-	3	30,0
<i>Macoma balthica</i>	Östersjömussla	-	-	16	x	14	69,3
<i>Marenzelleria sp.</i>	Nordamerikansk havsborstmask	24	372,1	28	x	17	135,9
<i>Marenzelleria viridis</i>		7	106,3	-	-	-	-
<i>Monoporeia affinis</i>	Vitmärla	40	1534,6	17	x	16	360,6
Mysidae	Pungräkor	11	16,4	<1	x	4**	10,0
<i>Mysis mixta</i>		1	10,1	-	-	-	-
<i>Mysis relicta</i>		13	20,0	-	-	-	-
Oligochaeta	Fåborstmaskar	2	10,0	-	-	10	31,0
Ostracoda	Musselkräftor	1	10,1	-	-	-	-
<i>Pontoporeia femorata</i>		-	-	<1	-	-	-
<i>Saduria entomon</i>	Ishavsgåsugga	35	55,1	39	x	14	165,7

*Anges som vattengåsuggor (*Gammarus spp.*), men dessa är inte samma.

**Anges i undersökningarna som olika taxonomiska nivåer men är troligtvis samma art.



5.2.1 Anläggning

Habitatförändring och reveffekt

Förändringarna börjar med det rent fysiska ingreppet då sediment avlägsnas eller omfördelas. Faunan avlägsnas eller flyttas och riskerar att helt täckas. Flera av de arter som finns i vindpark Lambdas närområde är emellertid anpassade för att klara en viss övertäckning (Bonsdorff & Pearson 1999; Poweilleit m.fl. 2009; Hinchey m.fl. 2006). Trots att denna form av påverkan är den mest fatala för organismerna, är den även begränsad till ett relativt litet område och studier har visat att återkoloniseringen ofta är relativt snabb, från några månader till något enstaka år (Hammar m.fl. 2009; Kraufvelin m.fl. 2021). Vidare kan själva omstruktureringen av bottenfaunan vid etablering av fundamenten leda till förändrade strömförhållanden och därmed ändra förutsättningarna i närområdet. Effekten förväntas dock vara obefintlig då strömhastigheten i projektområdet för vindpark Lambda är låg (Sedimentspridning, MKB bilaga 5). De delar av vindpark Lambda där fundament och erosionsskydd etableras blir helt otillgängliga för mjukbottenfauna fram tills att området har återställts, men kan då i stället gynna hårbottenfaunan genom så kallad reveffekt som ger en ökad tillgång till hårda ytor där fastsittande arter kan etableras.

Den direkt fysiska påverkan, vilken utgörs av anläggandet av vindkraftverken inkluderat erosionsskydd samt installation av de interna kablarna, motsvarar som mest 0,84 kvadratkilometer, eller 0,43 procent av projektområdet och utgör således en mycket liten del av vindpark Lambdas totala bottenarea på 200 kvadratkilometer i linje med vad som presenterades i resonemanget i avsnitt 4.1, Habitatförändring och reveffekt. Förlusten av mjukbotten blir således förhållandevis liten samtidigt som tillförsel av nya hårda ytor med tiden gynnar fastsittande organismer.

Den sammanvägda miljöeffekten av habitatförändringar till följd av anläggningen av vindpark Lambda blir således **försumbar** och då bottenfaunan har ett **litet** värde bedöms konsekvenserna därmed bli **inga/försumbara**. Säkerheten i bedömningen är **måttlig till stor**.

Suspenderat material och sedimentation inklusive miljögifter

Det sediment som rörs upp, sprids och sedimenterar ger för bottenfaunans del framför allt problem för filtrerande samt fastsittande organismer, medan arter som ishavsrått, vitmärla och nordamerikansk havsborstmask är bättre anpassade att klara den ökade övertäckningen (Bonsdorff & Pearson 1999; Poweilleit m.fl. 2009; Hinchey m.fl. 2006). Effekten av dessa förändringar beror till stor del på exponeringstiden; en kortvarig påverkan är troligtvis försumbar då majoriteten av mjukbottenfaunan i närheten av vindpark Lambda är relativt mobil eller anpassad att klara viss övertäckning. Även hårbottenarten blåmussla har visat sig klara övertäckning upp till fem centimeter samt upp till åtta dygn utan någon signifikant skillnad i mortalitet (Hutchison m.fl. 2016). Som tidigare nämnts sker eventuell återkolonisering ofta relativt snabbt, men återhämtningen kan dock avbrytas vid upprepade påverkan (Boyd m.fl. 2003). Även om viss upprepade påverkan kan förekomma inom projektområdet förväntas effekten av denna bli relativt liten.

Under anläggningsfasen kommer, baserat på modelleringar (Sedimentspridning, MKB bilaga 5), sedimentkoncentrationen vara mer än 20 mg/l på en area om cirka 443 kvadratkilometer och mer än 100 mg/l på en area om runt 256 kvadratkilometer. Dock kommer denna påverkan inte ske på en stor sammanhängande yta utan vara spridda över olika delar av projektområdet för vindpark Lambda. Dessutom kommer anläggningsfasen att pågå under ett till två år vilket leder till att påverkan är spridd såväl rumsligt som i tid. Den största pålagringen av sediment på upp till 90 millimeter kommer ske i anslutning till fundamenten och en sedimentpålagring om minst 50 millimeter väntas påverka 0,1 kvadratkilometer. Trots det omfattande påverkansområdet förväntas miljöeffekten på bottenfaunan bli **försumbar** eftersom majoriteten av bottenfaunan klarar viss övertäckning. Då bottenfaunans värde dessutom är **litet** blir konsekvenserna således **inga/försumbara**. Säkerheten i bedömningen är **stor**.

Då sedimentet rörs upp och sprids, sprids även de eventuella miljögifter som finns i sedimentet. Miljögifter har visat sig påverka många bottenlevande organismer (Long m.fl. 1995; Landrum m.fl. 2003; Martins m.fl. 2013; Löf m.fl. 2016), men en övervägande del av utförda studier fokuserar på kräftdjur. Kräftdjur spelar en kritisk roll då de syresätter bottenfaunan genom bioturbation och utgör en viktig födokälla för många fiskarter, men har även, åtminstone i tidiga utvecklingsstadier, visat sig vara mycket känsliga för miljögifter. Vitmärla är ett av



de kräftdjur som återfinns i närheten av projektområdet för vindpark Lambda och är samtidigt en av de arter som studerats mest med avseende på miljögifter. Bland annat har utsläpp från massafabriker visat sig medföra en signifikant högre andel missformade embryon hos vitmärta (Sundelin & Eriksson 1998; Wiklund & Broman 2005). Även förhöjda halter av tungmetaller såsom kadmium och bly har påvisats resultera i en högre andel missformade embryon (Sundelin 1983; Sundelin m.fl. 2008; Löf m.fl. 2016). Utöver detta har koncentrationen av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) visat sig påverka såväl abundansen av vitmärta (Raymond m.fl. 2021) som andelen honor med döda eller membranskadade embryon samt andel embryon där utvecklingen upphört (Löf m.fl. 2016).

Då de eventuella miljögifterna finns i sedimentet blir spridningen av miljögifterna densamma som sedimentspridningen. Maximal utbredning kan nå så långt som 3,5 kilometer från spridningskällan. De eventuella miljögifterna väntas således påverka ett stort område, men påverkan begränsas samtidigt till en relativt kort period. Endast den lägsta modellerade sedimentkoncentrationen har en total varaktighet i närheten av botten som överskrider 36 timmar vilket innebär att exponeringen för miljögifterna blir kort. Dessutom antas halterna av miljögifter i närheten av projektområdet generellt vara låga eller under rapporteringsgräns för samtliga närliggande provtagningar (avsnitt 4.1, Suspenderat material och sedimentation). Detta kopplat till att hotade arter saknas leder till att effekten bedöms vara **försumbar** och då värdet av bottenfaunan har ett **litet** värde vilket resulterar i **ingaförsumbara** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **måttlig till stor**.

Undervattensljud

Undervattensljud kan ha negativ effekt på fisk och däggdjur, främst under anläggningsfasen. För bottenfauna däremot är bakgrundskunskapen bristfällig och det saknas entydiga resultat kring påverkan från undervattensljud. Moriyasu m.fl. (2004) rapporterade en viss effekt på ostron och blåmusslor till följd av undervattensexlosioner vid seismologiska undersökningar. Även ljud från seismologiska luftpistoler visade sig medföra negativa effekter då både överlevnad och beteende hos kammusslan *Pecten fumatus* försämrades (Day m.fl. 2017). Mer relevant i sammanhanget är en studie på blåmussla som uppvisade ändrade filtreringshastigheter i närheten av pålningsverksamhet (Spiga m.fl. 2016), något som tolkades som ett stressbeteende. Även Wale m.fl. (2016) visade på stressinducerade beteendeförändringar hos blåmussla till följd av undervattensljud, i detta fall upp till sex timmars uppspelning av fartygsljud.

Det är oklart hur jämförbara ljudnivåerna från anläggningsarbetet är med de beskrivna av Moriyasu m.fl. (2004) samt Day m.fl. (2017) och huruvida resultaten kan extrapoleras till arterna inom projektområdet för vindpark Lambda. Bottenfaunan saknar dessutom hörselorgan, men har i många fall någon sorts organ som registrerar partikelrörelser vilket bland annat orsakas av ljud. Information relaterad till de aktuella ljudnivåerna saknas dock. De studier som gjorts på blåmussla tyder ändå på viss påverkan från anläggningsljuden på bottenfaunan i form av stressbeteenden. Då dessa dock är relativt kortvariga bedöms effekten på bottenfaunan med **litet** värde, bli **försumbar** vilket ger **ingaförsumbara** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **låg** eftersom det finns förhållandevis få vetenskapliga studier.

5.2.2 Drift

Habitatförändring och reveffekt

Habitatförlusten, med avseende på mjukbottenfauna, till följd av etableringen av vindkraftverk med tillhörande infrastruktur, omfattar vindpark Lambdas hela livslängd och kan inte återkoloniserats förrän påverkat område återställts. Övrig habitatförlust och omfördelning av mjukbotten, främst på grund av nedgrävning av kablar, är temporär och återkoloniseringen av bottenfauna sker relativt snabbt. Etableringen av vindkraftverk och erosionsskydd fungerar som konstgjorda rev. Dessa konstruktioner sträcker sig från botten ända upp till ytan och erbjuder därför en ökad tillgång till hårda ytor i hela vattenkolumnen där fastsittande arter kan etableras. Vidare kan de, på de installerade fundamenten och erosionsskydden, fastsittande organismerna ge en ökad deposition av partiklar vilket i sin tur kan gynna bottenfaunan där under (Coates m.fl. 2014; Dannheim m.fl. 2020).



Den begränsade negativa påverkan på bottenfaunan till följd av habitatförlusten kommer följaktligen uppvägas av de tillförda hårda ytorna vilka gynnar fastsittande arter, vilket i sin tur kan medföra en ökad produktion hos mjukbottenfaunan i fundamentens närhet, varför summan av habitatförändringarna under driftsfasen förväntas svänga till en något **positiv** effekt. Även om värdet på bottenfaunan i projektområdet är **litet** blir konsekvensen **positiv**. Säkerheten i bedömningen är **måttlig till stor**.

Undervattensljud

Majoriteten av de studier som utförts på bottenfauna för att utröna påverkan från undervattensljud har fokuserat på betydligt högre ljudnivåer. Känslighet för påverkan i linje med driftsljud har påvisats i en studie på sandräka (Heinisch & Wiese 1987), medan Wikström och Granmo (2008) inte detekterade några betydande effekter på slätbukig trådormstjärna (*Amphiura filiformis*), sandräka och limfjordmussla (*Abra nitida*). Bristen i underlag samt diskrepansen i det underlag som finns, leder till svårigheter att uttala sig om påverkan på bottenfaunan.

Då det mycket kraftigare anläggningsljudet främst tycks leda till stressbeteenden är det dock troligt att miljöeffekten från driftljudet är **försumbar** på bottenfaunan med ett **litet** miljöaspektvärde varför konsekvenserna blir **ingaförsumbara**. Säkerheten i bedömningen är **låg**.

Elektromagnetiska fält

Ryggradslösa organismer som lever på botten och är relativt orörliga hör till de organismer som är troligast att påverkas av elektromagnetiska fält. Studier inriktade mot effekter av elektromagnetiska fält på bottenfauna har uppvisat varierande resultat.

Studier utförda på arter som återfunnits i närheten av vindpark Lambda har inte påvisat några effekter av påverkan från magnetfält på ishavsgråsugga och blåmussla (Bochert & Zettler 2004), medan östersjömussla (*Macoma balthica*) påverkades signifikant vid en (1) mT (Stankevičiūtė m.fl. 2019). Även skev hjärtmussla (*Cerastoderma glaucum*), en art vars utbredningsområde inte når riktigt så långt norrut i Bottenhavet som vindpark Lambda, påverkades signifikant av elektromagnetiska fält när de utsattes för en styrka om 6,4 mT (Jakubowska-Lehrmann m.fl. 2022). Störst och tydligast effekt har identifierats på tidiga utvecklingsstadier hos bland annat östersjömusslan, det bör dock påpekas att de i studierna undersökta fälten varierar mycket i utformning och styrka varför alla resultat inte nödvändigtvis är relevanta i sammanhanget. Som exempel utsattes östersjömusslor för magnetfält på en (1) mT medan magnetfältet i vindpark Lambda som mest beräknats uppgå till omkring 12,5 µT direkt vid havsbotten om kabeln ligger på en meters djup (Teknisk beskrivning, bilaga 2a), det vill säga omkring 67 gånger lägre än i studien på östersjömussla.

Utöver dessa har studier på vuxna krabbor och humrar visat på viss påverkan i form av undvikande av magnetfält med styrka på 350 µT (Ernst & Lohmann 2018). I en studie visas en dragning till magnetfält med en styrka på 51,6–65,3 µT (Hutchison m.fl. 2020) medan en annan studie visar på utebliven påverkan från magnetfält på 46,2–80,0 µT (Love m.fl. 2015). En tydligare påverkan i form av minskad storlek, sämre simförmåga samt fler deformationer har däremot identifierats vid studier av de tidiga utvecklingsstadierna hos dessa organismer när det elektromagnetiska fältets styrka låg på 2,8 µT (Scott m.fl. 2018; Harsanyi m.fl. 2022). Dock förekommer inte dessa arter i närheten av projektområdet för vindpark Lambda och dessutom har samtliga studier där organismerna uppvisar en negativ effekt använt magnetiska- eller elektromagnetiska fält som är betydligt starkare än de som beräknats för vindpark Lambda.

Hästräka, vitfingrad brackvattenskrabba (*Rhithropanopeus harrisi*) och vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) uppvisade inga effekter av påverkan från magnetfält på omkring 3,7 mT (Bochert & Zettler 2004) medan endast en marginell påverkan identifierades på bakborstig rovmask (*Hediste diversicolor*) vid 1 mT (Jakubowska m.fl. 2019). Även här har magnetiska- eller elektromagnetiska fält som är betydligt starkare än de som beräknats för vindpark Lambda använts.

Det elektromagnetiska fältet alstras runt internkablar när elektricitet transporteras genom dessa, men det avtar snabbt i styrka med ökat avstånd från kablarna varför endast bottenarealerna i närområdet kring kablarna påverkas (Snyder m.fl. 2019). Styrkan på det magnetiska fältet beräknas minska från 2,5 µT två meter från kabeln till att understiga en (1) µT på ett avstånd av fyra meter från kabeln när denna är nedgrävd (Teknisk beskrivning, bilaga 2a). Studier på de, för vindpark Lambda, relevanta arterna har påvisat negativa effekter på



vissa, men inte på andra. Störst negativ effekt uppvisade tidiga utvecklingsstadier hos östersjömussla. Det bör dock påpekas att de magnetiska- eller elektromagnetiska fälten i dessa studier var många gånger starkare än vad som beräknas för det aktuella vindpark Lambda. Detta kopplat till att påverkan blir begränsad till området närmast kablarna bedöms effekten bli **försumbar** och eftersom miljöaspekten har ett **litet** värde förväntas **inga/försumbara** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **stor**.

5.2.3 Avveckling

Habitatförändring och reveffekt

Under avvecklingen avlägsnas fundament, erosionsskydd samt kablar vilket leder dels till en förlust av de artificiella reven, dels till en omstrukturering av sediment vilket i sin tur kan leda till övertäckning av bottenfaunan. Den eventuella habitatförändringen till följd av omstrukturering samt övertäckning av sediment förväntas bli avsevärt mindre än den under anläggningsfasen och effekten blir därför **försumbar**. Bottenfaunans värde i projektområdet är **litet** vilket ger **inga/försumbara** konsekvenser. Förlusten av den så kallade reveffekten väntas däremot påverka i högre grad då mängden hårda substrat minskar markant, men om och i vilken omfattning bör undersökas innan avveckling. Säkerheten i bedömningen är **låg**.

Suspenderat material och sedimentation inklusive miljögifter

Beroende på hur avvecklingen av vindpark Lambda kommer ske kan avvecklingsarbetet leda till en resuspendering av sedimentet med en ökad sedimentation som följd. Omfattningen av denna blir mest troligt betydligt lägre (avsnitt 4.3, Suspenderat material och sedimentation) än vid anläggningsfasen varför effekten förväntas bli **försumbar**. Då värdet av bottenfaunan är **litet** ger detta **inga/försumbara** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **måttlig**.

Till följd av den tidigare nämnda möjliga resuspenderingen av sedimentet kan även de eventuella miljögifter som finns däri spridas. Då denna spridning antas vara lägre än vid anläggningsfasen samt då halterna i sedimentet bedöms som låga (avsnitt 4.3, Suspenderat material och sedimentation) bedöms effekten på bottenfaunan vara **försumbar**. Bottenfaunan har därtill ett **litet** miljöaspektsvärde vilket ger **inga/försumbara** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **måttlig**.

Undervattensljud

De undervattensljud som uppstår vid avvecklingen av vindpark Lambda förväntas vara lägre än de vid anläggningsfasen, men överskrida ljudnivåerna vid drift. Dock sker avvecklingen under en begränsad period varför effekten på bottenfaunan blir **försumbar** och bottenfaunans värde är **litet** och således blir det **inga/försumbara** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **låg**.

5.2.4 Kumulativa effekter

De planerade verksamheter som tillsammans med vindpark Lambda skulle kunna resultera i en kumulativ effekt på bottenfaunan är Eystrasalt Offshore, Gretas klackar 1 och vindpark Sylen. Påverkansfaktorerna som har ett potentiellt överlapp är suspenderat material och sedimentation, miljögifter samt undervattensljud. För Eystrasalt Offshore anges dock en väldigt begränsad spridning av suspenderat material utanför det planerade projektområdet (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt), vilket följaktligen även gäller för miljögifter. Modelleringar gällande suspenderat material för Gretas klackar 1 indikerar halter på 100 mg/l eller mer under maximalt fyra timmar (Svea Vind Offshore 2023). Således förväntas endast en begränsad spridning av sediment och miljögifter utanför projektområdet varför eventuellt överlapp med spridningen från vindpark Lambda blir litet eller helt uteblir. Under anläggningsfasen av vindpark Sylen beräknas mängden suspenderat material, nära botten utanför projektområdet, kvarstå i upp till ett dygn för halter på 100 mg/l eller mer, samt upp till en vecka för halter på 10 mg/l eller mer (Svea Vind Offshore 2024). Följaktligen beräknas spridningen av suspenderat material resultera i en sedimentation på upp till 1,0 millimeter så långt som 38 kilometer söder och 24 kilometer sydväst om spridningskällan, men spridningen norrut är något mer begränsad varför eventuellt överlapp med spridning från vindpark Lambda blir litet. Kortaste avståndet mellan vindpark Sylen och vindpark Lambda är



visserligen endast 9,5 kilometer, men det avståndet gäller till den nordligaste spetsen på vindpark Sylen (Figur 4.2). Sedimentspridningen, för en koncentration överstigande 20 mg/l, från anläggningen av vindpark Lambda beräknas som längst nå 3,5 kilometer från projektområdet.

Planerad byggstart för Vindpark Gretas klackar 1 är år 2026 varför kumulativa effekter från denna går att utesluta. För Eystrasalt Offshore och vindpark Sylen anges en planerad byggstart år 2030 och kan eventuellt ha färdigställts innan byggstarten för vindpark Lambda. Eventuella överlappande påverkansområden skulle då enbart utsättas för en upprepad påverkan, inte en additiv påverkan.

Ett överlapp av anläggningsperioder skulle kunna resultera i en större påverkan i form av att suspenderat material och sedimentation sprids samtidigt från de planerade verksamheterna, och även anläggningsljudet skulle komma att överlappa. Påverkan på bottenfaunan till följd av undervattensljud är något oklar, men de studier som finns indikerar stress till följd av anläggningsljuden. Påverkan från suspenderat material och sedimentation samt miljögifter bedöms bli mer negativ i de områden där överlapp sker, men då den huvudsakliga spridningen enbart gäller låga halter av suspenderat material och sedimentation medan högre halter endast berör relativt små ytor blir påverkan på individnivå och inte på populationsnivå och således kan effekten bedömas bli **försumbar** och eftersom miljöaspekten har ett **litet** värde förväntas konsekvenserna bli **försumbara**.

5.3 Bottenvegetation

Det finns med stor sannolikt inget signifikant bestånd av bottenvegetation inom projektområdet för vindpark Lambda. Detta baserar sig på en rad faktorer som redovisas nedan.

Bottenvegetation begränsas av den fotiska zonen, det vill säga det djupintervall som solens strålar når och där fotosyntetiserande liv därmed kan finnas eller etableras. Zonen varierar över tid då exempelvis variabler som vattenkvalité, grumling och molnighet påverkar zonens utsträckning. I samband med fältundersökningar brukar den fotiska zonen uppskattas genom att mäta siktdjupet, och sedan dubbla detta, vilket då blir maxdjupet för den fotiska zonen. Maxdjupet där bottenvegetation har observerats kan även användas för att skatta maxdjupet för den fotiska zonen, dock kan detta endast tolkas som det maximala djupet för den fotiska zonen för en längre tid, då detta djup inte nödvändigtvis korresponderar till det aktuella fotiska maxdjupet vid tillfället för observationen av bottenvegetationen.

Baserat på sjökort uppskattas djupet i projektområdet variera mellan 35 och 88 meters djup, med ett medeldjup på 62 meter. Under optimala förhållanden i Östersjön har man kunnat skatta att den fotiska zonen kan sträcka sig ner till cirka 30 meter, men under mer normala förhållanden skattas den ner till omkring 20 meter (Stockholms universitets Östersjöcentrum 2023; Faithfull m.fl. 2021). De fältundersökningar som gjorts inom närliggande områden där vindparker är planerade bekräftar även ett maxdjup för bottenvegetation som sträcker sig ner till mellan 22 och 23 meter (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt; Svea Vind Offshore 2023; Svea Vind Offshore (2024) (Tabell 5.5). Utifrån detta antas att även under optimala ljusförhållanden så finns det inga bottenar som ligger inom den fotiska zonen i projektområdet för vindpark Lambda.

