

Strategisk konsekvensutredning av förnybar energiproduktion i Norges havsområden

Delutredning 3: Bottensamhällen, fisk och marina däggdjur

AquaBiota Rapport 2012:01

Författare: Carolina Enhus, Julia Carlström, Tomas
Didrikas, Johan Näslund, Leif Lillehammer & Kjell
Magnus Norderhaug



AquaBiota
WATER RESEARCH

STOCKHOLM, MAJ 2012

Beställare:

Utredningen är utförd av AquaBiota Water Research och Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), för SWECO Norge AS på uppdrag av Norges vassdrags- og energidirektorat.

Kvalitetsgranskad av:

Pia Norling, NIVA (pia.norling@niva.no)

Författare:

Carolina Enhus, AquaBiota Water Research (carolina.ensus@aquabiota.se)

Julia Carlström AquaBiota Water Research (julia.carlstrom@aquabiota.se)

Tomas Didrikas AquaBiota Water Research (tomas.didrikas@aquabiota.se)

Johan Näslund AquaBiota Water Research (johan.naslund@aquabiota.se)

Leif Lillehammer, SWECO, (leif.lillehammer@sweco.no)

Kjell Magnus Norderhaug, NIVA (kmn@niva.no)

Omslagsbilder:

Stor bild: Andjohan: Vindkraftverk på Middelgrunden, Danmark. Creative Commons licence, <http://www.flickr.com/photos/andjohan/1022097482>. (Bilden har beskurits).

Små bilder: Martin Isaeus.

Distribution:

Fri, nedladdningsbar hos www.aquabiota.se.

Ämnesord:

Havsbaserad vindkraft, strategisk konsekvensutredning, miljöpåverkan, naturvärdesbedömning, sårbarhet, fisk, skaldjur, marina däggdjur, bottensamhällen

Kontaktinformation:

AquaBiota Water Research AB

Adress: Löjtnantsgatan 25, SE-115 50 Stockholm, Sweden

Tel: +46 8 522 302 40, www.aquabiota.se

Citera som:

Enhus, C., Carlström, J., Didrikas, T., Näslund, J., Lillehammer L., Norderhaug, KM. 2012. Strategisk konsekvensutredning av förnybar energiproduktion i Norges havsområden - Delutredning 3: Bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. AquaBiota Rapport 2012:01. 112 sid. ISBN 978-91-85975-17-4.

AquaBiota Rapport 2012:01, © AquaBiota Water Research 2012

ISBN: 978-91-85975-17-4, ISSN: 1654-7225



INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Innehållsförteckning	3
Sammanfattning.....	6
1.1. Beskrivning av uppdraget	7
1.2. Geografiska områden	8
2. Bottensamhällen, fisk och marina däggdjur	10
2.1. Bottensamhällen.....	10
2.1.1. Koraller.....	14
2.1.2. Hästmusselbankar	17
2.1.3. Större tareskogsförekomster	17
2.1.4. Skalgrusbottnar	18
2.1.5. Svampdjurssamhällen	18
2.1.6. Samhällen med sjöpenor och grävande megafauna.....	19
2.1.7. Hårdbottensamhällen.....	19
2.1.8. Mjukbottensamhällen.....	20
2.2. Fisk och skaldjur	20
2.2.1. Lekområden för fisk.....	22
2.2.2. Blåkveite (<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>)	24
2.2.3. Blålånga (<i>Molva dypterygia</i>).....	25
2.2.4. Kolja (<i>Melanogrammus aeglefinus</i>).....	25
2.2.5. Lodda (<i>Mallotus villosus</i>).....	25
2.2.6. Makrill (<i>Scomber scombrus</i>)	26
2.2.7. Mindre kungsfisk (<i>Sebastes marinus</i>).....	26
2.2.8. Nordostarktisk sej (<i>Polachius virens</i>)	27
2.2.9. Norsk vårlekande sill (<i>Clupea harengus</i>)	27
2.2.10. Havstobis (<i>Ammodytes marinus</i>)	28
2.2.11. Torsk (<i>Gadus morhua</i>).....	28
2.3. Marina däggdjur	29
2.3.1. Blåval (<i>Balaenoptera musculus</i>).....	30
2.3.2. Grönlandsval (<i>Balaena mysticetus</i>).....	31
2.3.3. Kaskelot (<i>Physeter macrocephalus</i>).....	31
2.3.4. Narval (<i>Modon monoceros</i>).....	32
2.3.5. Sillval (<i>Balaenoptera physalus</i>).....	33
2.3.6. Späckhuggare (<i>Orcinus orca</i>).....	33
2.3.7. Klappmyts (<i>Cystophora cristata</i>)	34

2.3.8.	Knubbsäl (<i>Phoca vitulina</i>)	35
2.3.9.	Arter som har en speciellt viktig ekologisk funktion.....	36
3.	Fundament och aktiviteter	37
3.1.	Konstruktion och drift	37
3.1.1.	Centrala antaganden om fundament.....	37
3.1.2.	Pålade fundament: monopile, tripile, tripod.....	38
3.1.3.	Fackverksfundament: quadripod och twisted jacket.....	39
3.1.4.	Gravitationsfundament.....	39
3.1.5.	Sugfundament (suction och suction bucket)	40
3.1.6.	Flytande fundament	41
3.2.	Prospektering och rivning.....	41
3.2.1.	Prospekteringsfas: seismisk inventering	41
3.2.2.	Rivningsfas: diverse aktiviteter	42
3.3.	Sammanfattning av fundament och aktiviteter	42
4.	Påverkansfaktorer.....	43
4.1.	Fysisk förlust och fysisk påverkan	43
4.1.1.	Förlust/tillkomst av habitat och reveffekt	43
4.1.2.	Effekter på bottensamhälle och fisk.....	44
4.1.3.	Effekter på marina däggdjur.....	45
4.1.4.	FADs.....	45
4.2.	Buller	46
4.2.1.	Ljuddefinitioner och ljudets spridning i vatten.....	46
4.2.2.	Effekter av buller på bottensamhällen.....	49
4.2.3.	Effekter av buller på fisk	49
4.2.4.	Effekter av buller på marina däggdjur.....	51
4.3.	Elektromagnetiska fält.....	57
4.3.1.	Effekter av elektromagnetiska fält på bottensamhällen	57
4.3.2.	Effekter av elektromagnetiska fält på fisk	58
4.3.3.	Effekter av elektromagnetiska fält på marina däggdjur	59
4.4.	Hydrografiska förändringar	59
4.4.1.	Effekter av hydrografiska förändringar	59
4.5.	Sedimentspridning	59
4.5.1.	Effekter av sedimentspridning på bottensamhälle.....	60
4.5.2.	Effekter av sedimentspridning på fisk.....	60
4.5.3.	Effekter av sedimentspridning på marina däggdjur	61
4.6.	Utsläpp och tillförsel av miljöfarliga ämnen – katodiskt skyddande anoder	62
4.7.	Sammanfattning identifierade påverkansfaktorer	62
5.	Riskreducerande åtgärder.....	64
5.1.	Buller.....	64

Konsekvenser av havsbaserad vindkraft för fisk, marina däggdjur, bottensamhällen

5.1.1.	Pålning	64
5.1.2.	Sprängning	65
5.1.3.	Seismisk inventering	66
5.1.4.	Drift av havsbaserad vindkraft.....	67
5.2.	Sedimentspridning	67
5.3.	Elektromagnetiska fält.....	68
5.4.	Övriga påverkans effekter.....	68
6.	Bedömning av Naturvärde, sårbarhet och konsekvens.....	69
6.1.	Naturvärdesbedömning	69
6.2.	Sårbarhets- och konsekvensbedömning.....	70
6.3.	Sårbarhets- och konsekvensbedömning för bottensamhällen	71
6.4.	Sårbarhets- och konsekvensbedömning för fisk.....	74
6.5.	Sårbarhets- och konsekvensbedömning för marina däggdjur	80
6.6.	Sammanvägd konsekvensbedömning för bottensamhällen, fisk och marina däggdjur.....	87
6.7.	Sammanfattning av möjliga konsekvenser på enskilda naturvärden per utredningsområde	91
7.	Osäkerheter, kunskapsluckor och rekommenderade åtgärder	94
	Referenser	98
	Bilagor	112

SAMMANFATTNING

SWECO Norge AS har fått i uppdrag av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) att utföra en strategisk konsekvensutredning av förnybar energiproduktion i Norges havsområden gällande potentiella konsekvenser på bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. AquaBiota Water Research har utfört detta arbete som underleverantör och utrett potentiella konsekvenser för identifierade naturvärden genom att uppskatta sårbarhet och konsekvensarea i de 15 utpekade områdena.

Arternas och habitatens naturvärde har identifierats och bedömts med hjälp av riktlinjer givna av NVE, vilka baserar sig på information från bl.a. den norska rödlistan, förvaltningsplanen för Nordsjön och Skagerrak och speciella naturtyper enligt Direktoratet för naturförvaltning. Utöver arter och habitat med högt naturvärde omfattar utredningen även sådana som är viktiga för fiskerinäringen, men dessa bedömdes separat. För olika tekniska lösningar som kan användas vid konstruktionen av eventuella vindkraftsparkar har vanligt förekommande aktiviteter identifierats under planerings-, drifts-, konstruktions- och avvecklingsfaserna. De identifierade huvudsakliga riskerna för negativa konsekvenser på de identifierade naturvärdena är buller, förlust av habitat samt sedimentspridning. Osäkerheter finns dock i form av kunskapsluckor, t ex gällande s.k. reveffekter, FADs (Fish Aggregating Devices) samt bullereffekter på fisk och marina däggdjur under driftfasen.

De identifierade arternas och habitatens sårbarhet för dessa typer av påverkansfaktorer har sedan bedömts med utgångspunkt från känslighet och återhämtningsförmåga. Sist har konsekvenserna av havsbaserad vindkraft beräknats som en kombination av den specifika sårbarheten samt påverkansfaktorernas och naturvärdenas rumsliga utbredning. Fiskarter viktiga för fiskeri behandlades separat då dessa ansågs vara svåra att vikta mot andra naturvärden. Detta gav en konsekvensarea per art/habitat som sedan summerades separat inom varje utredningsområde, för bottensamhällen, två grupper av fisk samt marina däggdjur. Summan av konsekvensarean användes därpå för att rangordna parkerna utifrån potentiella konsekvenser för varje organismgrupp. En sammanvägd bedömning av konsekvens gjordes därpå genom att först beräkna medeltalet av de två fiskgruppernas rang och sedan medeltalet av de tre organismgrupperna, varpå de 15 utredningsområdena rangordnades efter detta.

Områdena "Frøyabanken", "Stadthavet" och "Sørlige Nordsjø II" var de utredningsområden som fick sämst rangordning. Dessa områden bedöms därmed ha störst sammanlagd negativ konsekvens för bottensamhällen, fisk samt marina däggdjur vid byggnation av havsbaserad vindkraft.

1.1. Beskrivning av uppdraget

Med utgångspunkt från Dalen m.fl. (2011) och Bartnes m.fl. (2010) ska AquaBiota Water Research i samarbete med Norsk Insittutt for vannforskning (NIVA) samt SWECO Norge AS utföra en delutredning med målsättning att bedöma konsekvenserna av havsbaserad vindkraft på bottensamhällen, fisk och skaldjur, samt marina däggdjur i de 15 utpekade områdena.

Möjlig påverkan på bottensamhällen, bottendjur och bottenhabitat ska bedömas med utgångspunkt från arter och habitat på den norska rödlistan, arter med särskilt viktig ekologisk funktion, och utvalda naturtyper och prioriterade arter efter naturmangfoldloven. Möjlig påverkan på fisk och skaldjur ska beskrivas, och särskild vikt ska läggas vid påverkan av arter på den norska rödlistan, arter med en särskilt viktig ekologisk funktion, samt arter viktiga för fiskeri. Möjlig påverkan på marina däggdjursarter ska beskrivas. Särskild vikt läggs vid arter upptagna på den norska rödlistan, arter med särskilt viktig ekologisk funktion, samt arter som Norge har ett särskilt internationellt ansvar för.

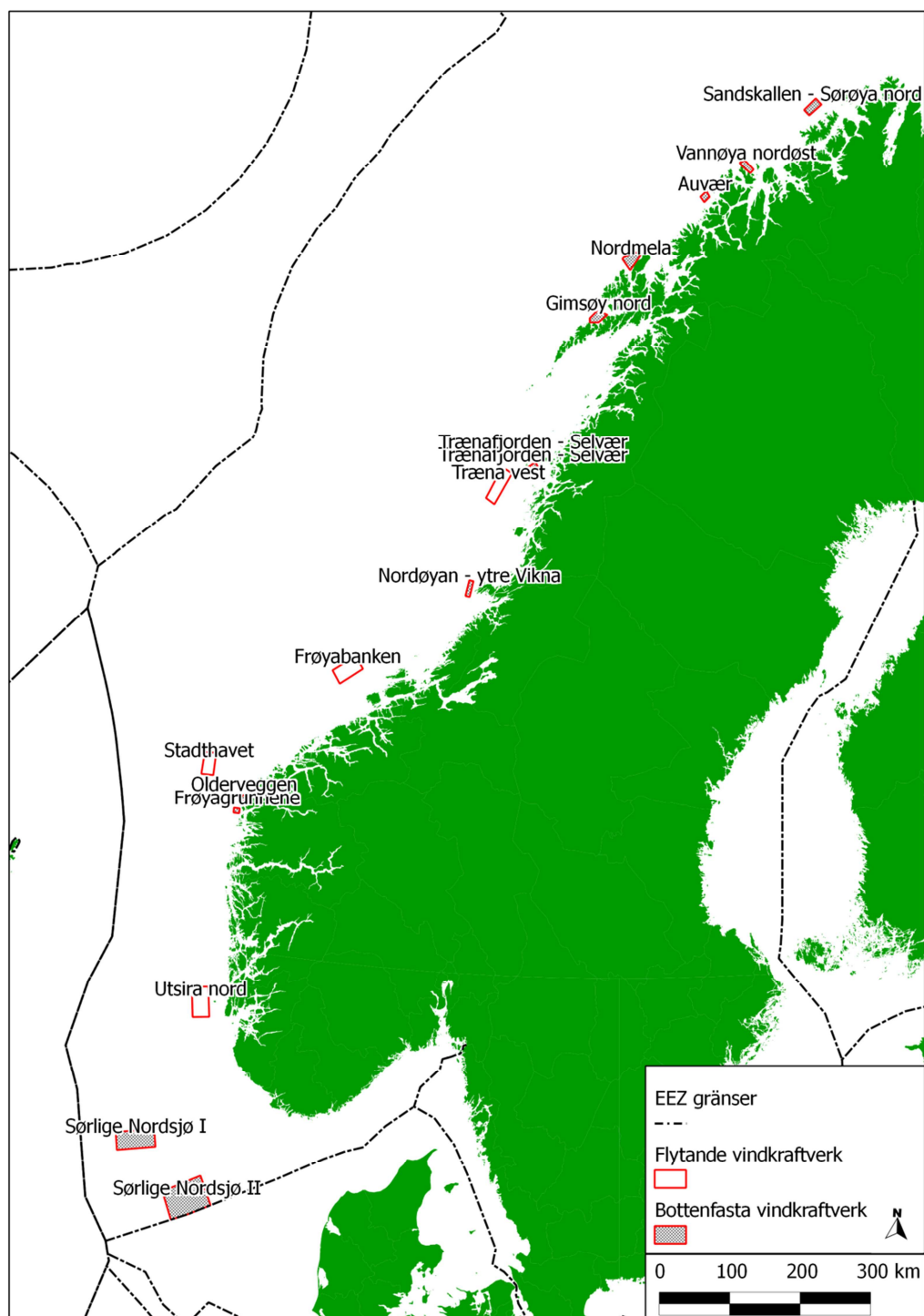
Enligt metodiken i Nybakke (2011) är de påverkansfaktorer som ska ingå i delutredningen fysisk förlust av habitat, fysisk påverkan (tillkomst av habitat, reveffekt), andra fysiska påverkansfaktorer (buller, fysiska barriärer, ljus, elektromagnetiska fält, visuell påverkan, radar), förändringar i hydrografiska processer, samt utsläpp och tillförsel av miljöfarliga ämnen. Det ska även bedömas om fler påverkansfaktorer kan vara aktuella för utredningen. Delutredningen ska även bedöma eventuella samverkningar vid byggnation i flera utredningsområden och ifall den samlade påverkan kan förstärka konsekvenserna av vindkraftbyggnationerna.

Övriga aspekter som ska belysas är riskreducerande åtgärder, lämpliga indikatorer för sårbarhet, frågor som måste besvaras innan ett område öppnas för vindkraftsutbyggnad, kunskapsluckor och osäkerheter samt erfarenheter från havsbaserad vindkraft i andra länder.

Syftet med delutredningen är att 1) utveckla en tydlig och översiktlig metodik och kunskapsbas för att rangordna de 15 utredningsområdena med hänsyn till påverkan på bottensamhälle, fisk och skaldjur, samt marina däggdjur, och 2) identifiera eventuella kunskapsluckor och osäkerheter som bör klargöras innan områdena utlyses för vindkraftbyggnation, eller som bör klargöras genom en specifik utredning efter att områdena öppnats för koncessionsansökan.

1.2. Geografiska områden

Delutredningen omfattar 15 områden som har pekats ut som potentiella för havsbaserad vindkraft av Bartnes m.fl. (2010). Områdenas geografiska läge visas i Figur 1. I Tabell 1 ges en översikt över områdenas storlek, läge och potentiella kapacitet, samt om fundamentet förväntas vara bottenfast eller flytande.



Figur 1. Utpekade områden för strategisk konsekvensutredning för havsbaserad vindkraft.

Tabell 1. Storlek, läge, potentiell kapacitet samt fundamenttyp (bottenfast/flytande) för områden utpekade för strategisk konsekvensutredning för havsbaserad vindkraft.

Område	Havsområde	Total area (km ²)	Djup (m)	Genomsnittsdjup (m)	Minsta avstånd till kust (km)	Estimerad potentiell kapacitet (MW)	Fundament
Auvær	Barents hav	105	5-70	33	11	100-300	Botten
Frøyabanken	Norska havet	819	160-314	210	34	500-1500	Flytande
Frøyagrunnene	Nordsjön	58	6-70	33	9	100-200	Botten
Gimsøy Nord	Norska havet	245	5-70	29	8	100-300	Botten
Nordmela	Norska havet	332	5-65	49	2	100-300	Botten
Nordøyan – Ytre Vikna	Norska havet	140	5-70	37	12	100-300	Botten
Olderveggen	Nordsjön	76	6-70	43	2	100-300	Botten
Sandskallen – Sørøya Nord	Barents hav	260	23-70	54	14	100-300	Botten
Stadthavet	Nordsjön	520	168-264	208	58	500-1500	Flytande
Sørlige Nordsjø I	Nordsjön	1375	50-70	64	149	1000-1500	Botten
Sørlige Nordsjø II	Nordsjön	2591	53-70	60	140	1000-2000	Botten
Træna Vest	Norska havet	773	181-352	271	45	500-1500	Flytande
Trænafjorden – Selvær	Norska havet	197	5-70	32	26	100-300	Botten
Utsira Nord	Nordsjön	1010	185-280	267	22	500-1500	Flytande
Vannøya Nordost	Barents hav	154	5-70	43	0	100-300	Botten

2. BOTTENSAMHÄLLEN, FISK OCH MARINA DÄGGDJUR

I detta avsnitt beskrivs de organismer och habitat som ingår i delutredningen. För respektive organismgrupp (bottensamhällen, fisk respektive marina däggdjur) anges kriterierna för identifiering av relevanta organismer och habitat. För identifierade organismer och habitat ges korta ekologiska beskrivningar med fokus på information som är relevant för bedömning av naturvärde och sårbarhet.

2.1. Bottensamhällen

Enligt uppdragsbeskrivningen fokuserar delutredningen på följande grupper av bottenorganismer, bottensamhällen och bottenhabitat:

- arter och habitat som är upptagna på den norska rödlistan (kategorierna: CR - akut hotad, EN - starkt hotad, VU – sårbar, NT – nära hotad).
- arter/samhällen/habitat som har en speciellt viktig ekologisk funktion
- utvalda naturtyper och prioriterade arter enligt den norska lagen om biologisk mångfald (naturmångfaldloven) samt förvaltningsplanerna för Nordsjön/Skagerrak, Norska havet och Barents Hav

Organismer och habitat som ansågs uppfölja dessa kriterier presenteras i Tabell 2a-c. Tillgängliga GIS-data om förekomst i norska vatten för de relevanta arterna och naturtyperna samlades in.

Tabell 2a. Rödlistade växter och alger som har identifierats för att ingå i delutredningen.

Taxonomisk grupp	Artnamn	Rödliste-kategori ¹
Alger	<i>Ceramium deslongchampsii</i>	EN
Alger	<i>Chara aspera</i>	NT
Alger	<i>Chara baltica</i>	EN
Alger	<i>Chara braunii</i>	EN
Alger	<i>Chara canescens</i>	EN
Alger	<i>Lamprothamnium papulosum</i>	EN
Alger	<i>Nitella confervacea</i>	EN
Alger	<i>Nitella flexilis</i>	NT
Alger	<i>Rhodothamniella floridula</i>	NT
Alger	<i>Sphaeroplea annulina</i>	CR
Alger	<i>Tolypella nidifica</i>	EN
Alger	<i>Tolypella normaniana</i>	EN
Kärlväxter	<i>Eleocharis parvula</i>	NT
Kärlväxter	<i>Najas marina</i>	EN
Kärlväxter	<i>Stuckenia pectinata</i>	NT
Kärlväxter	<i>Zannichellia palustris</i>	EN
Kärlväxter	<i>Zostera noltii</i>	EN

Tabell 2b. Rödlistad bottenfauna som har identifierats för att ingå i delutredningen.

Taxonomisk grupp	Artnamn	Rödliste- kategori ¹
Svamp-, koralldjur	<i>Anthelia borealis</i>	NT
Svamp-, koralldjur	<i>Anthomastus grandiflorus</i>	NT
Svamp-, koralldjur	<i>Lophelia pertusa</i>	NT
Svamp-, koralldjur	<i>Paragorgia arborea</i>	NT
Svamp-, koralldjur	<i>Swiftia pallida</i>	NT
Blötdjur	<i>Aclis minor</i>	NT
Blötdjur	<i>Axinopsida orbiculata</i>	VU
Blötdjur	<i>Bulbus smithi</i>	NT
Blötdjur	<i>Chrysallida hoeisaeteri</i>	NT
Blötdjur	<i>Chrysallida nivosa</i>	NT
Blötdjur	<i>Chrysallida pellucida</i>	EN
Blötdjur	<i>Cima minima</i>	NT
Blötdjur	<i>Ebala nitidissima</i>	EN
Blötdjur	<i>Gouldia minima</i>	NT
Blötdjur	<i>Krachia cossmanni</i>	CR
Blötdjur	<i>Littorina compressa</i>	NT
Blötdjur	<i>Mactra stultorum</i>	NT
Blötdjur	<i>Mancikellia pumila</i>	NT
Blötdjur	<i>Modiolus adriaticus</i>	NT
Blötdjur	<i>Mya arenaria</i>	VU
Blötdjur	<i>Odostomia carrozzai</i>	NT
Blötdjur	<i>Odostomia conspicua</i>	NT
Blötdjur	<i>Odostomia lukisi</i>	CR
Blötdjur	<i>Ondina obliqua</i>	NT
Blötdjur	<i>Ostrea edulis</i>	EN
Blötdjur	<i>Pseudopolinices nanus</i>	NT
Blötdjur	<i>Rissoella diaphana</i>	VU
Blötdjur	<i>Turritellopsis stimpsoni</i>	NT
Blötdjur	<i>Yoldia amygdalea</i>	NT
Ringmaskar	<i>Alkmaria romijni</i>	VU
Ringmaskar	<i>Pectinaria granulata</i>	EN
Ringmaskar	<i>Pterocirrus nidarosiensis</i>	NT
Kräftdjur	<i>Allomelita pellucida</i>	NT
Kräftdjur	<i>Chelura terebrans</i>	NT
Kräftdjur	<i>Gammarus inaequicauda</i>	VU
Kräftdjur	<i>Homarus gammarus</i>	NT
Kräftdjur	<i>Mysis segerstralei</i>	NT
Kräftdjur	<i>Palaemonetes varians</i>	VU
Kräftdjur	<i>Pilumnus hirtellus</i>	NT
Kräftdjur	<i>Sclerocrangon ferox</i>	EN

Tabell 2c. Bottensamhällen- och habitat som har identifierats för att ingå i delutredningen.

Habitat/naturtyper	Kriterium
Bløtbunnsområder i strandsonen	DN, Spesielle naturtyper
Coral Gardens/Korallskogsbunn	OSPAR hotat habitat ² ; Rödlistad i Norge (NT) ¹
Deep-sea sponge aggregations	OSPAR hotat habitat ²
Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvannet	DN, Spesielle naturtyper
Grisehalekorallbunn	Rödlistad i Norge (VU) ¹
Hårbottensamhälle	Ekologisk viktig funksjon
Intertidal mudflats	OSPAR hotat habitat ²
Intertidal <i>Mytilus edulis</i> beds on mixed and sandy sediments	OSPAR hotat habitat ²
Israndavsetninger	DN, Spesielle naturtyper
Korallforekomster	DN, Spesielle naturtyper
Litoralbassenger	DN, Spesielle naturtyper
Littoral chalk communities	OSPAR hotat habitat ²
<i>Lophelia pertusa</i> reefs	OSPAR hotat habitat ² ; rødlistad i Norge (NT som habitat)
Maerl beds/Løstliggende kalkalger	OSPAR hotat habitat ² , DN, Spesielle naturtyper, rødlistad i Norge (DD) ¹
Mjukbottensamhälle	Ekologisk viktig funksjon
<i>Modiolus modiolus</i> beds	OSPAR hotat habitat ²
Muddervulkan-bunn	Rödlistad i Norge (VU) ¹
Oceanic ridges with hydrothermal vents/fields	OSPAR hotat habitat ²
<i>Ostrea edulis</i> beds/ Østersforekomster	OSPAR hotat habitat ² , DN, Nøkkelområder for spesielle arter
Poller	DN, Spesielle naturtyper
<i>Sabellaria spinulosa</i> reefs	OSPAR hotat habitat ²
Seamounts	OSPAR hotat habitat ²
Sea-pen and burrowing megafauna communities	OSPAR hotat habitat ²
Skjellsandforekomster	DN, Spesielle naturtyper
Spesielt dype fjordområder	DN, Spesielle naturtyper
Sterke tidevannsstrømmer	DN, Spesielle naturtyper
Større kamskjellforekomster	DN, Nøkkelområder for spesielle arter
Større tareskogforekomster	DN, Spesielle naturtyper; rødlistad i Norge (NT) ¹
Sukkertareskog	Rödlistad i Norge (EN, Skagerrak / VU, Nordsjøen) ¹
Varm havkildebunn	Rödlistad i Norge (NT) ¹
<i>Zostera</i> beds/Ålegrasenger og andre undervannsenger	OSPAR hotat habitat ² , DN, Spesielle naturtyper

¹ DD = Data Deficient/ Kunnskapsbrist, LC = Least Concern/ Livskraftig, NT = Near Threatened/ Nära hotad, VU = Vulnerable/ Sårbar, EN = Endangered/ Starkt hotad, CR = Critically Endangered/ Akut hotad.

² OSPAR hotat habitat = med på OSPARS lista över hotade eller minskande habitat.

Data gällande förekomst av marina arter på den norska rödlistan samt av OSPAR utpekade hotade arter hämtades från Artsdatabanken och Artskart (artskart.artsdatabanken.no, 2012-02-02) och har tillgängliggjorts av: Agder naturmuseum, BioFokus, GBIF, Miljøfaglig Utredning AS, Molltax, Naturhistorisk Museum, Norges fiskerihøgskole, Norsk botanisk forening, Norsk institutt for naturforskning, Norsk institutt for vannforskning, Norsk zoologisk forening, NTNU-Vitenskapsmuseet, Rådgivende Biologer AS, Tromsø museum, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Universitetsmuseet i Bergen.

Data gällande de habitat som är utpekade som hotade av OSPAR laddades ned från OSPARs datavärd (<http://www.searchnbn.net/hosted/ospar/ospar.html>). Data från OSPAR gällande samhällen med sjöpennor och grävande megafauna kompletterades med kartdata för havskräfta (*Nephrops norvegicus*, Sjøkreps) från Havforskningsinstituttet.