Tabell 5.5. Översikt av maximalt djup för observationer av bottenvegetation inom närliggande planerade vindparkerna Gretas klackar 1, vindpark Sylen och Eystrasalt Offshore.

Bottenvegetation	Gretas klackar 1	Vindpark Sylen	Eystrasalt Offshore
Ishavstofs (<i>Battersia arctica</i>)	23,0		22,3
Rödris (<i>Rhodomela confervoides</i>)	23,0		17,6
Fintrådig påväxt		22,5	
Havsstenshinna (<i>Hildenbrandia rubra</i>)			18,0
Brunhudar (<i>Pseudolithoderma sp.</i>)			16,3



De arter av bottenvegetation som skulle kunna förekomma är brunalgen ishavstofs (*Battersia arctica*), rödalgen rödris (*Rhodomela confervoides*) och skorpbildande alger som brunhudar (*Pseudolithoderma sp.*) och rödhinna (*Hildenbrandia rubra*), då dessa har observerats i de närliggande områdena och har sporadiskt förekommit vid 30 meters djup i Östersjön (Livet i havet 2024). Ingen av den nämnda bottenvegetationen är klassad som rödlistad, eller utgör vitala komponenter i viktiga miljöer eller habitat som anses skyddsvärda. Det eventuella beståndet av bottenvegetation inom vindpark Lambda bedöms således vara av **litet** värde.

5.3.1 Anläggning

Habitatförändring och reveffekt

Förändringar eller rubbningar av habitat kan påverka bottenvegetationen då det funktionella habitatet förändras till en sådan grad att det inte längre är utgör ett lämpligt habitat för den redan etablerade bottenvegetationen. Exempel på detta är en förändring av hårbotten som täcks med finkornigt sediment från muddring eller annat bottenarbete, och därmed blir habitatet olämpligt för den redan etablerade hårbottensvegetationen. Direkt skuggning av bottenvegetation från vindturbinerna kan även ses som habitatförändring då solens tillgänglighet till stor del definierar ett habitats tillgänglighet för vegetation. Negativa effekter av skuggning på bottenvegetation är väletablerat sedan tidigare då den fotiska zonen förändras inom området för skuggningen så att möjligheten att fotosyntetisera reduceras för den redan etablerade vegetationen, vilket långsiktigt leder till sänkt abundans och diversitet (Söker m.fl. 2000; Gubbay 2003; Luhtala m.fl. 2016; Lappalainen m.fl. 2019; Wang m.fl. 2023).

Habitatförändring i form av hårbotten som täcks med sediment och därmed funktionellt övergår till mjukbotten kan komma att ske i samband med bottenarbete som exempelvis muddring (Stępień m.fl. 2019). För vindpark Lambda förväntas dock denna typ av habitatförändring bli försumbar då den förväntade sedimentationen blir förhållandevis begränsad. Baserat på modelleringen kommer sedimenteringen bli relativt lokal med mer än fem centimeter sedimenterat material som kommer som mest sträcka sig 80 meter från fundamentet i fråga. Vidare förväntas även sedimenteringen bli relativt kortvarig då den naturliga erosionen från vattenrörelsen tenderar till att föra bort sedimenterat material till djupare ackumulationsbottnar över tid (Eriksson & Johansson 2003; Boesen & Kjaer 2005). I och med detta kan sedimenteringen ses mer som en habitatstörning, än en permanent habitatförändring.

Den sammanvägda effekten av habitatförändringen i samband med anläggningen av vindparken anses ha **försumbara** effekter på beståndet, och då bottenvegetationens värde bedöms vara av **litet** värde så antas konsekvenserna ha **ingalförsumbara** konsekvenser för bottenvegetationen. Säkerheten i bedömningen är **hög**.

Suspenderat material och sedimentation inklusive miljögifter

Anläggningsarbetet (i synnerhet kring mjukbottnar) innebära generellt en ökning av suspenderat material i vattenkolumnen vilket leder till minskat ljusgenomsläpp och en förändring av den fotiska zonen, vilket i sin tur har negativa effekter på redan etablerad bottenvegetation (Gubbay 2003; Søker m.fl. 2000).

Vid bottenarbete inom vindpark Lambda förväntas partiklar frigöras till vattenkolumnen, vilka sedan kommer sprida sig med vattnets rörelse och påverka eventuell vegetation inom området för vindpark Lambda och upptill cirka tre kilometer utanför projektområdet (Sedimentspridning, MKB bilaga 5). En stor del av projektområdet för Lambda kommer att påverkas av en grumling av upp till 20 mg/l för upp till 72 timmar.

Under stormiga förhållanden kan en naturlig grumling av havsbotten nå upp till 20 mg/l (Valeur & Jensen 2001). Bottenvegetation kan alltså under naturliga förhållanden utsättas för en grumling som motsvarar anläggningen av vindpark Lambda utan att ta skada. Det har även visat sig att vegetationen under perioder kan tolerera ett minskat ljusgenomsläpp utan att några signifikanta effekter på populationen noteras (Toxicon 2006; Stępień m.fl. 2019). Vidare förväntas strömförhållandena i utsjön och i projektområdet för Lambda reducera påverkan av en eventuell sedimentation eftersom partiklarna normalt transporteras med vågor och strömmar till djupare delar (Eriksson & Johansson 2003; Boesen & Kjaer 2005). Sedimentationen förväntas därmed få försumbar effekt på vegetationen.



De miljögifter som observerats inom projektområdet är kopplade till sedimenten och dess spridning som behandlats i avsnitt 4.1, Suspenderat material och sedimentation. Vegetation kan ta upp miljögifter som sedan förs vidare i näringsväven genom att de blir betade (Mohan & Hosetti 1998). Bedömningen är dock att de miljögifter som finns tillgängliga uppvisar låga halter och kommer inte att påverka en eventuell bottenvegetation.

Sammantaget bedöms suspenderat material och sedimentation vid anläggning av vindpark Lambda ha **ingen/försumbar** effekt på bottenvegetationen. Beståndet av bottenvegetation skattas vara av **liten** värde och därmed bedöms konsekvenserna av suspenderat material, påverkan av sedimentation och miljögifter vara **inga/försumbara**. Säkerheten i bedömningen anses vara **hög**.

5.3.2 Drift

Habitatförändring och reveffekt

För vindpark Lambda förväntas en reveffekt uppstå vid de nyintroducerade ytorna av hårt substrat (tornen, fundamenten och erosionsskydd) inom den fotiska zonen. Ytorna kan agera som artificiella rev och således ökar mängden lämpligt habitat för fastsittande bottenvegetation att etablera sig på, något som både kan leda till ökad diversitet och abundans (Leonhard m.fl. 2006; Bergström m.fl. 2022). Framför allt kommer marina algsamhället att gynnas. Långsiktigt har reveffekten inte bara en positiv inverkan på bottenvegetationen utan även andra organismer inom ekosystemet. Ett exempel är blåmusslan (*Mytilus edulis*) som är förhållandevis vanlig i Bottenhavet. Blåmusslan som fäster sig på hårda ytor har visat sig gynnas när nya artificiella ytor tillkommer (Wilhelmson & Malm 2008). Den kan förväntas uppnå höga tätheter på fundamenten i vindpark Lambda.

Överlag ses alltså positiva effekter av reveffekten till en följd av etablering av havsbaserade vindkraftverk. I en studie där naturlig hårdbotten ersattes med artificiell hårdbotten i form av stålpelare noterades en minskad abundans och diversitet på och inom 20 meter från vindkraftverken som en följd av habitatförändring (Wilhelmson & Malm 2008). Studien utfördes på cirka 20 meters djup och botten substratet dominerades av sandbotten, varför resultatet inte är direkt tillämpligt på projektområdet för Lambda som har större vattendjup och ett mer omväxlande botten substrat.

Då ingen annan habitatförändring förväntas under driftsfasen så bedöms habitatförändringen genom reveffekten ha **positiva** effekter på beståndet av bottenvegetation och därmed **positiva** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **hög**.

5.3.3 Avveckling

Habitatförändring och reveffekt

Baserat på antagandet att vindkraftverken nedmonteras i samband med avvecklingen så förväntas habitatförändring för bottenvegetationen primärt förekomma i form av förlust av artificiella habitat och med det kommer den förväntade reveffekten att upphöra.

Utöver den förlorade reveffekten så kan även en viss habitatförändring komma att ske som följd av bottenarbetet som kan öka mängden suspenderat material och sedimentation i samband med avvecklingen, vilket kan leda till en förlust av tillgänglig hårdbotten för vegetation. Som diskuterats tidigare under avsnittet berörande anläggningsfasen är en ökad sedimentation endast tillfällig, och den naturliga erosionen från vattenrörelser tenderar att distribuera om det sedimenterade materialet till djupare områden, vilket gör att effekterna kan ses som försumbara.

Den förväntade habitatförändring under avvecklingsfasen bedöms ha en **liten** effekt på bottenvegetationen, och därmed **försumbara** konsekvenser. För att säkrare fastställa konsekvenserna av den förlorade reveffekten så behöver vegetationen under driftsfasen undersökas för att klargöra till vilken grad en reveffekt har uppstått på



vindparkens fundament. Vid ett scenario där många nya arter har etablerat sig till följd av reveffekten, och den lokala abundansen och diversiteten därmed har ökat så skulle effekten av den förlorade reveffekten kunna skattas som måttlig istället för liten. Säkerheten i bedömningen anses vara **hög**.

Suspenderat material och sedimentation inklusive miljögifter

Precis som under anläggningsfasen så förväntas en suspendering av bottenmaterial till vattenkolumnen samt sedimentation i samband med det planerade bottenarbetet vid avvecklingen. I ett worst-case scenario så förväntas halterna motsvara de vid anläggningsfasen, men mer troligt är att halterna av suspenderat material och sedimentation blir lägre vid avvecklingen. Bottenvegetationens upptag av miljögifter är direkt kopplat till mängder av suspenderat och sedimenterat material som bottenvegetationen kommer i kontakt med, samt till halterna av miljögifter i materialet. Eftersom halterna av miljögifter förväntas vara låga och mängden sediment som sprids är förhållandevis begränsad så bedöms miljögifter ha en försumbar effekt på bottenvegetationen i samband med avveckling. Utifrån dessa antaganden förväntas en **ingen/försumbar** effekt på bottenvegetationen som är av **litet** värde inom påverkansområdet. Därmed är konsekvenserna för bottenvegetation vid avvecklingen **inga/försumbara** och säkerheten i bedömningen är **hög**.

5.3.4 Kumulativa effekter

De två närmaste områdena aktuella för bedömning av kumulativa effekter från vindpark Lambda är vindparkerna Eystrasalt Offshore och vindpark Sylen. Spridningsmodellen för sedimentation visar på en maximal spridning av sedimentation på 3,5 kilometer från gränsen av vindpark Lambda (Sedimentspridning, MKB bilaga 5).

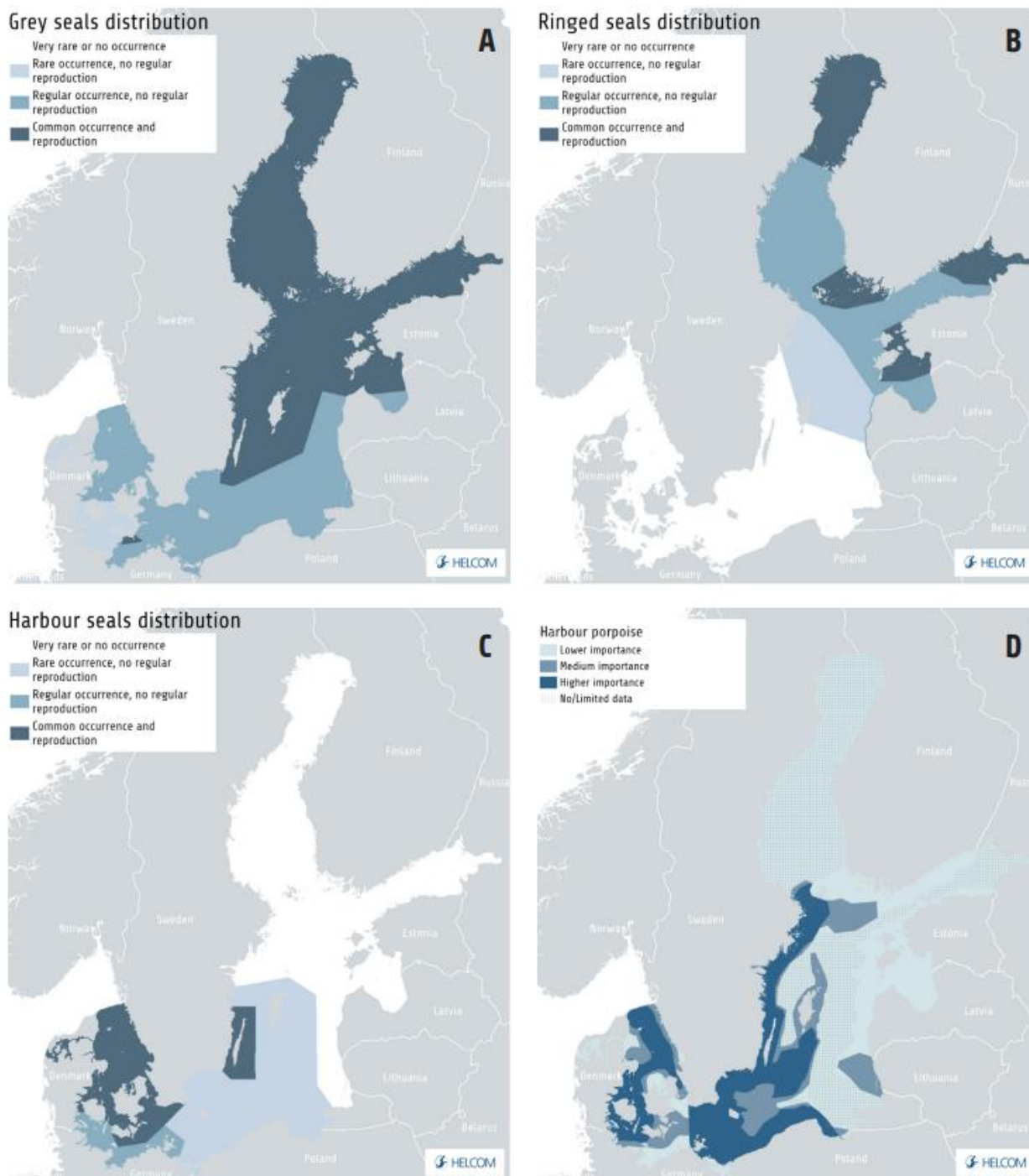
Den planerade vindparken Sylen ligger cirka nio kilometer från projektområdet för vindpark Lambda, och är det närmsta verksamhetsområdet till projektområdet för vindpark Lambda. Baserat på de undersökningar som har gjorts inom vindpark Sylen så har inga skyddsvärda biotoper eller arter beträffande bottenvegetation observerats (Svea Vind Offshore 2024). Området är relativt djupt och är därmed till majoritet utanför den fotiska zonen.

Den närbelägna utsjöbanken Eystrasalt är grundare än projektområdet för vindpark Lambda och har vid undersökningar visat sig hysa ett bestånd av bottenvegetation som primärt består av ishavstofs (*Battersia arctica*). Även om ett bestånd av bottenvegetation är konstaterat inom projektområdet för vindpark Eystrasalt Offshore så uppskattas det fortfarande som av litet värde. Baserat på modeller för sedimentspridning från anläggning av vindpark Lambda kommer inte suspenderade materialet och sedimentation att sprida sig till Eystrasaltbanken, eftersom den ligger mer än 14 kilometer bort. Vice versa, är spridningen av suspenderat material och sedimentation från Eystrasalt Offshore begränsat till den direkta närheten av anläggningen och påverkar inte projektområdet för Lambda. Sammantaget bedöms inga kumulativa effekter uppstå.



5.4 Marina däggdjur

Inom projektområdet för vindpark Lambda förekommer gråsäl och vikare som utgör två av Östersjöns fyra marina däggdjur. Utbredningen av marina däggdjur i Östersjön publicerad av HELCOM, visar att gråsälens (Figur 5.5, A) och vikarens (Figur 5.5, B) utbredning överlappar med projektområdet för vindpark Lambda. Utbredningen för knubbsäl (Figur 5.5, C) är främst koncentrerad till västkusten och sträcker sig upp till Öland medan tumlares utbredning (Figur 5.5, D) är avgränsad till söder om Åland (Helcom 2023a) vilkas utbredningar inte överlappar med projektområdet och därmed avgränsas från utredningen.



Figur 5.5. Utbredning av A) gråsäl, B) vikare, C) knubbsäl och D) tumlare enligt den senaste bedömningen i Östersjön (Helcom 2023a). De blå nyanserna indikerar från ljus till mörk nyans en ökande förekomst där områden med mörkare nyans även innebär troligt reproduktionsområde. För tumlare indikerar en mörkare nyans områden som är viktigare för tumlare (Helcom 2023a).

Gråsäl

Gråsäl (*Halichoerus grypus*) är den sälart som har störst utbredning i Sverige. Den återfinns huvudsakligen från Kalmarsund i söder till nordligaste delen av Bottenviken i norr samt längs den finska kusten och in i Finska viken. Det finns även ett mindre antal gråsäl på västkusten (SLU Artdatabanken 2024). Gråsäl föder gärna sina kutar på isen men i brist på stabila havsisar har de blivit hänvisade till att föda på land. Detta gör de i några väl avgränsade områden längs kusterna i Sverige, Finland och Estland. I Sverige finns ett trettiotal lokaler som är utpekade som viktiga tillhåll för gråsäl (HaV 2019). Gråsäl är klassificerad som Livskraftig (SLU Artdatabanken 2020) och har en positiv trend i populationsutvecklingen i Bottenhavet, Bottenviken och Norra Kvarken (HaV 2019). Gråsäl är listad i EU:s art- och habitatdirektiv i både bilaga 2 och 5.

Gråsäl utsattes för ett hårt jakttryck under början av 1900-talet då populationen minskade kraftigt från runt uppskattningsvis 88 000–100 000 individer till runt 18 000–21 000 individer under 1940-talet. Under 1960-talet uppskattades antalet gråsäl i Östersjön till under 4000 individer och den låga populationen berodde på det höga jakttrycket sedan tidigare, men också på en ökad sterilitet och skador hos säl kopplat till miljögifter. Populationen har från 1980-talet haft en ökning och populationen beräknades ligga runt 38 000 individer med en årlig tillväxt på runt fem procent sett till hela Östersjön år 2019. Det finns en geografisk variation i de olika delarna av Östersjön där populationstrenden ser olika ut och där populationen i Bottenhavet har ett ökande antal (HaV 2019).

Generellt föder gråsäl en kut om året med födsel i februari-mars då sälarna samlas i större flockar på land. I slutet av digivningsperioden som sträcker sig över två-tre veckor efter födseln sker även parningen med en fördröjd implantation av det befruktade ägget. Under digivningen är tillväxten på kutarna hög med en viktökning på cirka två kilo om dagen. Sälhonan förlorar däremot en stor del av sin vikt under digivningen, upp till 40–50 procent av sin totalvikt (HaV 2019). Späcklagret hos säl varierar naturligt över året och är tunnare efter kutning, digivning och pälsbyte då sälarna spenderar mycket tid på land (Bäcklin m.fl. 2022). Därför är efterföljande period fram till vinterns antågande en mycket viktig födosöksperiod för både kutar och vuxna säl, särskilt honor, som behöver lägga mycket energi på att söka föda och bygga upp späcklagren inför kommande vinter (HaV 2019). Naturhistoriska Riksmuseet genomför hälsoundersökningar av fällda och i fiskenät bifångade säl bland annat för att följa späcktjockleken, vilket ger en indikation om sälarnas hälsa. I en undersökning från 2000–2021 ses en nedåtgående trend hos vuxna hanars späcktjocklek, där särskilt säl fällda i Gävleborgs län under åren 2020–2021 var betydligt magrare jämfört med vuxna hanar från resterande delar av egentliga Östersjön och Bottniska viken (Bäcklin m.fl. 2022).

Under maj-juni samlas sälarna i stora flockar för pälsbytet då en stor del av tiden spenderas på land för både honor och hanar (HaV 2019). Med hjälp av spårsändare har det visats att gråsäl kan röra sig över mycket stora områden men att de ofta uppvisar en hemortstrohet där de återvänder till samma eller ett fåtal tillhåll på land och gärna nyttjar ett antal närliggande födosöksområden återkommande (Dietz m.fl. 2003; Aarts, Brasseur & Kirkwood 2018; Huon m.fl. 2015). Enligt en studie som spårade säl i Östersjön uppehöll sig majoriteten av sälarna inom 50 kilometer från kusten och dess landtillhåll mer än 75 procent av tiden (Sjöberg & Ball 2000). Lehtonen m.fl. (2013) studie visade att födosöksområden främst är lokaliserade inom kustnära grunda (grundare än 30 meter) miljöer inom 50–100 kilometer från landtillhållen. Dietz m.fl. (2003) som undersökte gråsälars rörelsemönster från gråsäl märkta i Rödsand sälreservat i Danmark visade rörelser hos individer upp till 850 kilometer, förflyttningar från Danmark till Estland, Lettland, Tyskland och Sverige.

Gråsälens föda varierar beroende på i vilket område och vilken ålder det är på sälen. Det kan även variera över året och individuella preferenser förekommer (HaV 2019; Lundström m.fl. 2010). Generellt kan sägas att säl är generella opportunisterna som gärna födosöker efter stim- och bottenlevande fisk vid djupintervall omkring 10 – 40 meter (HaV 2019; Sjöberg & Ball 2000). Födan utgörs för unga gråsäl av både fisk, kräftdjur och mollusker, medan vuxna gråsäl huvudsakligen äter fisk (HaV 2019). Dessa utgörs mestadels av stimfisk och bottenlevande fisk som strömming, sik, torsk, lax, tånglake och flundror (Naturvårdsverket 2011a). I en syntesrapport av sälars födoinslag visades att gråsälars föda i Bottniska viken främst består av 18 fiskarter, fördelningen var; siklöja (37 procent), strömming (24 procent) och sik (åtta procent). Det poängteras i studien att födovalen varierar efter tillgång och att även variationer under och mellan säsonger har betydelse (Scharff-Olsen m.fl. 2019).



De största hoten för gråsäl i Östersjön är drunkning i fiskeredskap, en utbredd förekomst av tarmsår orsakade av hakmask och där förekomster av miljögifter kan bidra till att orsaka ökad mottaglighet för dessa (SLU Artdatabanken 2024).

Nationell miljöövervakning ansvarar för den nationella miljöövervakningen av gråsäl som genomförs i maj månad då sannolikheten för att flest individer uppehåller sig på land. Inventering sker från båt eller land med direkta observationer. Delar av inventeringen kan även genomföras med flyg (HaV 2016a).

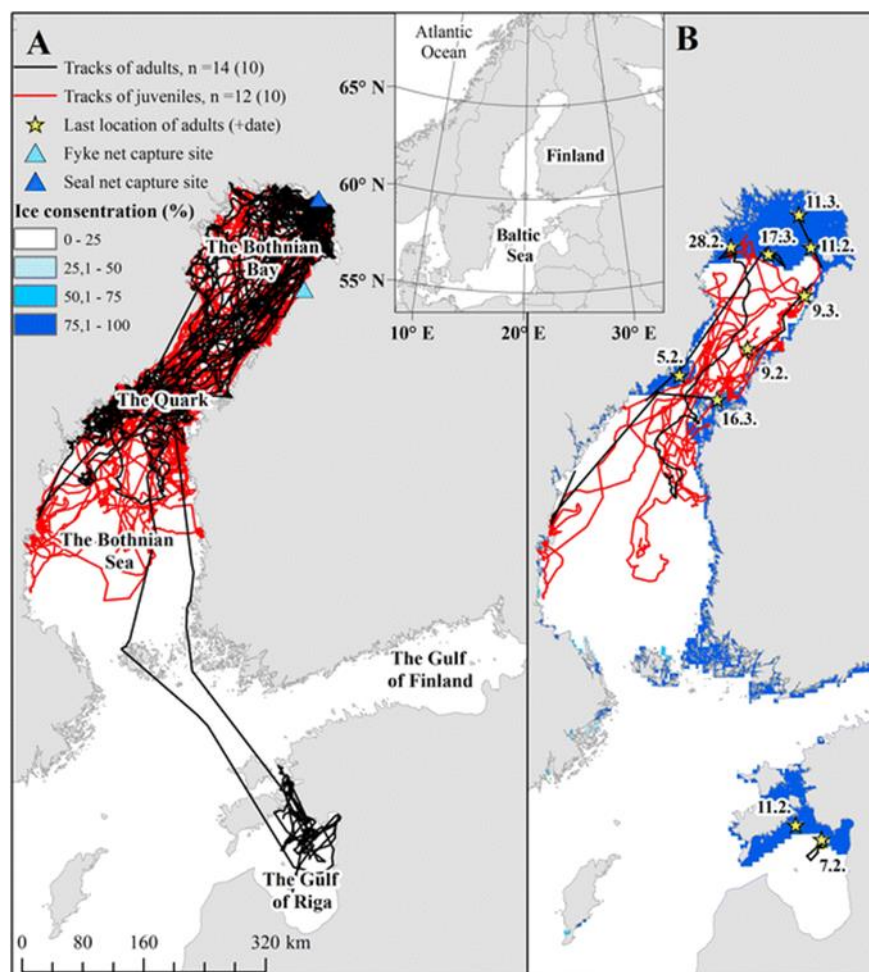
Vikare

Vikare (*Pusa hispida*) är en cirkumpolär art där östersjövikaren är en underart (*Pusa hispida botnica*) som förekommer främst i Norra Kvarken och Bottenviken (Helcom 2023a; Naturvårdsverket 2011b). Vikaren är beroende av stabila havsisar under perioder vilket begränsar deras utbredning. När isen har släppt rör sig vikaren över större områden vilket även kan inkludera projektområdet för vindpark Lambda (SLU Artdatabanken 2024). Det finns även delpopulationer i Rigabukten och i Finska viken, samt avgränsade populationer och underarter i den finska sjön Saimen och den ryska sjön Ladoga (SLU Artdatabanken 2024). Vikaren var 2010 klassificerad till Nära hotad men 2015 och 2020 är den klassificerad som Livskraftig enligt den svenska Rödlistan (SLU Artdatabanken 2020). Östersjövikaren är liksom gråsäl listad i EU:s art- och habitatdirektiv, i bilaga 2 och 5.

Vikaren har liksom gråsäl under början av 1900-talet varit utsatt för hård jakt som minskat bestånden i Östersjön. De låga bestånden påverkades ytterligare av en ökad sterilitet och skador orsakade av miljögifter vilket resulterade i en populationskrasch under 1980-talet då populationen låg runt 5000 individer och därefter har bestånden ökat ytterligare (SLU Artdatabanken 2024). År 2015 räknades i Bottniska viken runt 14 600 individer och populationen uppskattades överstiga 20 000 individer (Helcom 2023b). Modellering som gjorts av vikarnas populationsutveckling med ett antagande av minskat istäcke på grund av klimatförändringar visar en dämpning av den positiva tillväxttrenden hos populationen av östersjövikaren (Sundqvist m.fl. 2012).

Vikaren är beroende av stabila havsisar för att överleva då både kutning, digivning och oftast även pälsbyte sker på havsisen. Honorna föder sina kutar i is- eller snögrottor på havsisen under februari-mars där de diar sina kutar i tre till åtta veckor (Naturvårdsverket 2011b). Kutens päls är värmeisolerande och skulle kuten hamna i vattnet är risken stor att den inte överlever. Därav är perioden då kuten har kvar sin vita fluffiga päls en känslig period då sälen är helt beroende av att havsisen är stabil under denna period (Naturvårdsverket 2011b). Därefter sker parningen, vanligtvis i slutet av mars eller i början av april. I slutet av april och början av maj sker pälsbytet ovan isen då temperaturen gynnar pälsstillväxten (SLU Artdatabanken 2024). Under den islagda perioden spenderar sälen naturligt mer tid ovan vatten medan de under den isfria perioden spenderar upp till 80–90 procent av sin tid ute till havs. Resterande tid spenderas vid skär och kobbar i kustnära, grundare områden och de kan röra sig över större ytor (Naturvårdsverket 2011b). Vikare uppvisar liksom gråsäl en hemortstrohet med återkommande användande av födosöksområde och en stor del av födosöksområden är kustnära (10 ± 14 kilometer från kusten, medel 15 kilometer) och i relativt grunda områden (13 ± 49 meter, medel 38 meter) (Oksanen m.fl. 2015). Men liksom för gråsäl så är den individuella variationen stor hos vikare då det förekommer långa förflyttningar, upp till 30–50 mil (Naturvårdsverket 2011b; Oksanen m.fl. 2015). Även Härkönen m.fl. (2008) visade på födosök inom generellt grundare områden men där dyk ned till 100 meter förekom. Oksanen m.fl. (2015) genomförde en studie på 26 vikares rörelsemönster där en stor variation uppvisades och där rörelser skedde över stora områden, rörelsemönster från studien presenteras i Figur 5.6.





Figur 5.6. Rörelsemönster hos 26 GPS-försedda vikare under augusti-maj (Oksanen m.fl. 2015).

Huvudsakligen äter de yngre vikarna mindre kräftdjur och spigg. Senare när de är något äldre äter vikaren huvudsakligen simpör, skarpsill och strömming i storleksordningen 15–20 centimeter. Vintertid äter även de äldre vikarna mycket skorv (Naturvårdsverket 2011b). I en syntesrapport för identifiering av föda för vikare visade att födan bestod av totalt 18 fiskarter och där störst andel bestod av storspigg (74 procent), strömming (14 procent) och siklöja och sik (tre respektive två procent). Liksom för andra sålar så varierar födovallet beroende på tillgång (Scharff-Olsen m.fl. 2019). Vikaren lägger, likt gråsälen, mycket tid under den isfria perioden på att hitta föda och bygga upp sina späcklager inför vintern.

De största hoten för vikare i Östersjön har som för gråsälen varit påverkan från miljögifter under en lång period men där drunkning är en vanlig dödsorsak idag. Ett stort hot mot vikare är klimatförändringar då vikare är beroende av stabila havsisar. Med milda vintrar där isen bryter upp tidigare är dödligheten mycket hög bland vikarens ungar vilket utgör ett stort hot mot populationen då milda vintrar förväntas bli än mer återkommande (SLU Artdatabanken 2024).

Miljöövervakningen av vikare sker på havsisen i Bottniska viken i april och samordnas av Naturhistoriska riksmuseet i Sverige. Miljöövervakningen sker med hjälp av linjetaxering med flyg där sålarna fotograferas och räknas (HaV 2016b). De senaste åren har en stor mellanårsvariation i antalet inventerade vikare förekommit vilket gör att någon tydlig trend inte syns, dock finns inga indikationer på en negativ trend. Data från den nationella miljöövervakningen av vikare kommer inte presenteras då dess utbredning är utanför påverkansområde för vindpark Lambda.

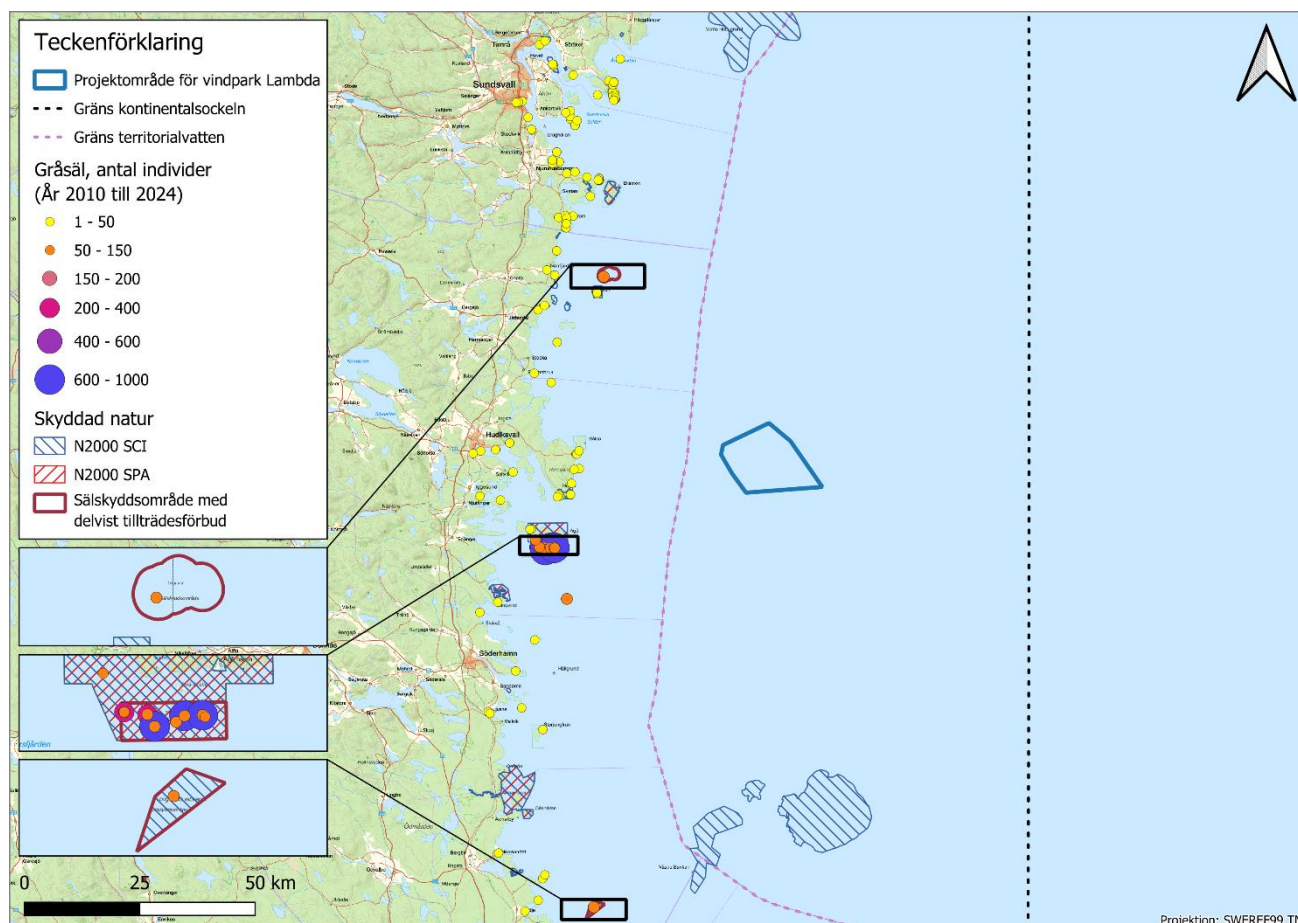


Marina däggdjur i förhållande till projektområde Lambda

I denna utredning har information hämtats från Sveriges nationella miljöövervakning av gråsäl och vikare (SMHI 2024) för åren 2010–2023, samt inrapporterade observationer från allmänheten under samma tidsperiod från Artportalen. Utöver dessa källor har även information från undersökning av förekomsten av marina däggdjur i närliggande planerade vindparker tillsammans med kända viktiga tillhåll och artspecifik kunskap inkluderats för beskrivning av förekomst av marina däggdjur. Denna sammanvägda information ligger till grund för bedömningarna av konsekvenser på sälpopulationen i avsnitt 5.4.1–5.4.3, Marina däggdjur.

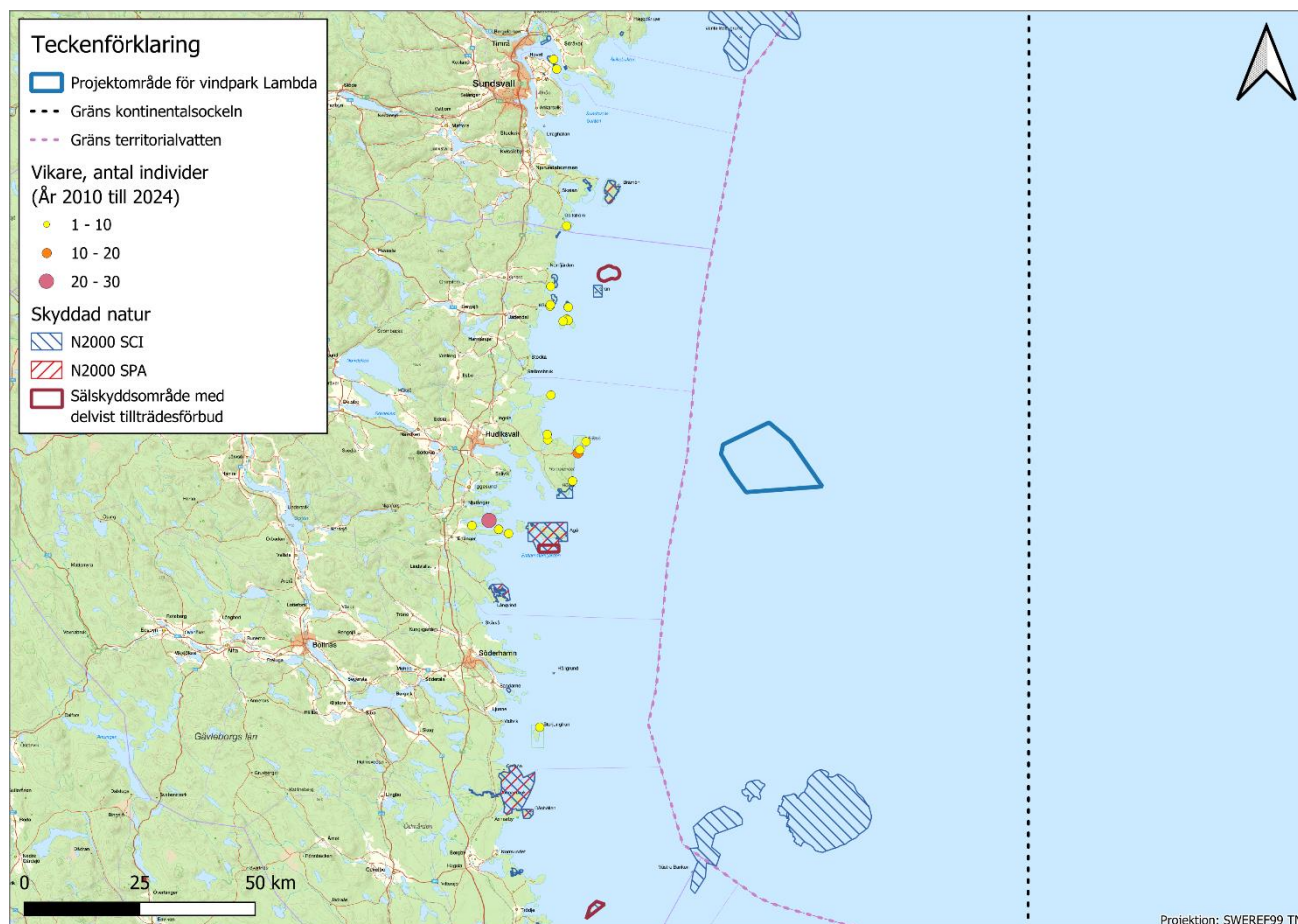
Det finns flertalet registrerade observationer av gråsäl under 2010–2024 längs den svenska kusten. Det är särskilt tre områden som är utpekade som viktiga tillhåll för gråsäl vid den svenska kusten i höjd med projektområdet och som har ett **høgt** värde för populationen (Figur 5.7). De tre utpekade viktiga tillhållen är Gran och närliggande Lillgrunds sälskyddsområde vilket ligger cirka 40 kilometer från projektområdet. Agön-Kråkös naturreservat samt tillhörande sälskyddsområde vid Tihällan är ett område som är mycket viktigt för gråsälspopulationen och det ligger cirka 35 kilometer från projektområdet. Sälskyddsområdet Lövgrunds rabbar, beläget utanför Gävle, är en känd viktig lokal för gråsäl på ett avstånd av cirka 95 kilometer till vindpark Lambda (SMHI 2024; Länsstyrelsen Gävleborg). Utöver dessa områden som är särskilt viktiga vid kutning, digivning och pälssbyte finns även grundare bankar som utgör lämpliga födosöksområden, som exempelvis Storgrundet och Finngrundet (Länsstyrelsen Gävleborg 2016; 2018b; WPD 2021).

I Figur 5.7 presenteras resultat från den nationella miljöövervakningen av gråsäl under åren 2010–2023 [2024-08-15]. Utöver områden identifierade som viktiga för sälar, som sälskyddsområden, förekommer observationer längs med hela kustlinjen vilket framkommer genom observationer inrapporterade till Artportalen under åren 2010–2024 [2024-05-17]. Storleken och färgen i figuren indikerar antalet individer vid tillfället för observation.



Figur 5.7. Registrerade observationer av gråsäl från den nationella miljöövervakningen (SMHI 2024 [2024-08-15]) och Artportalen (SLU Artportalen 2024a [2024-05-17]) där antal observerade individer indikeras med storlek och färg i kartan. Sälskyddsområden markerade med röd ram (infällda områden) är utpekade som viktiga för säl i kustområdet i höjd med vindpark Lambda.

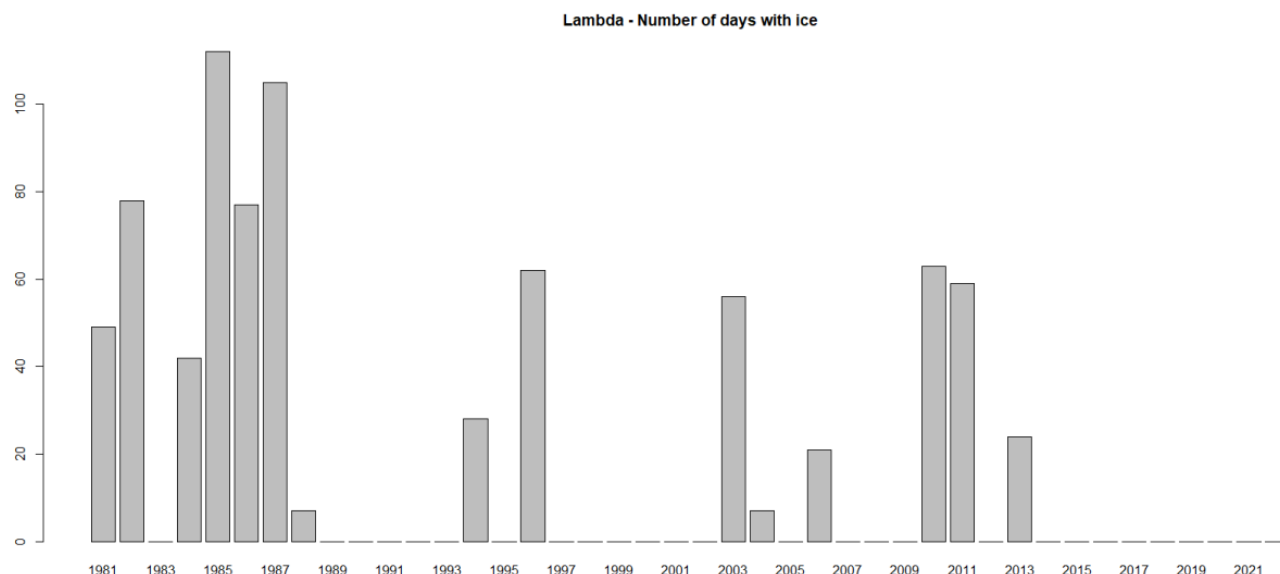
Observationer av vikare rapporterade till Artportalen finns under samtliga år mellan 2010 och 2024 och de är spridda längs med kusten i höjd med projektområdet för vindpark Lambda (Figur 5.8). Observationerna är rapporterade över hela året och individantalet är enstaka vid majoriteten av inrapporterade observationer (Artportalen 2024b [2024-05-17]).



Figur 5.8. Registrerade observationer av vikare enligt rapporterade observationer från Artportalen (SLU Artportalen 2024b [2024-05-17]). Antal observerade individer indikeras med storlek och färg i kartan.

Från närliggande verksamheters undersökningar kan eDNA-undersökningar och observationer av sälar ytterligare bekräfta förekomst av gråsäl och vikare i havsområdet. Inom projektområdet för Eystrasalt Offshore, Fyrskippet Offshore samt inom och strax utanför projektområdet för Gretas Klackar 1 har eDNA-provtagningar visat på förekomst av både vikare och gråsäl (Skyborn renewables 2023, Eystrasalt; Skyborn renewables 2023, Fyrskippet; Svea Vind Offshore 2023, Gretas klackar 1). Projektområdena för Storgrundet (WPD 2021) och Fyrskippet Offshore (Skyborn renewables 2023, Fyrskippet) har identifierats som områden som frekvent nyttjas av sälar då djupet inom projektområdena är inom djupintervallet där sälar främst söker föda.