Data gällande de av Direktoratet for Naturforvaltning utpekade "Spesielle naturtyper" samt "Nøkkelområder for spesielle arter" tillgängliggjordes från Direktoratet for Naturforvaltning (<http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/>) och <http://dnweb12.dirnat.no/wmsdn/marint.asp>) samt MAREANO-projektet (<http://www.mareano.no/>). Polygondata har använts i förekommande fall. För punktdata inom ett utredningsområde har utbredningen antagits till i datat förekommande djupintervall för naturtypen samt lämpligt substrat. Substratkartor fanns tillgängliga för enstaka utredningsområden (i eller strax utanför dessa) från NGU (<http://www.ngu.no/no/hm/Kart-og-data/Maringeologiske-kart/>) samt EUSeaMap (<http://jncc.defra.gov.uk/page-5040>). I de fall substratdata inte fanns tillgängligt har de kustnära, grunda utredningsområdena antagits bestå av hårda substrat och utsjöområdena av mjuka substrat, baserat på batymetrin.

Förekomsten i de aktuella utredningsområdena av bottensamhällen- och habitat inkluderade i utredningen presenteras i Tabell 3 och beskrivs närmare nedan.

Tabell 3. Bottensamhällen identifierade som relevanta för delutredningen med förekomst i de 15 utredningsområdena.

	Koraller (Korallförekomster/ Korallträdgårdar/Ögonkorallrev)	Hästmusselbankar	Större tareskogsförekomster	Skalgrusbankar	Svampdjurssamhällen	Samhällen med sjöpenner och grävande megafauna	Hårdbottensamhällen	Mjukbottensamhällen
Auvær			X				X	
Frøyabanken	X					X		X
Frøyagrunnene							X	
Gimsøy nord					X		X	
Nordmela							X	
Nordøyan			X	X			X	
Olderveggen							X	
Sandskallen							X	
Stadthavet	X							X
Sørlige Nordsjø I						X		X
Sørlige Nordsjø II								X
Træna vest		X			X			X
Trænafjorden	X						X	
Utsira nord						X		X
Vannøya nordøst			X				X	

2.1.1. Koraller

Korallförekomster

Koraller är en grupp bottenlevande nässeldjur, som ofta bildar kolonier av ett yttre kalkskelett. Korallförekomster (Korallförekomster) är en prioriterad naturtyp i Norge (DN, 2007) och överlappar delvis med habitatet ögonkorallrev samt korallträdgårdar, vilka har utpekats av OSPAR som hotade naturtyper (OSPAR, 2009a, 2010a) samt den i Norge rödlistade naturtypen "Korallskogsbunn" (nära hotad, NT).

I definitionen av korallförekomster ingår de kallvattenskorall-rev som bildas av stenkoralen *Lophelia pertusa* samt det som kallas "skog" eller "rödskog" och består av hornkoraller som sjöträda (*Paragorgia arborea*), sjöris (*Paramuricea placomus*) och risgrynskorall (*Primnoa resedaeformis*). Dessa områden är generellt rika på fisk och har förmodligen en viktig ekologisk funktion som liknar den för ögonkorall-reven. Korallerna förekommer vanligtvis på djup större än 100 m, i områden med god vattenomsättning och bra strömförhållanden. Hornkoraller växer på stenkoraler eller

branta bergväggar, där strömförhållandena är lämpliga för koralldjuren att fånga upp födopartiklar ur vattnet.

Koraller utgör komplexa tredimensionella bottenstrukturer som fungerar som skydd för små organismer och yngel (se även avsnitten *Korallträdgårdar* och *Ögonkorallrev* nedan). Korallområden har en hög biologisk mångfald av associerade arter och exempelvis är förekomsten av flera fiskarter högre inom dessa områden än utanför (Husebø m.fl. 2002).

Det största hotet mot korallförekomster är fiskeriverksamhet och idag är vissa områden som tidigare hade stora korallförekomster "döda" p.g.a. trålningskador och sedimentering. Korallrev växer långsamt och det kan ta flera hundra år för ett rev att byggas upp igen efter att ha blivit ödelagt (Fosså, 2000).

Korallträdgårdar

Korallträdgårdar (Coral gardens) karakteriseras av relativt täta ansamlingar av korallkolonier eller individer av en eller flera korallarter. "Coral gardens" är utpekad som en hotad naturtyp av OSPAR (OSPAR, 2010a) och kan förekomma på en rad olika hårda och mjuka bottensubstrat. Substratet för hårbottensamhällen kan bestå av berggrund eller grus och block, och dessa miljöer är ofta utsatta för strömmar som hindrar depositionen av fina sedimentpartiklar. Samhällen på hårbotten består ofta av övervägande hornkoraller (Gorgonacea), spetskoraller (Stylasteridae), och/eller svarta koralldjur (Antipatharia). Mjukt bottensubstrat, bestående av lera eller sand kan också fungera som substrat för vissa kallvattenkoraller, som spetskoraller eller sjöpennor (ICES, 2007). Områden med ett mer varierat och mångformigt bottensubstrat innehåller generellt en större diversitet av koraller (Mortensen m.fl., 2006). Korallträdgårdar omfattar eller överlappar även med de i Norge rödlistade naturtyperna "Grisehalekorallbunn" samt "Korallskogsbunn" (båda klassade som nära hotad, NT)

Icke-rev-bildande kallvattenskoraller förekommer i de flesta områden i norra Atlanten, oftast vid vattentemperaturer mellan 3 och 8°C (Mortensen m.fl., 2006), men även i varmare vatten längre söderut. De kan förekomma så grunt som på 30 m djup (främst hornkorallen *Paramuricea placomus* i norska fjordar), och ända ned till flera tusen meters djup på den mittatlantiska ryggen (OSPAR, 2010a). I en sammanställning av bentiska makroorganismer i Norge listades 38 arter av kallvattenskoraller längst Norges kust (Brattegaard & Holthe, 1997). De förekommer främst på kontinentalsockeln vid djup på mellan 200 och 300 m, begränsade av säsongsbaserade hydrologiska förändringar ovanför och kallt Arktiskt vatten underifrån.

Den biologiska mångfalden för dessa samhällen är vanligen hög, och de innehåller ofta flera arter från olika taxonomiska grupper, såsom läderkoraller (Alcyonacea), hornkoraller, sjöpennor, svarta koralldjur, stenkoraller och i vissa fall spetskoraller. Rev-formande stenkoraller som *Lopheli pertusa*, *Madrepora oculata* och *Solenosmilia variabilis* brukar dock inte förekomma som dominerande habitatkomponenter, utan snarare som små eller fläckvisa kolonier inom samhället. Övriga arter är associerade till dessa miljöer är olika ormstjärnor, t.ex. inom släktet *Gorgonocephalus*, sjöljiljor

(Crinoidea), blötdjur, kräftdjur och djuphavsfisk (Krieger & Wing 2002). Krieger & Wing (2002) slår även fast att hornkorallen *Primnoa resedaeformis* är både habitat och byte för fisk och evertebrater, och att borttagning eller skada på arten kan påverka associerade arters populationer.

Ögonkorallrev

Ögonkorall är upptagen på den norska rödlistan som NT (nära hotad) och ögonkorallrev är utpekade av OSPAR som en hotad naturtyp (OSPAR, 2009a).

Lophelia pertusa, eller ögonkorall är en av sex kända arter som bildar vidsträckta kallvatten-rev. Arten är inte beroende av ljus, eftersom den till skillnad från många varmvattenkoraller saknar symbiotiska alger. Arten har en vid geografisk utbredning (Zibrowius, 1980; Cairns, 1994) i områden där vattentemperaturen ligger kring 4-8°C, med majoriteten av förekomster rapporterade från nordöstra Atlanten. I Norge finns rev som är flera kilometer långa och mer än 20 m höga. Vanligtvis förekommer reven på mellan 200 och 2000 m djup längst kontinentalbranten (Dons, 1944; Mortensen m.fl., 1995; Hovland m.fl., 1998; Freiwald m.fl., 1999; Fosså m.fl., 2000; Hovland, 2008), men återfinns även i grundare vatten i norska fjordar (på ca 40 m i Trondheimfjord (Strømgren, 1971)), och på den svenska västkusten.

Ögonkorallslarver kräver hårt substrat för att kunna fästa sig och kolonisera botten. Reven förekommer främst på djup med liten variation i vattentemperatur, i områden med starka strömmar och sluttande batymetri, vilket ökar tillgången på organiskt material som krävs för revets tillväxt (Frederiksen m.fl., 1992; Duineveld m.fl., 2004; Thiem m.fl., 2006). I de västra och norra delarna av Norges hav förekommer ögonkoraller på upphöjningar av havsbotten och branter längs kontinentalsockeln. Kallvattenskorallrev kan kallas "hot spots" för biologisk mångfald, eftersom biodiversiteten inom dessa samhällen kan vara tre gånger så hög som i den omgivande mjukbotten (OSPAR 2009a). Många andra arter kan ingå i samhället, t.ex. andra stenkoraller (som *Madrepora oculata* och *Solenosmilia variabilis*), mindre kungsfisk, kräftdjur (som t.ex. trollhummern *Munida sarsi*) och andra evertebrater (Freiwald m.fl., 2004; Hovland, 2008; Roberts m.fl., 2006, 2008). I norska vatten är idag 614 arter knutna till ögonkorallrev identifierade, medan det i Nordost-Atlanten som helhet har identifierats över 1300 arter inom dessa rev (OSPAR, 2009a). Vilka arter som förekommer varierar från region till region, med minskad diversitet från syd till nord (Roberts m.fl., 2008).

Under den senaste istiden var förhållandena för koraller i arktiska vatten missgynnsamma, men dessa rev beräknas ändå vara uppemot 10 000 år gamla (Schröder-Ritzrau m.fl., 2005). Betydelsen av bevarandet av ögonkorall-rev erkänns mer och mer, inte bara på grund av deras långa livslängd och höga biodiversitet, utan även på grund av att reven möjligen gynnar det kommersiella fisket. Reven fungerar förmodligen som uppväxtområden för kommersiella fiskarter som kungsfisk och utgör även fördoområde för bottenlevande predatorer som marulk, torsk, långa, sej och brosme (Husebø m.fl., 2002; Costello m.fl., 2005).

2.1.2. Hästmusselbankar

Hästmusslor (*Modiolus modiolus*) kan bilda täta bestånd och förekommer ofta i tidvattenområden, vanligen på djup ned till 70 m (Holt m.fl., 1998; Tendal & Dinesen, 2005). Områden med en storlek över 10 m² som är täckta till 30 % eller mer av hästmusslor definieras som hästmusselbankar och är utpekade av OSPAR som en hotad naturtyp (OSPAR 2009b). Trots att hästmusslan är en relativt utbredd och vanlig art (Tebble, 1966; Poppe & Goto, 1993) är förekomsten begränsad. Bankarna återfinns på en rad olika substrat, från sten till lerigt grus och sand, där de tenderar att ha en stabiliserande effekt p.g.a. sina byssustrådar. De samhällen som är associerade till hästmusselbankar har ofta en hög diversitet, bestående av epibiota och infauna (Rees m.fl., 2008), som t.ex. hydroider, rödalger (där det finns tillgång på ljus), havsborstmaskar, sjöpunger (*Ascidiacea*) och olika musslor. I den grunda sublittorala zonen kan hästmusslor utgöra ett bra fäste för tare. Även flera kommersiella arter av pilgrimsmussla (*Pecten maximus*, *Aequipecten opercularis* och *Chlamys islandica*) förekommer inom samma naturtyp.

Hästmusslan är en arktisk-boreal art vars utbredning sträcker sig från Skandinavien (inklusive Skagerrak och Kattegatt) och Island söderut till Biscayabukten. De flesta bankar är belägna i områden med starka strömmar, men kan även återfinnas i skyddade vikar och fjordar. Musslan kan även kolonisera kustbelägna strukturer, som t ex oljeplattformar och broar (Anwar m.fl., 1990).

Hästmusslan kan bli över 150 mm långa och leva i över 45 år, men tillväxt, livslängd och maximal storlek varierar med miljöförhållandena på olika platser (Anwar m.fl., 1990). Bankarna är ofta motståndskraftiga strukturer som har byggts upp genom ackumulering av spillning, döda musslor och instängd sand och kan till slut fränkopplas från substratet de en gång grundade sig på.

2.1.3. Större tareskogsförekomster

Större tareskogsförekomster (Større tareskogforekomster) är utpekad som speciell marin naturtyp (Spesielle naturtyper) i Norge (DN, 2007) och naturtypen tareskogsbottnar är rödlisteklassad som nära hotad (NT) på nationell nivå (Norderhaug, 2011).

I mellersta- och Norra Norge (från ca. 65 grader N) är tareskog generellt sett mer sårbar än tareskog i mellersta Norge ned till Møre (ca 62 grader N), pga destruktiv betning av sjöborre i nordliga områden med lägre vågexponering (Norderhaug och Christie 2009).

Benämningen "tareskog" avser ett stort sammanhängande område bevuxet av stortare (*Laminaria hyperborea*) sukkertare (*Saccharina latissima*) eller en blandning av arter som också kan innehålla t.ex. fingertare (*Laminaria digitata*). Områden med stortareskog på över 500 000 m² bedöms som mycket viktiga, men även mindre områden (omkring 100 000 m²), anses vara viktiga. I Skagerrak värderas även områden som är mindre än 100 000 m² som mycket viktiga (DN, 2007). Stortaren kan bli upp emot 3 m hög och utgör ett tredimensionellt habitat för en stor mångfald av andra alger

och djur. På en taresstjälk inom tareskogen kan omkring 40-50 andra algarter växa (Marstein, 1997). Tätheten av små evertebrater inom skogen har beräknats till över 100 000 per m², fördelat på över 200 olika arter (Christie, et al 2003). Tareskogen har en stor utbredning och står för en betydande produktion av organiskt material och utgör yngel- och uppväxtområde, skydd och betesområde för fisk (Steen, 2006). Blötdjur och kräftdjur inom tareskogen utgör viktig föda för fisk, krabba, hummer och vissa sjöfågelarter. (Bustnes et al. 1997, Abdullah och Fredriksen 2004, Norderhaug et al. 2005, 2011)

Stortareskog är knytan till områden med hög påverkan från vågor och strömmar, och har störst förekomst på hårbotten nedanför lågvattengränsen och ned till 20-25 m djup (Bekkby et al. 2009). Enstaka individer kan dock förekomma ned till 40 m i de klaraste kustområdena. Tareskog påträffas även i mindre exponerade områden, men då dominerar oftast inte stortare i hela tarezonen utan växer blandad med andra tarearter.

Stortare växer längst hela norska kusten, dock förekommer vissa skillnader i artens storlek och täthet längst kusten. De största förekomsterna finner man kring Møre och Romsdal och Trøndelagskysten i mitt-Norge. Undersökningar visar att norska tareskogar kan täcka en total yta på cirka 10 000 km², varav hälften består av stortare och hälften av tare blandat med andra stor algarter (DN, 1994).

2.1.4. Skalgrusbottnar

Skalgrusbottnar (Skjellsandsforekomster) är utpekad som speciell marin naturtyp (Spesielle naturtyper) i Norge (DN, 2007).

Skalgrusbottnar består av delvis nedbrutna kalkrika skal från döda marina organismer. De viktigaste organismerna som bidrar till bildandet av skalgrusbottnar är musslor, snäckor, havstulpaner, sjöborrar och kalkhaltiga alger. Skalgrusbottnar avsätts ofta i lä på insidan av kobbar och skär, och förekommer vanligtvis i skyddade fickor inom en skärgårdsmiljö. De största förekomsterna finns ofta i områden med kraftiga bottenströmmar på djup mellan 10-30 m. Skalgrusbottnar är en naturtyp som ofta härbärgerar en bottenfauna av hög diversitet samt är viktiga lek- och uppväxtområden för flera arter av fisk samt stora kräftdjur (Myhrvold & Stokke 1994).

Extraktion av skalgrus sker på flera platser i Norge och används inom jordbruk som kalciumtillskott i foder samt för kalkning av vattendrag. I och med att det tar lång tid för skalgrusbottnar att nybildas har naturtypen identifierats som en icke-förnybar resurs inom överskådliga tidsrymder.

2.1.5. Svampdjurssamhällen

Djupa bottnar med svampdjurssamhällen (Deep sea sponge aggregations) är utpekade av OSPAR som en hotad naturtyp (OSPAR, 2010b). Det största hotet mot denna naturtyp är bottenrålning.

Dessa svampdjurssamhällen består framförallt av två klasser svampdjur, Hexactinellida och Demospongiae. De förekommer främst på djup mellan 250-1300 m, där vattentemperaturen är mellan 4-10°C och med medelstarka strömmar (ca 0.5 knop). Viktiga förekomster finns även rapporterade i grundare områden i norska fjordar (t ex Trondheims- och Oslofjorden). Svampdjurssamhällen kan förekomma både på hårda och mjuka bottenar. Naturtypen är väldigt sårbar för bottenrålning, både genom direkt borttagning av samhället samt förhöjd mortalitet på grund av ökad sedimentation och anses därför vara starkt hotad.

2.1.6. Samhällen med sjöpenor och grävande megafauna

Samhällen med sjöpenor och grävande megafauna (Sea-pen and burrowing megafauna communities) är utpekade av OSPAR som en hotad naturtyp (OSPAR, 2010c). Det största hotet mot denna naturtyp är bottenrålning.

Habitatet definieras som slätter av fin lera, på djup mellan 15-200 m eller mer, som är utsatta av hög bioturbation (omblandning) av grävande megafauna och området kännetecknas av hål och sedimenthögar, med framträdande populationer av sjöpenor (*Virgularia mirabilis* och *Pennatula phosphorea*). Den grävande megafaunan kan exempelvis inkludera kräftdjur som *Calocaris macandreae*, *Callianassa subterranea* eller havskräfta (*Nephrops norvegicus*). I djupare tröskelfjordar kan den högväxta sjöpenan *Funiculina quadrangularis* förekomma. Närvaron av grävande megafauna skapar ett komplext substrat med djup syresättning av sedimentet. Detta habitat är förekommande i skyddade havsbassänger, vikar och fjordar, samt djupare områden till havs (Nordsjön, Irländska sjön och Biscayabukten) (OSPAR, 2006).

Dessa habitat fungerar som uppväxtområden för en rad fiskarter, bland annat kummel (*Merluccius merluccius*). Den grävande megafaunan skapar ett komplext substrat med en mosaik av gångar som förmodligen bidrar till att öka den biologiska mångfalden av makrofauna inom området. Dock har ingen enskild nyckelart med särskilt viktigt funktion identifierats för dessa områden (Widdicombe, 2000).

2.1.7. Hårdbottensamhällen

Hårdbottensamhällen förekommer på hårda substrat, som berggrund, block och sten och motsvarar samhällen som förekommer i klassen "hardbunn i marine systemer" (M1) i NiN-systemet (Lindgaard 2011). Dessa samhällen kan se olika ut beroende på bland annat exponeringsgrad, djup och lutning. Många arter, såsom alger, koraller och musslor, kräver ett hårt botten substrat att fästa sig på. Tillsammans med botten substratet utgör dessa arter en komplex tredimensionell livsmiljö för ett stort antal organismer, bland annat fisk och kräftdjur och utför en väldigt viktig ekologisk funktion. Hårdbottensamhällen består generellt av fler arter än mjukbottensamhällen. Exempelvis utgör hårdbotten utanför tidvattenzonen livsmiljöer för de stora tareskogarna (se avsnitt 2.1.3 Större tareskogförekomster) som är en av världens mest produktiva naturtyper.

2.1.8. Mjukbottensamhällen

Mjukbottensamhällen förekommer på sedimentbottnar och motsvarar samhällen som förekommer i klassen "bløtbunn i marine systemer" (M2) i NiN-systemet (Lindgaard, 2011). Sediment bildas genom erosion från land samt genom deposition av organiskt material. Djuphavssediment är huvudsakligen finkorniga genom en ständig ackumulering av sedimenterat organiskt material. Sediment i kustzonen varierar däremot mer från sandiga till leriga botten beroende på lokala förutsättningar.

Mjukbottnar kan vara både utan vegetation eller täckt av vegetation tillfälligt eller permanent. Faunan delas vanligen upp i infauna, som lever i sedimentet (t.ex. musslor, kräftdjur och havsborstmaskar) och epifauna som lever på sedimentytan (t.ex. pungräkor och krabbor) eller i vattenmassan nära botten (t.ex. fisk). Mjukbottnarna med dessa organismer är ekologiskt viktiga då de skapar en länk från sedimentet tillbaka till den fria vattenmassan så att näringsämnen i sedimenterat organiskt material åter kan utnyttjas av primärproducenter (s.k. bentisk-pelagisk koppling). Mjukbottnar utgör i många fall även viktiga lek- eller födoområden för fisk.

2.2. Fisk och skaldjur

Enligt uppdragsbeskrivningen fokuserar delutredningen på följande grupper av fisk och skaldjur:

- arter som är upptagna på den norska rödlistan (kategorierna: CR - akut hotad, EN - starkt hotad, VU - sårbar, NT - nära hotad)
- arter som har en speciellt viktig ekologisk funktion
- arter som är viktiga för fiskeri

De arter som utretts inom delutredningen presenteras i Tabell 4a och b för skaldjur respektive för fisk. Fisk är som mest känslig under reproduktionstiden och i tidiga livsstadier. Följaktligen är dessa perioder ofta avgörande i bestämmandet av kohortstyrka och därav även för populationsrekryteringen (Kamler, 1992). Baserat på denna information valde vi att i analysen fokusera på konsekvenser på lek- och uppväxtområden för fisk. Utifrån detta har arter av fisk och skaldjur med kända lek- eller rekryteringsområden som kan påverkas av de 15 utredningsområdena identifierats. Dessa presenteras i Tabell 5. I texten finns även en beskrivning av dessa samt en översikt av lek- och rekryteringsområden för fisk i Norge.

Data om lek- och rekryteringsområden för fisk hämtades både från Havforskningsinstituttets geoportal (<http://www.imr.no/geodata/>) samt NVE (ursprungligen från Havforskningsinstituttet samt Fiskeridirektoratet, se Bartnes m.fl. 2010).

Tabell 4a. Arter av skaldjur som är relevanta för delutredningen.

Namn (SE, NO)	Vetenskapligt namn	Norsk rödlistekategori ¹	Viktig ekologisk funktion	Viktiga för fiskeri
Europeisk hummer Europeisk hummer	<i>Homarus gammarus</i>	NT		
Havskräfta Sjökrepss	<i>Nephrops norvegicus</i>			X
Havsräka Matreke	<i>Pandalus borealis</i>			X

Tabell 4b. Arter av fisk som är relevanta för delutredningen.

Namn (SE, NO)	Vetenskapligt namn	Norsk rödlistekategori ¹	Viktig ekologisk funktion	Viktiga för fiskeri
Blåkveite Blåkveite	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>			X
Blålånga Blålange	<i>Molva dypterygia</i>	EN		
Brosme Brosme	<i>Brosme brosme</i>			X
Brugd Brugde	<i>Cetorhinus maximus</i>	EN		
Djuphavskungsfisk Snabeluer	<i>Sebastes mentella</i>	VU		
Gökrocka Nebbskate	<i>Leucoraja fullonica</i>	NT		
Håkäring Håkjerring	<i>Somniosus microcephalus</i>	NT		
Kolja Hyse	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>		X	X
Lodda Lodde	<i>Mallotus villosus</i>		X	
Långa Lange	<i>Molva molva</i>			X
Makrill Makrell	<i>Scomber scombrus</i>			X
Marulk Breiflabb	<i>Lophius piscatorius</i>			X
Mindre kungsfisk Vanlig uer	<i>Sebastes marinus</i>	EN		
Pigghaj Pigghå	<i>Squalus acanthias</i>	CR		

Namn (SE, NO)	Vetenskapligt namn	Norsk rödlistekategori ¹	Viktig ekologisk funktion	Viktiga för fiskeri
Rödspätta Rødspette	<i>Pleuronectes platessa</i>			X
Sej Sei	<i>Polachius virens</i>			X
Norsk vårlekande sill Norsk vårgytende sild	<i>Clupea harengus</i>		X	X
Sillhaj Håbrann	<i>Lamna nasus</i>	VU ^o		
Sjötunga Tunge	<i>Solea solea</i>			X
Skarpsill Brisling	<i>Sprattus sprattus</i>		X	X
Slätrocka Storskate	<i>Dipturus batis</i>	CR		
Svartbuksrocka Svartskate	<i>Dipturus nidarosiensis</i>	NT		
Taggmakrill Taggmakrell	<i>Trachurus trachurus</i>			X
Taggsvansrocka Gråskate	<i>Bathyraja spinicauda</i>	NT		
Theragra Berlevågfish	<i>Theragra finnmarkica</i>	NT		
Havstobis Tobis	<i>Ammodytes marinus</i>		X	X
Torsk Torsk	<i>Gadus morhua</i>			X
Vitlinglyra Øyepål	<i>Trisopterus esmarkii</i>			X
Ål Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	CR		

¹ DD = Data Deficient/ Kunskapsbrist, LC = Least Concern/ Livskraftig, NT = Near Threatened/ Nära hotad, VU = Vulnerable/ Sårbar, EN = Endangered/ Starkt hotad, CR = Critically Endangered/ Akut hotad.

2.2.1. Lekområden för fisk

Flera hundra fiskarter förekommer i norska vatten, bland annat olika sillfiskar, torskfiskar, plattfiskar och abborrfiskar (t.ex. smörbultar, makrill), samt laxfisken lodda. Fisk leker generellt på säsongsbasis och inom definierade lekområden, ofta beroende av topografiska strukturer, exponeringsgrad och lokala hydrografiska förhållanden. För kustbestånden längst Skagerrak är kanterna av djupvattenbassängen inne i fjordsystemen viktiga för lek, och likaså tröskelområden vid fjordinloppen. (DN, 2007)

För de stora kommersiellt utnyttjade fiskebestånden i norra och västra Norge (t.ex. nordostarktisk torsk, norsk vårlekande sill, lodda och skarpsill) är lekområdena väl dokumenterade. Nordostarktisk torsk leker pelagiskt i skiktet mellan atlantvattnet och kustvattnet (i 6°C) under februari-mars. De största lekområdena ligger utanför Lofoten och Møre. Norsk vårlekande sill och lodda leker på våren på hårbotten vid 20-200 m djup. Rommen fästs exempelvis till sten, skalgrus och alger. Sillens lekområden förekommer från västra Agder till Nordland, med särskilt viktiga områden vid Møre. Huvudlekområdet för lodda återfinns i Finnmark. (DN, 2007)

För kustnära mindre fiskbestånd och en mängd kustlekande icke-kommersiella arter är kunskapen om lekområden mycket begränsad. Lekområdena för de kustnära, mindre bestånden av fisk begränsas vanligen till fjordar och vikar, samt områden innanför och mellan öar i skärgården. Dessa områden är oftast geografiskt begränsade och inte särskilt varierande i omfattning (utbredning) över tid. Lekområdenas storlek varierar mellan olika delar av landet, till synes med geografiskt mindre områden i söder, jämfört med i de stora fjordarna i västra och norra Norge. (DN, 2007)

För inhemska fiskarter med pelagisk rom verkar definierade havsbassänger i kustzonen utgöra viktiga lekområden, där rom och larver hålls tillbaka tack vare tröskeln ut mot den öppna kusten. Lekbassänger med närhet till bra uppväxtområden, exempelvis ålgräsängar, anses särskilt värdefulla. Rom och larver är känsliga livsstadier för fisk, varför de bästa möjliga miljömässiga förhållandena är viktiga för dessa stadier. Utan produktiva områden för rekrytering av nya individer kommer mängden fisk i kustzonen kunna reduceras över tid (DN, 2007).

Tabell 5. Fiskarter identifierade som relevanta för delutredningen med lekområden i de 15 utredningsområdena. Observera att utredningen även har bedömt konsekvenser på naturvärden utanför utredningsområdena.

	Blåkveite	Blåånga	Kolja	Lodda	Makrill	Mindre kungsfisk	Nordostarktisk sej	Norsk vårlekande sill	Havstobis	Nordostarktisk torsk
Rödlistad		X				X				
Viktig ekologisk funktion			X	X			X	X		
Viktig för fiskeri	X		X		X		X	X	X	X
Område										
Auvær				X						X
Frøyabanken			X			X	X			
Frøyagrunnene							X			X
Gimsøy nord										
Nordmela	X						X			
Nordøyan										
Olderveggen							X			X
Sandskallen				X						
Stadthavet		X				X	X	X		
Sørlige Nordsjø I					X					
Sørlige Nordsjø II					X				X	
Træna vest										
Trænafjorden							X			
Utsira nord					X					
Vannøya nordøst				X						

2.2.2. Blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*)

Blåkveite ingår i delutredningen eftersom den är viktig för fiskeri (Ottersen & Auran 2007; Havforskningsinstituttet, 2012).

Blåkveite är en bottenlevande art som ofta även förekommer pelagiskt, på djup mellan 1-2000 m (Allen m.fl., 1988), men vanligen kring 500-1000 m (Bowering m.fl., 1991). Arten blir troligen upp emot 30 år gammal. Blåkveite är en boreal art som återfinns i arktiska och tempererade vatten i Norra hemisfären, vid temperaturer mellan -1-3°C. I norra Atlanten förkommer arten från USA till Spetsbergen (Svalbard) och Barents hav söderut mot Irland. Blåkveite lever av kräddjur, fisk (tånglake, lodda och kungsfisk), djuphavsräkor och andra bottenlevande evertebrater (Muus & Nielsen, 1999).

2.2.3. *Blålånga (Molva dypterygia)*

Blålånga ingår i delutredningen eftersom den är klassad som starkt hotad (EN) på den norska rödlistan (ICES, 2006a, Gjørseter m.fl., 2010).

Blålångan återfinns främst på leriga bottenar från 350-500 m djup där den lever av kräftdjur och fisk (plattfisk, smörbultar (kutlinger), strandskärgårdslånga (*Gaidropsarus mediterraneus*) (Bergstad m.fl., 1996). Artens generationstid beräknas ligga kring 15 år, och de bestånd som leker i den nordliga delen av artens utbredningsområde har gått tillbaka kraftigt. Det direkta fisket på blålånga har upphört och arten fångas nu endast, på en låg nivå som bifångst i fisket efter långa. Baserat på fångsdata från 1965 och 2003 har arten beräknats ha minskat med 85 %. Minskningen har dock troligtvis avstannat i dagsläget. Blålångan är nedfiskad i hela nordöstra Atlanten (ICES, 2006a).

2.2.4. *Kolja (Melanogrammus aeglefinus)*

Kolja ingår i delutredningen eftersom den har en viktig ekologisk funktion och är viktig för fiskeri (Havforskningsinstituttet, 2012).

Nordostarktisk kolja är en bottenlevande torskfisk som finns längs hela kusten norr om Stad, i Barents hav och på västra sidan av Svalbard. Som ung kan den finnas högre upp i vattenmassan. Den blir könsmogen i 4-7 årsåldern, då den är ca 50 cm lång. Koljan leker på djupt vatten och de viktigaste lekområdena är på västsidan av Tromsøflaket. Andra viktiga lekområden finns längs kusten av Nordnorge, längs Eggakanten utanför Møre och Romsdal samt utanför Røstbanken och Vesterålsbankene (Dalen m.fl., 2011). Leken pågår under mars till juni, med huvuddelen sker i slutet av april. Kolja spelar en viktig roll Nordsjöns ekosystem, där ung kolja främst livnär sig på plankton uppe i vattenmassan, medan äldre och större fisk äter räkor, fiskägg och fisk (Bromley m.fl., 1997). Kolja är en toppredator som i vuxen ålder har liten betydelse för annan fisk. Yngre kolja äts dock av t.ex. torsk, sej, grönländssäl och vikval.

2.2.5. *Lodda (Mallotus villosus)*

Lodda ingår i delutredningen eftersom den har en viktig ekologisk funktion (Havforskningsinstituttet, 2012).

Lodda är en liten pelagisk, stimbildande laxfisk som inom norsk ekonomisk zon lever hela sitt korta liv i Barents hav. Beståndet i Barents hav är det största men andra viktiga bestånd finns vid Island, Nya Zeeland och Berings hav (Dalen m.fl. 2011).

Dess huvudfödoområde är längst polarfronten och på senhösten vandrar den söderut för att under vintern befinna sig syd om polarfronten vid iskanten. Den del av beståndet som är 3-5 år gamla och längre än ca 14 cm vandrar mot kusten. De når kusten i mitten av mars, och leker kustnära längs Troms, Finnmark och Kolahalvøya fram till april. Leken sker vid botten vid djup på 20-60 m där det finns sand och grus. Rommen fästs vid botten och kläcks efter ca en månad. Larverna tar sig upp i det övre vattenskiktet och

driver österut med strömmen ut från kusten. Till sommaren har de spridits över de centrala och östliga delarna av Barents hav. (Dalen m.fl., 2011)

Lodda lever främst av hoppkräftor, men vid 10-12 cm storlek börjar den även äta krill. Lodda är en central del av ekosystemet och många predatorer, som torsk och olika valarter, har den som föda (Gjøsæter & Båmstedt 1998).

2.2.6. *Makrill (Scomber scombrus)*

Makrill ingår i delutredningen eftersom den är viktig för fiskeri (Ottersen & Auran 2007; Havforskningsinstituttet, 2012).

Makrill är en snabbsimmande, pelagisk stimfisk som saknar simblåsa. Den lever av småfisk som tobis och sill, samt yngel av andra arter och är själv föda för större fisk, haj och val. Den kan vandra över stora områden och makrillen som fiskas i Nordsjön, Skagerrak och Norska havet, härstammar från tre lekområden: 1) Nordsjön, 2) syd och väst om Irland och 3) utanför Portugal och Spanien.

I Nordsjön leker makrillen från mitten av maj till slutet av juli, med en topp i mitten av juni. Makrillens rom innehåller en oljedroppe som ger dem bra flytkraft och vid bra väder kan de finnas i hela ytskiktet. Efter leken i de sydliga och västliga områdena vandrar den norrut in i Norska havet och blandas med nordsjöbeståndet. Vid slutet på december, eller senare, vandrar den tillbaka till lekområdet. Eftersom det är svårt att skilja de olika lekbestånden åt, förvaltas makrillen som ett bestånd – nordstatlantisk makrill. (Dalen m.fl., 2011)

2.2.7. *Mindre kungsfisk (Sebastes marinus)*

Mindre kungsfisk ingår i delutredningen eftersom den är klassad som starkt hotad (EN) på den norska rödlistan (ICES 2006b, Gjøsæter m.fl., 2010).

Mindre kungsfisk är en långsamväxande, bottenlevande art, som det trålas efter på djupt vatten. Generellt återfinns den utanför kusten på djup mellan 100-1000 m, men de juvenila fiskarna förekommer även i fjordar, vikar och kustnära vatten. De första åren lever den av djurplankton, men som vuxen består födan främst av krill under sommarmånaderna, sill under vintern och av lodda, strömming, krill och kammaneter (Ctenophora) fram på våren. Som liten är den själv bytesdjur för torskfisk och blåkveite. Mindre kungsfisk är en sällskaplig art som parar sig kring sensommar och tidig höst, och föder levande ungar i april till maj (Dalen m.fl., 2011). Mindre kungsfisk blir könsmogen som 11-12 åring vid en längd på 30-35 cm. Den har en livslängd på ca 30 år (Havforskningsinstituttet, 2012).

I norska vatten sträcker sig dess utbredning nord till nordväst om Spetsbergen, och finns sällan i fiskebara mängder norr om Tromsøflaket – Bjørnøya. Yngelområdet breder ut sig längst Eggakanten och kontinentalsockeln från Shetlandsöarna och norrut till Andøya, där de viktigaste områdena är Storegga, Haltenbanken och Vesterålen (Havforskningsinstituttet, 2012).

2.2.8. Nordostarktisk sej (*Polachius virens*)

Sej ingår i delutredningen eftersom den har en viktig ekologisk funktion och är viktig för fiskeri (Ottersen & Auran 2007; Havforskningsinstituttet, 2012).

Sej är en snabbsimmande fisk med kraftig och muskulös kropp. Den förekommer både pelagiskt och som bottenfisk, på 0-300 m djup. Den står ofta uppe i vattenmassan och väntar där strömmen för med sig bytesdjur. Huvudfödan för ung sej är hoppkräftor, krill och andra pelagiska kräftdjur. Äldre sej äter i ökande omfattning även sill, skarpsill, blåvitling, yngel av kolja m.fl.

Sej är en utpräglad vandringsfisk som gör långa betes- och lekvandringar. Stor sej följer den norska vårlekande sillen långt ut i Norska havet, ibland ända till Island och Färöarna. De viktigaste lekområdena i norska vatten är utanför Lofoten, bankarna utanför Helgeland, bankarna utanför Møre och Romsdal och bankar i norra Nordsjön. Lekperioden för sej i Mitt- och Nordnorge är från mitten av februari till mitten av april. I Nordsjön leker de på 150-200 m djup från januari till mars. Rom och larver förs norrut med strömmen och ynglen etablerar sig i strandzonen längst kusten från Vestlandet till södra Barents hav. Som 2-4 åringar vandrar de ut på kustbankarna igen. (Dalen m.fl. 2011)

2.2.9. Norsk vårlekande sill (*Clupea harengus*)

Norsk vårlekande sill ingår i delutredningen eftersom den är viktig för fiskeri (Ottersen & Auran 2007; Havforskningsinstituttet, 2012).

Sill är en pelagisk stimfisk, vars lekområden kan variera väsentligt över tid och rum. Den norska vårlekande sillen förekommer över stora delar av Norska havet, men har Barents hav och delat av kusten som uppväxtområde. Sillen leker främst utanför Møre i februari-mars, men även längst kusten vid Rogaland-Sogn och Fjordane, Nordland och Vesterålen. I de nordligare områdena leker den under februari till mitten av mars. Leken sker på havsbotten och efter ca tre veckor kläcks äggen. De nyfödda larverna driver med strömmen norrut längst kusten och in i Barents hav tidigt på sommaren, lagom tills larverna blir småsill. (Dalen m.fl. 2011)

När sillen är 3-4 år gammal, simmar den västerut ned längst kusten och blandar sig med lekbestånden. Efter leken beger sig den vuxna sillen ut i Norska havet på långa vandringar för att leta mat. Under sommaren lever den av hoppkräftor (*Calanus finmarchicus*), främst i centrala och västliga delar av havet, där atlanthavsvattnet möter det kalla arktiska vattnet som strömmar ned längst Grönlands ostkust. I september-oktober samlas sillen utanför Troms och Finnmark, där den övervintrar för att sedan vandra söderut längst kusten i januari för att leka.

Sillen är en viktig del i ekosystemen längs kusten, i Norska havet och Barents hav. Den lever av hoppkräftor och är själv en viktig födoresurs för val, samt rovfisk som torsk, sej och annan bottenfisk. Stora flockar av späckhuggare följer sillen på sin vandring.

2.2.10. *Havstobis (Ammodytes marinus)*

Havstobis ingår i delutredningen eftersom den har en viktig ekologisk funktion (Havforskningsinstitutet, 2012).

Denna ålformiga fisk lever på sandbotten där den tillbringar mycket tid nedgrävd. Dess utbredning är begränsad av de bottenförhållanden som den kräver för att kunna gräva ned sig. Efter en lång period i dvala kommer den magra fisken upp ur sanden i april i täta stim för att äta små näringsrika kräftdjur i den fria vattenmassan. Själv är havstobisen mat för diverse fisk, fågel och marina däggdjur. När kvällen kommer återvänder den till sanden där den är skyddad från predatorer. Kring mitten av sommaren har ettårig och äldre havstobis vanligtvis byggt upp fettlagret tillräckligt för att gå i dvala på nytt, medan årets yngel fortsätter att beta under hösten. Vid årsskiftet kommer tvåårig och äldre havstobis ut för att leka i stora delar av Nordsjön och Skagerrak. Lekperioden sträcker sig från november till februari, med en topp i december i centrala delar av Nordsjön (Dalen m.fl. 2011). Rommen läggs i sand, medan de nykläckta larverna flyter fritt i vattnet. Efter leken vänder havstobisen tillbaka till sitt gömsle i sanden (Wright m.fl. 2000).

Havstobis kan betraktas som en av de viktigaste arterna i Nordsjöns ekosystem, eftersom den utgör föda för många rovfiskar, marina däggdjur och fågel (t ex Furness & Tasker 2000; Frederiksen m.fl. 2004; Daunt m.fl. 2008).

2.2.11. *Torsk (Gadus morhua)*

Torsk ingår i delutredningen eftersom den är viktig för fiskeri (Ottersen & Auran, 2007; Havforskningsinstitutet, 2012).

Torsken är huvudsakligen en bottenlevande predator, men den kan jaga pelagiskt i perioder. Som ung utgörs födan i huvudsak av skaldjur men ju större torsken blir desto mer består födan av fisk. Torsk mellan 0 och 2 år lever till största delen av djurplankton, medan äldre torsk äter mest fisk och bottendjur. Kannibalism är vanligt och upp till 3 års ålder kan torsken bli uppäten av sina artsfränder.

De viktigaste lekområdena för nordostatlantisk torsk är i Lofoten – Vesterålen, på Møre och mindre lekområden söder om Hordaland. Rommen läggs i den fria vattenmassan i februari-april och både rom och larver driver med kustströmmen längs kusten in i Barents hav fram på hösten. (Dalen m.fl. 2011)

Kusttorsken lever från algbältet ned till 500 m djup. Andelen kusttorsk ökar från norr mot söder, men den totala abundansen ökar däremot från syd till nord. Den leker i februari till mars långt inne i de flesta fjordar eller i avgreningar i större fjordsystem, men också i samma områden på kusten som nordostarktisk torsk. Kusttorsk yngel lever först på relativt grunt vatten (0-20 m) och vandrar som 2 åring ned på djupare vatten. Jämfört med nordostarktisk torsk blir den könsmogna tidigare, växer snabbare och vandrar i en mindre utsträckning. Fjordtorsk är relativt stationär, dock gör de stora kustbestånden längre vandringar. (Dalen m.fl. 2011)

Torsken i Nordsjön är relativt stationär och leken pågår från januari till april, tidigast i syd. Äggen kläcks efter 2-3 veckor och de viktigaste uppväxtområdena är längst den danska kusten och i Tyska bukten. Torsken i Nordsjön växer snabbare, blir könsmogen tidigare och har en kortare livscykel än torsken i Barents hav. (Dalen m.fl. 2011).

2.3. Marina däggdjur

Enligt uppdragsbeskrivningen fokuserar delutredningen på följande grupper av marina däggdjur:

- arter som är upptagna på den norska rödlistan (kategorierna: CR - akut hotad, EN - starkt hotad, VU – sårbar, NT – nära hotad)
- arter som har en speciellt viktig ekologisk funktion
- arter som Norge har ett särskilt internationellt ansvar för

Med den sistnämnda kategorin avses arter som är upptagna på den Internationella Naturvårdsunionens (IUCN:s) rödlista men inte är upptagna på den norska rödlistan. Utöver de arter som anges i uppdragsbeskrivningen presenteras även information om späckhuggare som är en viktig art för turistnäringen. Baserat på dessa kriterier omfattar delutredningen de arter som presenterats i Tabell 6a och b.

Data om marina däggdjurs utbredningsområden hämtades från Havsforskningsinstitutets geoportal (<http://www.imr.no/geodata/>) samt Global Biodiversity Information Facility (<http://data.gbif.org>). Förekomstdata för blåval i norska vatten har hämtats från GeoCommons (<http://geocommons.com>).

Tabell 6a. Arter av marina däggdjur som har identifierats som relevanta för delutredningen.

Namn (SE, NO)	Vetenskapligt namn	Rödlista NO ¹	Rödlista IUCN ¹	Hörselgrupp ²
Blåval Blåhval	<i>Balaenoptera musculus</i>	NT	VU	Lågfrekvens
Grönlandsval Grönlandshval	<i>Balaena mysticetus</i>	CR	LC	Lågfrekvens
Kaskelot Spermhval	<i>Physeter macrocephalus</i>	LC	VU	Medelfrekvens
Narval Narhval	<i>Monodon monoceros</i>	EN	NT	Medelfrekvens
Sillval Finnhval	<i>Balaenoptera physalus</i>	LC	EN	Lågfrekvens
Späckhuggare Spekkhogger	<i>Orcinus orca</i>	LC	DD	Medelfrekvens
Klappmyts Klappmyss	<i>Cystophora cristata</i>	EN	VU	Sälar
Knubbsäl Steinkobbe	<i>Phoca vitulina</i>	VU	LC	Sälar

¹ DD = Data Deficient/ Kunskapsbrist, LC = Least Concern/ Livskraftig, NT = Near Threatened/ Nära hotad, VU = Vulnerable/ Sårbar, EN = Endangered/ Starkt hotad, CR = Critically Endangered/ Akut hotad.

² Hörselkategori enligt Southall m.fl. (2007), se "4.2.4. Effekter av buller på marina däggdjur".

Tabell 6b. Marina däggdjur identifierade som relevanta för delutredningen med förekomst i de 15 utredningsområdena. Observera att utredningen även har bedömt konsekvenser på naturvärden utanför utredningsområdena.

	Blåval	Sillval	Kaskelot	Kaskelot, furagerings- område	Knubbsäl	Knubbsäl, hög täthet	Späckhuggare	Späckhuggare, hög sommar- täthet	Späckhuggare, vinteruppehålls- område
Auvær	X	X	X		X	X	X	X	X
Frøyabanken	X	X	X		X		X	X	X
Frøyagrunnene	X		X		X	X	X	X	
Gimsøy nord	X	X	X		X	X	X	X	X
Nordmela	X	X	X		X	X	X	X	X
Nordøyan	X	X	X		X		X	X	
Olderveggen	X		X		X	X	X	X	
Sandskallen	X	X	X		X	X	X	X	
Stadthavet	X	X	X	X	X		X	X	
Sørlige Nordsjø I	X		X				X		
Sørlige Nordsjø II	X		X				X		
Træna vest	X	X	X		X		X	X	
Trænafjorden	X	X	X		X	X	X	X	
Utsira nord	X		X		X		X		
Vannøya nordøst	X	X	X		X	X	X	X	X

2.3.1. Blåval (*Balaenoptera musculus*)

Blåvalen ingår i delutredningen eftersom den är klassad som nära hotad (NT) på den norska rödlistan (Kålås m.fl. 2010).

Det finns minst tre underarter av blåval: *B. m. musculus* (den nordliga blåvalen) i norra Atlanten och norra Stilla havet, och *B. m. intermedia* (den sydliga blåvalen) i Antarktiska oceanen och *B. m. brevicauda* (även kallad pygméblåval) i Indiska Oceanen och södra Stilla havet. I norra Atlanten finns två bestånd av *B. m. musculus*. Det ena återfinns utanför Grönland, Nya Zeeland, Nova Scotia och Saint Lawrencebukten och beräknas bestå av omkring 500 individer. Det andra beståndet befinner sig vid Azorerna på våren och Island under juli och augusti. Bortanför Island har valar setts så långt norrut som Spetsbergen och Jan Mayen, detta är dock ovanligt. Det totala beståndet i norra Atlanten beräknas innehålla mellan 600 och 1 500 djur. Under sommarmånaderna uppehåller den nordliga blåvalen sig i Davis sund, Danmarkssundet (mellan Island och Grönland), vattnet norr om Svalbard, Barents hav söder om Saint Lawrenceviken och Biscayabukten (Rice 1998). Vinterutbredningen är relativt okänd. Blåvalar var vanliga i de flesta hav fram till början på 1900-talet innan de jagades närmast till utrotning. År 1966 blev de fredade och 2002 uppskattades den globala populationen till mellan 5-12 000 blåvalar. (Reilly m.fl. 2008). Observationer av blåval har registerats längs hela den Norska kusten men är relativt ovanliga.

Parningstiden startar på senhösten och pågår till slutet av vintern. Honorna föder en gång vartannat eller vart tredje år, vid tidig vinter efter en dräktighetsperiod på 10-12 månader. Kalven blir könsmogen vid en ålder av 5-10 år (Klinowska, 1985) och blåvalar beräknas ha en livslängd på minst 80 år och en generationstid på 31 år (Taylor m.fl. 2007). Dess enda predator, förutom människan är späckhuggaren, dock är dödligheten från dessa attacker okänd och troligen låg.

Blåvalen lever oftast ensam eller med en annan individ, men om det finns gott om föda kan de förekomma i grupper på upp till 50 valar. I likhet med andra bardvalar består blåvalens diet främst av krill och ibland även av hoppkräftor. De födosöker oftast på djup över 100 m på dagen och vid ytan endast på natten. Dyken varar vanligtvis omkring 10 min, men dyk på 36 min har registrerats (Calambokidis m.fl. 2007).

2.3.2. *Grönlandsval (Balaena mysticetus)*

Grönlandsvalen ingår i delutredningen eftersom den är klassad som akut hotad (CR) på den norska rödlistan (Kålås m.fl. 2010).

Internationella valfångstkommissionen (IWC) beskriver fem bestånd av grönlandsval, varav två av dessa (Ochotska havet och Svalbard-Barents hav) har separata rödlistebedömningar som underpopulationer. Beståndet i Svalbard-Barents hav återfinns från Grönlands östkust genom Grönlandshavet och Karahavet till Severnaja Zemlja i Ryssland och så långt söderut som isfronten, och når vid sällsynta tillfällen Island och Finnmarkskusten i Norge. Beståndet uppskattas ha bestått av ca 24 000 individer innan det kommersiella valfisket startade i början på 1600-talet, men uppskattas idag bestå av endast en liten fraktion av dessa siffror (pålitliga förekomstuppskattningar saknas). Dock ökar den globala populationen, främst tack vare ökning av den stora delpopulationen i Berings hav, Tjuktjerhavet och Beauforthavet. (Reilly m.fl. 2008)

Grönlandsvalen har en generationstid på omkring 52 år (Taylor m.fl. 2007) och studier har visat att den kan ha en livslängd på över 100 år (George m.fl. 2004). Kalvningsintervallet ligger kring 3-4 år för studerade subpopulationer (Rugh m.fl. 1992). Under vintermånaderna befinner sig grönlandsvalen söderut nära iskanten, i isvakor och i områden med rörlig packis (Moore & Reeves, 1993). När våren kommer rör sig valarna genom sprickor i isen till områden som tidigare var oåtkomliga på grund av istäcket. Till sommaren migrerar den till högarktiska områden, där zooplanktonproduktionen är hög eller där det finns höga koncentrationer av hoppkräftor (Copepoda) (Finley 1990). I grönlandsvalens diet ingår upp emot 60 arter, bland annat pungräkor (Mysida) och märkräftor (Amphipoda). Dess huvudföda består dock av små- till medelstora kräftdjur, främst krill och hoppkräftor (Pomerleau m.fl. 2011).

2.3.3. *Kaskelot (Physeter macrocephalus)*

Kaskelot ingår i delutredningen eftersom den är klassad som sårbar (VU) på IUCN:s rödlista (Taylor m.fl. 2008). Kaskelot är även viktig ur turismsynpunkt.

Kaskeloten har en stor geografisk utbredning (Rice 1998), som sträcker sig över Medelhavet, Ochotska havet och Mexikanska golfen. Det globala beståndet har beräknats till 1 100 000 individer innan något valfiske började, men beståndet minskade sedan med 67 % till 360 000 individer år 1990 (iucnredlist.org, estimerat med metodik från Whitehead (2003)). Det finns dock en stor osäkerhet kring dessa uppskattningar.

Kaskeloten kan bli upp till 18 m lång och mer än 70 år gammal, och har en generationstid på ca 27 år (Taylor m.fl. 2007). Dess huvudföda består av bläckfisk, men även en och annan rocka kan slinka ned. Den har beräknats ta ungefär samma biomassa från havet som människan (Whitehead, 2003). Kaskelotens habitat är det öppna havet på stora djup längst kontinentalbranten, och den återfinns i nästan alla havsområden som är djupare än 1 000 m och som inte är täckta av is. I t ex Nordatlanten kan de (speciellt hanar) dock förekomma på grundare vatten (Scott & Sadove 1997). Honor och ungdjur befinner sig ofta i vatten på latituder under 40-50° och i områden med vattentemperaturer över 15°C. Kaskeloten är generellt vanligare i vatten med relativt hög primärproduktion, t.ex. i Sargassohavet (Barlow & Taylor 2005). Kaskeloten har även s.k. "hot spots" utanför Norge och det ligger till grund för en omfattande valturism i Andenes.

2.3.4. *Narval (Modon monoceros)*

Narvalen ingår i delutredningen eftersom den är klassad som starkt hotad (EN) på den norska rödlistan (Kålås m.fl. 2010).

Fram till 1996 hörde narvalen till rödlistakategorin DD (data saknas till den grad att ingen bedömning kan göras). På global skala kvalar valen inte in under kategorin hotad, även om det finns bevis för minskande delpopulationer (NAMMCO/JCNCB 2005) och stora osäkerheter kring artantal och trender. Delpopulationerna utsätts för olika grad av hot och kräver individuell utvärdering. Jakt med modern utrustning i vissa delar av Grönland och Kanada är det största och mest långvariga hotet mot narvalen.

Den globala populationen av narval består troligtvis av ca 80 000 djur, och finns primärt i den Atlantiska delen av Arktis, från centrala kanadensiska Arktis österut mot Grönland och in mot ryska Arktis. Den föredrar djupa vatten, men under sommaren spenderar ca 70 000 djur ungefär två månader i högarktiska isfria grunda vikar och fjordar (NAMMCO/JCNCB 2005). Narvalen övervintrar i djupa, istäckta habitat längst kontinentalbranten (Heide-Jørgensen & Dietz, 1995). Valarna migrerar mellan dessa områden, med migrationsperioder på ca två månader (Heide-Jørgensen m.fl. 2003) och passerar då norska vatten. Narvalen kan bli mer än 50 år gammal och dess generationstid är beräknad till 24 år (Taylor m.fl. 2007).

Narvalens diet utgörs främst av fisk (främst arktisk fisk som mindre hälleflundra, torsk och polartorsk), bläckfisk och räkor (Heide-Jørgensen & Dietz, 1995). Narvalen jagar främst på djupt vatten eller nära botten. Potentiella predatorer är späckhuggare, isbjörn och håkåring (Ridgway & Harrison, 1998).

2.3.5. *Sillval (Balaenoptera physalus)*

Sillvalen ingår i delutredningen eftersom den är klassad som starkt hotad (EN) på IUCN:s rödlista (Reilly m.fl. 2008), d.v.s. det är en art som Norge har särskilt internationellt ansvar för.

I Nordatlanten sträcker sig sillvalens utbredning så långt som till Svalbard (Norge) i nordöst (dock sällan in i Barents hav), till Davis sund och Baffinbukten (Kanada och Danmark (Grönland)) i nordväst, till Kanarieöarna i sydost och till Antilles i sydväst (Rice, 1998). Baserat på tidigare valfångster har sju övervakningsområden pekats ut av Internationella valfångstkommissionen (IWC), bland annat Nordnorge och Västnorge-Faraoöarna. Beståndet i norska vatten har uppskattats bestå av uppemot 30 000 individer (IWC, 2007). Den globala populationen av sillval har beräknats ha minskat med mer än 70 % under de senaste tre generationerna (1929-2007), men ökar troligtvis i dagsläget. Största delen av den globala minskningen beror på den stora minskningen i den Södra hemisfären, medan delpopulationen i Nordatlanten antas ha ökat.

Sillvalens generationstid uppskattas till 25,9 år (Taylor m.fl. 2007). Dess huvudföda består främst av krill, men den har även rapporterats äta tobis och lodda. Förekomsten av lodda varierar över tid och sillvalen kan tänkas nyttja denna födoresurs under perioder med höga förekomster. Sillvalar har rapporterats kollidera med fartyg vid flera tillfällen (Laist m.fl. 2001).

2.3.6. *Späckhuggare (Orcinus orca)*

Information om späckhuggaren presenteras i delutredningen eftersom arten är särskilt viktig för den norska turistnäringen. Eftersom arten inte har ett särskilt stort naturvärde ingår den dock inte i den sammanvägda konsekvensbedömningen. Späckhuggaren är inte upptagen på den norska rödlistan (Kålås m.fl. 2010) eller IUCN:s rödlista (Taylor m.fl. 2008).

Späckhuggaren är en kosmopolit med stor geografisk spridning och den återfinns från ekvatorn till polarvattnen (Rice, 1998). Späckhuggare världen över behandlas som en art, dock är det troligt att det förekommer två eller fler arter. Trots att de ofta återfinns nära kusten i högproduktiva områden (Williams m.fl. 2004), verkar deras förekomst inte ha några fasta riktlinjer gällande vattentemperatur eller djup.

Späckhuggarna kommunicerar med akustiska signaler, som gör det möjligt för dem att koordinera jakt och att hitta varandra om de skiljts åt. Forskning har visat att bland de späckhuggare som lever i stabila familjeflockar har varje familj sin egen dialekt, och på det viset kan de "hålla isär" varandra. Båttrafik har visat sig kunna störa aktiviteter som jakt och vila, och undervattensbuller kan störa sociala och ekosignalerings signaler. I British Columbia har det påvisats att residenta späckhuggare har uppvisat undvikande beteende till följd av valskådningsbåtar som kommit för nära (Williams m.fl. 2008).