Vintertid nyttjar både gråsäl och vikare havsis. Vikare är särskilt starkt beroende av stabila havsisar för en lyckad reproduktion och pälsbyte (Naturvårdsverket 2011b). Baserat på dokumenterad förekomst av havsis och dess varaktighet i projektområdet för vindpark Lambda har isläggning skett femton gånger under tidsperioden 1981–2022. Figur 5.9 visar att isen under senare år ligger under färre dagar och mer sporadiskt i jämförelse med isens varaktighet under 80-talet (Teknisk beskrivning, MKB bilaga 2). Avsaknaden av stabil havsis i projektområdet minskar sannolikheten att sälar nyttjar projektområdet för reproduktion under vintern.



Figur 5.9. Antal dagar med is vid vindpark Lambda mellan åren 1981–2022 (Teknisk beskrivning, MKB bilaga 2).

Baserat på ovanstående information med data från nationell miljöövervakning, inrapporterade observationer till Artportalen, utredningar för planerade närliggande vindparker samt artspecifik kunskap är bedömningen att vindpark Lambda återkommande nyttjas av främst gråsäl men även vikare väntas förekomma regelbundet om än i mindre utsträckning. Projektområdets närhet till kusten och till andra grundområden exempelvis Gretas klackar och Eystrasaltsbanken gör att området frekvent förväntas hysa sälar även om djupet inom projektområdet indikerar att det antagligen inte är ett födosöksområde av större vikt. Projektområdet för Lambda är av **litet** värde för sälpopulationen. De viktiga tillhållen inom Gran och Agön-Kråkös naturreservat är av **högt** värde för populationen.

5.4.1 Anläggning

Habitatförändring och reveffekt

Den habitatförändring som främst berör sälar är anläggandet av vindkraftverkens vertikala strukturer. Under perioden för anläggning kan säl nyttja området under hela anläggningsfasen men kommer troligtvis undvika områden med hög aktivitet och vid tidpunkter då anläggningsarbeten med höga eller störande ljud förekommer (Isæus m.fl. 2022). Då projektområdet har ett **litet** värde för sälpopulationen och miljöeffekten bedöms vara **försumbar** under anläggningsfasen bedöms konsekvenserna för sälar vara **ingaförsumbara** gällande habitatförändring inom påverkansområdet. Säkerheten i bedömningen är **hög**.

Reveffekt uppstår först när konstruktioner finns i projektområdet, varför en bedömning inte görs för anläggningsfasen.

Suspenderat material och sedimentation

Sedimentspridningen är begränsad i utbredning enligt avsnitt 4.1. (Suspenderat material och sedimentation) och kommer därmed inte nå områden som är av högt värde för sälarna. Projekt- och påverkansområdet är av **litet** värde där sälarna inte förväntas uppehålla sig i direkt närhet till anläggningsverksamhet. Miljöeffekten bedöms därmed vara **försumbar**. Den begränsade sedimentspridningen, både i rumslig omfattning och att den är kortvarig samt det faktum att sälar kan orientera sig och jaga även i grumliga förhållanden ger bedömningen att det blir **ingaförsumbara** konsekvenserna. I och med den platsspecifika modelleringen av suspenderat material och sedimentation är säkerheten i bedömningen **hög**.

Undervattensljud

Beräkningar för säl i undervattensljudutredningen ($SEL_{cum,pcw}$ och L_{peak}) är genomförda med antagandet att pålning föregås med soft start och 30 minuters ramp-up innan pålningen når full slagstyrka (Undervattensljud, MKB bilaga 6). En säl antas hinna simma 1,5 meter per sekund, vilket ger att den hunnit simma cirka 2,7 kilometer från det att ramp-up börjar tills full slagstyrka uppnåtts.

Beräkningarna i underlagsutredningen visar att vid minst 6 dB dämpning överskrider tröskelvärde för PTS inom 1,3 kilometer från ljudkällan och därmed riskerar sälarna inte att utsättas för PTS (Undervattensljud, MKB bilaga 6). Området som utsätts för ljudnivåer som överskrider tröskelvärde för TTS är större och sälarna hinner inte lämna området med de högsta ljudnivåerna om de befinner sig i närheten av ljudkällan när ramp-up börjar. Beräkningarna för odämpade pålningsljud visar att sälarna kan få temporära hörselskador (TTS) upp till 34,8 kilometer från ljudkällan, se Tabell 4.7. Med minst 6 dB dämpning begränsas området där tröskelvärde för TTS överskrider till 11,2 kilometer från ljudkällan. Används dämpning som motsvarar HSD förkortas avståndet till 2,2 kilometer vilket avsevärt minskar risken för orsakad TTS hos sälarna, förutsatt att de lämnar området under ramp-up. Toppvärdet av enskilda ljud (L_{peak}), där sälarna riskerar att utsättas för ljudnivåer som kan orsaka TTS eller PTS understiger en kilometer vid dämpning med minst 6 dB. Miljöeffekten är **måttlig** inom det område där risk för temporära skador (TTS) föreligger och har en minskande miljöeffekt med ökat avstånd från ljudkällan. Då miljövärde i projektområdet och dess närhet är litet bedöms konsekvenserna som **små**. Säkerheten i bedömningen är **hög** när det gäller risken för TTS i och med den platsspecifika utredningen för undervattensljud.

Beräkningar har gjorts för vilka ljudnivåer som uppnås inom Natura 2000-områden Agön-Kråkön och Gran. Dessa områden har ett **högt** värde för sälarna då de återkommande nyttjar dessa platser, särskilt under perioderna februari-mars och maj-juni då sälarna samlas i större grupper på dessa lokaler. Ljudnivåer beräknas inte överskrida tröskelvärden för TTS inom dessa områden.

Även om tröskelvärden inte överskrider så beräknas något ökade ljudnivåer inom Gran och Agön-Kråkön, vilket kan medföra beteendeförändringar hos sälarna. Det är dock svårare att göra konsekvensbedömningar av beteendeförändringar då tröskelvärden för beteendepåverkan saknas och då reaktioner på ljudstörningar av olika orsaker varierar på individnivå. Studier visar dock på att påverkan på beteende hos sälarna kan förväntas vid lägre ljudnivåer och över större områden (Russel m.fl. 2016; Aarts, Brasseur & Kirkwood 2018). Som omnämnts i avsnitt 4.1, Undervattensljud, är det flera faktorer som spelar in i hur sälarna påverkas av undervattensbuller, exempelvis sälarnas erfarenhet och sysselsättning vid ljudstörning, samt även vilken typ av dämpning som används, då olika skyddsåtgärder dämpar ljudet i olika frekvenser.

Beräkningar för ljudnivåer som uppnås inom områden med **högt** värde är gjorda med antagandet att sälarna inte rör sig från ljudkällan, se Undervattensljud, MKB bilaga 6 för beräkningsmodell. De beräknade ljudnivåerna ($SEL_{cum,pcw}$) är 160 och 158 dB re. $1 \mu Pa^2s$ i Gran respektive Agön-Kråkön naturreservat. Miljöeffekten är inom dessa områden bedömd som **liten**. Enligt bedömningsmatrisen ger detta måttliga konsekvenser men då pålning inte kommer att genomföras under februari-mars då kutarna föds och sälarna spenderar en stor del av tiden på land under pälshytet som sker i maj-juni bedöms konsekvenserna bli mindre. Detta styrks även av att pålningen under anläggningsfasen är förhållandevis kortvarig. Förutsatt att minst 6 dB dämpning används bedöms konsekvenserna sammantaget som **små** gällande beteendepåverkan i områden med högt värde. Säkerheten i bedömningen är **låg** i och med de många osäkerheter som finns i underlaget gällande beteendeförändringar hos sälarna. Bedömningen inkluderar inte heller undervattensljudets eventuella påverkan på beteende under resterande del av året då pålning pågår, den period då sälarna ska bygga upp sina späcklager.

Sammantaget bedöms konsekvenserna av undervattensljud för sälarna bli **små**. Säkerheten i bedömningar som kopplas till avstånd gällande TTS är **hög** med tanke på den platsspecifika utredningen för Sigma. I och med avsaknad av tröskelvärden eller motsvarande för beteendepåverkan på sälarna blir säkerheten i bedömningen som helhet **låg**.



5.4.2 Drift

Habitatförändring och reveffekt

Säl kan nyttja projektområdet för vindpark Lambda som födosöksområde när parken är i drift. Säl har återkommande observerats nyttja vindparker och dess strukturer som födosöksområden när vindparkerna varit i drift, dock i mer utpräglat marina miljöer där reveffekten väntas vara större (Russel m.fl. 2014; 2016). Projektområdet har ett **litet** värde för populationen idag men kan möjligt fungera som ett ytterligare möjligt födosöksområde som ligger förhållandevis nära kusten.

Reveffekten har för fisk bedömts få försumbar eller liten positiv miljöeffekt för fisk inom projektområdet (avsnitt 5.1.2, Habitatförändring och reveffekt vid drift för fisk). Om vindkraftverken får en attraherande verkan för fisk så kan det förändrade habitatet vara något positivt även för sälarna eftersom de följer sina byten och projektområdet kan därigenom även attrahera säl (Oksanen m.fl. 2015). Det ökar värdet av projektområdet som födosöksområde under driftsfasen för säl och kan därmed få en viss **positiv** effekt på individnivå. Projektområdets lokalisering mellan grundområdena vid Eystrasaltsbanken och Gretas klackar, som har identifierats som potentiella födosöksområden för säl, gör att vindparkens strukturer ytterligare kan attrahera säl att födosöka även inom projektområdet när vindparken är i drift. Miljöeffekten bedöms som helhet som **försumbar** till svagt **positiv** då den förväntade reveffekten är svag. Konsekvenserna på populationsnivå bedöms därmed vara **försumbara** till svagt **positiva**.

Säkerheten i bedömningen är **måttlig** då det föreligger osäkerheter i graden av positiva effekter av habitatförändringen och reveffekten men där **högre** säkerhet ligger till grund för bedömningen att sälpopulationen inte får några negativa konsekvenser av habitatförändring och reveffekt i driftsfasen.

Undervattensljud

Enligt underlagsutredningen (Undervattensljud, MKB bilaga 6) är de beräknade undervattensljuden från vindkraftverk i drift låga, knappt förnimbara i samverkan med övriga undervattensljud. Ljudet är som högst närmast vindkraftverken och om ljuden upplevs för höga kan säl välja att hålla avstånd. Baserat på ljudmätningar i etablerade vindparker är beräkningarna att ljudnivåerna vid normal drift kommer att ligga inom 107–112 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ inom projektområdet för Lambda, det vill säga i ungefär samma nivåer orsakade av andra vanliga bakgrundsljud som vind (Undervattensljud, MKB bilaga 6).

Studier av säl inom vindparker har visat att de uppehåller sig i direkt närhet av vindkraftverken (Russel m.fl. 2014; 2016) varför miljöeffekten av driftljuden bedöms vara **liten**. Miljöaspektens värde är **litet** genom att området har **litet** värde för sälpopulationen, även om nyttjandegraden kan ha ökat under driftsfasen. Därmed görs bedömningen att driftsljuden ger **försumbara** konsekvenser under driftsfasen. Bedömningen görs baserad på den platsspecifika utredningen för undervattensljud kombinerat med studier på området vilket ger en **hög** säkerhet i bedömningen.

5.4.3 Avveckling

Habitatförändring och reveffekt

Med antagandet att vindparken har haft en viss positiv effekt på individnivå under driftsfasen försvinner denna i samband med avveckling, då strukturerna som utgör det förändrade habitatet nedmonteras. Då avvecklingen innebär en återgång till det ursprungliga habitatet är skillnaden innan anläggning och efter avveckling försumbar och projektområdet har fortsatt ett **litet** värde för populationen. På populationsnivå bedöms habitatförändring och reveffekt under avvecklingen ha **ingen/försumbar** miljöeffekt. Därmed bedöms konsekvenser för säl ha **inga/försumbara** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **måttlig**. Om området har nyttjats i hög utsträckning av säl under driftsfasen bör detta tas med som en aspekt i den bedömning som görs inför avveckling.

Suspenderat material och sedimentation

Suspenderat material och sedimentation kan uppkomma vid avveckling då infrastruktur demonteras och forslas från projektområdet. En ökad mängd suspenderat material i vattenmassan och en ökad mängd sedimenterat material har **försumbar** effekt för säl. Projektområdet förväntas även vid avvecklingen ha ett **litet** värde för populationen. Med antagandet att grumlingen blir på motsvarande koncentrationer eller lägre och spridning som vid anläggningsfasen bedöms konsekvenserna lika, det vill säga **inga/försumbara** konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **måttlig** då metod och omfattning, samt sälens nyttjandegrad av området i tid för avveckling är okänd.

Undervattensljud

Undervattensljud uppkommer vid avveckling men i vilken omfattning beror på metod och på omfattningen av avvecklingen. Med antagandet att ljudnivåer motsvarande worst-case scenariot vid anläggning även alstras vid avveckling föreslås att använda dämpnings/skyddsåtgärder för att minska risken för att utsätta sälpopulationen i Bottenhavet för ljudnivåer som överskrider tröskelvärden för TTS och PTS. Vid antagandet att ljudnivåerna vid avveckling motsvarar dem vid anläggning blir miljöeffekten **måttlig** med avtagande effekt med ökat avstånd och konsekvenserna bedöms därmed **små** i områden med litet värde. Påverkan på beteende innefattar liknande resonemang som vid anläggningsfasen men vid tiden för avvecklingen är det möjligt att det finns vedertagna metoder framarbetade varför en bedömning av beteendepåverkan under avvecklingsfasen inte görs i denna utredning.

Kvarstår de viktiga tillhållen vid Gran och Tihällan även vid tiden för avveckling, eller om nya har tillkommit bör särskild hänsyn tas till dessa. Både tidsmässigt för att undvika att störa vid kutning och pålsbyte men också undersöka framstegen i forskning som kan minska risk för negativ påverkan på sälars beteende orsakat av höga ljud. Detta bör utredas vidare vid planering för avveckling.

Då pålning eller metoder som genererar liknande impulsiva höga undervattensljud troligtvis inte kommer användas vid avvecklingen är de faktiska ljudnivåerna troligtvis lägre. Därmed är säkerheten i bedömningen **låg** då avvecklingsmetoder och hur långt dess undervattensbuller når och i vilka nivåer, eventuella skyddsåtgärder och sälarnas nyttjande av det påverkade området vid tiden för avveckling inte är möjlig att bedöma idag.

5.4.4 Kumulativa effekter

Om hänsyn tas till känsliga perioder (februari-mars och maj-juni) och viktiga tillhåll för sälarna samt att samtliga vindparker anpassar sina verksamheter till att minimera påverkan under anläggningsfasen, är den sammantagna bedömningen att den kumulativa effekten på sälpopulationen har **måttligt** negativa konsekvenser under anläggningsfasen.

Sett över en längre tidsperiod med anläggningsarbeten som planeras starta med Fyrskippet Offshore år 2027 och pågå mer eller mindre kontinuerligt till år 2035 då vindpark Lambda planeras tas i drift innebär planerade verksamheter en lång period av påverkan. Ljudkällan, och därmed påverkansområdet, kommer förflytta sig och ljudet kommer variera i intensitet under hela anläggningsperioderna. Vindpark Sigma, Eystrasalt Offshore och vindpark Sylen har, enligt liggande planer, överlappande anläggningsperiod med vindpark Lambda.

Under driftsfasen bedöms habitatförändring, suspenderat material och sedimentation ha **ingen/försumbar** kumulativ effekt och därmed **inga/försumbara** konsekvenser. Reveffekten kan, sett som ett tillskott i möjliga födosöksområden vid samtliga vindparker ha en viss **positiv** effekt för sälpopulationen under driftsfasen.

Undervattensljuden vid anläggningsfasen har för vindpark Lambda bedömts medföra små konsekvenser där övriga verksamheter som ingår i den kumulativa bedömningen har gjort liknande bedömningar. Projektområdenas närhet till viktiga tillhåll eller födosöksområden eller sälpopulationens nyttjandegrad av projektområden kan variera men undervattensljud förväntas ge små konsekvenser. De försumbara eller små negativa konsekvenserna av undervattensljud under en lång period. Påverkan för undervattensljud förflyttar sig



över stora områden men också över en lång tidsperiod enligt den aktuella tidsplan som finns för havsområdet idag. Kumulativa effekter från undervattensljud från flera vindparker som anläggs under samma tidpunkt eller under en lång period kan påverka ett stort antal säl i påverkansområdet då anläggningarna har en undanträngande effekt från flera håll samtidigt vilket på sikt kan påverka sälpopulationen negativt (Isæus m.fl. 2022). Vid de bedömningar som har gjorts för samtliga vindparker som ingår i den kumulativa bedömningen tas användande av skyddsåtgärder upp för minskad risk för fysisk skada (TTS och PTS). Höga ljud under längre perioder och dess effekt på sälars beteende, som exempelvis upprepade avbrutna födosök eller undanträngning från födosöksområden orsakade av ljudstörningar kan leda till negativa effekter på sälpopulationen.

Stora delar av Bottenhavet kommer att påverkas av höga impulsiva ljud och tillskott av undervattensljud under en lång period av anläggningsfaser (baserat på användande av pålning med monopile och ökad fartygstrafik) vilket bedöms ha **stor** effekt på ljudbilden i havet som är sälarnas livsmiljö. Vid användande av skyddsåtgärder kan undervattensljudet begränsas och få en **måttlig** effekt. Dock påverkas ett stort område som motsvarar en stor del av utbredningsområdet för Bottenhavets sälpopulation vilket kan bedömas utgöra ett **måttligt** värde för sälarna. Kumulativt bedöms undervattensljud ha **måttliga** negativa konsekvenser på sälpopulationen under anläggningsfaserna, vilket kan översättas till en tillfällig minskning i populationens tillväxt. Undervattensljud under driftsfasen bedöms ha **försumbara** kumulativa konsekvenser. Säkerheten i bedömningen är **låg**, då planerade projektens tidsplaner, metoder och därtill skyddsåtgärder inte är fast beslutade.

5.5 Skyddade områden

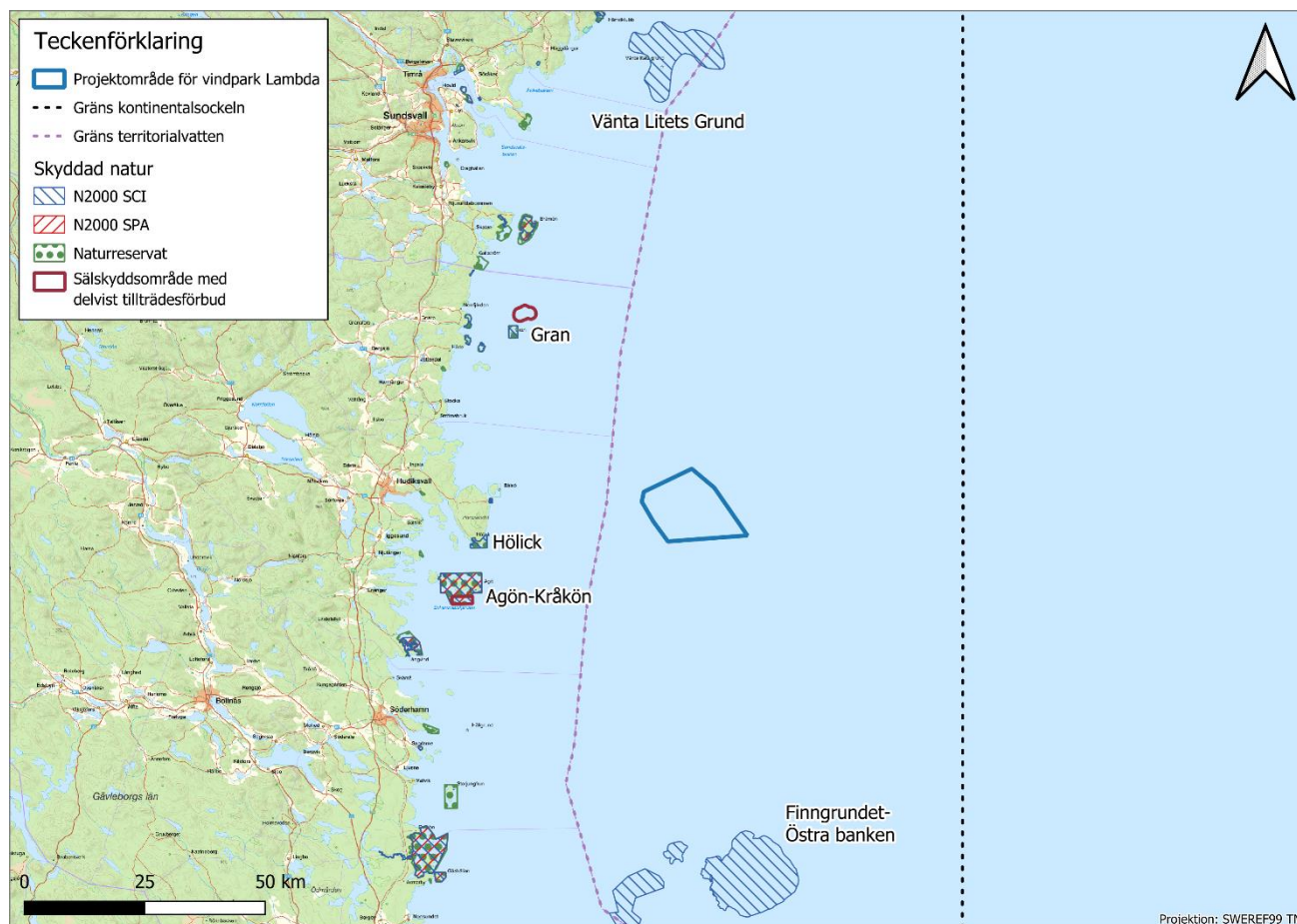
Natura 2000 är ett nätverk av skyddade naturområden inom EU. Det är två EU-direktiv som ligger till grund för utpekandet av områden, dels art- och habitatdirektivet (92/43/EEG), dels fågeldirektivet (79/409/EEG). Syftet med båda direktiven är att bidra till bevarande av den biologiska mångfalden. Nätverket har kommit till för att värna om vissa naturtyper och arter, samt deras livsmiljöer, vilka beaktas som särskilt skyddsvärda.

De Natura 2000-områden med utpekade marina naturtyper och marina arter som ligger närmast projektområdet för vindpark Lambda är från norr till söder Vänta Litets Grund, Gran, Hölick, Agön-Kråkön och Finngrundet-Östra banken. Dessa ligger på ett avstånd av minst 33–76 kilometer från projektområdets ytterkant (Tabell 5.6). Inget skyddat område kan därmed sägas ligga i direkt närhet till projektområdet för vindpark Lambda. Natura 2000-området Hölick ligger närmast, se Tabell 5.6 för avstånd presenterade för både avstånd mellan Natura 2000-områdenas mittpunkt och projektområdets mittpunkt samt som kortast avstånd från ytterkanterna.