Den sociala organisationen hos späckhuggare varierar mellan olika populationer. Det vanligaste är matriarkala grupper där både honor och hanar stannar i sin moders flock

hela livet. När två eller flera flockar träffas sker parningen mellan individer från olika flockar och pappan finns alltså inte i ungens familjeflock. Flocken hjälps åt att ta hand om ungarna, något som ofta förekommer hos sociala däggdjur med stabila gruppbildningar (WWF.com).

Späckhuggarhannor i Norge kan bli upp till 6,5 m långa och väga kring 4-5 ton. Honorna kan bli 5,5 m långa och väga ca 3 ton. Medellivslängden för späckhuggarhonor är runt 50 år, men det finns exempel på att de kan nå en ålder av 80 år. En vuxen hona kan få en unge vart tredje år, men genomsnittet är en unge vart åttonde år. Ungen diar i ungefär ett år (WWF.com). Generationstiden är beräknad till 25,7 år (Taylor m.fl. 2007).

Späckhuggare lever av en mängd olika föda, t.ex. marina däggdjur, sjöfågel, havsskölpadda, bläckfisk och diverse fiskarter (även hajar och rockor) (Ridgway & Harrison, 1998). Många av de arter som utgör födobasen för späckhuggare har minskat kraftigt, vilket kan komma att leda till minskade populationer av späckhuggare.

Späckhuggare i Norge har specialiserat sig på strömming (Similä m.fl. 1996). Omkring 600-700 späckhuggare befinner sig i Tysfjord- Lofoten-Vesterålen-området varje år mellan oktober och januari för att äta av norsk vårlekande sill som vandrat in i fjordarna. Dock har förekomsten av späckhuggare i fjordarna minskat de senaste åren, förmodligen till följd av en minskning av sill som går in i fjordarna (NORCA, 2012). Späckhuggarnas förekomst i fjordarna är viktig för norsk turism.

2.3.7. Klappmyts (Cystophora cristata)

Klappmytsen ingår i delutredningen eftersom den är klassad som starkt hotad (EN) på den norska rödlistan (Kålås m.fl. 2010).

Klappmyts återfinns främst på höga latituder inom Nordatlanten och tre bestånd finns beskrivna: 1) Saint Lawrenceviken och Kanadas östkust, 2) Davis sund och 3) de delar av Grönlandshavet som är täckta av pack-is under vintern (the West Ice, norr om Jon Mayen (Lavigne & Kovacs 1988)). Beståndet i nordvästra Atlanten är för tillfället stabilt och långsamt ökande, och populationen beräknades innehålla 592 000 individer år 2005 (Waring m.fl. 2005). Dock har beståndet i nordöstra Atlanten minskat med 85-90% de senaste 40-60 åren (från ca en halv miljon till 70 000) och anledningen till denna minskning är okänd. Klappmytsen förekommer i norska vatten, dock ej kustnära. Den har heller varken parnings- eller pälsömsningsområde i Norge.

Vuxna hanar blir upp emot 2,5 m långa och kan väga 300 kg, medan honorna är lite mindre med en längd på 2,2 m och en vikt på ca 160 kg. Klappmytsen spenderar stora delar av året på packisen, där de även fortplantar sig. De har en kort parningssäsong på ca 2,5 veckor och ungarna föds på isen i mitten av mars. Klappmyts har en livslängd på 25-30 år (Lavigne & Kovacs, 1988) och en generationstid på ca 10 år. Sälarna ömsar päls i juli och bestånden skiljs sedan åt i Nordatlanten. Klappmytsen skulle kunna påverkas negativt av ett minskade istäcke till följd av klimatförändringar.

Klappmytsen är en skicklig dykare som spenderar stor tid ute till havs, de flesta dyk är mellan 100-600 m djupa och varar i ca 2-25 min. De lever av en mängd olika evertebrater och fisk, t.ex. mindre hälleflundra, polartorsk, sill och tobis (Haug m.fl. 2004, 2007). Arter som prederar på klappmyts är isbjörn och späckhuggare.

2.3.8. Knubbsäl (*Phoca vitulina*)

Knubbsälen ingår i delutredningen eftersom den är klassad som sårbar (VU) på den norska rödlistan (Kålås m.fl. 2010).

Knubbsäl återfinns främst i kustområden i norra hemisfären, från tempererade områden till polartrakter, men den förekommer även i vikar, floder, flodmynningar och tidvattenzoner. Det finns fem underarter av knubbsäl, varav två (*P. v. vitulina* och *P. v. concolor*) återfinns i Atlanten. *P. v. vitulina* eller europeisk knubbsäl, förekommer i östra Atlanten från Storbritannien till Barents hav, i nordvästra Ryssland och norr till Svalbard. *P. v. concolor* förekommer i västra Atlanten från mitt-Atlanten vid USA till kanadensiska Arktis och österut till Grönland och Island. Vissa delpopulationer är små och minskande, men på den globala skalan är populationen av knubbsäl stabil eller ökande. Människan har jagat knubbsäl sedan långt tillbaka för dess kött, päls och tran (flottig olja som utvinns ur marina djur).

Populationsdynamiken varierar kraftigt för olika regionala delpopulationer av europeisk knubbsäl. Populationer på västra Grönland, Island och i Norge minskat kraftigt till följd av jakt (Bjorge 1987; Henriksen m.fl. 1997). På senare tid har storskaliga nedgångar uppmärksamats i den norra engelska populationen (Lonergan m.fl. 2007). I Vadehavet (Tyska bukten), södra England och i Kategatt och Skagerrak har snabba populationsökningar avbrutits av populationskrascher på grund av sjukdom. Populationen i Nordsjön har nu återhämtat sig till en stam på ca 7 000 sälar. Totalt sett har den globala populationen varit stabil eller ökande sedan 80-talet.

Vuxna knubbsälshannor kan bli upp till 1,9 m långa och väga 70-150 kg. Honorerna är något mindre, med en längd på ca 1,7 m och vikt kring 60-110 kg. Hanarna blir könsmogna vid 4-5 års ålder, medan honorerna blir könsmogna kring 3-5 år. Dräktigheten varar ca 11 månader och kutarna föds mellan mitten på mars och början på september. Efter parningssäsongen ömsar sälarna päls. Livslängden för honor är ca 35 år och för hanar ca 25 år.

Knubbsälen är en generalist som äter olika fiskarter (torsk, sill m.m.), bläckfisk och skaldjur. Dieten kan skilja sig mellan olika populationer och även vissa säsongsbaserade skillnader finns (Harkonen, 1987; Andersen m.fl. 2004). Arter som prederar på knubbsäl är t.ex. späckhuggare, vithaj, håkåring, valross och örn. På land är det väldigt skygga om de inte är vana vid mänsklig aktivitet och buller i sin närhet. Annars befinner de sig gärna på klippor, sandbankar, vid vegetation m.m. De är oftast själva, men kan ibland förekomma i små grupper. Knubbsäl lever vanligtvis nära inpå mänskligheten och är därför ofta utsatta för miljögifter.

2.3.9. *Arter som har en speciellt viktig ekologisk funktion*

Marina däggdjur som har en speciellt viktig ekologisk funktion har inte varit möjligt att identifiera med dagens kunskap och inga exempel har kunnat identifieras från norsk myndighets- eller förvaltningssida.

Ekologisk funktion hos ett marint däggdjur kan bedömas t.ex. från deras konsumtion, omsättning av näringsämnen, samevolution mellan predator och byte eller samhällstruktur, inklusive modifiering av bottenhabitat (Bowen m.fl. 1999). De flesta studier sträcker sig dock inte längre än till beräkningar av total födokonsumtion av ett marint däggdjur, eventuellt med en uppskattning av total effekt på bytesarterna. Ett exempel på en sådan studie är en skattning av födokonsumtion av invaderande grönländssäl (*Pagophilus groenlandicus*) vid norska kusten 1987-1988 och dess effekt på årsklasserna av sej (Ugland m.fl. 1993). Nästa steg är att bygga en modell för att undersöka samband mellan olika arter. Ett exempel på en tvåartsmodell för norska vatten presenteras av Tjelmeland & Lindstrøm (2005). Målsättningen med denna studie var att inkludera vikval i den modell som ICES arbetsgrupp använder för att uppskatta beståndet av vårlekande sill i Norge. Deras främsta slutsats från detta försök var att den naturliga mortaliteten för juvenil sill var ungefär hälften så stor om vikval inkluderas i modellen eller om mortaliteten beräknas direkt, jämfört med det värde som arbetsgruppen hade uppskattat. Ett tidigt försök till en flerartsmodell har gjorts av Bogstad m.fl. (1997) för Barents hav. Denna modell inkluderar tre fiskarter (lodda, sill och torsk) och två marina däggdjursarter (grönländssäl och vikval). Resultaten visade att denna modell var mer känslig för födovalpreferens hos torsk än födovalpreferens eller populationsstorlek hos marina däggdjur. Redan dessa enkla modeller visar på svårigheterna att uppskatta kvantitativa samband mellan olika arter.

En av de mer omfattande modellerna av ekologiska funktioner som inkluderar marina däggdjur, dock inte i norska vatten, har gjorts av Österblom m.fl. (2007). I denna studie har trofiska nivåer och ett ekologiskt regimskifte modellerats för Östersjön. Modellen inkluderar 13 funktionella grupper: fiske, sälar, tre fiskarter, tre plankrongrupper, pelagiska evertebrater, två grupper av bentisk fauna, detritus samt bakterier. Med denna modell förklaras bestånd av torsk, sill och skarpsill mellan 1900 och 1980. Tre stora ekologiska regimskiften identifieras i följande tidsordning: (1) från dominans av säl till dominans av torsk på grund av nära utrotning av marina däggdjur, (2) från näringsfattigt till näringsrikt tillstånd på grund av utsläpp av näringsämnen, och (3) från dominans av torsk till dominans av clupeider på grund av hårt fisketryck på torsk i kombination med klimatförändringar.

Slutsatsen från dessa exempel är att marina däggdjur med största sannolikhet har en viktig ekologisk funktion för Norges marina ekosystem, men vilka dessa funktioner är och hur viktiga olika arter av marina däggdjur är för dessa funktioner är inte känt.

3. FUNDAMENT OCH AKTIVITETER

En vindkraftsparks livscykel kan delas upp i prospekterings-, konstruktions-, drifts- och rivningsfas. I de flesta fall är det aktiviteterna under konstruktionsfasen som ger störst påverkan på bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. Vilka aktiviteter som utförs under konstruktionsfasen är främst beroende av vilken typ av fundament som konstrueras.

I detta avsnitt presenteras kortfattad information om fundamenttyper och aktiviteter som påverkar bottensamhällen, fisk och marina däggdjur, inklusive vilken typ av påverkan de kan ge på bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. I beskrivningarna av huvudtyper av fundament ingår kortfattad information om strukturer och aktiviteter som ger påverkan under konstruktions- och driftsfas. Aktiviteter som ger påverkan under prospekterings- och rivningsfas behandlas i separata avsnitt.

3.1. Konstruktion och drift

3.1.1. *Centrala antaganden om fundament*

I detta avsnitt presenteras de antaganden om fundament som har beslutats centralt inom den strategiska konsekvensutredningen och som har använts i delutredningen om bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. De centrala antagandena har behövts eftersom delutredningen syftar framåt i tiden, med målsättningen att bedöma konsekvenser av påverkan från fundament som ännu inte har konstruerats. I de fall där flera alternativ har funnits har delutredningen utgått från det som ger störst miljöpåverkan.

Baserat på de centrala antagandena har delutredningen bedömt påverkan på bottensamhällen, fisk och marina däggdjur från följande huvudtyper för bottenfasta fundament:

- Pålade fundament (monopile, tripile, tripod)
- Fackverksfundament (quadripod och twisted jacket)
- Gravitationsfundament
- Sugfundament (suction och suction bucket)

För flytande fundament har generell påverkan bedömts för följande huvudtyper av förankring:

- Pålade ankare (monopile och multipiles)
- Borrade ankare (monopile och multipiles)
- Gravitationsankare
- Sugankare

För bedömning av påverkan på bottensamhällen har antaganden även behövts göras för placering av fundament inom utredningsområdena. Dessa antaganden har grundats på följande uppgifter specificerade av Norges vassdrags- og energidirektorat för utredningen:

- Rotordiameter: 164 m
- Placering av vindkraftverk: $(7 \cdot \text{rotordiameter}) \cdot (7 \cdot \text{rotordiameter}) = 1148 \text{ m} \cdot 1148 \text{ m}$
- Maxdjup för bottenfasta fundament: 100 m
- Kapacitet per vindkraftverk: 7 MW
- Total kapacitet för mindre utredningsområden: 200 MW
- Total kapacitet för större utredningsområden: 1000 MW fördelat på 4 delområden med 4-8 km avstånd mellan delområdena

I de centrala specifikationerna gavs även två större alternativ till rotordiameter eftersom större vindkraftsverk förväntas vara teknisk möjligt att bygga i framtiden. Bedömningen av påverkan på bottensamhällen utgick dock endast från den minsta angivna diametern då denna bedöms ge störst påverkan på bottensamhällen.

Nedan ges en kort genomgång av olika, idag vedertagna och framtida fundamenttyper och vilka typer av påverkan de ger på den marina miljön. Idag är gravitationsfundament och monopiles de två vanligaste fundamenttyperna. För bilder och mer ingående information om fundamentstrukturer se t.ex. Hammar m.fl. (2008) och UpWind (2011).

3.1.2. Pålade fundament: monopile, tripile, tripod

Ett pålat fundament förankras genom att ett eller flera cylinderformade stålrör djupt ned i havsbotten, vanligtvis med hjälp av slag från en pålningshammare. Pålning kan göras vid sand, lera eller stenblandad botten med ett fast underliggande skikt. Vid hög förekomst av block, berghäll eller mjuk lera är pålning inte lämpligt, men vid stenbotten eller förekomst av enstaka block kan borrning användas för att underlätta fortsatt pålning (Hammar m.fl. 2008).

Ett monopile-fundament består av ett stålrör. Diametern på dagens monopiles är vanligen kring fyra meter och kommande versioner kan antas ha en diameter på sex meter (EWEA 2007). Tripile- och tripod-fundament liknar monopile-fundament med att även dessa är förankrade med stålrör som drivs ned i botten. Som namnen anger består tripile- och tripod-fundamenten dock av tre stålrör, och diametern på dessa är vanligtvis mindre. I ett tripile-fundament är de tre stålrören sammanfogade med en triangulär ram av stålbalkar ovanför vattenytan, medan ramen är nära botten i ett tripod-fundament (SGS 2005; WPD 2005).

Tillämpad sammanfattning av påverkan av pålade fundament på marin miljö enligt Hammar m.fl. (2008):

Struktur (per fundament)

- Fundamentpelare (främst monopile och tripile): skapar en artificiell vertikal bottenyta av stål målade med täckfärg (utan påväxthämmande komponenter)
- Triangulär ram med tvärgående ribbor (tripod): skapar en komplex artificiell bottenyta av stålbalkar målade med täckfärg (utan påväxthämmande komponenter) och epoxi korrosionsskydd
- Iskrage: skapar ett artificiellt överhäng vid vattenytan

Konsekvenser av havsbaserad vindkraft för bottensamhällen, fisk, marina däggdjur

- Eventuellt erosionsskydd: skapar en artificiell horisontell bottenyta av sten och grus
- Utvändig kabel i hölje: kan innebära ett mindre magnetiskt fält och ett inducerat elektriskt fält längs med kabeln utanpå fundamentet
- Anoder: utvändiga stavar innehållande framförallt zink, vilka avsöndras och byts ut med tiden

Konstruktionsarbeten (per fundament)

- Pålning: mycket höga ljudnivåer i pulser, under 1-4 timmar för monopile, flera pålningar för tripile och tripod
- Eventuell borrning: lokal sedimentspridning samt höga ljudnivåer
- Fartygsaktivitet inklusive förankring: buller och lokal störning av botten

3.1.3. Fackverksfundament: quadripod och twisted jacket

Liksom huvudgruppen pålade fundament är även fackverksfundamenten förankrade i botten med pålar. Fackverksfundamenten skiljer sig dock genom att de ovanför botten består av en nätverkskonstruktion av stålrör eller stålbalkar. Både ett quadripod-fundament och ett twisted jacket-fundament är förankrade med fyra stålrör vars förlängning utgör stommen i nätverkskonstruktionen. Medan ett quadripod-fundament har ett kvadratisk tvärsnitt har ett twisted jacket-fundament ett triangulärt där tre stålrör eller stålbalkar är vridna runt ett centralt stålrör eller en central stålbalk. Diametern på fackverksfundamentens stålrör är mindre än det i ett monopile-fundament (Hammar m.fl. 2008).

Tillämpad sammanfattning av påverkan av fackverksfundament på marin miljö enligt Hammar m.fl. (2008):

Struktur (per fundament)

- Stållkonstruktion: skapar ett mångformigt nätverk av artificiell bottenyta bestående av stålrör (\varnothing 0,5 – 1 m), förzinkade och/eller målade med täckfärg eller korrosionsskydd (t ex glass flake epoxi)
- Utvändig kabel i hölje: kan innebära ett mindre magnetiskt fält och ett inducerat elektriskt fält längs med kabeln utanpå fundamentet
- Anoder: utvändiga stavar innehållande framförallt zink, vilka avsöndras och byts ut med tiden

Fackverksfundament konstruktionsarbeten (per fundament)

- Pålning: mycket höga ljudnivåer i pulser
- Fartygsaktivitet inklusive förankring: buller och eventuellt lokal störning av botten

3.1.4. Gravitationsfundament

Som namnet anger hålls gravitationsfundament upprätt med hjälp av dess tyngd. Vid anläggning av gravitationsfundament muddras botten och stora block krossas genom sprängning. Därefter läggs stenkross ut och fundamentet som består av en betongkassun

eller stålbehållare fästs in och fylls med ballast över nivån av den omgivande havsbotten. För att hindra vattenrörelser underminerar förankringen krävs någon form av erosionsskydd (SGS, 2005). Fundamentet har ofta en större diameter ovanför havsytan än under för att förhindra skador från is. Gravitationsfundament lämpar sig för de flesta bottensubstrat, såsom block- och stenbotten och välpackat sediment. De är dock inte lämpliga vid genomgående löst sediment, som t.ex. lera (SGS, 2005; DWIA, 2003; WPD, 2005).

Vid anläggandet av gravitationsfundament används ofta någon form av erosionsskydd för att minska risken för utgrävning av fundamentet på grund av strömmar och vågexponering. Generellt anläggs ett undre lager av grus och ett övre lager av sten ut till lämpligt avstånd från fundamentet (ofta 5-10 m; Hammar m.fl. 2008). Effektiviteten av befintliga erosionsskydd har visat sig variera kraftigt mellan olika vindkraftsparker (Hammar m.fl. 2008). För pålade fundament behövs oftast inget erosionsskydd, eftersom de kan anpassas till erosion genom att varje pile förlängs med samma antal meter som erosionen förväntas gräva ut (EWEA, 2007).

Tillämpad sammanfattning av påverkan av gravitationsfundament på marin miljö enligt Hammar m.fl. (2008):

Struktur (per fundament)

- Fundamentpelare: skapar en artificiell vertikal bottenyta av slät betong
- Konisk plattform: skapar ett artificiellt överhäng
- Eventuell betongkassun: skapar en artificiell horisontell bottenyta (omkring 250 m²) av stor sten, upphöjt 0,5 – 1 m över botten
- Eventuell stålbehållare: skapar en artificiell bottenyta av ytbehandlat stål, eventuellt täckt av horisontellt erosionsskydd (sten)
- Erosionsskydd: skapar en artificiell horisontell bottenyta (omkring 650 m²) av sten och grus
- Anoder: utvändiga stavar innehållande framförallt zink, vilka avsöndras och byts ut med tiden

Konstruktionsarbeten (per fundament)

- Muddring av storleksordningen 1 500 – 2 000 ton muddermassor: spridning av sediment, pågående under flera arbetsdagar
- Eventuell sprängning och borrar: höga ljudnivåer
- Spridning och utjämning av stenkross: buller, pågående en till ett par arbetsdagar
- Fyllning av ballast: buller
- Fartygsaktivitet inklusive förankring: buller och lokal störning av botten

3.1.5. Sugfundament (suction and suction bucket)

Sugfundament kan beskrivas som en stor sugkopp som försänks i botten och hålls på plats genom undertryck (Hammar m.fl. 2008; UpWind, 2011). Detta koncept har mycket begränsad användning idag, men kan komma att bli aktuellt i framtiden. Ur ett marinbiologiskt perspektiv kan sugfundament närmast liknas vid ett

Konsekvenser av havsbaserad vindkraft för bottensamhällen, fisk, marina däggdjur
gravitationsfundament eftersom konstruktionsarbetet ger liknande påverkan på botten och diametern av fundamentet ofta är i samma storleksordning.

3.1.6. Flytande fundament

Flytande fundament måste ha tillräcklig flytkraft för att hålla uppe turbinen och kunna motstå vågrörelser. Den tekniska utvecklingen sker snabbt inom området och för närvarande finns tre huvudkoncept (UpWind, 2011):

1. Grund flytande pråm (barge floater)
2. Ballastfylld, djupflytande spar-boj (spar floater)
3. Tension leg-plattform (TLP), utan ballast

Alla flytande fundament förtöjs med ankarlinor som kan bestå av kedjor, stålvaror eller varor av syntetiska fibrer. Flytpråmar och spar-bojar ankras med slaka eller spända linor medan tension leg-plattformar tjustras med förspända kablar för att minska kaströrelser och vågpåverkan. Ankarlinorna fästs vid botten med borrade eller pålade stålrör (monopiles eller multipiles), gravitationsankare eller sugankare. Under konstruktionsfasen är därmed valet av ankare den faktor som påverkar bottensamhällen, fisk och marina däggdjur mest och typen och omfattningen av påverkan är i stort densamma som för motsvarande bottenfast fundament.

Flytpråmar är känsliga för vattenrörelser vid ytan eftersom de har en stor area just vid vattenytan. Spar-bojar får all sin flytkraft av den cylindriska långa delen som är nedsänkt under vattenytan. Denna del kan vara 100 m lång (UpWind, 2011). Det finns även mellanvarianter av flytpråm och spar-boj. En sådan är en delvis sänkbar plattform där stabiliteten är högre genom att arealen som bryter vattenytan är mindre. En annan variant med tre vindkraftverk per flytande konstruktion är under utveckling genom FORCE Technology (EWEA, 2007). En tension leg-plattform innehåller ingen ballast utan hålls upprätt med hjälp av de spända ankarlinorna.

3.2. Prospektering och rivning

3.2.1. Prospekteringsfas: seismisk inventering

Under prospekteringsfasen kan det vara aktuellt att utföra en geofysisk undersökning av havsbotten med hjälp av en seismisk inventering. Principen för seismisk inventering är densamma som vid användning av ekolod: ett ljud sänds ut och baserat på dess eko konstrueras en bild av målet. Seismisk inventering skiljer sig dock genom att ljudstyrkan är väsentligt högre och frekvensen är lägre för att ljudet skall tränga ned i sedimenten och eko ge en bild av dess sammansättning. Ljudet produceras med hjälp av t.ex. airgun, sleeve gun, sparker eller boomer och det reflekterade ljudet plockas upp av hydrofoner. För en översikt över specifikationer av producerade ljud m.m. för olika tekniker, se Weilgart (2010). Utöver eventuell påverkan av ljudet från den seismiska inventeringen kan även ljudet från själva fartyget påverka den marina miljön.

3.2.2. Rivningsfas: diverse aktiviteter

Under rivningsfasen kan ett flertal olika aktiviteter som påverkar bottensamhällen, fisk och marina däggdjur vara aktuella, t ex sprängning, borrning, bearbetning av havsbotten, fartygstrafik och ankring. Dessa aktiviteter kan påverka den marina miljön genom buller, förlust av (artificiellt) habitat, sedimentation och lokal störning av botten.

3.3. Sammanfattning av fundament och aktiviteter

I Tabell 7 visas en sammanställning av aktiviteter som kan pågå under prospekterings-, konstruktions- och rivningsfas för olika fundament- och ankartyper. Fartygstrafik och eventuell ankring pågår under samtliga faser för ett vindkraftverks livscykel.

Tabell 7. Sammanfattning av vanligt förekommande aktiviteter under prospekterings-, konstruktions-, och rivningsfas för olika fundament- och ankartyper för havsbaserad vindkraft. Under samtliga faser pågår även fartygstrafik och eventuellt ankring.

Aktivitet	Fas	Pålade	Fackverk	Gravitation/sug
Seismisk inventering	Prospektering	X	X	X
Pålning	Konstruktion	X	X	
Sprängning	Konstruktion	X	X	X
Borrning	Konstruktion	X	X	X
Bottenutjämning, muddring, grusläggning	Konstruktion		X	X
Rivning, t.ex. sprängning, borrning	Rivning	X	X	X

4. PÅVERKANSFAKTORER

I detta avsnitt beskrivs påverkansfaktorer av havsbaserad vindkraft på bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. Påverkansfaktorerna är strukturerade med utgångspunkt från Nybakke (2011) som definierar följande grupper:

- Fysisk förlust
- Fysisk påverkan: tillkomst av habitat, reveffekt
- Andra fysiska påverkansfaktorer: buller, fysiska barriärer, ljus, elektromagnetiska fält, visuell påverkan, radar
- Förändringar i hydrografiska processer
- Utsläpp och tillförsel av miljöfarliga ämnen

”Fysisk förlust” och ”Fysisk påverkan” redovisas under samma överrubrik och innehåller information om tillkomst/förlust av habitat, samt reveffekt. Under denna rubrik tillkommer även information angående så kallade ”Fish Aggregating Devices” (FADs).

Fysiska barriärer, ljus, visuell påverkan och radar har uteslutits från ”Andra fysiska påverkansfaktorer” på grund av att information och kunskap om eventuell påverkan saknas (kunskapslucka), eller att påverkan bedömts obetydlig.

”Andra fysiska påverkansfaktorer” och ”Förändringar i hydrografiska processer” redovisas under en överrubrik per undersökt påverkansfaktor, d.v.s buller, elektromagnetiska fält, samt förändringar i hydrografiska processer. I tillägg till ovanstående påverkansfaktorer behandlar den här delutredningen även sedimentspridning. Under gruppen ”Utsläpp och tillförsel av miljöfarliga ämnen” behandlas endast katodiskt skyddande anoder, övriga risker faller inom Delutredning 8 (*Risk och beredskap*) eller bedömdes vara obetydliga.

Nedan ges allmän bakgrundsinformation om de identifierade påverkansfaktorerna, samt eventuella effekter på bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. Till sist ges en sammanfattning av identifierade påverkansfaktorers effekter på de olika organismgrupperna.

4.1. Fysisk förlust och fysisk påverkan

Fysisk förlust sker då den ursprungliga botten prepareras i anläggningsfasen, t.ex. genom muddring och utjämning. Fysisk påverkan sker då vindkraftsverket konstrueras. Båda effekterna kvarstår åtminstone tills vindkraftsverket tas bort, och eventuellt längre om det ursprungliga bottensubstratet inte återställs.

4.1.1. *Förlust/tillkomst av habitat och reveffekt*

Förlust av habitat sker lokalt, då botten muddras eller prepareras inför anläggandet av vindkraftfundament. Beroende på fundamenttyp blir den fysiska förlustens geografiska utbredning olika stor. När fundamenten sedan sätts på plats sker det en tillkomst av nytt

habitat. Fundamentens struktur skiljer sig från naturligt förekommande hårdbottnar eftersom de initialt saknar naturliga mikrohabitat, såsom håligheter och sprickor (Mc Guinness & Underwood, 1986). En slät yta är svårare att få fäste på, medan t.ex. obehandlad betong påminner mer om naturlig hårdbotten (Harlin & Lindbergh, 1977).

Vidare kan fundamenten skapa en så kallad rev-effekt genom att erbjuda nya livsmiljöer för fastsittande alger och djur (Glasby & Connell, 2001; Knott m.fl. 2004; Andersson m.fl. 2009). Ett mer komplext fundament ger generellt en större reveffekt (Hammar m.fl. 2008). Fackverk- och tripodfundament som består av rör och balkar bildar bra boplatser och skydd mot predatorer, till skillnad från exempelvis monopiles som endast består av ett kompakt vertikalt rör. Dessutom kan fackverk- och tripodfundament anläggas på större djup, och kan komma att tjäna som livsmiljö åt djuplevande arter.