Tabell 5.5.6. Avstånd från vindpark Lambda till närmast belägna Natura 2000-områden med utpekade marina naturtyper och arter. Avstånd är presenterade i kilometer (km) för både avstånd från ytterkanter och centrala avstånd mellan projektområdet och Natura 2000-områden.

Natura 2000-område	Avstånd, ytterkant (km)	Avstånd, central punkt (km)	Utpekade marina naturtyper och arter (kod och svenska kortnamn enligt art- och habitatdirektivet)
Vänta Litets Grund	76,4	95,6	1110 sandbankar, 1170 rev
Gran	41,3	52,1	1620 skär och små öar, 1364 gråsäl
Hölick	32,9	44,1	1150 laguner
Agön-Kråkön	37,3	50,2	1620 skär och små öar, 1364 gråsäl
Finngrundet-Östra banken	61,1	77,7	1110 sandbankar, 1170 rev

I Figur 5.10 nedan visas projektområdet för vindpark Lambdas lokalisering i förhållande till samtliga Natura 2000-områden utpekade enligt art- och habitatdirektivet eller fågeldirektivet samt skyddad natur enligt miljöbalken, det vill säga naturreservat eller salskyddsområden.



Figur 5.10. Skyddade områden, enligt art- och habitatdirektivet, fågeldirektivet, naturreservat samt salskyddsområden längs den svenska kusten i förhållande till projektområdet för vindpark Lambda.

5.5.1 Påverkan på skyddade områden

I anslutning till verksamhet i projektområdet för vindpark Lambda så är det enbart undervattensljud som riskerar att ha en påverkan på aktuella Natura 2000-områden. Det är framför allt impulsiva ljud som alstras vid pålning som kan nå dessa områden, även om en ökad fartygstrafik till och från projektområdet under de olika faserna också kan ha en påverkan på ljudbilden under vattenytan. Fartygstrafikens påverkan kan minskas genom anpassningar som exempelvis omledning eller sänkning av hastighet i närheten av känsliga områden. Generellt förändras även ljudbilden från eventuell pålning och spridningen av ljud minskar när den möter en komplex skärgård med öar, skär och grunda vikar. Följaktligen är det främst de yttersta kustområdena och då särskilt naturtyperna sandbankar och rev som påverkas, medan påverkan på områden med naturtyper såsom estuarier, laguner samt skär och små öar bedöms kunna negligeras med tanke på att ljudet snabbt dämpas. När det gäller ljud så påverkas inte naturtyperna direkt. Däremot kan deras bevarandevärden påverkas indirekt, om så kallade typiska arter eller strukturer och funktioner slås ut eller försvagas. I aktuella områden berörs då framför allt säl (gråsäl och vikare) och strömming som kan utgöra en viktig struktur och funktion för naturtypen rev.

Impulsiva ljud kan rent allmänt påverka områden utpekade för säl om ljudet gör att säl skadas eller hindras från att nyttja området. Vid pålning med -6 dB dämpning så förväntas inte ljudnivåer uppnås som kan orsaka skada (PTS eller TTS) i de aktuella Natura 2000-områdena, Gran och Agön-Kråkön (se kapitel 5.4.1, marina däggdjur). Det finns inga fastställda tröskelvärden där ljudnivåer orsakar beteendepåverkan hos säl, men det finns studier som har dokumenterat avbrytande av aktivitet som en beteendeförändring i upp till 36 kilometer från ljudkällan (Aarts, Brasseur & Kirkwood 2018), vilket är nära gränsen för avståndet mellan projektområdets ytterkant och ytterkanten av Agön-Kråkön, medan det är något längre till Gran. I kapitel 5.4.1 diskuteras en

möjlig beteendepåverkan hos sälar i aktuella områden. Dock ska detta inte likställas med att sälar kommer avhållas från att nyttja områdena som kutnings- eller viloplats. En eventuell ljudpåverkan är störst under anläggningsfasen som är förhållandevis kortvarig och bedöms inte på ett betydande sätt påverka sälarnas population eller områdenas bevarandevärden.

Vid minst 6 dB dämpning kommer ljud över tröskelvärde för TTS hos strömming inte nå Natura 2000-områdena Vänta Litets Grund och Finngrunden-Östra banken, som är viktiga för strömmingens reproduktion.

5.6 Miljöpåverkan på miljökvalitetsnormer

Havsmiljöförordningen (SFS 2010:1341), som grundas i EU:s havsmiljödirektiv (Ramdirektiv om en marin strategi 2008/56/EG) är styrande för verksamheter till havs och innefattar kustvatten samt utsjövatten ut till den yttersta gränsen för svensk ekonomisk zon (EEZ).

Havsmiljöförordningens övergripande mål är att upprätthålla eller uppnå en god miljöstatus i de svenska förvaltningsområdena Nordsjön och Östersjön. God miljöstatus och miljökvalitetsnormer för kustvatten och utsjövatten fastställs i Havs- och vattenmyndighetens (HaV) föreskrifter om vad som kännetecknar God miljöstatus och miljökvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön (HVMFS 2012:18; HVMFS 2024:11).

God miljöstatus baseras på ett ramverk av så kallade deskriptorer, som är indelade i elva temaområden. Till varje deskriptor hör en rad kriterier som anger vad som ska ingå i en bedömning av miljöstatus (Bilaga 2 till HVMFS 2012:18). För varje kriterium ska det bland annat anges ett kvantitativt tröskelvärde för kvalitetsnivån, som gör det möjligt att bedöma om God miljöstatus uppnås. I HaV:s föreskrifter används indikatorer som en nivå under kriterierna, vilket innebär att det är på indikatornivå som tröskelvärden anges. Havsmiljödirektivet har två miljöstatusklasser: *God* status och *Ej god* status.

HaV gör var sjätte år en uppdaterad bedömning av havsmiljöns status i enlighet med havsmiljöförordningens sexåriga förvaltningscykel. I samband med detta uppdateras också föreskrifterna (HVMFS 2012:18; HVMFS 2024:11) med definitioner av vad som kännetecknar god miljöstatus samt tillhörande indikatorer. HaV har i juli 2024 publicerat en uppdaterad bedömning av havsmiljöns tillstånd utifrån aktuella data (HaV 2024b) och nya föreskrifter (HVMFS 2024:11). För bedömning av hur planerade åtgärder kan inverka på normerna har gällande föreskrifter använts.

Bedömningen i detta avsnitt utgår från om planerad verksamhet kan riskera att gällande miljökvalitetsnormer inte upprätthålls eller uppnås eller om de kan innebära en försämrad status för berörda kustvattentyper och utsjövatten.

5.6.1 Projektområdet

Projektområdet för vindpark Lambda ligger i Bottenhavets utsjövatten (Marine Unit ID: BAL-SE-AA-B_Bottenhavet) som regleras och bedöms enligt havsmiljödirektivet. Avgränsat område för vindpark Lambda utgör 0,8 procent (200 / 25724 kvadratkilometer) av den totala ytan för Bottenhavets utsjövatten. Vattenförekomsten, Del av Bottenhavets utsjövatten (SE620333-175418), finns även avgränsad inom vattenförvaltningen, men ligger geografiskt närmare land och berörs inte av vindpark Lambda (VISS 2024).

5.6.2 Bedömning av påverkan på havsmiljöns status

Här presenteras först en sammanfattning över det rådande läget gällande miljöstatus i Östersjön och i förekommande fall för Bottenhavets utsjövatten enligt bedömningar från Havs- och vattenmyndigheten (HaV 2024b) och Helsingforskonventionen (Helcom 2023a). Därefter följer Pelagias bedömning av den sökta verksamhetens eventuella påverkan på miljöstatus i Bottenhavet eller i förekommande fall för hela Östersjön.



Enligt HaV:s bedömning från 2024 är tillståndet sammantaget för Östersjöns arter och livsmiljöer otillfredsställande. Huvuddelen av arterna av marina däggdjur och marina fiskar bedöms inte uppnå god miljöstatus. För gråsäl handlar det framför allt om att de har tunnare späcklager än tidigare bedömningsperioder och uppnår inte tröskelvärde för populationens tillväxthastighet. Därtill har gråsälarna under senare år visat sig vara signifikant magrare i södra Bottenhavet än i andra områden. Populationen av vikare uppnår inte heller det uppsatta tröskelvärde för populationstillväxten och deras livsmiljö är bedömd som otillfredsställande på grund av minskad tillgång på havsis. Generellt är situationen för fisk fortsatt ansträngd vilket bland annat syns på sviktande bestånd eller att storleksfördelningen för en del arter är förändrad så att mindre individer dominerar. God miljöstatus uppnås inte för artgrupperna demersal fisk, som lever mestadels på eller vid botten djupare än 20 meter, och pelagisk fisk som lever i vattenmassan. Dessa grupper förekommer vanligtvis i utsjön och bedömningen gäller generellt för Östersjön och Västerhavet. För pelagiska arter klaras dock tröskelvärden i Östersjön för två av fem arter. Det är siklöja och skarpsill som klarar tröskelvärden för God miljöstatus.

Östersjön uppnår generellt inte God miljöstatus vad gäller övergödning (deskriptor 5). HELCOM gör samma bedömning i sin rapport (Helcom 2023a). En historiskt alltför hög tillförsel av näringsämnen har lagrats in i sedimenten och fortsätter påverka havsmiljön negativt, framför allt i centrala Östersjön. God miljöstatus uppnås inte heller vad gäller tillförsel och miljöhalter av farliga ämnen (Deskriptor 8). Detta beror på för höga halter av flera långlivade miljögifter, så som exempelvis kvicksilver, tributyltenn (TBT) och bromerade flamskyddsmedel. Påverkan syns på indikatorarter som snäckor, vitmärta och havsörn. Koncentrationer av de ämnen som inte klarar tröskelvärde minskar i många havsbassänger, men då dessa är långlivade förväntas tröskelvärdena inte nås i närtid. Vad gäller bedömningen av havsbottenns integritet (deskriptor 6) så uppnås God miljöstatus i utsjön i Bottenviken, Norra Kvarken, Bottenhavet, Ålands hav samt yttre kustvattnen i stora delar av Östersjön, där påverkan från trålfiske är liten och bottendöd till följd av syrebrist inte förekommer i någon större utsträckning.

God miljöstatus uppnås generellt inte i Östersjön med avseende på kommersiellt nyttjad fisk och skaldjur (deskriptor 3). Detta då uttaget av flera arter av fisk och skaldjur bedöms vara för stort för att bestånden långsiktigt ska vara hållbara. Dessutom påverkas andra delar av ekosystemet indirekt genom till exempel oavsiktliga bifångster och skador på havsbottenarna. Strömmingen och siklöjan i Bottniska viken bedöms dock enligt deskriptor 3 uppnå God status utifrån kriterierna fiskdödighet och lekbiomassa.

För deskriptor 2, introduktion av främmande arter, så uppnås inte God miljöstatus i Östersjön eftersom antalet främmande arter fortsätter öka (HaV 2024b). Bedömningen av marint skräp på havsbotten (deskriptor 10) visar att God miljöstatus uppnås i Östersjön, eftersom mängden skräp ligger under tröskelvärde och inte ökar. Östersjön uppnår även God miljöstatus för skräp på stränderna (HaV 2024b). I 2024 års bedömning ingår även en bedömning av kontinuerligt och impulsivt undervattensbuller (deskriptor 11). God miljöstatus för impulsivt undervattensbuller nås i hela Bottniska viken inklusive Bottenhavet. För kontinuerligt buller nås även God miljöstatus för alla havsbassänger i Bottniska viken eftersom sjöfarten är mindre intensiv här än i övriga bassänger. I svenska marina vatten är sjöfart den dominerande belastningen och ligger till grund för bedömningen.

Den samlade bedömningen för vindpark Lambda är att den sökta verksamheten inte bedöms påverka möjligheten att uppnå God miljöstatus i Bottenhavets utsjövatten eller i förekommande fall i Östersjön. I tabell 5.7 sammanfattas bedömningen gällande påverkan från vindpark Lambda utifrån enskilda deskriptorer, kriterium och tillhörande relevanta indikatorer som beskriver God miljöstatus enligt havsmiljödirektivet (Tabell 5.7).



Tabell 5.7. Sammanfattning av bedömning av påverkan på God miljöstatus för relevanta kriterier och indikatorer enligt Bilaga 2 till HVMFS 2012:18, HVMFS 2024:11). Rådande statusbedömning, enligt HaV 2024b, per kriterier i aktuellt bedömningsområde för vindpark Lambda, det vill säga Bottenhavet, enligt: Grön = God status, röd = Ej god status, grå = bedömning eller indikator saknas för havsområdet.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
1. Biologisk mångfald	D1C2 Populationer av arter av fåglar, däggdjur och fiskar är inte negativt påverkade av belastning från mänsklig verksamhet, och deras långsiktiga överlevnad är säkerställd.	1.2A Abundans av häckande sjöfåglar		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 1 och dess kriterier.
		1.2B Abundans av övervintrande sjöfåglar		
		1.2C Abundans och trender för gråsäl		
		1.2E Abundans och trender för vikare		
		3.2A Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade populationer		
	D1C3 Populationerna av fåglar, däggdjur och fiskar har demografiska egenskaper (t.ex. storleksfördelning, näringsstatus och reproduktionsförmåga) som tyder på att de är friska och inte negativt påverkade av mänsklig verksamhet.	1.3A Dräktighetsfrekvens hos gråsäl		Konsekvenserna av vindpark Lambda bedöms sammanlagt bli försumbara eller små. För marina däggdjur och fisk blir det en liten påverkan under anläggningsfasen då exempelvis strömming och säl störs och förmodligen trängs undan på grund av undervattensljud och till en mindre del av grumling (se avsnitt 5.1 och 5.4). Under driftsfasen blir påverkan under vattnet försumbar till svagt positiv för både säl och fisk. För häckande och övervintrande sjöfåglar blir påverkan försumbar. För djurplankton och växtplankton saknas bedömningsunderlag, men eftersom vindparken inte bidrar till någon näringsbelastning så kan påverkan bedömas som försumbar. För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se avsnitt 5.1 för fisk och 5.4 för marina däggdjur. Gällande kommersiellt nyttjade populationer av fisk se även Analys av yrkesfiske, MKB bilaga 4. För konsekvensbedömning för sjöfågel se Fåglar, MKB bilaga 9.
		1.3B Späcktjocklek hos gråsäl		
		3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer		
	D1C4 Utbredning av arter överensstämmer med rådande geomorfologiska, geografiska och klimatiska villkor.	1.4A Utbredning av gråsäl		
		1.4C Utbredning av vikaresäl		
	D1C6 Tillståndet i pelagiska livsmiljöer, inklusive deras biotiska och abiotiska struktur och deras funktioner (t.ex. dess typiska artsammansättning och dessa arters relativa abundans, frånvaro av särskilt känsliga eller sårbara arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur) är inte negativt påverkade av mänskliga belastningar.	1.6A Storlek och mängd av djurplankton		
		1.6B Artsammansättning av växtplankton		

Fortsättning nästa sida.



Fortsättning Tabell 5.7.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
2. Främmande arter	D2C1 Nya introduktioner av främmande arter minimeras eller minskas till noll.	2.1A Introduktioner av nya främmande arter		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån den indikator som ligger till grund för bedömning av deskriptor 2 och dess kriterium. Projektet förväntas inte öka risken för att nya främmande arter introduceras. Påverkan bedöms bli försumbar.
3. Kommersiellt nyttjade fiskar och skaldjur	D3C1 Fiskeridödligheten för populationer av kommersiellt nyttjade arter ligger under nivåer som garanterar en maximal hållbar avkastning.	3.1A Fiskeridödlighet (F) för alla kommersiellt nyttjade populationer	Status för strömning och siklöja är dock bedömd som god i Bottniska viken	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 3 och dess kriterier.
	D3C2 Lekbeståndets biomassa för populationer av kommersiellt nyttjade arter ligger över nivåer för biomassa som kan ge maximal hållbar avkastning.	3.2A Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade populationer	Status för strömning och siklöja är dock bedömd som god i Bottniska viken	
	D3C3 Ålders- och storleksfördelning av individer i populationerna av kommersiellt nyttjade arter indikerar en frisk population.	3.3A Åldersfördelning för alla kommersiellt nyttjade populationer		Konsekvenser av vindpark Lambda för kommersiellt nyttjade populationer bedöms bli försumbar. För en mer detaljerad konsekvensbedömning för yrkesfiske, se Analys av yrkesfiske, MKB bilaga 4.
4. Marina näringsvävar	D4C1 Den trofiska gruppens mångfald (artsammansättning och arternas relativa abundans) är inte negativt påverkad till följd av mänskliga belastningar.	1.2A Abundans av häckande sjöfåglar		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 4 och dess kriterium.
		1.2B Abundans av övervintrande sjöfåglar		
		1.2C Abundans och trender för gråsäl		
		1.2E Abundans och trender för vikaresäl		Konsekvenserna av vindpark Lambda bedöms sammanlagt bli försumbara eller små. För marina däggdjur och fisk blir det en liten påverkan under anläggningsfasen då exempelvis strömning och säl trängs undan på grund av undervattensljud och till en liten del av grumling. Under driftsfasen blir påverkan under vattnet försumbar till svagt positiv för både säl och fisk. För häckande och övervintrande fågel blir påverkan försumbar.
		3.2A Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade populationer	se även ovan	
		1.6B Artsammansättning av växtplankton		
	D4C3 Individernas storleksfördelning inom den trofiska gruppen är inte negativt påverkad till följd av mänskliga belastningar.	1.6A Storlek och mängd av djurplankton		För djurplankton och växtplankton saknas bedömningsunderlag, men eftersom vindparken inte bidrar till någon näringsbelastning så kan påverkan bedömas som försumbar
		3.3A Åldersfördelning av kommersiellt nyttjade fiskarter		
		1.3A Dräktighetsfrekvens hos gråsäl	Enligt Faktablad för indikatorer, HVMFS 2012:18	
	D4C4 Produktiviteten inom den trofiska gruppen är inte negativt påverkad till följd av mänskliga belastningar.	1.3B Späcktjocklek hos gråsäl	Enligt Faktablad för indikatorer, HVMFS 2012:18	För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se avsnitt 5.1 för fisk, 5.4 för marina däggdjur, Analys av yrkesfiske, MKB bilaga 4 gällande yrkesfiske, och Fåglar, MKB bilaga 9 gällande sjöfåglar.
		1.3D Häckningsframgång hos sillgrissla		

Fortsättning nästa sida.



Fortsättning Tabell 5.7.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status- bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
5. Övergödning	D5C1 Halter av näringsämnen ligger inte på nivåer som tyder på negativa övergödningseffekter.	5.1B Koncentrationer av kväve och fosfor i utsjövatten		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 5 och dess kriterier. Projektet förväntas inte tillföra näringsämnen till bedömningsområdet. Konsekvenser av vindpark Lambda bedöms bli försumbara. För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se avsnitt 5.6.3 under <i>Tillförsel av näringsämnen och organiskt material</i>.
	D5C2 Klorofyll a-halterna ligger inte på nivåer som tyder på negativa effekter av näringsbelastning.	5.2B Klorofyll a-koncentration i utsjövatten		
	D5C3 Antal, rumslig utbredning och varaktighet av skadliga algbloomingstillfällen ligger inte på nivåer som tyder på negativa effekter av näringsberikning.	5.3A Skadliga algbloomingar i Östersjön		
	D5C4 Vattnets siktdjup har inte, på grund av näringsberikning, minskats till nivåer som tyder på negativa effekter på bentiska livsmiljöer eller andra övergödningseffekter.	5.4B Siktdjup i utsjövatten		
	D5C5 Halten löst syre har inte, på grund av näringsberikning, minskats till nivåer som tyder på negativa effekter på bentiska livsmiljöer eller andra övergödningseffekter.	5.5B Syrebalans i utsjövatten 5.5C Syreskuld i utsjövatten	Enligt Faktablad för indikatorer, HVMFS 2012:18	
	D5C8 Makrofaunasamhällets artsammansättning samt relativa abundans uppnår värden som indikerar att det inte förekommer någon negativ effekt på grund av näringsberikning eller organisk berikning.	5.8B Bottenfauna i utsjövatten	Enligt Faktablad för indikatorer, HVMFS 2012:18	

Fortsättning nästa sida.



Fortsättning Tabell 5.7.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status- bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
6. Havsbottens integritet	D6C3 Rumslig omfattning av varje livsmiljötyp som påverkas negativt av fysisk störning, genom ändring av dess biotiska och abiotiska struktur och dess funktioner (t.ex. genom förändringar i artsammansättningen och i arternas relativa abundans, genom frånvaro av särskilt känsliga eller ömtåliga arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur).	6.3A Utsträckning av fysisk störning i bentiska livsmiljöer	Enligt Faktablad för indikatorer, HVMFS 2012:18	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 6 och dess kriterier.
	D6C4 Omfattningen av förlust av livsmiljötypen, till följd av mänskliga belastningar, överstiger inte en specificerad andel av livsmiljöns naturliga omfattning i bedömningsområdet.	6.4A Utsträckning av fysisk förlust i bentiska livsmiljöer	Enligt Faktablad för indikatorer, HVMFS 2012:18	Påverkan bedöms bli liten/försumbar. Projektområdet om 200 km ² utgör cirka 0,8 procent av Bottenhavets utsjövatten (Unit id: BAL-SE-AA-U_Bottenhavet). Det faktiska fysiska bottenanspråket med kabeldragningar och fundament inräknade kommer maximalt uppta 0,001 procent av Bottenhavets utsjövatten. Vindpark Lambda har ingen eller försumbar påverkan på bottenfauna.
	D6C5 Omfattningen av negativa effekter av mänskliga belastningar på livsmiljötypens tillstånd, inklusive ändring av dess biotiska och abiotiska struktur och dess funktioner (t.ex. typisk artsammansättning och dessa arterns relativa abundans, frånvaro av särskilt känsliga eller ömtåliga arter eller arter som tillhandahåller en viktig funktion, arternas storleksstruktur) överstiger inte en viss andel av livsmiljötypens naturliga omfattning i bedömningsområdet.	5.5B Syrebalans i utsjövatten	Enligt Faktablad för indikatorer, HVMFS 2012:18	För en mer detaljerad beskrivning och bedömning, se avsnitt 4.1.1 om habitatförändring, samt 5.6.3.
		5.8B Bottenfauna i utsjövatten	Enligt Faktablad för indikatorer, HVMFS 2012:18	

Fortsättning nästa sida.