Vid anläggandet av t.ex. gravitationsfundament behövs ofta något slags erosionsskydd för att hindra strömmar och vågor från att gräva ut fundamentet. Dessa skydd kan utformas med små och stora håligheter för att gynna reveffekten och skapa livsmiljöer för många olika organismer. Erosionsskydd kan vara relativt stora och tillsammans med gravitationsfundamentet kan den totala diametern för fundament vara upp till 35 m i diameter (Hammar m.fl. 2008). Erosionsskydd för pålade fundament är inte lika beroende av erosionsskydd men kan vara nödvändiga beroende på bottenförhållanden och kan då tillsammans med fundament täcka en total diameter av ca 15 m (Hammar m.fl. 2008).

4.1.2. Effekter på bottensamhälle och fisk

Vilka fastsittande organismer som kommer att dominera ett vindkraftfundament beror i första hand på salthalt, exponeringsgrad, djup, avstånd till land samt ljusstillgång (Malm, 2006; Hammar m.fl. 2008). Därefter spelar faktorer som fundamenttyp, djup (tillgång på ljus), fundamentets vinkel och lutning, ytans struktur, samt biologiska faktorer in. På grund av olika successionsprocesser kan förekomsten och sammansättningen av olika arter skilja sig mellan olika fundamenttyper, men efter några år är det troligt att den fastsittande faunan och floran i områden med liknande salthalt och exponeringsgrad liknar varandra, oberoende av fundamenttyp och ytstruktur (Hammar m.fl. 2008).

Ett exponerat vertikalt substrat utgör främst goda förhållanden för filtrerande djur (t.ex. musslor, havstulpaner, koralldjur, hydroider), då strömmen bidrar med planktonisk föda. Ett horisontellt mindre exponerat substrat kan gynna t.ex. makroalger (Hammar m.fl. 2008). I Nordsjön har blåmusslan visat sig förekomma på de översta metrarna av fundamenten, vilket förmodligen är ett resultat av att predatorer som sjöstjärna och krabba inte klarar den höga exponeringen samt att predationstrycket från sjöfågel är låg (Hammar m.fl. 2008). Fundamentet med högre komplexitet är mer attraktivt för mobil fauna som fisk och kräftdjur. Fackverk- och tripodfundament som består av rör och balkar bildar bra boplatser och skydd mot predatorer, till skillnad från exempelvis monopiles som endast består av ett kompakt vertikalt rör. Dessutom kan fackverk- och tripodfundament anläggas på större djup, och kan komma att tjäna som livsmiljö åt djuplevande arter.

Eftersom de olika fundamenttyperna liknar naturliga hårbottenmiljöer blir påverkan mindre på dessa miljöer än om vindkraftsparken skulle anläggas på en mjukbotten såsom lera, sand eller grus. I de fall då anläggning sker på mjukbotten kan fundamentets närvaro skapa helt nya livsbetingelser för marina organismer. Där det tidigare fanns ett mjukbottensamhälle, finns nu möjligheten för hårbottenorganismer att etablera sig, vilket förändrar stukturen på bottensamhället (Bulleri & Airoidi, 2005).

I de fall en vindkraftpark placeras i stillastående vatten eller på ett djup där fundamenten hamnar under språngskiktet skulle ett ökat nedfall av organiskt material kunna leda till lokalt syrefattiga förhållanden vid fundamentets bas. Detta skulle kunna ha negativa effekter på den lokala bottenlevande faunan. Risken för uppkomst av syrefattig botten kring fundamentet är beroende av de lokala förhållandena, som t.ex. strömmar och vågexponeringsgrad (Hammar m.fl. 2008).

4.1.3. Effekter på marina däggdjur

Det finns mycket få studier gällande effekter av reveffekter på marina däggdjur. För stora valar är den direkta effekten försumbar, men lokala direkta effekter har visats för småvalar och är även troliga för sälar. Det finns en studie av ekolokaliseringsbeteende av tumlare (Phocoenidae) kring gasplattformer på Doggers Bank i Nordsjön. Denna studie saknar referensområde, men slutsatsen kan ändå dras att småvalar kan förekomma i höga tätheter kring denna typ av installationer (Todd m.fl. 2009), eventuellt på grund av konstgjorda "rev-effekter". I en annan studie har relativa förekomster av tumlare jämförts mellan ett rekonstruerat stenrev i Kattegatt och i ett referensområde. Preliminära resultat pekar på att tumlartätheten ökade signifikant vid det rekonstruerade revet samtidigt som den minskade i referensområdet. Den ökade tätheten berodde både på att tumlare besökte området oftare och att de stannade längre vid besöken. Vid det rekonstruerade revet förekom tumlare oftast nattetid, medan de oftast förekom dagtid i referensområdet (Mikkelsen m.fl. 2012).

4.1.4. FADs

Många fiskarter associerar sig med flytande objekt, andra djur eller topografiska strukturer och studier har visat att tätheten av fisk kan öka kring nya habitat som fundament för broar och vindkraftverk (Öhman & Wilhelmsson 2005, Birklund & Leonhard 2006 Wilhelmsson m.fl. 2006, Andersson m.fl. 2007). Dessa strukturer kallas "Fish Aggregating Devices" (FADs) och återfinns i nästan alla världens hav. Fisksamhället kring en struktur delas in i undergrupper beroende på avståndet till objektet de är associerade med. "Intranatants" befinner sig inom 2 m från objektet och "extranatants" och "circumnatants" upp till 10-50 m från objektet (Fréon & Dagorn 2000). Ofta förekommer ett stort överlapp mellan dessa grupper. Det finns olika teorier kring varför fisk tenderar att samlas omkring flytande strukturer, men den mest vedertagna är att de använder objekten som skydd mot predatorer (e.g. Rountree 1989). Andra teorier menar att aggregation under flytande objekt kan vara resultatet av evolutionära beteenden som har utvecklats för att säkra överlevnaden av rom, larver och yngel under spridning till nya områden (Castro m.fl. 2001). Rygggradslösa djur och plankton är ofta associerade med dessa strukturer (Fedoryako 1982, e.g. Kingsford

1993) och utgör föda för fisk i området. Det har även föreslagits att vissa migrerande fiskarter, t.ex. tonfisk använder flytande objekt som mötespunkter för att öka chansen att isolerade individer eller småstim skall mötas, och på så vis öka överlevnaden genom att bilda större stim (Fréon & Dagorn 2000). Det har även visats att t.ex. tonfisk som lever vid FADs har ett annorlunda födobeteende jämför med tonfisk som lever i den fria vattenmassan (Jaquemet m.fl. 2011). Det finns hypoteser om att FADs och nätverk av FADs kan fungera som ekologiska fällor som förändrar den naturliga miljön, genom att locka fisk till platser de inte annars skulle befinna sig på eller hålla kvar fisk på platser de annars skulle lämna (Marsac m.fl. 2000; Dagorn m.fl. 2010; Jacquemet m.fl. 2011).

Stora konstruktioner till havs, som t.ex. oljeplattformar kan attrahera betydande mängder fisk, och kan ses som stora ankrade FADs (se översikt i Franks (2000)). Till följd av sin stora vertikala utsträckning kan hög biomassa av epibionts och fisk (främst intranatants, men även extranatants och circumnatants) återfinnas kring dessa konstruktioner (Fréon & Dagorn, 2000; Soldal m.fl. 2002; Jørgensen m.fl. 2002). FADs används i vissa områden för att öka fångsten av fisk (Fréon & Dagorn 2000, Castro m.fl. 2001). Monopile-fundament har visats fungera som FADs, genom att lokalt öka fiskdensiteten eller alternera fisksammansättningen (Wilhelmsson m.fl. 2006a). Flytande turbiner som ankras på botten kommer liksom oljeplattformar att fungera som FADs. Kunskapen om dessa stora FADs är dock begränsad och en stor koncentration av FADs inom ett relativt litet vindkraftområde skulle troligtvis påverka fisk och fisksamhället.

4.2. Buller

Med buller avses icke önskvärt ljud, både hörselskadligt ljud och störande ljud. Buller och höga ljudnivåer är ett allmänt känt problem vid etablerandet av havsbaserad vindkraft, eftersom det vid anläggning av t.ex. monopiles uppstår mycket höga ljudnivåer genom pålning och sprängning. Denna påverkan är tidsmässigt relativt kort, men kan orsaka stor skada på fisk och marina däggdjur, genom fysiologisk och beteendemässig påverkan. Denna påverkan kan leda till död eller negativ påverkan på kritiska livsuppehållande funktioner.

Driftsfasen är den avgjort längsta fasen under ett vindkraftverks livstid. Ljudnivåerna under driftsfasen är betydligt lägre än under anläggningsfasen då mycket höga ljudnivåer uppnås. Under driftsfasen alstras undervattensljud genom vibrationer i den del av tornet som befinner sig under vattenytan (främst kraftöverföring och generatorer) (Wahlberg & Westerberg, 2005). Ljuden från motorbladen reflekteras bort vid vattenytan (Lindell & Rudolphi, 2003) och även de ljud som överförs till botten anses ha liten betydelse. Ljudnivåerna under driftsfasen beror bland annat av typ och storlek på fundamentet (och vindkraftparken), olika miljöförhållanden och vindstyrka (OSPAR, 2009).

4.2.1. *Ljuddefinitioner och ljudets spridning i vatten*

Ljudets spridning i vatten delas upp i partikelrörelse och tryck (Wahlberg & Westerberg, 2005). Partikelrörelse har störst betydelse nära ljudkällan, till skillnad från ljudvågor

som har en lång räckvidd i vatten. Fiskar kan uppfatta partikelrörelser medan marina däggdjur inte kan det.

En ljudvåg definieras som en lokal tryckavvikelse från det omgivande mediets tryck (p) och mäts i SI-enheten Pascal (Pa, $1 \text{ Pa} = 1 \text{ N/m}^2$). Med ljudtrycksnivå (ljudnivå, L_p) menas det logaritmiska värdet av den lokala tryckavvikelsen, vilken mäts i decibel (dB). För att möjliggöra jämförelser av mätningar utförda vid olika omgivande tryck räknas ljudnivån räknas om till referensvärdet $1 \mu\text{Pa}$ för mätningar i vatten och $20 \mu\text{Pa}$ för mätningar i luft. Den ljudtrycksnivå som mottas av en organism i vatten anges därmed i "dB re $1 \mu\text{Pa}$ ". Eftersom ljudnivån avtar med avståndet till ljudkällan räknas ljudtrycksnivån för en ljudkälla om för att motsvara den vid en meters avstånd (anges i "dB re $1 \mu\text{Pa}$ re 1 m ").

Eftersom ljudtrycksnivån anger den momentana ljudstyrkan ger denna höga värden för kraftiga ljud och låga värden för svaga ljud, oavsett hur länge ljuden varar. Hörselorganen är dock inte endast känsliga för ljudstyrkan, utan påverkas även av hur länge ett ljud varar. Medan ljudtrycksnivå kan vara en lämplig storhet för att bedöma effekter av enstaka pulser behövs därför en annan storhet för att bedöma effekter av multipla pulser och icke-pulserande ljud, liksom för sammanlagda effekter av flera olika ljud.

Ljudexponeringsnivå (engelska: SEL = Sound Exposure Level) anger mottagen ljudenergi över den tiden som exponeringen varar. Detta mått kan alltså vara lämpligt för multipla pulser, icke-pulserande ljud och för den sammanlagda effekten av flera olika ljud. Ljudexponeringsnivån mäts som kvadraten på ljudtrycksnivån integrerad över tiden som exponeringen varar, standardiserat till en sekund. Även ljudexponeringsnivån mäts i dB och är standardiserat till referensvärdet $1 \mu\text{Pa}$ för mätningar i vatten och $20 \mu\text{Pa}$ för mätningar i luft. Ljudexponeringsnivån mottagen av ett marint däggdjur i vatten anges därmed i "dB re $1 \mu\text{Pa}^2/\text{s}$ ".

Det finns ett flertal sätt att beräkna ljudtrycksnivå och ljudexponeringsnivå och tyvärr råder viss begreppsförvirring. För rena sinusvågor finns konstanta samband mellan ljudtrycksnivåer beräknade på olika sätt, men detta saknas för andra typer av ljud. Vid angivelse av ljudtrycksnivå eller ljudexponeringsnivå är det därför viktigt att ange hur uppgiften har beräknats och endast försöka göra jämförelser mellan uppgifter som har beräknats på samma sätt. I detta dokument anges genomgående samma uppgifter som har använts i källdokumentet, vilket innebär att uppgifterna varken är konsekvent framtagna eller konsekvent redovisade.

Vanliga sätt att ange ljudtrycksnivå är i "peak-peak" (absolut skillnad mellan positiv och negativ tryckavvikelse, skrivs i detta dokument som " $\text{dB}_{\text{peak-peak}}$ re $1 \mu\text{Pa}$ "), "peak" (absolut skillnad mellan positiv eller negativ avvikelse från normaltryck, skrivs i detta dokument som " dB_{peak} re $1 \mu\text{Pa}$ ") eller "rms" (engelska: root mean square, beräknad från ljudets amplitud eller ljudexponeringsnivån över tiden som ljudet varar, skrivs t.ex. som " dB_{rms} re $1 \mu\text{Pa}$ "). För rms-måttet är det även viktigt att ange vilket kriterium som har använts för att definiera ljudets varaktighet (avvikelse i dB för amplitud respektive procent av total energi för ljudexponeringsnivå). För en jämförelse

av rms-mått beräknade på olika sätt för tre olika typer av ljud med samma mottagna ljudtrycksnivå, se Madsen (2005).

För en introduktion till hydroakustik och mätningar av undervattensbuller med exempel från pålning, se Stokes & Rodkin (2009). Mer utförlig information om mätning av undervattensbuller från pålning ges i Appendix A av Nedwell m.fl. 2007 och en översikt av typiska ljud som är specifikt kopplade till havsbaserad vindkraft.

Tabell 8. Översikt över typiska ljud för vanligt förekommande aktiviteter under prospekterings-, konstruktions-, drifts-, och rivningsfas för havsbaserad vindkraft (OSPAR 2009c).

Ljudkälla	Ljudtrycksnivå (dB re 1 µPa re 1 m)	Bandbredd (Hz)	Dominerande amplitud (kHz)	Varaktighet (ms)	Typ ¹
Pålning	228 peak / 243–257 peak–peak	20 - >20 000	0,1 - 0,5	50	MP
Borring	145 - 190 rms	10 - 10 000	>0,1	Kontinuerlig	IP
Undervattens- sprängning TNT (0,5 - 50 kg)	272 - 287 peak	2 - 1000	0,006 - 0,021	~1 - 10	EP
Muddring	168 - 186 rms	30 - > 20 000	0,1 - 0,5	Kontinuerlig	IP
Vindkraftverks- turbin	142 rms	16 - 20 000	0,03 - 0,2	Kontinuerlig	IP
Airgun array	260 - 262 peak–peak	10 - 100 000	0,01 - 0,12	30 - 60	MP

¹ Klassificering av ljudtyp enligt Southall m.fl.: EP = enstaka puls, MP = multipla pulser, IP = icke-pulserande ljud.

Det är även viktigt att ta ljudets frekvens och frekvensband i beaktande vid mätning av ljud. Ett ljusst ljud består av höga frekvenser och ett mörkt ljud av låga frekvenser. "Vitt brus" innehåller alla frekvenser med samma sannolikhet och genomsnittliga energi (i teorin, i verkligheten måste ett frekvensband definieras). Eftersom undervattensbuller från t.ex. konstruktionsarbete ofta täcker ett brett frekvensband betecknas det som bredbandsbuller. Mätningar av bredbandsbuller kan göras över ljudets hela frekvensband (bredbandsmätning) eller över ett specifikt frekvensband, t.ex. över en 1/3 oktav. Med en oktav avses en frekvensdubbling, och om en mätning görs över ett specifikt frekvensband ska bandets centrala frekvens samt bandbredden anges. Mätning av bredbandsbuller för bedömning av eventuell påverkan på marina däggdjur är lämpligt att göra över t.ex. 1/3 oktav för frekvenser omfattande hela hörselområdet för förekommande arter av marina däggdjur. Om mätningar inte görs över hela hörselområdet bör valet av frekvensband föregås av en frekvensspektrumanalys så att den eller de frekvensband med de högsta energinivåerna inte missas oavsiktligt.

Spridning av ljud i vatten är mycket komplext och svårt att beräkna, eftersom det beror på det producerade ljudet och omgivande faktorer, såsom bottensubstrat, vattendjup, temperatur, salthalt och eventuellt skiktningar i vattnet. Ljudet kan transporteras både direkt och indirekt genom att reflekteras mellan botten, ytan och skiktningar i vattnet

och kan även spridas genom hårbotten och komma ut i vattnet längre bort. Den ursprungliga ljudpulsens kan komma att delas upp i flera olika pulser och interferens kan uppstå, liksom om flera multipla ljudpulser pågår samtidigt. Genom interferens kan ljudvågorna förstärkas, släckas ut eller så kan svävning uppstå genom att två toner som ligger nära varandra i frekvens och styrka omväxlande förstärker och släcker ut varandra. Refraktion kan uppkomma om ljudets riktning ändras och det passerar genom t.ex. vattenlager med olika densitet, vilket leder till att det ursprungliga ljudet förvrängs. Ljud kan även transporteras mycket långa sträckor om det fångas i en ljudkanal i vattenmassan. Dessa olika fenomen kan leda till att högre ljudnivåer uppmäts på längre avstånd från ljudkällan än nära den, eller att olika ljudnivåer uppmäts på samma avstånd men i olika riktningar från ljudkällan. Beräkningar av ljudnivåer kring en ljudkälla grundar sig därför vanligtvis antingen på uppmätta data eller starkt förenklade modeller som antar att ljudstyrkan avtar t.ex. sfäriskt eller cylindriskt från ljudkällan.

I alla hav finns mer eller mindre bakgrundbuller, från bland annat fartygstrafik och vågor. Bakgrundljudet är avgörande för på vilket avstånd från ljudkällan som ett producerat ljud kan urskiljas, eftersom det vid en hög omgivande ljudnivå kan maskeras respektive urskiljas på längre avstånd vid låg omgivande ljudnivå. Till detta kommer även att hjärnans förmåga att urskilja specifika ljud från omgivande ljud varierar med olika ljudtyper.

Komplexiteten i spridning av ljud i vatten medför att t.ex. beräknade zoner för påverkan av undervattensbuller på fisk eller marina däggdjur bör verifieras med mätningar av genererat undervattensbuller på lämpliga avstånd.

4.2.2. Effekter av buller på bottensamhällen

Det finns kunskapsluckor gällande effekter från buller på ryggradslösa djur men generellt bedöms risken för påverkan vara liten för bottenfauna. En studie av Wikström & Granmo (2008) visade dock att frekvenser vid 178 Hz tycks kunna påverka en viss andel av den mjukbottenassocierade faunan. Inom studien undersöktes limfjordmussla (*Abra nitida*) vilken visade på ökad grävaktivitet efter 24 timmar under exponering av ljud. Efter 48 timmars exponering gick dock grävaktiviteten ned igen, vilket kan tolkas som att viss tillvänjning till ljudet förekommer. Ormstjärna (*Ophiuroidea*) och sandräka (*Crangon crangon*) undersöktes i samma studie, men inga effekter på aktivitet eller beteende av födoinsamling och konsumtion kunde påvisas. Huruvida dessa förändringar är allmänna mönster eller specifikt för särskilda arter är i nuläget inte klarlagt.

4.2.3. Effekter av buller på fisk

Majoriteten av fisk kan registrera både partikelrörelser och tryck, och fisk kan uppleva undervattensljud i form av vågrörelser, då ljudvågor i vatten förstärks i fiskens simblåsa. Fiskar har även så kallade otoliter, som sitter i innerörat som en del av fiskens hörselorgan. Otoliterna är känsliga för partikelrörelser men inte för ljudvågor i form av tryckskillnader. Särskilt god hörsel har fiskar med en förbindelse mellan simblåsan och innerörat, eftersom de då kan uppfatta ljudvågor även i innerörat (Wahlberg & Westerberg 2005, Sand m.fl. 2008).

Nästan alla fiskar har god förmåga att höra ljud med frekvens under 100 Hz (inklusive s.k. infraljud). Vid högre frekvenser beror hörsel förmågan på om fisken har simblåsa, hur mycket gas som finns i simblåsan och om det finns en förbindelse mellan simblåsan och innerörat. Plattfisk som saknar simblåsa har sitt hörselområde vid låga frekvenser och är relativt okänsliga för högre frekvenser (ljudvågor). Strömming/sill (*Clupea harengus*) har förbindelse mellan simblåsan och innerörat och har därför förmåga att höra frekvenser upp till 4 kHz (Enger 1967; Thomsen m.fl. 2006). Det bör påpekas att infraljud kan utlösa olika beteenden hos predatorer och bytesfisk, attraktion respektive undflyende (Sand m.fl. 2008).

Generellt finns det få referenser om effekter på fiskars beteende som en följd av anläggningsljud (t.ex. Nedwell m fl., 2003; Thomsen m.fl. 2006) och mer forskning behövs för att reda ut hur kraftiga och utbredda de fysiska effekterna från pålning är på marin fisk. En litteraturstudie av Popper & Hastings (2009) visar på motsägelsefulla resultat från studier av hur pålning påverkar fisk i bur. I en av studierna observerades dödlighet inom 50 m från pålningen (Caltrans, 2001), och två studier rapporterade mer vävnadsskador hos fisk som exponerats för pålning än för kontrollen (Abbott & Bing-Sawyer 2002; Caltrans, 2004). Tre studier rapporterar varken mortalitet, vävnadsskador, eller signifikanta beteendeförändringar (Nedwell m.fl. 2003; Abbott m.fl. 2005). Strömming har visats sig kunna uppfatta pålningsljud upp till 80 km från ljudkällan och det är högst troligt att vuxen fisk skulle undvika ett område med kraftiga ljud (Engås m.fl. 1996; Slotte m.fl. 2004).

Det är välkänt att undervattensexlosioner kan döda fisk (t ex. Aplin 1947). Hastings & Popper (2005) gick igenom ett flertal studier på effekter av explosioner på fisk och kom fram till att dödlighet bevisats i vissa fall, men att effekten av explosionerna varierar. Variabler som påverkar är bland annat ljudenergi, förekomst eller avsaknad av simblåsa, fiskens massa, samt möjligen också kroppsform.

Medan vuxen fisk förmodligen skulle simma iväg från en ljudkälla och därmed minska exponeringen för ljudet, rör sig larver och pelagiska ägg mycket långsamt (i de fall de rör sig alls) med strömmarna. Ägg är ofta stationära och kan exponeras för kraftiga ljud. Popper & Hastings (2009) gick igenom den sparsamt förekommande litteraturen om möjliga effekter av antropogent ljud på fisklarver och ägg, men kunde inte komma till några slutsatser om på vilket sätt som ljud påverkar överlevnaden.

Frekvenserna under driftsfasen ligger oftast under 1000 Hz, alltså inom fiskars hörselområde (Lindell & Rudolphi, 2003; Wahlberg & Westerberg, 2005; Sand m.fl. 2008). På 0,2 meters avstånd från vindkraftverken vid Utgrunden I uppmättes värden för partikelacceleration som låg över flera fiskarters hörseltröskel, men fortfarande under den nivå som kan ge upphov till beteendeförändringar enligt försök med smolt, ål och mört (Sigray m.fl. 2009). Det saknas bevis för att vindkraftverk skulle orsaka temporära eller permanenta hörselskador hos fisk (Wahlberg & Westerberg, 2005). Strömming har uppgetts kunna uppfatta ljud från drift på upp till 4 km avstånd. Vissa fiskar använder ljud av samma frekvenser som uppstår vid vindkraft för kommunikation, och därför kan inomartskommunikation maskeras inom denna zon (Wahlberg & Westerberg, 2005).

Andra effekter av driftljud från vinkraftsparker skulle kunna vara undvikandebeteende, och modellering har visat att vindkraftverk vid höga vindstyrkor skulle kunna producera ljud som skrämmer bort fisk permanent inom 4-7 m från verket (Wahlberg & Westerberg 2005). Denna slutsats stöds dock ännu inte av någon tillgänglig studie *in situ* (i fält; Hvidt & Jensen, 2005; Hvidt m.fl. 2005, 2006; Leonhard m.fl. 2006). Med den kunskap som finns idag skulle möjliga negativa effekter på fisk under driftsfasen vara ett småskaligt undvikandebeteende från fundamenten.

4.2.4. *Effekter av buller på marina däggdjur*

De grundläggande strukturerna och mekanismerna för innerörat är desamma hos alla däggdjur. Hos sälar och landlevande däggdjur leds ljudet fram till innerörat främst via hörselgången. För att kunna uppfatta ljud under vatten har valar dock en mer utvecklad hörsel, och ljudet leds fram till innerörat genom olika vävnader. De studier som finns av fysiologiska effekter av ljud på marina däggdjur har främst utförts på djur i fångenskap. Alla arter kan dock inte hållas i fångenskap och i de fall data saknas kan resultat tillämpas från arter med likhet i producerade ljud, samt från morfologiska studier av biomekaniska egenskaper.

Eftersom ljud kan ha mycket olika akustiska egenskaper och marina däggdjur kan påverkas mycket olika av olika ljudtyper är det inte möjligt att sätta upp ett värde som gäller för påverkan av alla ljudtyper på alla arter av marina däggdjur. Det är heller inte hanterbart eller kunskapsmässigt möjligt att sätta upp specifika gränsvärden för alla tänkbara kombinationer av ljudkällor och marina däggdjursarter. För att lösa detta problem föreslår Southall m.fl. (2007) att ljudtyper och marina däggdjursarter kategoriseras i ett mindre antal grupper.

Baserat på ljudets akustiska egenskaper vid ljudkällan föreslår Southall m.fl. (2007) följande gruppindelning: (1) enstaka pulser, (2) multipla pulser och (3) icke-pulserande ljud. Beskrivning av och exempel på dessa ljudtyper ges i Tabell 9. Uppdelningen mellan pulserande och icke-pulserande ljud används även i standarder och föreskrifter för att undvika hörselskador orsakade av buller hos människor (Arbetsmiljöverket 2005). Skillnaden mellan pulserande och icke-pulserande ljud är dock inte alltid tydlig. Dels producerar vissa ljudkällor både pulserande och icke-pulserande ljud (t ex vissa tumlar- och sälskrämmor), dels kan ljud som klassas som pulserande vid ljudkällan förändras till icke-pulserande när det fortplantar sig genom vattnet.

Tabell 9. Beskrivning av och exempel på ljudtyperna *enstaka pulser*, *multipla pulser* och *icke-pulserande* (efter Southall m.fl. (2007)).

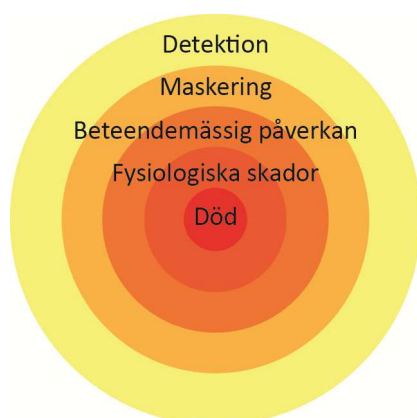
Ljudtyp	Skillnad i ljudnivå ¹	Antal/ 24 tim	Exempel på ljudkällor
Enstaka pulser	> 3 dB	≤ 1	Enstaka explosioner, enstaka pulser från airgun, pålningsslag, ekolodssignal, "ping" från tumlarskrämmor eller vissa sonarer
Multipla pulser	> 3 dB	> 1	Seriella explosioner, serie pulser från airgun, pålningsslag, vissa aktiva sonarer, vissa ekolod
Icke-pulserande ljud	< 3 dB	-	Borrning och flera andra konstruktionsljud, muddring, vissa sonarsystem, tumlar- och sälskrämmor, vissa ekolod

¹ Uppmätt vid ljudkällan som impuls jämfört med över en likvärdig kontinuerlig tidkonstant.

Baserat på hörselförmågan hos marina däggdjursarter samt i vilket medium de utsätts för ljud i har Southall m.fl. (2007) delat in de marina däggdjuren i fem grupper: (1) lågfrekvens-valar, (2) mellanfrekvens-valar, (3) högfrekvens-valar, (4) sälar i vatten och (5) sälar i luft.

Denna delutredning behandlar endast hörselgrupperna låg- och mellanfrekvens-valar samt sälar i vatten. Urvalet av valarter är definierat i avsnitt "2.3. Marina däggdjur". Anledningen till att sälar har begränsats till sälar i vatten är för att påverkansområdena är större för detta än i luft. Eftersom hörselns känslighet varierar med ljudets frekvens används vägningsfilter för att normalisera ljudnivåer mellan olika frekvenser. För människan används antingen vägningsfilter C eller A. På motsvarande sätt har Southall m.fl. (2007) tagit fram ett vägningsfilter för varje hörselgrupp av de marina däggdjuren. Vägningsfiltret som bör tillämpas för lågfrekvensvalar kallas $M_{\text{lägfrekvens-valar}}$, för mellanfrekvensvalar $M_{\text{mellanfrekvens-valar}}$ och för sälar i vatten $M_{\text{sälar i vatten}}$.

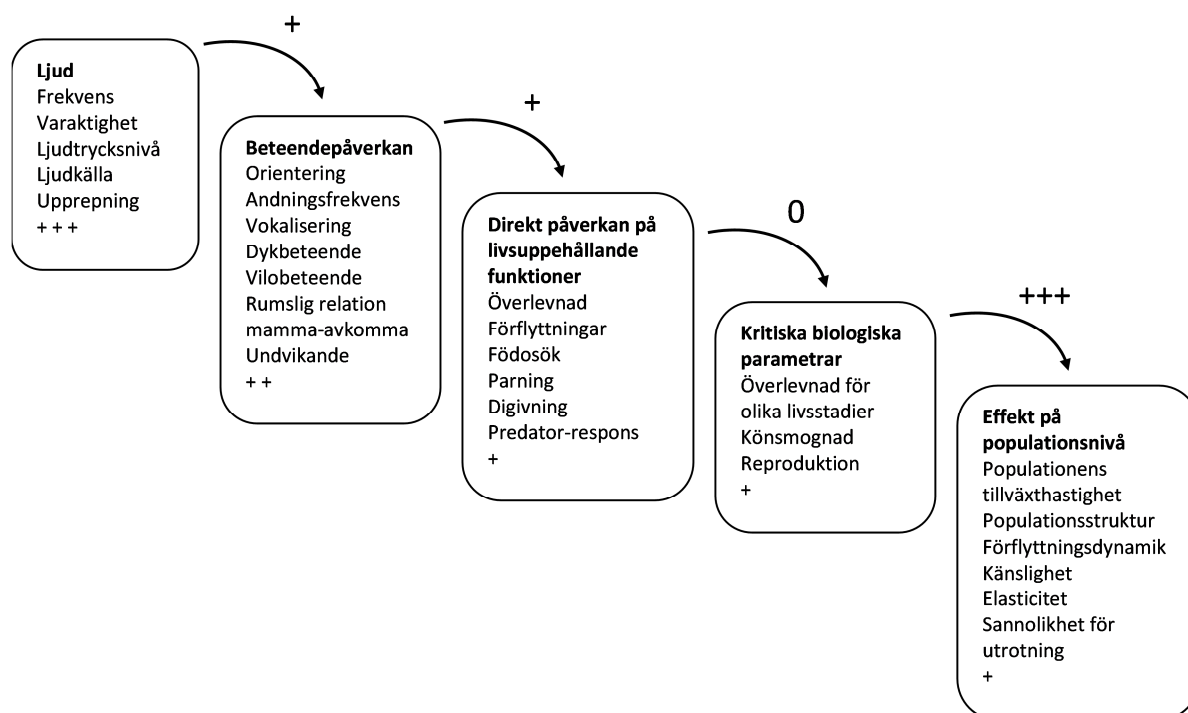
En modell för påverkanszoner av undervattensljud på marina däggdjur har presenterats av Richardson m.fl. (1995), Figur 2. I denna modell representerar den största zonen det område som ljudet kan uppfattas av det marina däggdjuret och den minsta zonen att djuret dör. Modellen ska betraktas som tredimensionell. I verkligheten är det dock viktigt att ta hänsyn till den komplexa spridningen av ljud i vatten (se ovan).



Figur 2. Teoretiska zoner för påverkan av undervattensljud på marina däggdjur (efter Richardson m.fl. (1995)).

Fysiologisk påverkan av ljud på marina däggdjur kan delas in i temporär respektive permanent hörselnedsättning. Hörselnedsättning kan orsakas av ett flertal olika mekaniska och biokemiska processer, som t.ex. skador på trumhinnan, hörselnäckans hårceller eller hörselnerven, eller förändringar i hörselnäckans blodflöde (Henderson m.fl. 2006, Kujawa & Liberman 2009). Som termen anger är temporär hörselnedsättning ett övergående tillstånd och beroende på hur allvarlig hörselnedsättningen är kan den vara från några minuter upp till flera dagar. Ju högre ljudtrycksnivå, ju längre exponeringen varar och ju oftare exponeringen upprepas, desto större blir både den tillfälliga hörselnedsättningen och även risken för att den övergår till att bli permanent. Nya studier har även visat att hörselnedsättningen är beroende av ljudets frekvens. Hos öresvin (*Tursiops truncatus*) har större tillfälliga hörselnedsättningen uppmätts efter exponering av ljud på 20 kHz än av ljud på 3 kHz, trots att ljudtrycksnivån och ljudexponeringsnivån var densamma (Finneran och Schlundt, 2010).

För att förstå hur undervattensljud kan påverka en marin däggdjurspopulation kan den stegvisa modellen i Figur 3 betraktas. Modellen visar hur beteendemässiga reaktioner via påverkan på livsuppehållande funktioner och populationsdynamiska parametrar kan leda till effekter på populationsnivå.



Figur 3. Stegvis modell som beskriver hur undervattensbuller kan påverka en marin däggdjurspopulation via beteendemässiga reaktioner. Varje ruta representerar en grupp mätbara variabler och antalet plustecken i respektive ruta indikerar hur väl dessa variabler kan mätas. Pilarna indikerar sambanden mellan rutorna och tecknen vid pilarna hur väl dessa samband är kända. Kunskapen om sambanden sträcker sig från "0" = okända till "+++" = välkända eller enkla att observera. Efter NRC (2003).

Eftersom stora delar av det som beskrivs i modellen i Figur 3 inte är känt och kanske inte ens möjligt att kvantifiera har Southall m.fl. (2007) tagit fram en tio-gradig skala för ranking av observerade reaktioner av marina däggdjur vid exponering för undervattensbuller. Rankingen bygger på hur stor påverkan den beteendemässiga reaktionen bedöms ha på kritiska biologiska parametrar som tillväxt, sökande efter föda, överlevnad och reproduktion. Exempel på beteendemässiga reaktioner av olika påverkansgrad ges i Tabell 10.

Tabell 10. Exempel på marina däggdjurs beteendemässiga reaktioner på undervattensbuller och bedömning av vilken påverkansgrad dessa bedöms ha på kritiska biologiska parametrar som tillväxt, sökande efter föda, överlevnad och reproduktion. Efter Southall m.fl. (2007).

Ranking	Påverkansgrad	Exempel på kritiska biologiska parametrar
0	Ingen	Ingen observerad reaktion
1 – 3	Mindre	Mindre förändringar i: ekolokaliseringsbeteende simhastighet och dykbeteende, dock utan att undvika ljudkällan Mindre – moderata förändringar i: orientering andningsfrekvens
4 – 6	Moderat	Betydande förändringar i ekolokaliseringsbeteende eller simhastighet Kortvariga separationer mellan mamma och kalv Aggressivt beteende mot ljudkällan Långvarigt undvikande av ljudkällan Långvarigt aggressivt beteende
7 – 9	Betydande	Långvariga separationer mellan mamma och kalv Anti-predator-beteende Panik-beteende

Skalan i Tabell 10 har sedan använts för att kvantifiera observerade beteendemässiga reaktioner hos olika grupper av marina däggdjur exponerade för olika typer av ljud, vilket i sin tur har använts för att sätta kriterier för beteendemässig respons.

Effekten av beteendepåverkan på populationsnivå är till stor del beroende av vilken betydelse det aktuella området har för den påverkade populationen under den aktuella perioden.

Vid användande av beteendemässiga kriterier bör försiktighet iakttagas eftersom faktorer som t.ex. ljudets frekvens, hur plötsligt ljudet kommer och djurens motivering inverkar på hur djuren reagerar. I en studie av tumlare i fångenskap förblev djuren i stort sett opåverkade när de exponerades för en tumlarskrämma med ren grundton, men reagerade mycket kraftigt negativt då de utsattes för en annan skrämma med samma grundton men som även producerade övertoner (Kastelein m.fl. 1995). Liknande resultat har observerats för vilda gråsäl. I denna studie undvek djuren ljud som designats för att uppfattas som obehagliga vid lägre ljudtrycksnivå än när de exponerades för "neutrala" ljud (Götz & Janik, 2010).

Beroende på ljudets karaktär och responsen hos ett marint däggdjur påverkas ett marint däggdjur i vissa fall först av ljudtrycksnivån och i andra fall av ljudexponeringsnivån. Därmed föreslår Southall m.fl. (2007) att dubbla gränsvärden bör användas (ett för ljudtrycksnivå och ett för ljudexponeringsnivå) och som operativt gränsvärde bör den gräns som nås först att användas.

Baserat på uppmätta och beräknade ljudtrycks- och ljudexponeringsnivåer som orsakar tillfällig hörselnedsättning hos marina däggdjur, samt uppmätta data om hur den tillfälliga hörselnedsättningen ökar med ökande ljudexponering hos vissa landdäggdjur har gränsvärden för fysiologisk påverkan beräknats (Tabell 11; Southall m.fl. 2007).

Tabell 11. Beräknade gränsvärden för permanent hörselnedsättning för lågfrekvensvalar, mellanfrekvensvalar och sälar i vatten (Southall m.fl. 2007).

Hörselgrupp	Storhet	Enstaka pulser	Multipla pulser	Ickepulserande ljud
Lågfrekvensvalar	SPL	230	230	230
Lågfrekvensvalar	SEL	198	198	215
Mellanfrekvensvalar	SPL	230	230	230
Mellanfrekvensvalar	SEL	198	198	215
Sälar i vatten	SPL	218	218	218
Sälar i vatten	SEL	186	186	203

Som gränsvärden för beteendemässig respons för marina däggdjur används i denna delutredning reaktioner av minst moderat nivå (Tabell 10, "Exempel på marina däggdjurs beteendemässiga reaktioner"). Beteendemässiga reaktioner är mycket varierade, men i denna delutredning används samma gränsvärden (Bailey m.fl. 2010) för låg- och mellanfrekvensvalar (definierade med utgångspunkt från sammanställningarna i Southall m.fl. 2007); 143 respektive 140 dB för multipla pulser. För sälar i vatten används gränsvärdet 190 dB för multipla pulser baserat på sammanställningarna i Southall m.fl. (2007).

Baserat på de gränsvärden som presenteras ovan, typiska ljud vid aktiviteter associerade med havsbaserad vindkraft (Tabell 8 i avsnitt "4.2.1. Ljuddefinitioner och ljudets spridning i vatten") och ytterligare studier har buffertzoner identifierats för påverkan av undervattensbuller på marina däggdjur i denna delutredning (Tabell 12). Dessa buffertzoner användes i GIS-analyserna för beräkning av konsekvens av undervattensbuller på marina däggdjur. Stor vikt har lagts på att sammanställa och tolka tillgängliga data, men det är viktigt att uppmärksamma på att dessa buffertzoner innehåller osäkerheter i alla steg: beträffande vilka ljud som alstras, hur dessa sprids i vattnet och hur ljuden påverkar marina däggdjur. Buffertzonerna bör därför ses som exempel och inte som exakta uppgifter. Eftersom maxvärden har valts om flera olika uppgifter har funnits tillgängliga kan exemplen snarare betraktas som "worst case" scenario än värden som är representativa för alla miljöer.

Tabell 12. Buffertzoner i meter för fysiologisk respektive beteendemässig påverkan av undervattensbuller på marina däggdjur som tillämpas i denna delutredning.

Hörselgrupp	Fys/bet	Pålning	Borrning	Airgun	Muddring
Lågfrekvensval	Fys	20	0	0	0
Lågfrekvensval	Bet	72000	500	10000	100
Mellanfrekvensval	Fys	20	0	0	0
Mellanfrekvensval	Bet	80000	5000	5000	0
Sälar i vatten	Fys	80	1.5	0	0
Sälar i vatten	Bet	2500	50	200	100

Buffertzonerna för pålning har beräknats med hjälp av spridningsmodeller framtagna med hjälp av ljudmätningar vid sex olika lokaler för pålning i Storbritannien (Nedwell m.fl. 2007, Bailey m.fl. 2010). Beroende på vilken spridningsmodell som används varierar buffertzonernas storlek något. I denna delutredning används de största buffertzonerna beräknade med följande spridningsmodell:

$$L = 243 - 20 \log R - 0.002 R$$

För borrning och seismisk inventering med airgun finns inte lika mycket data att tillgå om alstrade bullernivåer och spridningsmodeller, varför observerade buffertzoner har används i stället (sammanställda i Richardson m.fl. 1995; Gordon m.fl. 2003). För muddring har buffertzonen identifierats med hjälp av uppmätta karakteristika för alstrat ljud för sju olika muddarfartyg (Robinson m.fl. 2011) och dessa har jämförts med gränsvärden och hörselkurvor för aktuella hörselgrupper av marina däggdjur, samt kontrollräknats med den valda spridningsmodellen för pålning.

För ytterligare två bullergenererande aktiviteter kunde inga buffertzoner beräknas: drift av vindkraftsverk och undervattenssprängning. Undervattenssprängning kan generera de starkaste mänskligt producerade ljuden i havet (Richardson m.fl. 1995). Vid undervattenssprängning bildas en stötvåg som på avstånd övergår till en akustisk signal. Hos marina däggdjur orsakar stötvågen primärt blödningar i och kring lungorna samt kring oscillerande små gasbubblor i inälvorna hos marina däggdjur (Goertner, 1982). Andra skador är krossår i mag- och tarmkanalen samt spräckta trumhinnor (Yelverton m.fl. 1973). Hos alla däggdjur, akvatiska liksom landlevande, är mellanörat luftfyllt och därmed känsligt för tryckförändringar. Den akustiska signalen bortom stötvågen Bortom stötvågen följer den akustiska signalen som kan ge fysiologisk eller beteendemässig påverkan såsom har beskrivits ovan. För sprängning är påverkanszonernas storlek beroende av typen av sprängämne, laddningsvikt, laddningsdjupet samt bottendjupet (Försvarsmakten, 2010). Då uppgift om sprängämne och laddningsvikt inte kan anges generellt för eventuella sprängningar i samband med konstruktion eller rivning av havsbaserad vindkraft har inga buffertzoner kunnat beräknas i delutredningen. För marina däggdjur rekommenderas dock att buffertzonen beräknas på samma sätt som riskzonen för personer under vattenytan vid undervattenssprängning. Metod för beräkning av detta redovisas av Försvarsmakten (2010).

Beträffande drift av vindkraftsverk finns en studie ljudmätningar har gjorts för tre vindkraftsturbiner i Sverige och Danmark och resultaten har jämförts med sälars hörselförmåga för att skatta påverkansområden. Ljuden från de tre turbinerna beräknades vara hörbara för sälar från mindre än 100 m till flera kilometers avstånd och beteendemässiga reaktioner kunde inte uteslutas förrän på ett avstånd av flera hundra meter (Tougaard m.fl. 2009). Ljudstyrkan var dock oftast lägre än vad som observerats som gränsvärde för beteendemässiga reaktioner av minst moderat nivå, varför ingen buffertzon har tillämpats i denna delutredning.

4.3. Elektromagnetiska fält

Alla elektriska kablar genererar elektromagnetiska fält, i form av elektriska och magnetiska fält. Dessa fält uppkommer bland annat när el produceras, transporteras eller förbrukas. De kraftfält som genereras från olika typer av sjökablar varierar beroende på vilken typ av kabel som används samt mängden elektricitet som överförs. Inom havsbaserad vindkraft genereras elektromagnetiska fält av de kablar som sammanlänkar turbiner med varandra och transformatorstationen, samt ansluter till kusten. Dock är dessa kraftfält vanligen små eller saknas helt (Didrikas & Wijkmark, 2009). Inom en kabel isoleras det elektriska fältet innanför kabelväggarna, och sprids därmed inte till omgivningen (Kling m.fl. 2001).

Utöver elektriska fält genereras även magnetfält, vilka inte kan skärmas bort, men däremot dämpas genom att man transporterar elektricitet i en parallell kabel åt motsatt håll när det gäller likström. Växelströmskablar genererar svagare magnetiska fält och genom att tvinna eller fläta kärnorna i dessa minskas magnetfältets styrka och storlek ytterligare (COWRIE 2003). Magnetfältet är störst rakt ovanför kabeln, blir svagare i sidled, och avtar med avstånd från kabeln. Detta innebär att en nedgrävd sjökabel medför lägre exponering av organismer på sedimentytan eller i vattenmassan än för en motsvarande friliggande kabel.

Magnetiska fält kan även skapa inducerade elektriska fält men dessa är mindre och ofta relativt svaga. I t.ex. Sverige skiljer sig inte kablarnas magnetfält vid havsbaserad vindkraft från övriga kablar som ligger nedsänkta i botten på många platser i svenska kustområden och elektrifierar skärgårdsmiljön eller förbinder Sverige med andra länder (Bergström m.fl. 2012). Magnetfältets styrka samt storlek bestäms till största delen av vilken teknik som används men även till viss del på mängden elektricitet som överförs.

Studier har visat att ett antal olika marina arter, inklusive fiskar och kräftdjur kan detektera elektromagnetiska fält (Gill m.fl. 2005). En del av dessa arter använder jordens naturliga magnetfält för orientering, migration samt för att detektera bytesdjur. Kraftfält vid kablar skulle kunna leda till att vissa arter påverkas genom att de t.ex. undviker eller attraheras av magnetfälten (Öhman m.fl. 2007).

4.3.1. Effekter av elektromagnetiska fält på bottensamhällen

Generellt är data- och litteraturunderlaget dåligt vad gäller möjliga effekter från elektromagnetiska fält på mjukbottenfauna. En studie som genomfördes av Bochert &

Zettler (2004) visade dock inga bevis för att ett kraftigt statiskt magnetfält påverkar överlevnaden eller hälsan hos ett antal olika kräftdjur samt blåmusslor. Flera kräftdjur har trots detta visat sig reagera på magnetfält och orientera sig efter detta (se genomgång i Kullnick & Marhold (2000)). Till exempel använder sig *Panulirus argus* (en languster) sig av jordens naturliga magnetfält för att orientera sig tillbaka till sitt revir (Lohmann m.fl. 1995). Det finns inget stöd för några signifikanta effekter från elektromagnetiska fält på typiska mjukbottenfaunaarter men ämnet är väldigt lite studerat.

4.3.2. Effekter av elektromagnetiska fält på fisk

I dagsläget finns gott stöd för att flera fiskarter har magnetiskt material i sin kropp samt kan känna av magnetiska fält (Formicki & Winnicki 1998, Nishi m.fl. 2004). Vissa fiskarter använder jordens magnetfält för orientering. Kraftfält vid kablar skulle kunna leda till undvikande eller attraktion av fiskarter som är känsliga för elektromagnetiska fält (se litteraturgenomgång av Öhman m.fl. 2007). I dagsläget finns det dock få studier som visar på att fisk skulle påverkas av dessa fält. I Kalmarsund gjordes studier på migrerande ål, som passerade en kraftkabel med 130 kV växelström. Resultaten tydde på effekter av mindre betydelse, såsom att simhastigheten minskade när ålarna passerade kabeln. Utifrån ett miljöperspektiv var påverkan på ål liten och det fanns inga bevis för att kabeln skulle hindra vandring (Westerberg & Lagenfelt, 2008). Det är dock möjligt att andra faktorer än närvaron av ett elektromagnetiskt fält, såsom skillnaderna i batymetri eller hinder i form av kabelns fysiska struktur kan ha påverkat ålarnas simhastighet. Äldre sovjetiska studier har även beskrivit en ändrad simhastighet för lax (*Salmo salar*) i ett flodparti där det fanns korsande luftledningar med växelströmskablar (Poddubny m.fl. 1979 i Westerberg & Lagenfelt, 2008). Fiskeriverket utförde dock laboratorieförsök i samband med anläggningen av sjökabeln SwePol Link och kom fram till att magnetfält av denna styrka inte påverkar lax och öring på ett märkbart sätt (Fiskeriverket, 2006).

Broskfiskar (Elasmobrancher) är mer än 10 000 gånger känsliga för elektriska fält än benfiskar (OSPAR, 2009d). Flera arter av broskfiskar kan detektera elektriska fält som genereras av bytesdjur. Småfläckig rödhaj (*Scyliorhinus canicula*) är exempelvis mer beroende av att kunna detektera byten med hjälp av elektriska receptorer snarare än kemiska och visuella organ (Kalmijn, 1971). Fall har rapporterats där broskfiskar, som just småfläckig rödhaj, har attackerat kablar. De har troligtvis lockats till att bita i kabeln på grund av förekomsten av inducerade elektriska fält (Marra 1989). I laboratorieförsök har småfläckig rödhaj även visat sig undvika elektriska fält motsvarande de som genereras vid anslutningskablar från vindkraftsparker, men responsen var högst variabel mellan individer och medelavvikandet jämfört med kontrollbehandlingen var endast 10 cm (Gill & Taylor, 2001). Ytterligare studier på småfläckig rödhaj och knaggrocka (*Raja clavata*) visade att dessa arters rörelsemönster påverkas av magnetfält med samma styrka som emitteras från elanslutningar till vindkraftsparker (Gill 2009). Huruvida detta leder till en signifikant negativ påverkan på dessa arter, eller endast till en viss förändring i rörelsemönster, är i dagsläget oklart.

4.3.3. *Effekter av elektromagnetiska fält på marina däggdjur*

Det finns teorier om att valar kan detektera jordens magnetfält, och navigera efter detta. Exempelvis har kopplingar gjorts mellan strandade valar och geomagnetiska animalier, samt valars migrationsmönster i relation till naturliga magnetfältsvariationer (Klinowska 1985, Kirschvink & Dizon 1986). I dagens läge finns det dock inga experimentella bevis för att valar (Walker 2002) eller sälar (Gill m.fl. 2005) skulle vara känsliga för magnetfält.

4.4. Hydrografiska förändringar

Vid anläggandet av havsbaserad vindkraft kan de hydrodynamiska förhållandena kring fundamenten, inom parken och även förhållandena nedströms parken komma att ändras. Hydrografiska förändringar är viktigt att ta i beaktande om parken etableras nära sandområden där strömmar och vågor påverkar erosion eller ansamling av material. Det är även viktigt att undvika påverkan på inflödet av syrerikt bottenvattnet till instängda vattenområden som fjordar och vikar (Hammar m.fl. 2008).

Ett fackverksfundament skulle kunna betraktas som en enda stor monopile som blockerar vattenrörelserna, dock är fackverksfundament, liksom oljerigg, konstruerade så att vattenmassor lätt ska kunna passera ostört genom nätverket av stålrör som fackverksfundamenten är uppbyggda av.

4.4.1. *Effekter av hydrografiska förändringar*

En förändring i strömmar och vågor i en vindkraftpark eller kring det enskilda fundamentet kan ändra förutsättningarna för de organismer som lever där. Effekterna är dock relativt lokala, och överstiger sällan den naturliga variationen (Hammar m.fl. 2008). Utifrån de beräkningar som har tagits fram anses hydrografiska förändringar orsakade av fundament i en havsbaserad vindpark vara försumbara. Möjlig påverkan kan förkomma vid anläggandet exempelvis nära ett smalt sund, men i ett öppet havsområde torde påverkan vara obetydlig (Hammar m.fl. 2008).

4.5. Sedimentspridning

Vid anläggning av fundament och nedläggning av kablar ökar sedimentspridning och uppgrumling, och en utdragen sedimentplym bildas i strömmens riktning. Anläggandet av borrhade monopiles (sediment släpps ut genom borrhuvudet) och gravitationsfundament (muddring och bottenutjämning) ger större sedimentspridning, jämfört med t.ex. pålade monopiles. Sedimentspridningen vid ankring av flytande fundament är relativt okänd, men motsvarar förmodligen nivåerna vid motsvarande teknik för bottenfasta fundament (t.ex. borrhade piles, gravitationsstruktur, pålade piles).

De uppgrumlade partiklarna kan uppehålla sig i vattenmassan under en kortare eller längre period och späds ut olika snabbt beroende på diverse faktorer, såsom strömförhållanden och exponeringsgrad. Ett stort sedimentflöde och hög strömhastighet ger en lång sedimentplym och tvärtom. Upprörning av sediment kan även medföra att

organiskt material, näringsämnen och möjligen även föroreningar som varit bundna i sedimentet, sprids till vattnet. Vid olika muddringsarbeten i finländska skärgården uppmättes sedimenthalter på 10-40 mg/l, och i enstaka fall värden på 100-200 mg/l. I samma område rapporterades bakgrundsvärden på 2-10 mg/l (Bonsdorff, 1984). En viss bakgrundsgrumling är vanlig i alla vattenområden till följd av vågexponering och undervattensströmmar. Även mänsklig påverkan som t.ex. trålning orsakar sedimentspridning. Vid lugnt väder i Öresund uppmättes sedimenthalter på 0 - 2 mg/l och upp till 40 mg/l vid hårdare vind (Valeur, 2001). Erfarenhet från sedimentspridning under anläggningsarbete finns exempelvis från vindkraftparken Lillgrundet i Skåne län. Där uppmättes sedimenthalter på 10 mg/l eller mer endast under korta perioder inom små områden vid anläggandet av gravitationsfundament. Depositionen av sediment var mycket liten och som störst strax över en millimeter (Didrikas & Wijkmark, 2009).

Påverkan från sedimentspridning är som störst i stillastående vatten med löst bottensubstrat. Havsbaserad vindkraft anläggs generellt på utsjöbankar med hög exponeringsgrad och relativt hårt bottensubstrat, varför påverkan av grumling på den marina miljön ofta är lokal och tidsmässigt relativt kort. Påverkan på den marina miljön på grund av sedimentspridning vid anläggning av havsbaserad vindkraft bör även sättas i perspektiv till områdets naturliga grumlingsnivåer (Bergström m.fl. 2012).

4.5.1. Effekter av sedimentspridning på bottensamhälle

Anläggningsarbeten på havsbotten innebär ofta en påverkan i form av en ökad spridning av sediment. Påverkan på bottensamhällen gäller främst flora och sessila djur, som t ex koraller och svampdjur, genom övertäckning med deponerat sediment. Mer mobil fauna, till exempel krabbor och räkor, är relativt tåliga då de antingen kan lämna området i fråga eller om den skulle bli övertäckt, gräva sig uppåt (Hammar m.fl. 2009).

Även om det är svårt att generalisera så sker normalt en återkolonisering av botten relativt snabbt och inom några år bör ett någorlunda normalt samhälle ha återupprättats i det störda området (Cooper m.fl. 2007; Barrio Froján m.fl. 2008; Hammar m.fl. 2009). Dock är det viktigt att poängtera att ömtåliga och långsamt växande arter (till exempel sjöpenner, svampdjur och koraller) är känsliga och utgör en grupp som riskerar att påverkas signifikant (OSPAR 2010c).

4.5.2. Effekter av sedimentspridning på fisk

En av de främsta påverkansfaktorerna på fisk under anläggningsfasen av havsbaserad vindkraft är, förutom höga ljudnivåer, sedimentspridning.

Sedimentspridning påverkar vuxen fisk, larvstadier och rom på olika sätt. Undersökningar har visat att juvenil och vuxen strömming undviker att simma in i områden med höga halter suspenderat material. Gränsen för de halter som undviks har uppmätts till 3-12 mg/l (Tabell 13; Johnston & Wildish, 1981; Messieh m.fl. 1981; Westerberg m.fl. 1996).

Tabell 13. Effekter på fisk av suspenderat sediment i vatten.

Livstadie	Art	Susp. sediment, gränsvärde (mg/l)	Effekt	Referenser
Adult	Torsk och sill	3-12	Undvikas	Johnston & Wildish 1981; Westerberg m.fl. 1996; Messieh m.fl. 1981
Fisklarver	Strömming/ sill	<100	Minskad överlevnad	Hansson 1995
		>20	Minskad födo- konsumtion	Johnston & Wildish 1981
Rom (susp. sediment i vattnet)	Sill	300-500	Överlever	Kjørboe m.fl. 1981
		<7000		Messieh m.fl. 1981

Studier har visat att sedimentspridning från borrning och muddring innebär risk för skada och fiskdöd hos främst rom, larvstadiet och yngel (Fiskeriverket 2007). Suspenderat material kan fastna på fiskens gälar, vilket kan leda till döden genom kvävning. Exempelvis kan strömmingslarver klara sedimenthalter på upp till 100 mg/l varvid överlevnaden minskar (Hansson, 1995). En annan risk är att födointaget reduceras, vilket kan leda till att främst larver svälter ihjäl inom några dagar om inte sedimenthalten minskar. Larvernans födokonsumtion minskar vid sedimenthalter över 20 mg/l (Johnston & Wildish, 1982). Larverna kan dock överleva i upp till några dagar utan att äta (Engell-Sørensen & Skyt 2000).