Fortsättning Tabell 5.7.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
7. Bestående förändringar av hydrografiska villkor	<i>En bestående förändring av de hydrografiska villkoren påverkar inte de marina ekosystemen på ett negativt sätt. Till denna deskriptor finns inga obligatoriska kriterier och kompletterande kriterier används inte eftersom indikatorer saknas.</i>	Fastställd indikator saknas		Fastställda bedömningsunderlag saknas, men sett till andel påverkan på havsbotten så bedöms den som försumbar. Enligt simuleringar av vattenströmmarna så blir den samlade påverkan av vindparken på strömhastighet, temperatur och salthalt över djupet försumbar (Sedimentspridning, MKB bilaga 5).
8. Koncentrationer och effekter av farliga ämnen	D8C1 Halter av farliga ämnen i relevant matris (biota, sediment eller vatten) överskrider inte de bedömningsgrunder eller gränsvärden som anges för marin miljö i HVMFS 2019:25 eller värden som överenskommit genom regionalt eller delregionalt samarbete.	8.1A Halter av farliga ämnen	Ämnen som uppträder som allmänt förekommande PBT-ämnen	Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 8 och dess kriterium. Konsekvenserna av vindpark Lambda för spridning av föroreningar bedöms bli försumbara. Projektet förväntas inte tillföra farliga ämnen till bedömningsområdet. Spridning av farliga ämnen från sedimenten är försumbar. För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se kapitel 4 och avsnitt 5.6.3. under <i>Tillförsel av farliga ämnen</i> .
	D8C2 Arternas hälsa eller livsmiljöernas tillstånd påverkas inte negativt på grund av farliga ämnen, inklusive kumulativa och synergistiska effekter.	8.2B Produktivitet hos havsörn 8.2C Störning i reproduktionen hos vitmärta 8.2D Störning i reproduktionen hos tånglake	Övriga ämnen	
	D8C3 Den rumsliga omfattningen och varaktigheten av betydande akuta föroreningshändelser minimeras.	8.3A Volym av upptäckta olagliga eller olycksrelaterade utsläpp av olja och oljeliknande produkter		
9. Farliga ämnen i fisk och andra marina livsmedel	D9C1 Halter av farliga ämnen i ätliga vävnader av marina livsmedel som fångats eller skördats i naturen (ej inbegripet fisk från vattenbruk) överskrider inte fastställda gränsvärden för livsmedel enligt förordning (EU) nr 2023/915 eller värden som överenskommit genom regionalt eller delregionalt samarbete.	9.1A Halter av farliga ämnen i ätliga vävnader av fisk och skaldjur		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 9 och dess kriterium. Konsekvenserna av vindpark Lambda för spridning av föroreningar bedöms bli försumbara. Projektet väntas inte tillföra farliga ämnen till bedömningsområdet. För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se avsnitt 5.6.3 under <i>Tillförsel av farliga ämnen</i>

Fortsättning nästa sida.



Fortsättning Tabell 5.7.

Deskriptor	Kriterium	Indikator	Status-bedömning	Bedömd påverkan på miljöstatus
10. Marint skräp	D10C1 Sammansättning, mängd och rumslig fördelning av skräp längs kusterna, i vattnets ytskikt och på havsbotten ligger på nivåer som inte orsakar skador på kust- och havsmiljön.	10.1A Mängd skräp på stränder 10.1B Mängd skräp på havsbotten		Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 10 och dess kriterium. Påverkan bedöms bli försumbar. Skräp och avfall tas om hand, sorteras och förvaras så att risk för spridning av marint skräp minimeras.
11. Undervattensbuller	D11C1 Den rumsliga fördelningen, den tidsmässiga varaktigheten och nivån av impulsiva ljudkällor från mänsklig verksamhet överskrider inte nivåer som negativt påverkar populationer av marina djur	11.1A Förekomst och effekt av impulsivt undervattensljud		Sökt verksamhet bedöms inte med undervattensbuller påverka möjligheten att upprätthålla eller nå God miljöstatus utifrån de indikatorer som ligger till grund för bedömning av deskriptor 11 och dess kriterier. Påverkan av impulsivt undervattensbuller bedöms bli förhållandevis kortvarig och begränsas genom skyddsåtgärder. För marina däggdjur och fisk blir det en liten påverkan under anläggningsfasen, men den är kortvarig och bedöms som försumbar under driftsfasen. Bedömningen förutsätter att föreslagna bullerdämpande åtgärder tillämpas vid impulsiva ljud, se kapitel 4.
	D11C2 Den rumsliga fördelningen, den tidsmässiga varaktigheten och nivån av kontinuerligt lågfrekvent ljud från mänsklig verksamhet överskrider inte nivåer som negativt påverkar populationer av marina djur.	11.2A Förekomst och effekt av kontinuerligt lågfrekvent undervattensljud		För en mer detaljerad konsekvensbedömning, se kapitel 4 om undervattensljud samt avsnitt 5.1 för fisk och 5.4 för däggdjur. Modellerings av undervattensljud redovisas i Undervattensljud, MKB bilaga 6.

5.6.3 Bedömning av påverkan på miljökvalitetsnormer

Den samlade bedömningen är att den planerade verksamheten för vindpark Lambda inte kommer att påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljökvalitetsnormerna i Bottenhavets utsjövatten. Ytan för projektområdet för vindpark Lambda utgör ungefär 0,8 procent av Bottenhavets utsjövatten och den faktiska ytan som tas i anspråk genom fundament och kablar utgör mindre än 0,001 procent av Bottenhavets utsjövatten. Påverkan som väntas uppstå under anläggnings- och avvecklingsfasen i form av habitatförändring och reveffekter, sedimentspridning och sedimentation och undervattensljud bedöms generellt bli begränsade i tid och rum, och konsekvenserna av påverkan blir försumbara eller små. Konsekvenserna av påverkan under driftsfasen bedöms för alla påverkansfaktorer bli försumbara. Bedömningarna förutsätter att beskrivna åtgärder tillämpas gällande skadebegränsning och minimering av påverkan exempelvis genom bullerdämpande åtgärder.

Nedan följer en bedömning av huruvida vindpark Lambda väntas påverka möjligheten att uppnå respektive miljökvalitetsnorm utifrån dess tillhörande indikatorer, enligt Havsmiljöförordningen som följer av Havsmiljödirektivet. De indikatorer som är relevanta för påverkan i utsjön har inkluderats i bedömningen. MKN nås då målvärdet för respektive indikator nås inom angivet bedömningsområde.

A. Tillförsel av näringsämnen och organiskt material

Miljökvalitetsnorm A.1

Tillförsel av näringsämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar koncentrationer av kväve och fosfor i havsmiljön som förhindrar att god miljöstatus uppnås.

A.1.1 Tillförsel av kväve och fosfor

Målvärde: Nedåtgående trend i mängden tillförd kväve och fosfor per förvaltningsområde eller att mängden kväve och fosfor understiger den maximala belastning som fastställs inom ramen för internationella överenskommelser.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljökvalitetsnormen.

Miljökvalitetsnorm A.1 har beaktats genom modellering av sedimentspridning under anläggningsfasen (Sedimentspridning, MKB bilaga 5).

Projektet i sig kommer inte tillföra någon betydande mängd näringsämnen till bedömningsområdet, mer än i begränsad omfattning genom exempelvis utsläpp från fartyg (kväveoxider) under anläggning och vid underhåll under driftfasen. Näringsämnen i bottensedimenten kan potentiellt resuspenderas i samband med anläggnings- och avvecklingsfasen.

Den översta metern av havsbotten i projektområdet för vindpark Lambda domineras av glacial lera (Teknisk beskrivning, bilaga 2). I de grunda delarna av området domineras havsbotten av morän/isälvsediment eller sedimentär berggrund. Havsbottens beskaffenhet gör att den organiska halten i sedimenten förväntas vara låg. Detta tillsammans med att det inte finns några kända punktkällor för spridning av näringsämnen i närheten gör att risken för spridning av näringsämnen från bottensediment till vattenpelaren bedöms vara försumbar.

B. Tillförsel av farliga ämnen

Miljökvalitetsnorm B.1

Tillförsel av farliga ämnen från mänsklig verksamhet ska minska tills den inte orsakar halter av farliga ämnen som förhindrar att god miljöstatus uppnås.

B.1.1 Farliga ämnen i biota

Målvärde: När halterna av farliga ämnen i fisk, musslor och sillgrissleägg inte uppvisar någon ökande trend. Ämnen som överskrider tröskelvärden ska uppvisa nedåtgående trend.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljökvalitetsnormen.

Miljökvalitetsnorm B.1 har beaktats genom modellering av sedimentspridning under anläggningsskedet (Sedimentspridning, MKB bilaga 5).

Projektet i sig kommer inte tillföra någon betydande mängd farliga ämnen till bedömningsområdet, mer än i begränsad omfattning från exempelvis utsläpp från fartyg under anläggning, avveckling och vid underhåll.

Miljögifter i bottensedimenten kan potentiellt resuspenderas och bli tillgängliga för den biologiska näringsväven, och därmed eventuellt påverka marina organismer, i samband med anläggnings- och avvecklingsfasen. Undersökningar i närområdet till vindpark Lambda visar dock generellt på låga halter av undersökta miljögifter och att det föreligger mycket låg risk för påverkan på organismer och ekosystem vid exponering för sediment



innehållande uppmätta halter (se avsnitt 4.1 Suspenderat material och sediment). Vidare visar spridningsmodellen för sediment att sedimentspridningen främst blir lokal och kortvarig (Sedimentspridning, MKB bilaga 5), varför en eventuell exponering hos organismer för resuspenderande ämnen endast sker lokalt och under en begränsad period.

Utifrån att ingen tillförsel av farliga ämnen förväntas ske, de förväntat låga halter i sedimentet tillsammans med resultat från spridningsmodellen, bedöms inte sökt verksamhet medföra risk för ökande halter av farliga ämnen i biota.

Miljökvalitetsnorm B.2

Farliga ämnen i havsmiljön som tillförs genom mänsklig verksamhet får inte orsaka negativa effekter på biologisk mångfald och ekosystem.

B.2.2 Antal och volymer av upptäckta olagliga eller olycksrelaterade utsläpp av olja och oljeliknande produkter

Tröskelvärde: Nedåtgående trend i antal och volymer av upptäckta olagliga eller olycksrelaterade utsläpp.
Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljökvalitetsnormen.

Utsläpp till vatten av miljö- och hälsofarliga ämnen (exempelvis oljor och drivmedel) under anläggning, drift eller avveckling kan uppstå som ett resultat av läckage, olyckor eller haverier från framför allt fartyg och/eller vindparkens olika komponenter. För att förebygga risken för olyckor och begränsa påverkan vid en eventuell olycka kommer en miljö- och räddningsplan att upprättas.

C. Biologisk störning

Miljökvalitetsnorm C.3

Populationerna av alla naturligt förekommande fiskarter och skaldjur som påverkas av fiske har en ålders- och storleksstruktur samt beståndsstorlek som garanterar deras långsiktiga hållbarhet.

C.3.1 Fiskeridödlighet

Se nedan.

C.3.2 Lekbiomassa (SSB) för alla kommersiellt nyttjade bestånd

Se nedan.

C.3.3 Hållbart nyttjande av nationellt förvaltade fisk- och skaldjurspopulationer

Målvärde: Minst 90 % av bedömda populationer nyttjas hållbart i svenska vatten.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormen.

Påverkan på miljökvalitetsnorm C.3 beaktas i utredningen om yrkesfiske. Analys av yrkesfiske, MKB bilaga 4. Enligt fångstrapporter och geografiska data för trålning sker idag inget nämnvärt yrkesfiske i projektområdet för vindpark Lambda. Därmed bedöms konsekvenserna för yrkesfisket, och således förvaltningen av fiskpopulationer, bli försumbara. Reveffekten, som kan gynna fiskpopulationer, bedöms bli försumbar till svagt positiv, men sammantaget bedöms vindparken varken gynna eller missgynna fiskpopulationers ålders- och storleksstrukturer samt att populationerna nyttjas hållbart i området.



Miljökvalitetsnorm C.4

Förekomst, artsammansättning och storleksfördelning hos fiskesamhället ska möjliggöra att viktiga funktioner i näringsväven upprätthålls.

C.4.1 Storleksstruktur i fiskesamhället i utsjövatten

Målvärde: Uppåtgående trend under bedömningsperioden av andelen stor fisk (LFI) jämfört med föregående sexårsperiod.

Bedömningsområde: Östersjön.

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljökvalitetsnormen.

Påverkan på miljökvalitetsnorm C.4 beaktas i avsnitt 5.1. Konsekvenserna för fisk i projektområdet som helhet bedöms bli små till försumbara. Projektet i stort bedöms varken gynna eller missgynna förekomst, artsammansättning och storleksfördelning hos fiskesamhället vilket möjliggör att viktiga funktioner i näringsväven upprätthålls. Under anläggningsfasen bedöms verksamheten ge små konsekvenser för strömmingen om pålningsarbete görs under leken, men effekten från verksamheten är kortvarig (1–2 år) och gör inte att storleksstrukturen förändras under en hel bedömningsperiod. En eventuell reveffekt kan resultera i en svag positiv effekt för fiskesamhällets förekomst och sammansättning.

D. Fysisk störning**Miljökvalitetsnorm D.1**

Den av mänsklig verksamhet opåverkade havsbottenarealen ska ha en omfattning som ger förutsättningar för att upprätthålla bottenarnas struktur och funktion för respektive livsmiljötyp.

D.1.1 Trend för fysisk störning på havsbotten från bottentrålning

Målvärde: Arealen trålsvepta områden under bedömningsperioden ska minska jämfört med närmast föregående sexårsperiod.

Bedömningsområde: Östersjön.

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljökvalitetsnormen.

Inom projektområdet för vindpark Lambda pågår i dagsläget ingen eller mycket liten trålningsverksamhet. Den trålning som pågår i närområdet är främst inriktad på strömming (Analys av yrkesfiske, MKB bilaga 4). Vindparken kommer vara öppen för fartygstrafik, men det kommer troligen inte vara möjligt att tråla inom vindparken och där bottenlagda kablar finns. Då ingen eller mycket lite bottentrålning sker i dagsläget bedöms projektet vare sig bidra eller hindra att den totala arealen av trålsvepta områden minskar.

D.1.2 Fysisk förlust av sandbankar och rev

Målvärde: Arealen av undertyper till naturtyperna sandbankar och rev (N2000) ("biogena rev inklusive maerl", "ålgräsängar och annan långskottsvegetation" samt "musselbankar med täckningsgrad mindre än 10 %") ska bibehållas eller öka.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

Se Miljökvalitetsnorm D.2.

Miljökvalitetsnorm D.2

Arealen av biogena substrat ska bibehållas eller öka.

Indikatorer saknas.

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljökvalitetsnormerna D.1 och D.2. Bedömningen för inverkan på D.1.2 och D.2 redovisas sammantaget nedan.

Inom projektområdet för vindpark Lambda förväntas inga områden av höga naturvärden eller särskilt skyddsvärda djur eller växter förekomma som skapar värdefulla rev eller biogena substrat (se avsnitt 5.2 och



PELAGIA

5.3). Kablar, fundament och erosionsskydd beräknas uppta mindre än 0,001 procent av Bottenhavets utsjövatten. Den fysiska påverkan på botten, med den procentuellt lilla förändring av habitatförlust och tillskott av artificiella substrat som är aktuell, bedöms bli försumbar.

Sammantaget bedöms den sökta verksamheten inte påverka arealen av skyddsvärda habitat, såsom sandbankar och rev eller biogena substrat.

Miljö kvalitetsnorm D.3

Permanent förändringar av hydrografiska förhållanden som beror på storskaliga verksamheter, enskilda eller samverkande, får inte påverka biologisk mångfald och ekosystem negativt.

Indikatorer saknas.

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.

Vindkraftverk kan leda till påverkan på hydrografi i form av bland annat förändrade strömmar, vågmönster och omblandning av vattenmassan i vindkraftverkens närhet samt i vissa fall ändrade isförhållanden. Påverkan på strömförhållanden och hydrografi har undersökt med hjälp av modeller och simuleringar (Sedimentspridning, MKB bilaga 5). Slutsatserna från de specifika simuleringarna är att den genomsnittliga strömhastigheten vid ytan kommer att minska med två mm/s upptill ett avstånd på 40 kilometer från parken, men att den samlade påverkan av vindparken på strömhastighet, temperatur och salthalt över djupet blir försumbar.

E. Skräp och buller

Miljö kvalitetsnorm E.1

Havsmiljön ska så långt som möjligt vara fri från skräp.

E.1.1 Mängd skräp på referensstränder

Målvärde: Ökande antal referensstränder som uppvisar en nedgående trend i mängden skräp.

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger (Karta 2, Bilaga 1 till HVMFS 2012:18).

E.1.2 Mängd skräp på havsbotten

Målvärde: Ökande antal havsbassänger som uppvisar en nedgående trend i mängden skräp. (HVMFS 2018:18)

Bedömningsområde: Samtliga havsbassänger i Västerhavet och Egentliga Östersjön.

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.

Miljö kvalitetsnorm E.1 kommer att beaktas i miljö- och avfallsplaner. Avfall, såväl fast som flytande, kommer under samtliga faser tas om hand, sorteras och förvaras så att risk för förorening eller andra olägenheter inte uppstår samt transporteras till land för omhändertagande. Verksamheten kommer således inte innebära en tillförsel av marint skräp till projektområdet.

Miljö kvalitetsnorm E.2

Mänskliga verksamheter ska inte orsaka skadligt impulsivt ljud i marina däggdjurs utbredningsområden under tidsperioder då djuren är känsliga för störning.

Indikator saknas

Sökt verksamhet bedöms inte påverka möjligheten att upprätthålla eller uppnå miljö kvalitetsnormen.



Miljökvalitetsnorm E.2, gällande påverkan från undervattensljud, beaktas utförligt i konsekvensbedömningen i samt i den utredning som tagits fram av Sweco (Undervattensljud, MKB bilaga 6) vilken ligger till grund för konsekvensbedömningarna. Bedömningarna sammanfattas nedan.

Under anläggningsfasen av vindpark Lambda bedöms påverkan vara den klart dominerande ljudkällan. Utredningen för undervattensljud visar att med användande av ramp-up och skyddsåtgärd som motsvarar dämpning med minst 6 dB begränsas området där tröskelvärden för TTS riskerar att överskridas till cirka 11,2 kilometer från ljudkällan. Tröskelvärden för beteendeförändring hos sälar saknas i dagsläget men beteendeförändring hos gråsäl har observerats vid ljudnivåer som understiger tröskelvärden för TTS. Dessa lägre ljudnivåer påverkar ett mycket stort område. Huruvida dessa lägre nivåer uppfattas av eller påverkar sälar beror utöver avstånd på flertalet tidigare nämnda faktorer, varav val av dämpning utgör en faktor eftersom de dämpar ljudet olika effektivt och inom olika frekvenser.

Det närmaste dokumenterade viktiga tillhåll för säl ligger cirka 35 kilometer (Tihällan vid Agön-Kråkön) från projektområdet vilket är utanför området där riskerad TTS föreligger. Med skyddsåtgärder som dämpar ljudnivån och inom det frekvensområde som sälar hör inom kan eventuell negativ påverkan på beteende orsakat av impulsiva undervattensljud minska. Risken för orsakad PTS eller TTS hos marina däggdjur bedöms därmed vara liten, förutsatt att lämpliga skyddsåtgärder används.

Under driftsfasen beräknas betydligt lägre nivåer av kontinuerligt undervattensbuller uppstå vilket bedöms ha en försumbar påverkan på sälpopulationen. I samband med avvecklingen av vindkraftverk finns åter risk för höga impulsiva undervattensljud, omfattningen beror dock på vilken metod som används. Då avvecklingsfasen ligger så långt fram i tiden är det svårt att veta vilka metoder som kommer finnas tillgängliga, men påverkan förväntas bli motsvarande som vid anläggningsfasen eller mindre och vid behov används lämpliga skyddsåtgärder.

6. Samlad bedömning

Fisk

Den samlade bedömningen för fisk i förhållande till vindpark Lambda är att påverkan sker främst i anläggningsfasen och de påverkansfaktorer som bedöms ha störst betydelse är undervattensljud och suspenderat material och sedimentation.

Undervattensljud i anläggningsfasen kan i någon mån påverka lekframgång för arter som leker under sommarhalvåret. Generellt bedöms påverkan på andra arter än strömming ge **en liten** effekt med **försumbara** konsekvenser. Eftersom det råder osäkerhet vid vilken nivå av ljudpåverkan strömmingens lek påverkas är det mycket svårt att med säkerhet uttala sig om eventuell påverkan på lek vid ett givet avstånd till ljudkällan.

Enligt redovisade beräkningar (Tabell 4.7; Undervattensljud, MKB bilaga 6) är det inga egentliga skillnader mellan de olika ljuddämpande åtgärderna vad beträffar riskavstånd för permanenta skador för fisk (PTS). Det kan konstateras att utan skyddsåtgärder når ljud som kan orsaka TTS ända in till kustområdenas lekområden. Förutsatt att ljuddämpande åtgärder motsvarande -6 dB används minskar ljudutbredningen till den grad att ett förhållandevis litet område med sannolik strömmingslek kring Hornslandet och tre områden med potentiell lek i utsjön nås av ljud som tangerar gränsvärde för TTS (Figur 5.3). Störningen bedöms då få **små** konsekvenser för strömmingslek som dock är kortvariga, eftersom pålningsarbetet förväntas pågå under högst två år.

Suspenderat material och ökad sedimentation kan ha en lokal påverkan under anläggnings- och avvecklingsfasen genom att fisk kan undvika områden med höga koncentrationer av suspenderat material, samt att fiskägg riskerar bli övertäckta. Detta är dock inget som bedöms påverka någon art på populationsnivå då



påverkan är kortvarig och liten i förhållande till arternas totala utbredningsområde. Risken för en påverkan av betydelse på fiskpopulationer orsakat av resuspenderade miljögifter bedöms som låg.

För påverkansfaktorerna habitatförändring, undervattensljud vid drift samt elektromagnetiska fält blir den rumsliga omfattningen begränsad men kvarstår under hela driftsfasen. Habitatförändringar kan lokalt bidra till en positiv effekt för fisk men bedömningen är att förändrat habitat och möjlig reveffekt är försumbar på populationsnivå. Under driftsfasen är bedömningen att fisk inte påverkas negativt av ljud. Vid avvecklingen kan höga ljud förekomma och skyddsåtgärder lämpliga för vald avvecklingsmetod bör tillämpas. Elektromagnetiska fält bedöms inte ha en betydande påverkan på någon art.

Samtliga bekräftade arter inom projektområdet har livskraftiga populationer och stora utbredningsområden. Den samlade bedömningen för fisk i förhållande till projektområdet är att påverkan bedöms ha små till försumbara konsekvenser för förekommande arter, se Tabell 6.1.