Exempelvis är strömmingens larvstadiet inte tillräckligt rörliga för att undvika ett område om sedimenthalterna stiger. Larverna driver istället med strömmarna i området och skulle, baserat på modelleringar, troligtvis passera en eventuell sedimentplym relativt snabbt (Didrikas & Wijkmark 2009). Troligtvis påverkas strömmingslarver som passerar genom sedimentplymer under anläggningsarbetet genom minskad födokonsumtion. För vindkraftsparken Storgrundet drogs slutsatsen att det inte är troligt att suspenderat sediment från anläggningsarbetet skulle få stora konsekvenser för strömmingslarver i området, p.g.a. sedimentplymernas begränsade utbredning samt den begränsade exponeringstiden för de larver som passerar genom sedimentplymer (Didrikas & Wijkmark 2009). Detta gäller troligtvis även för norska vatten.

Rom påverkas av suspenderat material, men tål generellt detta bättre än vad larvstadiet och vuxen strömming gör. Så länge sedimentet hålls suspenderat i vattnet kan rom klara så höga halter som 300-500 mg/l (Kjørboe m.fl. 1981) eller till och med 7000 mg/l (Messieh m.fl. 1981). Dock ökar dödligheten signifikant då rommen täcks av ett lager sediment (Kjørboe m.fl. 1981, Messieh m.fl. 1981).

Sammanfattningsvis är påverkan från sedimentspridning på fisk förhållandevis kortvarig och den totala risken avgörs av en kombination av sedimentets koncentration och hur lång tid som fisken utsätts för sedimentet (Engell-Sørensen & Skyt, 2000).

4.5.3. Effekter av sedimentspridning på marina däggdjur

Det finns inga kända direkta effekter av sedimentspridning på marina däggdjur.

4.6. Utsläpp och tillförsel av miljöfarliga ämnen – katodiskt skyddande anoder

Den direkta påverkan från vindkraftverk till havs på marina organismer genom utsläpp och tillförsel av miljöfarliga ämnen anses vara relativt begränsad. Däremot orsakar fundamenten i sig en ökad risk för fartygskollisioner med potentiella medföljande utsläpp av t ex olja. Dessa risker utreds i Delutredning 8 – *Risk och beredskap*.

En källa till ökade utsläpp av miljöfarliga ämnen från havsbaserad vindkraft är dock ”katodiskt skyddande anoder” som ofta används för att hindra oxidering och korrosion av metaller. Vid havsbaserad vindkraft fästs metallstavar (anoderna) utanpå fundamenten. Anoderna består av en metallförening, framförallt bestående av zink (Zn), och till liten del indium (In), koppar (Cu), kadmium (Cd), kisel (Si), järn (Fe) samt aluminium (Al). Metallstavarna står i kontakt med de metalliska delar som ska skyddas, t.ex. piles och armeringsjärn, och de brukar ersättas med nya anoder ca vart 10:e år. Flera av dessa ämnen är toxiska, men utsläppen är relativt små per tidsenhet och ingen direkt påverkan från dessa ämnen har i dagsläget kunnat visas (Hammar m.fl. 2008).

4.7. Sammanfattning identifierade påverkansfaktorer

En rad olika påverkansfaktorer förekommer vid konstruktionsfasen av vindkraftverk till havs. Inom denna delutredning har vi efter Nybakke (2011) identifierat de påverkansfaktorer som visas i Tabell 14.

Tabell 14. *Relativ omfattning av påverkan av havsbaserad vindkraft på marina organismer, tolkad från Hammar m.fl. (2008), Wilhelmsson m.fl. (2010), samt Bergström m.fl. (2012).*

Påverkansstyp	Bottensamhälle	Fisk	Marina däggdjur
Förlust/tillkomst av habitat	Mest	Mindre	Minst
Reveffekt	Mest	Mindre	Mindre
FAD	Minst	Mest	Minst
Buller (konstr.)	Minst	Mer	Mest
Buller (drift)	Minst	Mindre	Mindre
Elektromagnetiska fält	Minst	Mindre	Minst
Hydrografisk påverkan	Mindre	Minst	Minst
Sedimentspridning	Mindre	Mer	Minst
Utsläpp och tillförsel av miljöfarliga ämnen	Mindre	Minst	Minst

I Tabell 15 ges en översikt över relativ omfattning av påverkan från olika bottenfasta fundamenttyper enligt Hammar m.fl. (2008) (se även avsnitt ”3. Fundament och aktiviteter”). Påverkan från flytande fundament är jämförbar för motsvarande ankringstyp.

Tabell 15. Relativ omfattning av påverkan av olika bottenfasta fundamenttyper sammanfattad från Hammar m.fl. (2008).

Fundamenttyp	Rev-effekt	Buller (konstr.)	Buller (drift)	Sedimentation
Monopile	mindre	mest	ev. mest	mindre
Tripod/fackverk	mest	mindre	ev. mindre	mindre
Gravitation/sug	mer	minst	mer	mest

Påverkan av fysisk förlust av habitat är störst på bottenlevande organismer. Denna påverkan är dock begränsad till relativt små ytor men varierar något beroende på fundamenttyp. Tillkomst av habitat kan gynna hårdbottensorganismer, men samtidigt ändra de lokala förutsättningarna om fundamentet anläggs på mjukbotten. Beroende på fundamenttyp skapas olika komplexa livsmiljöer för fastsittande flora och fauna, och även förekomsten av mobil fauna kan öka. För fastsittande och mobil fauna kan förekomsten av reveffekt snarare vara positiv än negativ. Fisk kan påverkas genom att den aggregeras till så kallade FADs. Effekterna av detta är dock relativt okända. Kunskapen om rev-effekt på marina däggdjur är mycket begränsad.

Den absolut största påverkan på fisk och marina däggdjur är buller och höga ljudnivåer från anläggningsfasen. Vid höga ljudtrycks- eller ljudexponeringsnivåer kan djuren påverkas fysiologisk och vid lägre beteendemässigt, vilket kan leda till död eller negativ påverkan på kritiska livsuppehållande funktioner. Det är högst möjligt att de lägre ljudnivåerna under driftsfasen kan orsaka beteendestörning hos fisk (t ex lekande torsk) och eventuellt även hos sälar.

Elektromagnetiska fält har visats kunna påverka beteendet hos broskfiskar, dock visar olika studier olika resultat. Effekterna för fisk är troligtvis lokala och av mindre betydelse, vilket gäller även för bottensamhälle och marina däggdjur.

Även om förändringar i hydrografi i en vindkraftpark eller kring det enskilda fundamentet kan ändra förutsättningarna för de organismer som lever där, är effekterna dock relativt lokala, och överstiger sällan den naturliga variationen. För fisk och marina däggdjur är effekterna förmodligen försumbara.

Påverkan från sedimentspridning är förmodligen lokal och tidsmässigt kortvarig. Effekterna av sedimentspridning anses vara störst för fisk, mindre för bottensamhällen och obetydlig för marina däggdjur. Vuxen fisk kan kvävas genom att partiklar fastnar på gälarna. Rom och larvstadier anses kunna påverkas genom övertäckning av sedimentpartiklar respektive minskat födointag.

5. RISKREDUCERANDE ÅTGÄRDER

Oavsett vilken metod och byggteknik som väljs för konstruktionen av en vindpark i havet kommer det att förekomma effekter på någon komponent av havsmiljön. Detta medför att det är viktigt att hitta metoder och lösningar som gör att påverkan kan minimeras, vare sig det gäller att hitta en optimal placering av vindkraftverken, göra lämpliga teknikval eller planera byggfasen så att den minimerar miljöpåverkan.

Det är även viktigt att lämpliga miljöövervakningsprogram designas och utförs för att uppskatta påverkan från vindkraftverkskonstruktionen, samt för att bekräfta att miljön återhämtar sig efter det att vindkraftverken tas ur bruk.

5.1. Buller

För havsbaserad vindkraft är valet av fundamenttyp den enskilt viktigaste faktorn för bullerpåverkan, varför denna faktor bör tas i beaktande.

En viktig generell åtgärd för att minska risken för påverkan från buller är att i den utsträckning som det är möjligt undvika att utföra aktiviteter under känsliga perioder, som t ex rekryteringsperioder. För att minimera påverkan på säl kan bullergenererande aktiviteter förläggas till pälsomsningsperioden då sälarna är som mest beroende av land.

För kontroll och uppföljning av bullergenererande aktiviteter är det av stor vikt att bullernivåer mäts på flera avstånd under pågående aktivitet. Eftersom spridning av undervattensbuller är mycket komplext är platsspecifika data nödvändiga för beräkning av spridningsmodeller som beskriver den faktiska situationen.

5.1.1. Pålning

Ett flertal olika tekniker för bullerdämpning vid framförallt pålning har prövats i havsmiljö. Ännu har ingen bullerdämpande teknisk lösning använts rutinmässigt vid byggnation av en pålad offshore vindkraftspark, men ett stort antal har testats och erfarenheter finns från andra typer av byggprojekt såsom brobyggen. Detta sammanfattas i en rapport av Bundesamt für Naturschutz (Koschinski & Lüdemann, 2011). Ett flertal tekniker testas nu inom pågående byggen av tyska offshore-vindkraftverk då pålning av monopiles riskerar att medföra överskridande av de nationellt uppsatta gränsvärdena för buller (160 dB Sound exposure level/190 dB peak-to-peak på 750 m avstånd) (Elmer m.fl. 2007). De tekniska lösningar som har testats varierar med byggplats och den logistik som kan användas på den specifika platsen. Huvudteknikerna som testats är:

- Luftbubbelskärmar (Bubble curtain), skapas genom att pumpa ned luft till botten.
- Olika former av skyddsmantlar (Pile sleeve), exempelvis genom användning av en dubbelvägg i pålarna eller skal av gummi.
- Kassuntekniker (Caisson/Kofferdämme), där bygget sker genom användning av en vattentät kista runt fundamentet.
- Skärmar av gasfyllda ballonger (Hydro Sound Dampers).

Generellt kan sägas att en ungefärlig minskning av buller genom dessa tekniker är av storleksordningen 5-25 dB. En minskning av denna storlek kan mildra miljöeffekterna men ljudnivåerna kan fortfarande vara väldigt skadliga för känsliga organismer. Detta medför att tekniker som medför lägre bullernivåer än pålade piles bör väljas i första hand för att minimera potentiell påverkan, t ex borrhåls, gravitationsfundament eller suction bucket.

OSPAR (2009c) har även föreslagit ytterligare att en minskning av pålningshastighet kan ge en minskning på 10-15 dB av frekvenser > 2 kHz, samt att det kan vara lämpligt att starta pålningen försiktigt varpå kraften ökas gradvis (ger en långsamt ökad energinivå hos det emitterade ljudet vilket ger simmande organismer en chans att fly innan högre ljudnivåer nås). I samma syfte kan det även vara lämpligt att använda tumlar- och/eller sälskrämmor ("acoustic deterrent devices", ADD:s, eller "acoustic harassment devices", AHD:s; Gordon m.fl. 2007). Denna metod är dock omdiskuterad eftersom den tillför ytterligare bullernivåer till den marina miljön. Nackdelen med alla tekniska lösningar för att minska buller samt restriktion av byggnation till vissa perioder av året är ökade kostnader samt eventuellt en förlängning av byggtiden.

5.1.2. Sprängning

Vid undervattenssprängning kan följande riskreducerande åtgärder vara lämpliga att vidta för minskad risk för miljöpåverkan (Karlsson m.fl. 2004; JNCC m.fl. 2010):

- Använda sprängämne som ger mindre miljöpåverkan.
- Minimera laddningsvikten.
- Använda sprängämne i stavform istället för i punktform. Vid sprängningar för geofysiska undersökningar har stavformat sprängämne visats generera liknande seismiska ljudsignaler samtidigt som impulsstyrkan minskats med 42 %.
- Placera sprängladdning i borrhål istället för i öppet vatten. Detta medför att en större andel av sprängenergi används till t.ex. demolerade arbete.
- Använda fyllnadsmaterial med maximalt dämpande effekt i borrhål. Detta kan minska mängden explosionsenergi som går ut i vattnet genom borrhålet med 50 %.
- Dela upp en laddning i flera mindre och separera detonationerna av dem över tid. Separationen kan vara några millisekunder. Detta delar upp sprängkraften från en stor tryckvåg till flera mindre.
- Vid sekventiell sprängning med olika laddningsstorlek, börja med den minsta och avsluta med den största laddningen. Detta kan medföra minskad påverkan på marina däggdjur genom att de lämnar området innan de starkaste detonationerna utförs.

Liksom vid pålning kan det även vid undervattenssprängning vara lämpligt att använda bubbelgardiner för att minska spridning av undervattensbuller, förutsatt att tekniken bedöms vara praktiskt genomförbar. En sammanställning av experiment med bubbelgardiner vid undervattenssprängning ges av Karlsson m.fl. (2004) och en praktisk utvärdering av metoden samt förslag på vidareutveckling ges av Nehls m.fl. (2007) Även användning av tumlar- och/eller sälskrämmor kan vara lämpligt att använda (se "5.1.1. Pålning").

Om ett fåtal sprängningar med större laddning skall genomföras kan det vara lämpligt att tillämpa fördröjd sprängningsstart vid närvaro av marina däggdjur inom den beräknade zonen för permanent hörselnedsättning och eventuellt även inom zonen för beteendemässig respons. Uppskjutande av start vid närvaro av marina däggdjur är obligatorisk vid undervattenssprängning i kustvattnen kring England och Wales samt i Storbritanniens utsjöområden (JNCC m.fl. 2010). I dessa vatten ska en zon med en radie på 1 km avsökas visuellt och/eller akustiskt. Zonens radie kan minskas om uppgifter som stödjer denna ändring godkänns av aktuell tillståndsmyndighet. Sökningen ska pågå i minst en timme utan att ett marint däggdjur observeras innan undervattenssprängning får utföras. Om ett marint däggdjur observeras visuellt och/eller akustiskt inom observationszonen ska minst 20 min förflyta innan undervattenssprängning får utföras. Efter sprängning ska sökningen fortgå i minst 15 min.

En alternativ metod för att skrämman bort marina däggdjur kan vara att avlossa små sprängladdningar före detonation av en större sprängladdning. Denna metod kan dock inte rekommenderas då inga publicerade vetenskapliga studier av metodens effektivitet har kunnat hittas. Vidare visar sammanställningen av Karlsson m.fl. (2004) att tekniken istället kan ge ökad fiskdöd.

5.1.3. Seismisk inventering

Förslag på internationella riktlinjer för industriell seismisk inventering har sammanställts Weir & Dolman (2007).

Seismisk inventering bör utföras med teknik som minimerar risken för påverkan på fisk och marina däggdjur. Tekniska lösningar för airguns redovisas av Weilgart (2010). Dessa inkluderar bl.a.:

- Optimering av array, ljudkälla och ljudmottagare för minskning av producerat "spill-ljud". Med "spill-ljud" avses ljud som inte används i analyser, t ex frekvenser över 200 Hz samt horisontellt ljud.
- Optimering av array, ljudkälla och ljudmottagare så att lägre ljudtrycksnivåer kan användas. Detta kan ske t.ex. genom att egenskaperna hos ljudkällan och mottagaren matchas bättre, genom ökad känslighet hos mottagaren eller genom minskat systembrus. Ny teknik för bättre mottagare är t.ex. fiberoptiska mottagare.
- Användande av ljuddämpare för att minska energin på oönskade frekvenser. Metoden kan dock kräva ytterligare utveckling innan den kan tillämpas kommersiellt.
- Användande av kontrollerade ljudkällor som t.ex. oscillatorer/vibratorer istället för impulsiva ljudkällor som t.ex. airguns. Med vibratorer kan samma energimängd användas men över en längre tid, vilket gör att lägre ljudstyrka kan användas. Exempelvis motsvarar en 1-s puls från en marin vibrator samma energimängd som en 10 ms puls från ett airgun, men med en tiondels ljudstyrka, vilket resulterar i en minskning av det ljudpåverkade områdets storlek till en tiotusendel. Vidare är det med kontrollerade ljudkällor möjligt att optimera frekvenser och använda sig av frekvensmodulerade ljud. Marina vibratorer är även mer vertikalt riktade än airguns samt kan släpas närmare havsbotten, vilket minskar påverkansområdet.

Uppskjutande av start kan vara lämpligt att tillämpa vid närvaro av marina däggdjur inom zonen för permanent hörselnedsättning och eventuellt även inom zonen för beteendemässig respons. Uppskjutande av start vid närvaro av marina däggdjur är obligatorisk vid seismisk inventering i kustvattnen kring England och Wales samt i Storbritanniens utsjöområden (JNCC m.fl. 2010). I dessa vatten ska en zon med en radie på minst 500 m avsökas visuellt och/eller akustiskt. Om det aktuella vattendjupet är 200 m eller mindre ska sökningen normalt pågå i minst 30 min och om vattendjupet är mer än 200 m i minst 60 min innan den seismiska inventeringen får påbörjas. Om ett marint däggdjur observeras inom observationszonen måste minst 20 min förflyta innan inventeringen får startas. Om situationen är att sälar samlats inom det område som ska inventeras bör mjukstarten påbörjas minst 500 m från den plats där sälarna befinner sig. Om ett marint däggdjur observeras inom zonen för risk och påverkan kan det vara lämpligt att avbryta pågående seismisk inventering och återuppta verksamheten 20 – 30 min efter senaste observation inom observationsområdet. Samma tillvägagångssätt rekommenderas i irländska vatten, dock med skillnaden att radien som tillämpas vid uppskjutande av start, avbrott i verksamhet eller avstånd från djur som inte lämnar området bör vara minst 1000 m. Perioden under vilket inget däggdjur bör observeras inom denna radie är 30 min i vatten grundare än 200 m och 60 min i vatten djupare än 200 m, oavsett om det gäller före start eller före återupptagande av verksamhet (NPWS, 2007). Motsvarande procedurer är obligatoriska i flera länder (Weir & Dolman, 2007).

Vid seismisk inventering bör mjukstart tillämpas. Tiden från att mjukstart påbörjas till dess att full styrka har uppnåtts bör vara minst 20 min och ökningen bör ske i likstora steg (NPWS, 2007; JNCC m.fl. 2010). För att inte öka risken för påverkan bör som mest 40 min förflyta till dess att full styrka har uppnåtts (NPWS, 2007). I kustvattnen kring England och Wales samt i Storbritanniens utsjöområden behöver mjukstart dock inte tillämpas för enstaka airgun med en volym under 164 cm³ (JNCC m.fl. 2010).

5.1.4. Drift av havsbaserad vindkraft

Ett vindkraftsverks växellåda kan påverka vilka ljudnivåer som alstras vid drift. Eftersom driftsfasen pågår länge kan det vara lämpligt att väga in denna aspekt vid valet av växellåda, särskilt om vindkraftsparken kan ha stor påverkan på t ex rödlistade marina däggdjur eller lekområden för torskfiskar.

5.2. Sedimentspridning

Eventuella effekter från ökning av sedimentation är starkt kopplad till bottenförhållanden (i form av substrat och strömmar) samt vald fundamenttyp och anläggningsteknik. Då risken för ekologiska effekter av ökad sedimentspridning ansetts vara svårbedömda på grund av databrist är det osäkert till vilken grad man bör använda åtgärder som minimerar risken för miljöeffekter från sedimentspridning.

Sedimentplymens utbredning kan i många fall minskas med hjälp av avskärmningsskydd vid relevanta platser, t ex i grunda områden med känslig flora eller nära korallförekomster. Beräkningar av sedimentplymens storlek kan även göras med hjälp av modellering för att bättre uppskatta riskerna. Det är också viktigt att

kontinuerligt mäta mängden sediment i vattenmassan och upphöra med arbetet så snart uppsatta gränsvärden överskrids. Viktigt är också att ta hänsyn till tidvattenströmmar på de platser där detta är relevant. Det är också möjligt att minska riskerna för att bottenlekande fisk påverkas (i de fall rom täcks över av sediment) genom att begränsa anläggningsarbetet i och intill potentiellt viktiga lekområden till perioder då lek ej förekommer. Nackdelen med dessa åtgärder är ökade kostnader samt att byggtiden kan komma att förlängas på grund av detta.

5.3. Elektromagnetiska fält

Eventuella effekter på den marina miljön från elektromagnetiska fält är med stor sannolikhet endast kopplad till kablar som leder producerad elektricitet och inte till vindkraftsverken i sig. Riskreducerande åtgärder gällande eventuell påverkan på marina organismer från kablar är relaterade till teknikval samt dragningsval.

Det största magnetiska fältet är det statiska jordmagnetiska fältet, och beroende på i vilken riktning ström leds genom en kabel, kan det jordmagnetiska fältet antingen förstärkas eller försvagas (Bergström m.fl. 2012). Direkt genererade elektriska fält som skapas kan dämpas eller tas bort genom skärmning av kabeln.

Magnetfälten som bildas kring enpolära likströmskablar (HVDC) är mycket kraftigare än för motsvarande bipolära kablar eller växelströmskablar (HVAC) (Öhman m.fl. 2007). Genom att använda treledarkablar för att leda växelström kan magnetiska fält reduceras till så låga nivåer att inga effekter på marint liv har påvisats (Kling m.fl. 2001).

Riskerna från elektromagnetiska fält kan därmed minskas genom att använda tekniker som 1) minskar magnetfältets storlek (t ex tvinnad trefas växelströmkabel), 2) minskar värmeemissionen (t ex genom att använda en tjockare ledare) samt 3) gräva ned kabeln för att göra det elektromagnetiska fältet svagare vid den översta sedimentytan. Möjliga teknikval påverkas naturligtvis av djup, bottenstrukturer samt hur lång sträcka kabeln ska dras. De olika teknikalternativen är även förknippade med varierande kostnadseffektivitet beroende på kabellängd.

5.4. Övriga påverkans effekter

För påverkans effekterna "Hydrografiska förändringar", "Reveffekt/FAD", "Fysisk förlust/tillkomst av habitat" är det svårt att hitta åtgärder som förebygger eller reducerar riskerna för tidigare beskrivna effekter på komponenter i den marina miljön. Dessa effekter bör istället värderas om de kan anses vara acceptabla eller ej vid eventuell byggnation. Anläggning av kompensationshabitat för habitat som förlorats skulle dock kunna anläggas inom ekvivalenta områden men nyttan skulle antagligen vara av begränsad betydelse jämfört med kostnaden.

6. BEDÖMNING AV NATURVÄRDE, SÅRBARHET OCH KONSEKVENSN

I detta avsnitt beskrivs metoderna för bedömning av naturvärden, sårbarhet och konsekvens för bottensamhällen, fisk och marina däggdjur i de 15 utredningsområdena samt resultaten baserat på detta. Hela processen har först gjorts separat för bottensamhällen, fisk och marina däggdjur och därefter har en sammanvägd konsekvensbedömning gjorts.

6.1. Naturvärdesbedömning

Vid bedömning av naturvärde för arter och habitat som är upptagna på den norska rödlistan har skalan i Tabell 16 använts. Rödlistekategorin Least Concern/ Livskraftig (LC) sattes till naturvärdet 0 då dessa arter ej kan anses vara hotade. Rödlistekategorin Data Deficient/ Kunskapsbrist (DD) sattes till naturvärdet 0 då arterna anses vara väldigt osäkra att bedöma. Rödlistekategorin Regionally extinct/Nationellt utdöd (RE) förekom ej i utredningsområdena.

Tabell 16. Skala för bedömning av naturvärden inom de 15 utredningsområdena.

Naturvärdeskriterie	Rödlistningskategori	Naturvärde
Rödlistad art	Critically Endangered/ Akut hotad (CR)	1
Rödlistad art	Endangered/ Starkt hotad (EN)	0,75
Rödlistad art	Vulnerable/ Sårbar (VU)	0,5
Rödlistad art	Near Threatened/ Nära hotad (NT)	0,25
Rödlistad art	Least Concern/ Livskraftig (LC)	0
Rödlistad art	Data Deficient/ Kunskapsbrist (DD)	0
Speciell naturtyp		0,5
OSPAR hotat habitat		0,5
Ekologiskt viktig funktion		0,25
Viktig för fiskeri		0
Viktig för turism		0

Naturvärdesbedömningen av marina däggdjur som är rödlistade enligt IUCN men inte i Norge har samma skala använts men 0,25 har subtraherats från naturvärdet, det vill säga kaskeloten som inte är rödlistad i Norge men är klassificerad som sårbar (VU) på IUCN:s rödlista gavs naturvärde 0,25 (0,5-0,25). Eftersom data saknas för identifiering av marina däggdjursarter med särskilt viktig ekologisk funktion har det inte varit möjligt att ge någon art något naturvärde enligt detta kriterium. Ett alternativ hade kunnat vara att inkludera alla marina däggdjur och ge dem samma naturvärde för deras ekologiska roll, men då information gällande detta saknas gjordes det ej. Späckhuggare som varken är rödlistad i Norge eller internationellt gavs inget naturvärde, men arten inkluderades ändå i delutredningen då den är viktig för turism.

6.2. Sårbarhets- och konsekvensbedömning

Vid bedömning av sårbarhet har MarLin:s sårbarhetsmatris (www.marlin.ac.uk) använts för bottenmiljöer, fisk och marina däggdjur. Med hjälp av denna matris görs en bedömning som grundar sig på en kombination av känslighet och återhämtningsförmåga. Känsligheten klassificeras i fyra kategorier, från "ingen" till "hög". Sårbarheten klassificeras i sju kategorier, från "omedelbar" (mindre än en vecka) till "ingen". Den resulterande sårbarheten klassificeras i sex kategorier. I den ursprungliga versionen av matrisen har dessa klasser namn, från "ej känslig/ej relevant" till "mycket hög". För att kunna beräkna konsekvens av påverkan som produkten av naturvärde och sårbarhet, kombinerat med konsekvensen för olika areor och därefter jämföra konsekvensarean för olika grupper ersattes sårbarhetstermerna i MarLin-matrisen med siffror från noll till ett. Den modifierade MarLin-matrisen visas i Tabell 17.

Tabell 17. Matris för bedömning av sårbarhet för påverkan, baserat på organismernas känslighet och återhämtningsförmåga. Tabellen är modifierad från <http://www.marlin.ac.uk/sensitivityrationale.php>.

Sårbarhet		Återhämtningsförmåga						
		Ingen	Mycket låg (>25 år)	Låg (>10/25 år)	Medel (>5-10 år)	Hög (1-5 år)	Mycket hög (<1 år)	Omedelbar (<1 vecka)
Känslighet	Hög	1	1	0.8	0.6	0.6	0.4	0.2
	Medel	1	0.8	0.8	0.6	0.4	0.4	0.2
	Låg	0.8	0.6	0.6	0.4	0.4	0.2	0
	Tolerant ¹ / ej relevant	0	0	0	0	0	0	0

¹ I begreppet tolerant ingår att organismen påverkas positivt av den aktuella påverkansfaktorn.

Efter att naturvärde och sårbarhetsvärde hade bestämts multiplicerades dessa och ett konsekvensvärde erhöles (t ex en art med ett naturvärde på 0,5 och en sårbarhet på 0,8 får 0,4 som konsekvensvärde). Detta konsekvensvärde är oberoende av eventuellt geografiskt överlapp mellan den aktuella arten och aktiviteten. För att beräkna storleken av konsekvensen av konstruktion av en vindkraftspark i ett visst område gjordes beräkningar i följande steg:

1. Polygoner för eventuella överlapp mellan utbredningsområden och buffertzoner togs fram för samtliga kombinationer av påverkansfaktorer och de arter och habitat som inkluderats i utredningen.
2. För samtliga polygoner beräknades produkten av dess area i km² och konsekvensvärde ("konsekvensarea").
3. För varje vindkraftspark summerades alla konsekvensareor för de påverkansgenererande aktiviteterna.
4. Alla vindkraftsområden gavs ett rangordningsnummer från 15 för vindkraftsområdet med högst konsekvensarea ned till 1 för det med lägst konsekvensarea.

De resulterande konsekvensareorna och rangordningsnumren för vardera organismgrupp presenteras i avsnitten 6.1-6.3.