Tabell 6.1. Summerad konsekvensbedömning för fisk i påverkansområdet och projektområdet för vindpark Lambda. För full bedömning, se avsnitt 5.1, Fisk.

Summerad konsekvensbedömning	Fisk		
	Anläggningsfas	Driftsfas	Avvecklingsfas
Habitatförändring och reveffekt	Inga/försumbara konsekvenser	Försumbara till små positiva konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser
Suspenderat material och sedimentation	Försumbara konsekvenser		Försumbara konsekvenser
Undervattensljud	Försumbara till små negativa konsekvenser, beroende på art	Inga/försumbara konsekvenser	Försumbara till små negativa konsekvenser, beroende på art
Elektromagnetiska fält		Försumbara konsekvenser	

Bottenfauna

De taxa som påträffats i närheten (inom fyra mil) av vindpark Lambda uppvisar hög tolerans samt är vanligt förekommande inom Bottenhavets utsjövatten. De påverkansfaktorer med störst rumslig omfattning för bottenfaunan blir enligt modelleringar suspenderat material och sedimentation samt miljögifter, men även om de kommer påverka stora ytor utgör dessa en mycket liten del av Bottenhavets utsjövatten. Dessutom blir den tidsmässiga omfattningen av dessa påverkansfaktorer kortvarig. För påverkansfaktorerna habitatförändring, undervattensljud samt elektromagnetiska fält blir den rumsliga omfattningen begränsad men kvarstår under hela driftsfasen.

Den samlade bedömningen gällande påverkan på mjukbottenfaunan till följd av anläggning, drift och avveckling av vindpark Lambda är, baserat på ovanstående konsekvensbedömningar, en försumbar effekt där bottenfaunan bedömts ha ett litet värde vilket resulterar i en försumbar konsekvens, se Tabell 6.2.

Tabell 6.2. Summerad konsekvensbedömning för bottenfauna i påverkansområdet och projektområdet för vindpark Lambda. För full bedömning, se avsnitt 5.2, Bottenfauna.

Summerad konsekvensbedömning	Bottenfauna		
	Anläggningsfas	Driftsfas	Avvecklingsfas
Habitatförändring och reveffekt	Inga/försumbara konsekvenser	Positiva konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser
Suspenderat material och sedimentation, inklusive miljögifter	Inga/försumbara konsekvenser	-	Inga/försumbara konsekvenser
Undervattensljud	Inga/försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser
Elektromagnetiska fält	-	Inga/försumbara konsekvenser	-



Bottenvegetation

Baserat på de miljökonsekvenser som kan förväntas i samband med anläggning, drift och avveckling av vindpark Lambda så kan konsekvenserna för bottenvegetationen i området förväntas vara **inga/försumbara** (Tabell 6.3).

I och med djupförhållandena inom vindpark Lambda är det osannolikt att några större bestånd av bottenvegetation förekommer inom området för vindparken. Vidare, då inga skyddsvärda arter i Bottenhavet förekommer på de djup som finns inom Vindpark Lambda så är det mer sannolikt att arterna skulle etablera sig inom området till följd av reveffekten från fundamenten, snarare än att de skulle försvinna till följd av den miljömässiga störningen som vindparken kan orsaka. Den förmodade positiva effekten av fundamenten och tornens funktion som artificiella rev för vegetationens diversitet och abundans försvinner i samband med avvecklingen av vindparken.

Tabell 6.3. Summerad konsekvensbedömning för bottenvegetation i påverkansområdet och projektområdet för vindpark Lambda. För full bedömning, se avsnitt 5.3, Bottenvegetation.

Summerad konsekvensbedömning	Bottenvegetation		
	Anläggningsfas	Driftsfas	Avvecklingsfas
Habitatförändring och reveffekt	Inga/försumbara konsekvenser	Positiva konsekvenser	Försumbara konsekvenser
Suspenderat material och sedimentation, inklusive miljögifter	Inga/försumbara konsekvenser	-	Inga/försumbara konsekvenser

Marina däggdjur

Den samlade bedömningen för sälar i förhållande till projektområdet för vindpark Lambda är att påverkan sker främst i anläggningsfasen och bedöms som helhet ha **försumbara till små** konsekvenser på sälpopulationen i Bottenhavet, se Tabell 6.4.

Projektområdet är inte identifierat som ett viktigt område för sälar varför projektområdets värde för populationen är litet även om sälar förväntas uppehålla sig där återkommande.

Sälarna förväntas i huvudsak undvika området då anläggningsarbetet pågår men det föreligger inga hinder för sälarna att nyttja hela eller delar av projektområdet under anläggningsfasen då arbetet med anläggningen varierar i intensitet, karaktär och varaktighet. Projektområdets närhet till kusten och lokaliseringen i förhållande till grundområden som Gretas klackar och Eystrasaltsbanken, kan bidra till att projektområdets värde som ett möjligt födosöksområde för sälar under driftsfasen ökar, särskilt om de vertikala strukturerna har en möjlig attraherande verkan på bytesdjur. Habitatförändring och reveffekt bedöms som försumbar till svagt positiv under driftsfasen. Den grumling som uppstår under anläggningsfasen och i viss mån under avvecklingsfasen bedöms ha en försumbar effekt på sälarna, dels då sälarna inte förväntas uppehållas sig i direkt närhet till grumlande arbeten, dels att grumlingen är lokal och kortvarig.

Undervattensljud bedöms ha störst negativ effekt under anläggningsfasen, och beroende på metod och omfattning även under avvecklingsfasen. Med skyddsåtgärderna ramp-up och minst 6 dB dämpning kommer sälarna inte riskeras att utsättas för ljudnivåer som överskrider tröskelvärdet för PTS. Miljöeffekten i området där ljudnivåerna överstiger tröskelvärdet för TTS antas vara **måttlig** men området som påverkas bedöms ha ett **litet** miljövärde vilket ger **små** konsekvenser. I områden med högt värde understiger ljudnivåerna tröskelvärdena för TTS, men även ljud under tröskelvärdena för TTS kan ge en påverkan på sälarnas beteende, men fastslagna tröskelvärden för beteendeförändring saknas. Om och när en beteendepåverkan sker kan vara vid olika ljudnivåer och olika avstånd samt variera under säsongen med individuell respons och anpassning till ljudet. Miljöeffekten av undervattensljud som når områden med högt värde bedöms vara **liten**, vilket enligt bedömningsmatrisen ger måttliga konsekvenser. Områden med högt värde innefattar Agön-Kråkön och Gran som utgör samlingslokaler för många individer under perioderna februari-mars och maj-juni. Dock kommer ingen påverkan ske under februari-mars då kutarna föds och sälarna spenderar en stor del av pälsbytet under maj-juni



ovan vattenytan vilket medför att konsekvenserna av undervattensljud i dessa områden bedöms som **små** vid minst 6 dB dämpning.

Undervattensljud under driftsfasen bedöms ha en försumbar effekt på sälpopulationen. Vid avvecklingen kan höga ljud förekomma och skyddsåtgärder lämpliga för vald avvecklingsmetod bör anpassas efter för tiden aktuell kunskap och teknik, då den tekniska utvecklingen fortgår och forskningen fortsätter att öka kunskapen om marina däggdjur.

Sett till hela livslängden för vindpark Lambda så är perioden då den största påverkan sker på sälarna förhållandevis kort. Ser man ur ett längre perspektiv med anläggningsperioderna av de vindparker som ingår i den kumulativa bedömningen kan det ge en större negativ effekt på sälpopulationen genom upprepade störningar från flera projektområden under en längre period, särskilt då anläggningsfasen för flera vindparksprojekt överlappar.

Tabell 6.4. Summerad konsekvensbedömning för sälar inom påverkansområdet och projektområdet för vindpark Lambda. För full bedömning, se avsnitt 5.4, Marina däggdjur.

Summerad konsekvensbedömning	Marina däggdjur		
	Anläggningsfas	Driftsfas	Avvecklingsfas
Habitatförändring och reveffekt	Inga/försumbara konsekvenser	Försumbara till små positiva konsekvenser	Inga/försumbara konsekvenser
Suspenderat material och sedimentation	Inga/försumbara konsekvenser	-	Inga/försumbara konsekvenser
Undervattensljud	Små konsekvenser	Försumbara konsekvenser	Små konsekvenser

7. Referenser

- Aarts, G., Brasseur, S. & Kirkwood, R. (2018). *Behavioural response of grey seals to pile-driving* (No. C006/18). Wageningen Marine Research.
- Andersen, S. M., Teilmann, J., Dietz, R., Schmidt, N. M. & Miller, L. A. (2012). Behavioural responses of harbour seals to human-induced disturbances. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(1), 113-121.
- Andersson, M. H. & Öhman, M. C. (2010). Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Marine and Freshwater Research*, 61(6), 642–650.
- Andersson, M. H., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B. L., Hammar, J., Persson, L. K. G., Pihl, J., Sigray, P. & Wikström, A. (2016). Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 6723.
- Axenrot, T. & Didrikas, T. (2012). *Effekter av havsbaserad vindkraft på pelagisk fisk*. Vindval. Naturvårdsverket. Rapport 6481.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C. & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, 81(2), 169-193.
- Bergström, L., C Öhman, M., Berkström, C., Isäus, M., Kautsky, L., Koehler, B., Nyström Sandman, A., Ohlsson, H., Ottvall, R., Schack, H. & Wahlberg, M. (2022). Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv: En syntesrapport om kunskapsläget 2021. Naturvårdsverket, Rapport 7049.
- Berkström, C., Wennerström, L. & Bergström, U. (2019). Ekologisk konnektivitet i svenska kust- och havsområden - en kunskapssammanställning. Aqua reports 2019:15. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 65.
- Bochert, R. & Zettler, M. L. (2004). Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. *Bioelectromagnetics: Journal of the Bioelectromagnetics Society, The Society for Physical Regulation in Biology and Medicine, The European Bioelectromagnetics Association*, 25(7), 498-502.
- Boesen, C. & Kjaer, J. (2005). Review report 2004: The Danish Offshore Wind Farm Demonstration Project: Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farms. *Elsam Engineering end ENERGI E2*.
- Bohnsack, J. A. (1996). Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In Reef fisheries (pp. 283-313). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Bonsdorff, E. & Pearson, T. H. (1999). Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: a functional-group approach. *Australian Journal of Ecology*, 24(4), 312-326.
- Boyd, S. E., Limpenny, D. S., Rees, H. L., Cooper, K. M. & Campbell, S. (2003). Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonisation of dredged sediments off the southeast coast of England (Area 222). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(1-2), 209-223.
- Browne, N. K., Tay, J. & Todd, P. A. (2015). Recreating pulsed turbidity events to determine coral–sediment thresholds for active management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 466, 98–109.
- Bruton, M. N. (1985). The effects of suspensoids on fish. In *Perspectives in Southern Hemisphere Limnology: Proceedings of a Symposium, held in Wilderness, South Africa, July 3–13, 1984* (pp. 221-241). Springer Netherlands.
- Båmstedt, U., Larsson, S., Stenman, Å., Magnhagen, C. & Sigray, P. *Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken*. Naturvårdsverket Vindval rapport 5924.
- Bäcklin, B. M., Sköld, M., Cervin, L., Rojas Sepulveda, Y., Persson, S. (2022). Späcktojcklek hos undersökta gråsäl 2000–2021. Enheten för Miljöforskning och Övervakning. Naturhistoriska Riksmuseet. Rapport nr 9:2022.
- Coates, D. A., Deschutter, Y., Vincx, M. & Vanaverbeke, J. (2014). Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine environmental research*, 95, 1–12.
- Corell, H., Bradshaw, C. & Sköld, M. (2023). Sediment suspended by bottom trawling can reduce reproductive success in a broadcast spawning fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 282, 108232.



Cresci, A., Perrichon, P., Durif, C. M. F., Sørhus, E., Johnsen, E., Bjelland, R., Larsen, T., Skiftesvik, A. B. & Browman, H. I. (2022). Magnetic fields generated by the DC cables of offshore wind farms have no effect on spatial distribution or swimming behavior of lesser sandeel larvae (*Ammodytes marinus*). *Marine Environmental Research*, 176: 105609.

Dannheim, J., Bergström, L., Birchenough, S. N., Brzana, R., Boon, A. R., Coolen, J. W., Dauwin, J. C., De Mesel, I., Derweduwen, J., Gill, B. G., Hutchison, S. L., Jackson, A. C., Janas, U., Martin, G., Raoux, A., Reubens, J., Rostin, L., Vanaverbeke, J., Wilding, T. A., Wilhelmsson, D. & Degraer, S. (2020). Benthic effects of offshore renewables: identification of knowledge gaps and urgently needed research. *ICES Journal of Marine Science*, 77(3), 1092–1108.

Day, R. D., McCauley, R. D., Fitzgibbon, Q. P., Hartmann, K. & Semmens, J. M. (2017). Exposure to seismic air gun signals causes physiological harm and alters behavior in the scallop *Pecten fumatus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40): E8537–E8546.

De Jong, K., Amorim, M. C. P., Fonseca, P. J., Fox, C. J. & Heubel, K. U. (2018). Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environmental Pollution*, 237, 814–823.

De Troch, M., Reubens, J. T., Heirman, E., Degraer, S., Vincx, M. (2013). Energy profiling of demersal fish: A case study in wind farm artificial reefs. *Marine Environmental Research* 92: 224–233.

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. National Environmental Research Institute, Denmark pp 44 – NERI technical Report No 429. <http://faglige.rapporter.dmu.dk>

Dunlop, E., Reid, S. & Murrant, M. (2016). Limited influence of a wind power project submarine cable on a Laurentian Great Lakes fish community. *Journal of Applied Ichthyology*, 32(1): 18–31.

ECHA. (2024a). Arsenic. <https://echa.europa.eu/sv/registration-dossier/-/registered-dossier/22366/6/3> [2024-04-10].

ECHA. (2024b). Zinc. <https://echa.europa.eu/sv/registration-dossier/-/registered-dossier/16146/6/3>. [2024-08-01].

ECHA. (2024c). Vanadin. <https://echa.europa.eu/sv/registration-dossier/-/registered-dossier/15421/6/3>. [2024-08-26].

ECHA. (2024d). Aluminium. <https://echa.europa.eu/sv/registration-dossier/-/registered-dossier/15529/6/3>. [2024-08-26].

Ertemeijer, P. L. A. & Lewis, R. I. I. (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: a review. *Marine pollution bulletin*, 52: 1553–1572.

Eriksson, B. K. & Johansson, G. (2003). Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38(3), 217–222.

Ernst, D. A. & Lohmann, K. J. (2018). Size-dependent avoidance of a strong magnetic anomaly in Caribbean spiny lobsters. *Journal of Experimental Biology*, 221(5): jeb172205.

Faithfull, C., Koehler, B., Bergström, U., Berkström, C., Erlandsson, M., Fetterplace, L., Karlsson, A., Olsson, J., Svanfeldt, K., Thor, P., Wikström, S. S. & Bergström, L. (2021). Kunskapsunderlag för ekosystembaserad havsförvaltning i Bottenhavet. *Aqua reports*, (2021: 13).

Fey D. P., Greszkiewicz, M., Otremba, Z., Jakubowska, M., Andrulewicz, E. & Urban-Malinga, B. (2019). Are magnetic and electromagnetic fields of anthropogenic origin potential threats to early life stages of fish? *Aquatic Toxicology*, 209, 150–158.

Formicki, K., Korzelecka-Orkisz, A. & Tański, A. (2021). The effect of an anthropogenic magnetic field on the early developmental stages of fishes - A review. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(3): 1210.

Gubbay, S. (2003). Marine aggregate extraction and biodiversity. *Information, issues and gaps in understanding. Report to the Joint Marine Programme of the Wildlife Trusts and WWF-UK*.

Gunnartz, U., Lif, M., Lindberg, P., Ljunggren, L., Sandström, A. & Sundblad, G. (2011). Kartläggning av lekområden för kommersiella fiskarter längs den svenska ostkusten - en intervjustudie. *Fiskeriverket, Kustlaboratoriet*. FINFO 2011:3, ISSN, 1404–8590.

Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Woodley, C. M., Carlson, T. J. & Popper, A. N. (2012). Threshold for onset of injury in Chinook salmon from exposure to impulsive pile driving sounds. *PLoS One*: 7(6), e38968.

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



Han, F., Jamsandekar, M., Pettersson, M. E., Su, L., Fuentes-Pardo, A. P., Davis, B. W., Bekkevold, D. Berg, F., Casini, M., Dahle, G., Farrell, E. D., Folkvord, A. & Andersson, L. (2020). Ecological adaptation in Atlantic herring is associated with large shifts in allele frequencies at hundreds of loci. *Elife*, 9, e61076.

Harsanyi, P., Scott, K., Easton, B. A. A., de la Cruz Ortiz, G., Chapman, E. C. N., Piper, A. J. R., Rochas, C. M. V. & Lyndon, A. R. (2022). The Effects of Anthropogenic Electromagnetic Fields (EMF) on the Early Development of Two Commercially Important Crustaceans, European Lobster, *Homarus gammarus* (L.) and Edible Crab, *Cancer pagurus* (L.). *Journal of Marine Science and Engineering*, 10(5), 564.

HaV, Havs- och vattenmyndigheten. (2016a). Programområde: Kust och hav. Miljöövervakningsmetod: Gråsälsbestånd. Version 1:4.

HaV, Havs- och vattenmyndigheten. (2016b). Programområde: Kust och hav. Miljöövervakningsmetod: Bestånd av knubbsäl och vikare. Version 1:4.

HaV, Havs- och vattenmyndigheten. (2019). Nationell förvaltningsplan för gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön. Reviderad upplaga 2019. Rapport 2019:24.

HaV, Havs- och vattenmyndigheten. (2020). Lektidsportalen. Version 1.0 2020-02-01". [2024-05-07]

HaV, Havs- och vattenmyndigheten. (2024a) Fångstrapporter, gällande ICES-rutor 52G8. [2024-05-07]

HaV, Havs- och vattenmyndigheten. (2024b). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2024–2029. Bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport 2024:12.

Havet.nu (2024) [2024-09-04]

Hawkins, A. D. & Popper, A. N. (2017). A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates. *ICES Journal of Marine Science*, 74(3), 635-651. doi:10.1093/icesjms/fsw205.

Heinisch, P. & Wiese, K. (1987). Sensitivity to movement and vibration of water in the North Sea shrimp *Crangon crangon* L. *Journal of Crustacean Biology*, 7(3): 401–413.

Heimbrand Y., Larsson S., Landfors F. & Bergström U. (2023). Beståndsstatus för torsk i Ålands hav 2022. Institutionen för akvatiska resurser vid SLU.

Helcom. (2023a). State of the Baltic Sea 2023. Third Helcom holistic assessment of the Baltic Sea 2016-2021. Proceedings n° 194. [State-of-the-Baltic-Sea-2023.pdf \(helcom.fi\)](#)

Helcom. (2023b). *Population trends and abundance of seals – Ringed seals*. HELCOM core indicator report. Online. [2024-08-14], [Population-trends-and-abundance-of-seals-Ringed-seals_Final_April_2023-1.pdf \(helcom.fi\)](#) [].

Helcom 2024. Visningstjänst [HELCOM Map and data service](#)

Hinchey, E. K., Schaffner, L. C., Hoar, C. C., Vogt, B. W. & Batte, L. P. (2006). Responses of estuarine benthic invertebrates to sediment burial: the importance of mobility and adaptation. *Hydrobiologia*, 556): 85–98.

Huon, M., Jones, E. L., Matthiopoulos, J., McConnell, B., Caurant, F. & Vincent, C. (2015). Habitat selection of gray seals (*Halichoerus grypus*) in a marine protected area in France. *The Journal of Wildlife Management*, 79(7), 1091-1100.

Hutchison, Z. L., Hendrick, V. J., Burrows M. T., Wilson B. & Last K.S. (2016) Buried Alive: The Behavioural Response of the Mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to Sudden Burial by Sediment. *PLoS ONE* 11(3), e0151471. doi:10.1371/journal.pone.0151471.

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

HVMFS 2012:18. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön. HVMFS 2012:18.

HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25.

HVMFS 2024:11. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.



Hylkema, A., Debrot, A. O., Osinga, R., Brona, P. S., Heesink, D. B., Izioka, A. K., Reida, C. B., Rippena, J. C., Treibitz, T., Matan Yuval, M. & Murk, A. J. (2020). Fish assemblages of three common artificial reef designs during early colonization. *Ecological Engineering*, 157, 105994.

Härkönen, T., Jüssi, M., Jüssi, I., Verevkin, M., Dmitrieva, L., Helle, E., Sagitov, R. & Harding, K. C. (2008). Seasonal activity budget of adult Baltic ringed seals. *PLoS One*, 3(4), e2006.

ICES 2024. ICES dataportal [2024-04-25].

Isæus, M., Beltrán, J., Stensland Isæus, E., Öhman, M. C. & Andersson-Li, M. (2022). Ekologiskt hållbar vindkraft i Östersjön 2022. *Vindval. Naturvårdsverket*, rapport 7055.

Jakubowska, M., Urban-Malinga, B., Otremba, Z. & Andrzejewicz, E. (2019). Effect of low frequency electromagnetic field on the behavior and bioenergetics of the polychaete *Hediste diversicolor*. *Marine Environmental Research*, 150, 104766.

Jakubowska-Lehrmann, M., Białowas, M., Otremba, Z., Hallmann, A., Śliwińska-Wilczewska, S. & Urban-Malinga, B. (2022). Do magnetic fields related to submarine power cables affect the functioning of a common bivalve? *Marine Environmental Research*, 179, 105700.

Johansson, K., Sigray, P., Backström, T. & Magnhagen, C. (2016). Stress response and habituation to motorboat noise in two coastal fish species in the Bothnian Sea. In *The effects of noise on aquatic life II* (s. 513-521). Springer, New York, NY.

Johnston, D. W. & Wildish, D. J. (1981). Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus harengus*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 26(1), 307–314.

Josefsson, S. (2022). Contaminants in Swedish offshore sediments 2003-2021, Sveriges Geologiska Undersökning, Rapport 2022:08.

Kallio-Nyberg, I., Veneranta, L., Saloniemi, I., Jutila, E. & Pakarinen, T. (2017). Spatial distribution of migratory *Salmo trutta* in the northern Baltic Sea. *Boreal Environment Research*, 22(1-6), 431-444.

Karlsson, M., Kraufvelin, P. & Östman, Ö. (2020). Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. *Aqua reports 2020:1*. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. 73 s.

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

Kikuchi R. (2010). Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine Pollution Bulletin*, 60(2), 172–177.

Kjelland, M. E., Woodley, C. M., Swannack, T. M. & Smith, D. L. (2015). A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment systems and decisions*, 35(3): 334-350.

Kjørboe, T., Frantsen, E., Jensen, C. & Sørensen, G. (1981). Effects of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13(1), 107–111.

Knott, N. A., Underwood, A. J., Chapman, M. G. & Glasby, T. M. (2004). Epibiota on vertical and horizontal surfaces on natural reefs and on artificial structures. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84(6), 1117–1130.

Kraufvelin, P., Bryhn, A., Kling, J. & Olsson, J. (2021). Fysisk påverkan i kusten och effekter på ekosystemen. Havs- och vattenmyndighetens Rapport 2020:27.

KUL. SLU 2024. [KUL - Databasen för provfiske vid kusten | Externwebben \(slu.se\)](#) [2024-09-12].

Kääriä J. & Esko S. (1997). *Occurrence of 0-group Baltic herring (Clupea harengus membras) in the littoral zone along the coast of northern Baltic Sea*. Ichthyoplankton Ecology, Fisheries Society of the British Isles, p 25.

Lagenfelt, I., Andersson, I. & Westerberg, H. (2012). *Blankålsvandring, vindkraft och växelströmsfält*. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 6479.

Landrum, P. F., Lotufo, G. R., Gossiaux, D. C., Gedeon, M. L. & Lee, J. H. (2003). Bioaccumulation and critical body residue of PAHs in the amphipod, *Diporeia* spp.: additional evidence to support toxicity additivity for PAH mixtures. *Chemosphere*, 51(6), 481–489.



Langhamer, O. (2012). Artificial reef effect in relation to offshore renewable energy conversion: state of the art. *The Scientific World Journal*, 2012(1), 386713.

Lappalainen, J., Virtanen, E. A., Kallio, K., Junttila, S. & Viitasalo, M. (2019). Substrate limitation of a habitat-forming genus *Fucus* under different water clarity scenarios in the northern Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 218, 31–38.

Lehtonen, E., Oksanen, S., Ahola, N., Peuhkuri, N. & Kunnasranta, M. (2013). Satellitlemetriundersökning av gråsäl, fångade i ryssjor i Finska viken åren 2010–2012. Helsingfors: Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet.

Leonhard, S. B., Hvidt, C., Klastrup, M. & Pedersen, J. (2006). *Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities at Offshore Wind Turbine Foundations*. Nystedt Offshore Wind Farm at Rødsand. Annual Report – 2005.

Livet i havet. 2024. Djupa klipp- och stenbottnar. <https://www.havet.nu/livet/livsmiljoer/djupa-klipp-och-stenbottnar> [2024-04-25]

Long, E., Macdonald, D., Smith, S. & Calder, F. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19, 81–97.

Love, M. S., Nishimoto, M. M., Clark, S. & Bull, A. S. (2015). Identical response of caged rock crabs (Genera *Metacarcinus* and *Cancer*) to energized and unenergized undersea power cables in Southern California, USA. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 114(1), 33–41.

Luhtala, H., Kulha, N., Tolvanen, H. & Kalliola, R. (2016). The effect of underwater light availability dynamics on benthic macrophyte communities in a Baltic Sea archipelago coast. *Hydrobiologia*, 776, 277–291.

Luke, Naturresursinstitutets statistiska databas (2024a). <https://statdb.luke.fi/> hämtat [2024-05-07].

Lundström, K., Hjerne, O., Lunneryd, S. G. & Karlsson, O. (2010). Understanding the diet composition of marine mammals: grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 67(6), 1230–1239.

Länsstyrelsen Gävleborg. 2016. Bevarandeplan för SE0630262, Finngrund Västra banken och SE0630263 Finngrundet Norra banken., Dnr: 511-6170-15.

Länsstyrelsen Gävleborg. 2018a. Bevarandeplan för SE0630068 Agön-Kråkön, Dnr: 9007-2018 och Bevarandeplan för SE0630173 Gran. Dnr: 9009-2018

Länsstyrelsen Gävleborg. 2018b. Bevarandeplan för SE0630260 Finngrundet-Östra banken. Dnr: 9014-2018.

Löf, M., Sundelin, B., Bandh, C. & Gorokhova, E. (2016). Embryo aberrations in the amphipod *Monoporeia affinis* as indicator of toxic pollutants in sediment, a field evaluation. *Ecological Indicators*, 60, 18–30.

Malm, T. (1999). Distribution patterns and ecology of *Fucus serratus* and *F. vesiculosus* in the Baltic Sea. PhD thesis. Department of Botany, Stockholm University.

Martins, V. A., Frontalini, F., Tramonte, K. M., Figueira, R. C. L., Miranda, P., Sequeira, C., Fernández-Fernández, S., Dias, J. A., Yamashita, C., Renó, R., Laut, L. L. M., Silva, F. S., Rodrigues, M. A. da, C., Bernardes, C., Nagai, R., Sousa, S. H. M., Mahiques, M., Rubio, B., Bernabeu, A., Rey, D. & Rocha, F. (2013). Assessment of the health quality of Ria de Aveiro (Portugal): heavy metals and benthic foraminifera. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1-2), 18–33.

Messieh, S. N., Wildish, D. J. & Peterson, R. H. (1981). *Possible impact of sediment from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery*. Department of Fisheries and Oceans, Fisheries and Environmental Sciences, Biological Station.

Mickle, M. F. & Higgs, D. M. (2017). Integrating techniques: a review of the effects of anthropogenic noise on freshwater fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(9), 1534–1541.

Miljødirektoratet. (2020). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*. Revidert 30.12.2020. M-608.

Mohan, B. S. & Hosetti B. B. (1999). Aquatic Plants for Toxicity Assessment. *Environmental Research*, 81(4), 259–274.

Moriyasu, M., Allain, R., Benhalima, K. & Claytor, R. (2004). *Effects of seismic and marine noise on invertebrates: A literature review*. Fisheries and Oceans. Canadian Science Advisory Secretariat. 2004/126: 47.

Mueller-Blenkle, C., Gill, A. B., McGregor, P. K., Metcalfe, J., Bendall, V., Wood, D., Andersson, M. H., Sigra, P. & Thomsen, F. (2010). Behavioural reactions of cod and sole to playback of pile driving sound. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 128.4_Supplement, 2331–2331.



- Naturvårdsverket. (2010). *Undersökning av utsjöbankar. Inventering, modellering och naturvärdesbedömning*. Rapport 6385.
- Naturvårdsverket. (2011a). *Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2: Gråsäl, *Halichoerus grypus**. NV-01162-10.
- Naturvårdsverket. (2011b). *Vägledning för svenska arter i habitatdirektivets bilaga 2: Vikare, *Phoca hispida**. NV-01162-10.
- Newcombe, C. P. & MacDonald, D. D. (1991). Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American journal of fisheries management*, 11(1), 72-82
- Nipera. (2017). Data compilation, selection, and derivation of PNEC values for the sediment compartment. Fact sheet – European Union Environmental Risk Assessment of Nickel. No 8. <http://echa.europa.eu/documents/10162/cefd8bc-2952-4c11-885f-342aac769b3> [2024-08-01]
- Oksanen, S. M., Niemi, M., Ahola, M. P. & Kunnasranta, M. (2015). Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. *Movement Ecology*, 3, 1-11.
- Paine, R. T (1974). Intertidal community structure: experimental studies on the relationship between a dominant competitor and its principal predator. *Oecologia*, 15, 93-120.
- 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*. *Journal of the Acoustic Society of America*, 140(4), 2913–2922.
- Peña, H., Handegard, N. O., & Ona, E. (2013). Feeding herring schools do not react to seismic air gun surveys. *ICES Journal of Marine Science*, 70(6), 1174-1180.
- Pihl, L., Wennhage, H. & Nilsson, S. (1994). Fish assemblage structure in relation to macrophyte and filamentous epiphytes in shallow non-tidal rocky- and soft-bottom habitats. *Environmental Biology of Fish.*, 3, 271-288.
- Polte, P., Kotterba, P., Moll, D. & von Nordheim, L. (2017). Ontogenetic loops in habitat use highlight the importance of littoral habitats for early life-stages of oceanic fishes in temperate waters. *Scientific Reports*, 7(1), 42709.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., Ellison, W. T., Gentry, R. L., Halvorsen, M. B., Løkkeborg, S., Rogers, P. H., Southall, B. L., Zeddis, D. G. & Tavolga, W. N. (2014). Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI.
- Popper, A. N. & Hawkins, A. D. (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of fish biology*, 94(5), 692-713.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D. & Thomsen, F. (2020). Taking the animals' perspective regarding anthropogenic underwater sound. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(9): 787–794.
- Poweilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmuller, R., Stockmann, K., Wetzel, M. A. & Koop, J. H. E. (2009). Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*, 75(3-4): 441-451.
- Raymond, C., Gorokhova, E & Karlson, A. M. L. (2021). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Have Adverse Effects on Benthic Communities in the Baltic Sea: Implications for Environmental Status Assessment. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 624658.
- 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), e90824.
- Russell, D. J., Brasseur, S. M., Thompson, D., Hastie, G. D., Janik, V. M., Aarts, G., McClintock, B. T., Mattiopoulos, J., Moss, S. E. W. & McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*, 24(14): R638-R639.
- Russell, D. J., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A., Mattiopoulos, J., Jones, E. L., & McConnell, B. J. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53(6): 1642–1652.
- Sahlin, S. & Ågerstrand, M. (2018). Copper in sediment - EQS data overview. ACES report 28. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES) Stockholm University.
- Scharff-Olsen, C. H., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Andersen, S. M., Jarnit, S., Kroner, A.M., Botnen, B. M., Lundström, K., Møller, P. R. & Olsen, M. T. (2019). Diet of seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. *ICES Journal of Marine Science*, 76(1), 284–297.



SCHEER. (2022). Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - PFAS, 18 August 2022.

Scott, K., Harsanyi, P. & Lyndon, A. R. (2018). Understanding the effects of electromagnetic field emissions from Marine Renewable Energy Devices (MREDS) on the commercially important edible crab, *Cancer pagurus* (L.). *Marine Pollution Bulletin*, 131, 580–588.

Sedimentspridning, MKB bilaga 5. (2024). Sedimentspridning samt strömningspåverkan från Bothnia Offshore Lambda. Sweco.

SGU. 2024. Datavårdskapet för miljögifter hos SGU. <https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/nationella-datavardskap/datavardskap-for-miljogifter/rapporterad-data-till-datavardskap-for-miljogifter/>. [2024-08-03]

Shahabi-Ghahfarokhi, S., Åström, M., Josefsson, S., Apler, A. & Ketzer, M. (2021). Background concentrations and extent of Cu, As, Co, and U contamination in Baltic Sea sediments. *Journal of Sea Research*, 176, 102100.

SIG. (2024). Bakgrundshalter i sediment – Begrepp, undersökningsmetoder och tillståndsbaserade bedömningsgrunder. SIG Vägledning 10.

Sjöberg, M. & Ball, J. P. (2000). Grey seal, (*Halichoerus grypus*), habitat selection around haulout sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging?. *Canadian Journal of Zoology*, 78(9): 1661–1667.

Skaret, G., Axelsen, B. E., Nøttestad, L., Fernö, A. & Johannessen, A. (2005). The behaviour of spawning herring in relation to a survey vessel. *ICES Journal of Marine Science*, 62(6), 1061–1064.

Skyborn renewables 2023. Vindpark Eystrasalt Offshore – Miljökonsekvensbeskrivning, Bilaga T3 samt övriga bilagor

Skyborn renewables 2023. Vindpark Fyrskeppet Offshore – Miljökonsekvensbeskrivning, Bilaga B samt övriga bilagor.

SLU Artdatabanken. (2020). Rödlistan i Sverige

SLU Artdatabanken (2024). Artfakta. Gällande nämnda arter.

SLU Artportalen 2024a. Gråsäl observationer från Artportalen Sverige mellan åren 2010–2024, data uthämtad för området mellan Gävle och Umeå. <https://www.artportalen.se/ViewSighting/SharedSearch?storedSearchId=18201&identifier=6D3D0880> [2024-05-17].

SLU Artportalen 2024b. Vikare observationer från Artportalen Sverige mellan åren 2010–2024, data uthämtad för området mellan Gävle och Umeå. <https://www.artportalen.se/ViewSighting/SharedSearch?storedSearchId=18200&identifier=B14D88CC> [2024-05-17].

SMHI 2024. Sharkweb Uttag av data från databas över nationella miljöövervakning av gråsäl under åren 2010–2024. Polygon mellan Gävle och Norra Kvarken <https://sharkweb.smhi.se/hamta-data/> [2024-08-15].

Snyder, D. B., Bailey, W. H., Palmquist, K., Cotts, B. & Olsen, K. (2019). Evaluation of potential EMF effects on fish species of commercial or recreational fishing importance in southern New England. *US Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management: Sterling, VA, USA*, 62.

Southall, B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Nowacek, D. P. & Tyack, P. L. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: Updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125–232.

Spiga, I., Caldwell, G. S. & Brintjes, R. (2016). Influence of pile driving on the clearance rate of the blue mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Proceedings of Meetings on Acoustics*, (Vol. 27, No. 1, 040004. <https://doi.org/10.1121/2.0000277>.

Stankevičiūtė, M., Jakubowska, M., Pažusienė, J., Makaras, T., Otremba, Z., Urban-Malinga, B., Fey, D. P., Greszkiewicz, M., Sauliūtė, G., Baršienė, J. & Andrulewicz, E. (2019). Genotoxic and cytotoxic effects of 50 Hz 1 mT electromagnetic field on larval rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), Baltic clam (*Limecola balthica*) and common ragworm (*Hediste diversicolor*). *Aquatic toxicology*, 208: 109–117.

Stępień, E., Zawal, A., Buczyński, P., Buczyńska, E. & Szenejko, M. (2019). Effects of dredging on the vegetation in a small lowland river. *PeerJ*, 7, e6282.

Stockholms Universitets Östersjöcentrum. 2023. *Livet i Östersjön*. <https://www.su.se/stockholms-universitets-ostersjocentrum/webbmagasinet-baltic-eye/livet-i-%C3%B6stersj%C3%B6n-1.594682> [2024-04-25].

WPD Storgrundet MKB. Bilaga T3 Miljökonsekvensbeskrivning för Vindkraftpark Storgrundet. (2021). <https://cdn.sanity.io/files/hj3rm54t/production/9b7ac735f03f93340e0406c94d083eac2f88d2d3.pdf> [2024-10-02]



- Sundelin, B. (1983). Effects of cadmium on *Pontoporeia affinis* (Crustacea: Amphipoda) in laboratory soft-bottom microcosms. *Marine Biology*, 74(2), 203-212.
- Sundelin, B. & Eriksson, A-K. (1998). Malformations in embryos of the deposit-feeding amphipod *Monoporeia affinis* in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 171, 165-180.
- Sundelin, B., Eriksson Wiklund, A-K. & Ford A. T. (2008). Biological effects of contaminants: The use of embryo aberrations in amphipod crustaceans for measuring effects of environmental stressors. ICES 41. International Council for the Exploration of the Sea. Techniques in Marine Environmental Sciences, Copenhagen, Denmark.
- Sundqvist, L., Härkönen, T., Svensson C. J. & Harding, K. C. (2012). Linking climate trends to population dynamics in the Baltic ringed seal: impacts of historical and future winter temperatures. *Ambio*, 41, 865-872.
- Svea Vind Offshore. (2023). Vindpark Greta's Klackar 1 BILAGA IV – Miljökonsekvensbeskrivning, Bilaga A. Rapport avseende marinbiologi samt övriga bilagor.
- Svea Vind Offshore. (2024). Vindpark Sylen Bilaga IV - Miljökonsekvensbeskrivning, Bilaga A. Rapport avseende marinbiologi och MKN samt övriga bilagor.
- Sweco. (2024). Vindpark Sigma – MKB med tillhörande bilagor.
- Söker H., Rehfeldt, K., Strack, M. & Schreiber M. (2000). Offshore Wind Energy in the North Sea. Technical Possibilities and Ecological Considerations - A Study for Greenpeace. Greenpeace Deutschland, Hamburg.
- Teknisk beskrivning, MKB bilaga 2. (2024) Teknisk beskrivning Bothnia Offshore Lambda North.
- Teknisk beskrivning, MKB bilaga 2a. (2024) Teknisk beskrivning, sjökabelsystem och installation. Bothnia Offshore Lambda North.
- Tougaard J. (2021). Thresholds for behavioural responses to noise in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Technical Report No. 225.
- Tougaard, J., Hermannsen, L. & Madsen, P. T. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148(5): 2885-2893.
- Toxicon. (2006). Baslinjeundersökning till kontrollprogram för miljöövervakning vid byggandet av vindkraftsparken på Lillgrund.
- Tricas, T. & Gill, A. B. (2011). *Effects of EMFs from Undersea Power Cables on Elasmobranchs and Other Marine Species*. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region, Camarillo, CA. OCS Study BOEMRE 2011-09.
- Undervattensljud, MKB, bilaga 6. (2024). *Bothnia Offshore Lambda, Undervattensakustikutredning*. Sweco.
- Valeur, J. R., & Jensen, A. (2001). Sedimentological research as a basis for environmental management: The Øresund fixed link. *Science of the total environment*, 266(1-3), 281-289.
- Van Hal, R., Griffioen, A.B. & van Keeken, O.A. (2017). Changes in fish communities on a small spatial scale, an effect of increased habitat complexity by an offshore wind farm. *Marine Environmental Research*, 126, 26-36.
- Verbruggen, E. M. J., Smit, C. E. & van Vlaardingen, P. L. A. (2020). Environmental quality standards for barium in surface water Proposal for an update according to the methodology of the Water Framework Directive. National Institute for Public Health and the Environment, RIVM.
- VISS. (2024). *Vatteninformationssystem Sverige*. <https://viss.lansstyrelsen.se/> [2024-07-30]
- Wale, M. A., Briers, R. A., Bryson, D., Hartl, M. G. J. & Diele, K. (2016). The effects of anthropogenic noise playbacks on the blue mussel *Mytilus edulis*. In *Proceedings* (pp. 19-21).
- Wang, L., Wang, B., Cen, W., Xu, R., Huang, Y., Zhang, X., Han, Y. & Zhang, Y. (2023). Ecological impacts of the expansion of offshore wind farms on trophic level species of marine food chain. *Journal of Environmental Sciences*, 139, 226-244.
- Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A. M., Hampson, G. & Mackie, D. (2001). Effects of seismic airguns on marine fish. *Continental Shelf Research* 21(8-10), 1005-1027.

Wenger, A. S., Harvey, E., Wilson, S., Rawson, C., Newman, S. J., Clarke, D. & Erftemeijer, P. L. (2017). A critical analysis of the direct effects of dredging on fish. *Fish and fisheries*, 18(5): 967–985.

Wennerström, L., Andersson, A., Hill, J., Dahlin, I., Ståhl, G., Ryman, N. & Laikre, L. (2022). Preliminär rapportering avseende frågeställningen: finns det genetiska skillnader bland vårlekande strömming i ICES-områdena 27 och 29? Delrapportering av uppdragen dnr 2007–21; 01601–2021; 02213–2020, Kust och utsjöinteraktioner, sill/strömmingsgenetik. SLU, Stockholm universitet, Uppsala universitet.

Wennerström, L., Bergenius Nord, M., Adill, A., Bergström, U., Fredriksson, R., Gilljam, D. & Valentinsson, D. (2023). Vetenskapligt underlag till HaVs regeringsuppdrag: vetenskapligt projekt som motsvarar en utflyttad trålgrens. SLU ID: SLU.aqua.2022.5.2_392 2023. Institutionen för akvatiska resurser, SLU.

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

Westerberg, H., Lagenfelt, I. & Svedäng, H. (2007). Silver eel migration behaviour in the Baltic. *ICES Journal of Marine Science*, 64(7), 1457–1462.

Westerberg, H. & Lagenfelt, I. (2008). Sub-Sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15(5-6), 369-375.

Wilber, D. H. & Clarke, D. G. (2001). Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *North American journal of fisheries management*, 21(4), 855-875.

Wiklund, A. K. E. & Broman, B. S. D. (2005). Toxicity evaluation by using intact sediments and sediment extracts. *Marine pollution bulletin*, 50(6): 660–667.

Wikström, A. & Granmo, Å. (2008). En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 5856.

Wilhelmsson, D. & Malm, T. (2008). Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(3), 459-466.

Wright, S. R., Lynam, C. P., Righton, D. A., Metcalfe, J., Hunter, E., Riley, A., Garcia, L., Posen, P. & Hyder, K. (2020). Structure in a sea of sand: fish abundance in relation to man-made structures in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 77(3), 1206-1218.

Wyman, M. T., Klimley, A. P., Battleson, R. D., Agosta, T. V., Chapman, E. D., Haverkamp, P. J., Pagel, M. D. & Kavet, R. (2018). Behavioral responses by migrating juvenile salmonids to a subsea high-voltage DC power cable. *Marine Biology* 165, 1-15.

Yano, A., Ogura, M., Sato, A., Sakaki, Y., Shimizu, Y., Baba, N. & Nagasawa, K. (1997). Effects of modified magnetic field on the ocean migration of maturing chum salmon, *Oncorhynchus keta*. *Marine Biology*; 129, 523–530.

Zhang, C., Yu, Z. G., Zeng, G. M., Jiang, M., Yang, Z. Z., Cui, F., Zhu, M.Y., Shen, L.Q. & Hu, L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment international*, 73, 270–281.

Årno, K., Bonsdorff, E. & Rosenback, N. (1996). Food and feeding habits of juvenile flounder *Platichthys flesus* (L.), and turbot *Scophthalmus maximus* L. in the Åland archipelago, northern Baltic Sea. *Journal of Sea Research*, 36(3–4), 311–320.

Öhman, M. C., Rajasuriya, A. & Ólafsson, E. (1997). Reef fish assemblages in north-western Sri Lanka: distribution patterns and influences of fishing practises. *Environmental Biology of Fishes*, 49, 45-61.

Öhman, M. C. & Rajasuriya, A. (1998). Relationships between habitat structure and fish assemblages on coral and sandstone reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 53, 19-31

Öhman, M. C., Rajasuriya, A. & Svensson, S. (1998). The use of butterflyfishes (Chaetodontidae) as bioindicators of habitat structure and human disturbance. *Ambio*, 27(8), 708–716.

Öhman, M. C. & Wilhelmsson, D. (2005). Havsbaserade vindkraftverk som artificiella rev: effekter på fisk. Zoologiska institutionen Stockholms universitet. *Vindforsk, FOI/Energimyndigheten. Rapport*, 1–17.

Öhman, M. C., Sigra P. & Westerberg H. (2007). Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish. *AMBIO: A journal of the Human Environment*, 36(8), 630-633.

Öhman, M. C. 2023. Effekter av havsbaserad vindkraft på fisk. Vindval. Naturvårdsverket, Rapport 7115.