5. En sammanvägd bedömning av den totala konsekvensen på de tre organismgrupperna gjordes genom att summera rangordningsnumren erhållna från vardera organismgrupp och därefter rangordna vindkraftsområdena (för fisk användes medelvärdet av de två fiskgrupperna)

Konsekvensareor och rangordning beräknades för två grupper av tekniska lösningar 1) pålade fundament och ankare 2) gravitations/sugfundament och ankare.

6.3. Sårbarhets- och konsekvensbedömning för bottensamhällen

En översikt över naturvärde, sårbarhet och konsekvensvärden använda för bottensamhällen inom utredningen ges i Tabell 18.

Tabell 18. Naturvärde, sårbarhet och konsekvens för bottensamhällen vid havsbaserad vindkraft.

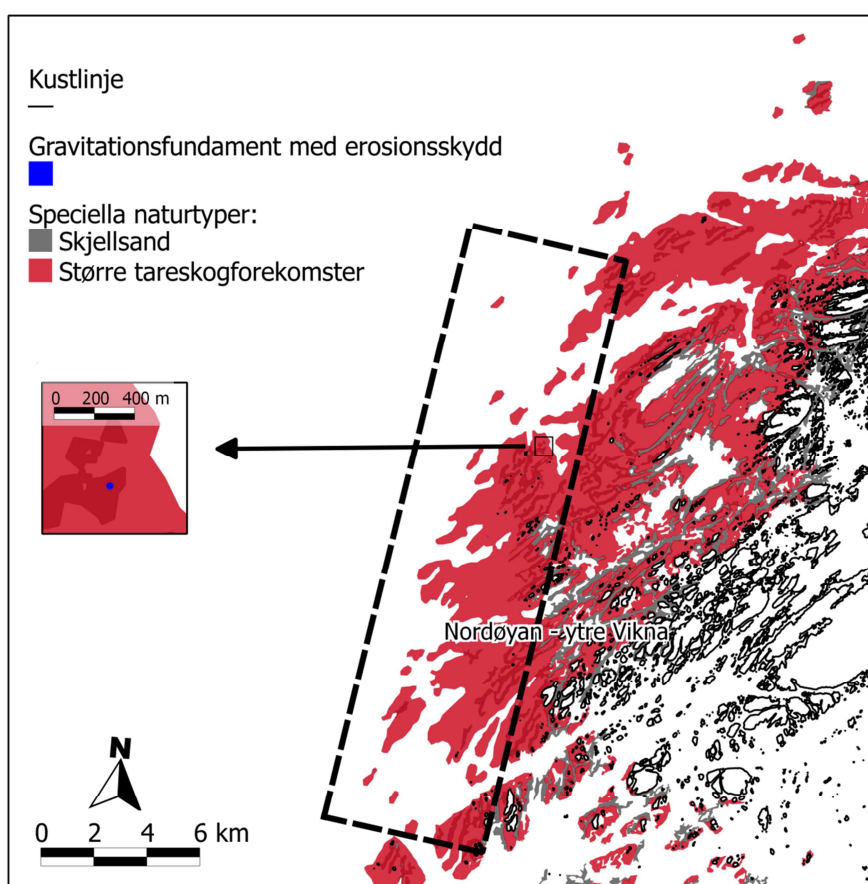
Naturvärdestyp	Naturvärde	Sårbarhet fysisk förlust av habitat	Sårbarhet buller	Sårbarhet introduktion av nytt habitat	Konsekvens fysisk förlust av habitat
Koraller	0.5	1	0	0	0.5
Hästmusselbankar	0.5	0.8	0	0	0.4
Större tareskogs-förekomster	0.5	0.8	0	0	0.4
Skalgrusbankar	0.5	1	0	0	0.5
Svampdjurssamhällen	0.5	1	0	0	0.5
Samhällen med sjöpennor och grävande megafauna	0.5	0.8	0	0	0.4
Hårdbottensamhällen	0.25	0.6	0	0	0.15
Mjukbottensamhällen	0.25	0.8	0	0	0.2

Ett scenario med största möjliga påverkan på bottensamhällen gjordes genom att slumpmässigt i GIS placera ut fundamenten på platser med höga naturvärden med restriktioner givna från de tekniska specifikationerna (Se avsnitt "3.1.1 Centrala antaganden om fundament"). Antaganden om area som tas upp av fundament gjordes enligt uppgifter i Hammar m.fl. (2008) (se "4.1.1. Förlust/tillkomst av habitat och reveffekt").

Såsom redovisas i avsnitt "4. Påverkansfaktorer" är det främst förlust av habitat, sedimentspridning samt introduktion av nytt habitat som påverkar bottensamhällen direkt. Då data om bottenförhållanden (strömmar och substrat) var extremt bristfälligt ansågs det inte möjligt att göra buffertzoner för sedimentspridningspåverkan, varför

påverkan- och konsekvens ej har kvantifierats för detta. För förlust av habitat bestämdes tidsrymden till 20-30 år eftersom konstruktionstiden för en vindkraftspark förväntas falla inom detta intervall och justerades nedåt med 0,2 för hårbottensamhällen då dessa även kan utnyttja det tillkomna habitatet. För koraller (Korallförekomster, Korallträdgårdar och Ögonkorallrev bedömdes gemensamt), svampdjursamhällen och skalgrusbankar som har en långsam tillväxt/bildningstid sattes sårbarheten till det högre värdet inom intervallet, 1. För effekten "introduktion av nytt habitat" sattes sårbarheten till 0 då detta motsvarar "tolerant" i MarLin-metodiken, antingen på grund av att det ej är relevant (t ex skalgrusbottnar) eller att samhället påverkas positivt av den aktuella påverkansfaktorn (t ex hårbottensamhällen).

Sist gavs alla vindkraftsparker ett rangordningsnummer från 15 för vindkraftsområdet med högst konsekvensarea för bottenamhällen ned till 1 för det med lägst konsekvensarea. De resulterande konsekvensareorna och rangordningsnumren presenteras i Tabell 19a och 19b. Utöver den påverkan som har bedömts kvantitativt är det viktigt att komma ihåg att det kan finnas fler potentiella påverkansfaktorer som kan ha betydelse (se avsnitt "4. Påverkansfaktorer"). Exempel på förekomst av identifierade habitat inom ett utredningsområde ges i Figur 4.



Figur 4. Exempel på förekomst av "Skjellsand" (skalgrusbottnar) och "Større tareskogförekomster" inom ett av de 15 utbredningsområdena samt buffertzonen för ett gravitationsfundament gällande förlust av habitat.

Tabell 19a. Konsekvensarea (konsekvens*km²) för bottensamhällen i de 15 utredningsområdena.

Utredningsområde	Pålade fundament									Gravitations/sugfundament								
	Koraller	Hästmusselbankar	Större tareskogsförekomster	Skalgrusbankar	Svampdjursamhällen	Samhällen med sjöpenor och grävande megafauna	Hårdbottensamhällen	Mjukbottensamhällen	Summa	Koraller	Hästmusselbankar	Större tareskogsförekomster	Skalgrusbankar	Svampdjursamhällen	Samhällen med sjöpenor och grävande megafauna	Hårdbottensamhällen	Mjukbottensamhällen	Summa
Auvær	0	0	0.002	0	0	0	0.001	0	0.003	0	0	0.011	0	0	0	0.004	0	0.016
Frøyabanken	0.008	0	0	0	0	0.011	0	0.006	0.025	0.040	0	0	0	0	0.058	0	0.029	0.126
Frøyagrundene	0	0	0	0	0	0	0.001	0	0.001	0	0	0	0	0	0	0.004	0	0.004
Gimsøy nord	0	0	0	0	0.002	0	0.001	0	0.003	0	0	0	0	0.005	0	0.004	0	0.009
Nordmela	0	0	0	0	0	0	0.001	0	0.001	0	0	0	0	0	0	0.004	0	0.004
Nordøyen	0	0	0.002	0.002	0	0	0.001	0	0.005	0	0	0.012	0.010	0	0	0.004	0	0.026
Olderveggen	0	0	0	0	0	0	0.001	0	0.001	0	0	0	0	0	0	0.004	0	0.004
Sandskallen	0	0	0	0	0	0	0.001	0	0.001	0	0	0	0	0	0	0.004	0	0.004
Stadthavet	0.011	0	0	0	0	0	0	0.006	0.017	0.056	0	0	0	0	0	0	0.029	0.085
Sørlige Nordsjø I	0	0	0	0	0	0.003	0	0.006	0.008	0	0	0	0	0	0.014	0	0.029	0.043
Sørlige Nordsjø II	0	0	0	0	0	0	0	0.006	0.006	0	0	0	0	0	0	0	0.029	0.029
Træna vest	0	0.003	0	0	0.005	0	0	0.006	0.014	0	0.016	0	0	0.013	0	0	0.029	0.057
Trænafjorden	0	0	0	0	0	0	0.002	0	0.002	0	0	0	0	0	0	0.009	0	0.009
Utsira nord	0	0	0	0	0	0.011	0	0.006	0.017	0	0	0	0	0	0.058	0	0.029	0.086
Vannøya nordøst	0	0	0.001	0	0	0	0.001	0	0.002	0	0	0.004	0	0	0	0.004	0	0.008

Tabell 19b. Rangordning av konsekvensarea (konsekvens*km²) för bottensamhällen i de 15 utredningsområdena.

Utrednings- område	Pålade fundament			Gravitations/sugfundament		
	Summa	Rang	Konsekvens- omfattning enligt Nybakke 2011	Summa	Rang	Konsekvens- omfattning enligt Nybakke 2011
Auvær	0.003	8	Liten/medel	0.016	8	Liten/medel
Frøyabanken	0.025	15	Liten/medel	0.126	15	Liten/medel
Frøyagrunnene	0.001	3	Liten/medel	0.004	3	Liten/medel
Gimsøy nord	0.003	7	Liten/medel	0.009	7	Liten/medel
Nordmela	0.001	3	Liten/medel	0.004	3	Liten/medel
Nordøyan	0.005	9	Liten/medel	0.026	9	Liten/medel
Olderveggen	0.001	3	Liten/medel	0.004	3	Liten/medel
Sandskallen	0.001	1	Liten/medel	0.004	1	Liten/medel
Stadthavet	0.017	13	Liten/medel	0.085	13	Liten/medel
Sørlige Nordsjø I	0.008	11	Liten/medel	0.043	11	Liten/medel
Sørlige Nordsjø II	0.006	10	Liten/medel	0.029	10	Liten/medel
Træna vest	0.014	12	Liten/medel	0.057	12	Liten/medel
Trænafjorden	0.002	6	Liten/medel	0.009	6	Liten/medel
Utsira nord	0.017	14	Liten/medel	0.086	14	Liten/medel
Vannøya nordøst	0.002	5	Liten/medel	0.008	5	Liten/medel

Konsekvenskategorisering enligt Nybakke (2011, Tabell 3-3) för bottensamhällen är liten/medel (konsekvenser på en liten del av bestånd/område, av en viss varaktighet i tid).

6.4. Sårbarhets- och konsekvensbedömning för fisk

Enligt uppdragsbeskrivningen fokuserar delutredningen på följande grupper av fisk och skaldjur: arter som är upptagna på den norska rödlistan, arter som har en speciellt viktig ekologisk funktion, samt arter som är viktiga för fiskeri (se avsnitt "2.2. Fisk", Tabell 5).

Utbredningsområdena för de flesta fiskarter är ofta relativt stora och vidsträckta över norra-nordöstra Atlanten. Det är osannolikt att vindkraftparker längs den norska kusten skulle påverka vuxen fisk med en så pass stor utbredning. Lekområden där fisk samlas i höga tätheter för att reproducera sig är dock mindre. Leken sker i de flesta fall under vissa specifika tidpunkter på året (se avsnitt "2.2.1. Lekområden för fisk"). Fisk är ofta som mest känslig under reproduktionstiden och i tidiga livsstadier. Följaktligen är dessa perioder vanligen avgörande i bestämmandet av kohortstyrka och därav även för beståndsrekryteringen (Kamler 1992). Baserat på denna information valde vi att i analysen fokusera på lek- och uppväxtområden där data fanns tillgängligt.

Arter på den norska rödlistan tilldelades naturvärden enligt rödlistekategorierna i Tabell 16. Broskfiskar (*Elasmobranchii*) på den norska rödlistan har en mycket vid utbredning och inga uttalade reproduktionsområden. Detta gör det svårt att identifiera möjliga effekter från vindkraftparker och broskfiskar inkluderades därför inte i analysen.

Ekologiskt viktiga arter identifierades och tilldelades naturvärde 0,25 (Tabell 16 och 20). Huvudkriteriet för urval av dessa arter var deras värde för andra arter, samt för ekosystemet i helhet. De arter som valdes ut är generellt viktiga som födoresurs för andra predatorer, såsom fisk, fågel och marina däggdjur.

Den tredje gruppen, fisk och skaldjur viktiga för fiskeri, identifierades baserat på information från Norges Havsforskningsinstitut (Havsforskningsinstituttet, 2012) och/eller ICES (2012). Denna grupp utvärderades separat eftersom den inte tilldelades något naturvärde. En översikt över naturvärde och sårbarhet använda för fisk inom utredningen ges i Tabell 20.

Havstobis, nordostarktisk kolja och norsk vårlekande sill är både ekologiskt viktiga och viktiga för fiskeri. Eftersom naturvärde bara tilldelades de ekologiskt viktiga fiskarterna, kan de inte ingå i listorna för de båda grupperna. För att uppnå korrekt beräkning av konsekvenser för dessa fiskar inkluderades de bara i listan över ekologiskt viktiga arter.

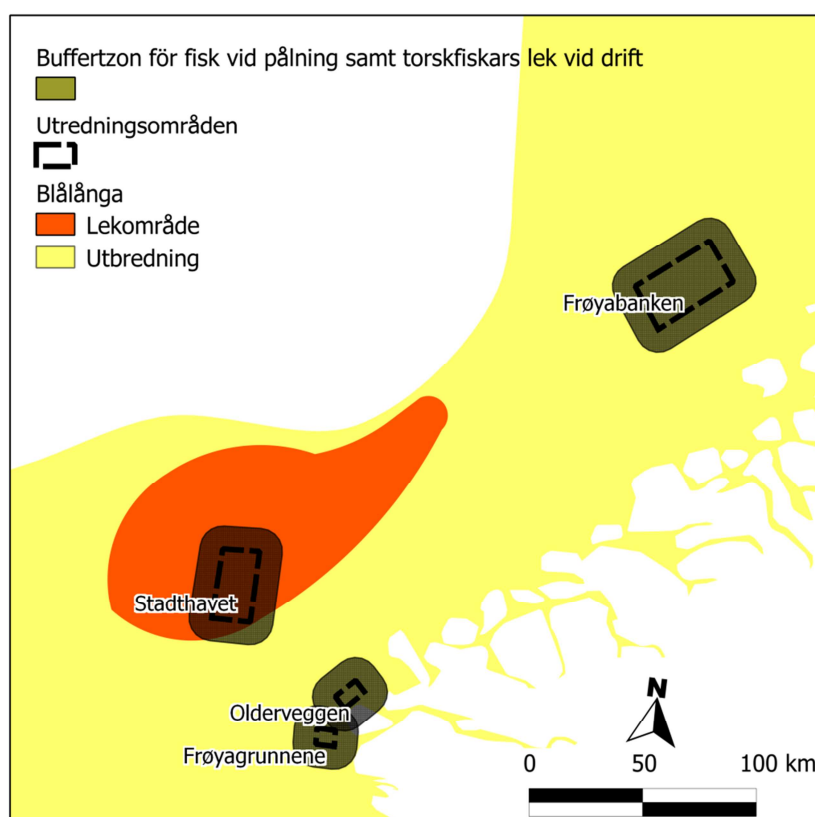
Tabell 20. Naturvärde och sårbarhet använda för bedömning av påverkan av havsbaserad vindkraft på fisk.

	Naturvärde	Sårbarhet			
		Pålning <0,4 km	Pålning 0,4-10 km	Muddring	Drift
Blåkveite	-	0,8	0,4	0,4	0
Blålånga	0,75	1	0,6	0,6	0,6
Havstobis	0,25	0,8	0,4	0,4	0
Lodda	0,25	1	0,6	0,6	0
Makrill	-	0,8	0,4	0,4	0
Mindre kungfisk	0,75	0,8	0,4	0,4	0
Nordostarktisk sej	-	1	0,6	0,6	0,6
Nordostarktisk torsk	-	1	0,6	0,6	0,6
Norsk vårlekande sill	0,25	1	0,6	0,6	0
Nordostarktisk kolja	0,25	1	0,6	0,6	0,6

Den största förväntade påverkan på fisk från havsbaserad vindkraft är höga ljudnivåer (Wilhelmsson m.fl. 2010). Högst ljudnivåer uppkommer under anläggningsfasen, speciellt vid anläggning av pålade fundament (se avsnitt "4.2. Buller"). Det finns ett antal studier på fysiologiska och beteendemässiga effekter av pålningsljud på fisk (se litteraturgenomgång av Popper och Hastings 2009), dock är resultaten ofta motsägelsefulla. I denna delutredning valdes försiktighetsprincipen vid utvärdering av möjlig påverkan på fisk från pålning, och värdena överstiger därför de gränser som anges i litteraturen något. Även ljud som alstras vid muddring förväntas ha en beteendemässig effekt på fisk (Robinson m.fl. 2011).

Vissa torskfiskar använder samma ljudfrekvens för kommunikation som emitteras vid drift av vindkraftverk, och maskering av intraspecifik kommunikation kan ske inom denna zon (Wahlberg & Westerberg 2005). Vidare har det föreslagits att en förkortning av kommunikationsavståndet skulle kunna orsaka att en lekplats vid en vindkraftspark blir oanvändbar (Wahlberg & Westerberg 2005). Baserat på denna information och data från fiskaudiogram, förmodas att torskfisk kan påverkas av driftsbuller inom 10 km under reproduktionstiden (Tabell 21).

Vid beräkning av fysiologiska respektive beteendemässiga buffertzoner för pålning, muddring och drift av vindkraftverk antogs en homogen ljudkälla inom respektive havvindområde (Tabell 21; Nedwell m.fl. 2003). I Figur 5 ges exempel på överlapp mellan buffertzoner vid pålning samt driftsbuller vid torskfiskars lek och respektive utbrednings- och lek område för blåålånga vid fyra utredningsområden.



Figur 5. Exempel på utbrednings- och lek område, samt buffertzoner för beteendepåverkan för torskfisken blåålånga vid fyra av de 15 utredningsområdena.

Tabell 21. Buffertzoner för fisk beroende på effekt.

Aktivitet	Effekt	Buffertzonens storlek (km)
Pålning	Fysiologisk	0,4
Pålning	Beteende	10
Muddring	Beteende	0,1
Driftfas	Beteende (masking)	10

Beroende på vald fundamenttyp kan förutom pålning t.ex. muddring komma att bli aktuellt. I likhet med pålning, beräknades buffertzoner för förväntad beteendeeffekt (Tabell 21; Robinson m.fl. 2011). Fisk med simblåsa förmodades vara mer känsliga för buller än fisk utan simblåsa (Wahlberg & Westerberg 2005, Sand m.fl., 2008), se avsnitt "4.2.3. Effekter av buller på fisk". Fisk med simblåsa delgavs därför ett högre sårbarhetsvärde.

De slutgiltiga konsekvensvärdena per park räknades ut för varje enskild möjligt påverkad rödlistad och ekologiskt viktig fiskart, beroende på vald teknik.

För potentiellt påverkade rödlistade och ekologiskt viktiga fiskarter beräknades värdena för konsekvens respektive konsekvensarea enligt beskrivningen i avsnitt 6.2. Därefter summerades konsekvensareorna per park och fundamenttyp (pålat respektive gravitations-/sugfundament). För gravitationsfundament antogs det att muddring görs och för pålade fundament att pålning görs. För torskfiskar antogs det även att driftsbuller påverkar lekområdena.

En översikt över konsekvensvärden använda för fisk inom utredningen ges i Tabell 22 och 23. Med hjälp av de sammanlagda konsekvensareorna per park rangordnades vindkraftparkerna separat för:

1. Arter på norska rödlistan, samt arter med viktig ekologisk funktion (Tabell 24)
2. Arter viktiga för fiskeri (Tabell 25)

Tabell 22. Konsekvensvärden använda för bedömning av påverkan på rödlistade och ekologiskt viktiga fiskar.

	Konsekvens			
	Pålning <0,4	Pålning 0,4–10 km	Muddring	Drift
Blålånga	0,75	0,45	0,45	0,45
Havstobis	0,2	0,1	0,1	0
Lodda	0,25	0,15	0,15	0
Mindre kungfisk	0,6	0,3	0,3	0
Nordostarktisk kolja	0,25	0,15	0,15	0,15
Norsk vårlekande sill	0,25	0,15	0,15	0

Tabell 23. Konsekvensvärden använda för bedömning av påverkan på fiskar viktiga för fiskeri.

	Konsekvens			
	Pålning <0,4	Pålning 0,4–10 km	Muddring	Drift
Blåkveite	0,8	0,4	0,4	0
Makrill	0,8	0,4	0,4	0
Nordostarktisk sej	1	0,6	0,6	0,6
Nordostarktisk torsk	1	0,6	0,6	0,6

Tabell 24. Konsekvensarea (konsekvens*km²) och rang för rödlistade och ekologiskt viktiga fiskar för de 15 utredningsområdena. Arealen inkluderar konsekvens från både anläggnings- och driftsfas.

Område	Pålade fundament								Gravitations-/sugfundament							
	Blålänga	Havstobis	Lodda	Mindre kungfisk	Norsk vår- lekande sill	Nordostark tisk kolja	Summa	Rang	Blålänga	Havstobis	Lodda	Mindre kungfisk	Norsk vår- lekande sill	Nordostark tisk kolja	Summa	Rang
Auvær	0	0	155	0	0	0	155	8	0	0	16	0	0	0	16	7
Frøyabanken	0	0	0	104	395	916	1 415	14	0	0	0	4	98	474	576	14
Frøyagrunnene	0	0	0	0	86	0	86	5	0	0	0	0	9	0	9	5
Gimsøy nord	0	0	0	0	20	0	20	3	0	0	0	0	0	0	0	2.5
Nordmela	0	0	0	0	197	0	197	11	0	0	0	0	38	0	38	12
Nordøyan	0	0	0	32	137	0	169	9	0	0	0	0	22	0	22	8
Olderveggen	0	0	0	0	122	0	122	6	0	0	0	0	12	0	12	6
Sandskallen	0	0	261	0	0	0	261	13	0	0	24	0	0	0	24	9
Stadthavet	1 881	0	0	450	285	0	2 616	15	969	0	0	84	67	0	1 120	15
Sørlige Nordsjø I	0	11	0	0	0	0	11	2	0	0	0	0	0	0	0	2.5
Sørlige Nordsjø II	0	144	0	0	0	0	144	7	0	26	0	0	0	0	26	10
Træna vest	0	0	0	0	51	0	51	4	0	0	0	0	0	0	0	2.5
Trænafjorden	0	0	0	0	240	0	240	12	0	0	0	0	31	0	31	11
Utsira nord	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2.5
Vannøya nordøst	0	0	173	0	0	0	173	10	0	0	40	0	0	0	40	13

Tabell 25. Påverkansarea (km²) och rang för fisk viktiga för fiskeri för de 15 utredningsområdena. Arean inkluderar påverkan från både anläggnings- och driftsfas. Notera att ingen konsekvensbedömning har gjorts då naturvärdet för dessa arter har satts till 0 inom utredningen. Påverkansarean går inte att jämföra direkt med konsekvensareorna i Tabell 24, utan bör utvärderas separat.

Område	Pålade fundament						Gravitations/sugfundament					
	Blåkveite	Makrill	Nordostarktisk sej	Nordostarktisk torsk	Summa	Rang	Blåkveite	Makrill	Nordostarktisk sej	Nordostarktisk torsk	Summa	Rang
Auvær	0	0	0	325	325	8	0	0	0	162	162	9
Frøyabanken	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Frøyagrunnene	0	0	0	648	648	10	0	0	0	326	326	11
Gimsøy nord	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Nordmela	552	0	0	0	552	9	101	0	0	0	101	8
Nordøyan	0	0	0	108	108	6	0	0	0	54	54	6
Olderveggen	0	0	0	656	656	11	0	0	0	330	330	12
Sandskallen	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Stadthavet	0	0	2 522	0	2 522	14	0	0	1299	0	1 299	15
Sørlige Nordsjø I	0	2 467	0	0	2 467	13	0	556	0	0	556	13
Sørlige Nordsjø II	0	4 121	0	0	4 121	15	0	1044	0	0	1 044	14
Træna vest	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Trænafjorden	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Utsira nord	0	1 155	0	0	1 155	12	0	258	0	0	258	10
Vannøya nordøst	0	0	0	190	190	7	0	0	0	95	95	7

Tabell 26. Sammanvägd rangordning av konsekvensarea (för rödlistade och ekologiskt viktiga fiskarter med naturvärde) och påverkansarea (för fiskarter som är viktiga för fiskeri) i de 15 utredningsområdena.

Område	Pålade fundament			Gravitations/sugfundament		
	Rödlistade & ekologisk viktiga	Viktiga för fiskeri	Medel rang	Rödlistade & ekologisk viktiga	Viktiga för fiskeri	Medel rang
Auvær	8	8	8	15	9	12
Frøyabanken	14	3	8.5	14	3	8.5
Frøyagrunnene	5	10	7.5	13	11	12
Gimsøy nord	3	3	3	12	3	7.5
Nordmela	11	9	10	11	8	9.5
Nordøyen	9	6	7.5	10	6	8
Olderveggen	6	11	8.5	9	12	10.5
Sandskallen	13	3	8	8	3	5.5
Stadthavet	15	14	14.5	7	15	11
Sørlige Nordsjø I	2	13	7.5	5	13	9
Sørlige Nordsjø II	7	15	11	6	14	10
Træna vest	4	3	3.5	2.5	3	2.75
Trænafjorden	12	3	7.5	2.5	3	2.75
Utsira nord	1	12	6.5	2.5	10	6.25
Vannøya nordøst	10	7	8.5	2.5	7	4.75

För fisk är det inte möjligt att fastställa en konsekvenskategorisering enligt Nybakke (2011, Tabell 3-3) eftersom arterna som berörs är mycket mobila i både tid och rum. Dessutom är den faktiska påverkan och medföljande konsekvens är starkt avhängigt teknikval, metodval samt eventuella riskreducerande åtgärder. För att ge en bestämd klassning enligt Nybakkes (2011) skala behövs data gällande den temporala och rumsliga fördelningen av fiskarters utbredning och abundans för relevanta populationer, samt uppgifter om teknik- och metodval. Dock kan det fastslås att konstruktion inom de utpekade områdena sannolikt medför konsekvenser för fisk, varpå kategoriseringen enligt Nybakke (2011) hamnar inom intervallet liten-extrem.

6.5. Sårbarhets- och konsekvensbedömning för marina däggdjur

En översikt över naturvärde, sårbarhet och konsekvensvärden använda för marina däggdjur inom utredningen ges i Tabell 27.

Tabell 27. Naturvärde, sårbarhet och konsekvensvärden använda för bedömning av påverkan på marina däggdjur vid konstruktion av havsbaserad vindkraft.

Art/Naturvärdestyp	Naturvärde	Sårbarhet		Konsekvens	
		Beteende	Fysiologi	Beteende	Fysiologi
Grönlandshval	1	0.4	1	0.4	1
Blåval	0.25	0.4	1	0.1	0.25
Sillval	0.25	0.4	1	0.1	0.25
Sillval furageringsområde	0.25	0.6	1	0.15	0.25
Kaskelot	0.25	0.4	1	0.1	0.25
Kaskelot, furageringsområde	0.25	0.6	1	0.15	0.25
Kaskelot, furageringsområde hög täthet	0.25	0.8	1	0.2	0.25
Narhval	0.75	0.4	1	0.3	0.75
Klappmyts	0.75	0.4	1	0.3	0.75
Klappmyts, kutning	0.75	0.6	1	0.45	0.75
Klappmyts, pälsömsning	0.75	0.2	0.8	0.15	0.6
Knubbsäl	0.5	0.4	1	0.2	0.5
Knubbsäl, hög täthet	0.5	0.6	1	0.3	0.5
Späckhuggare	0	0.4	1	0	0
Späckhuggare, vinteruppehållsområde	0	0.6	1	0	0
Späckhuggare, hög sommartäthet	0	0.8	1	0	0

Såsom redovisas i avsnitt "4. Påverkansfaktorer" är det främst buller under konstruktionsfasen som påverkar marina däggdjur, varför sårbarhet och konsekvens endast har kvantifierats för detta. Utgångspunkterna vid sårbarhetsbedömningarna med hjälp av den modifierade MarLin-matrisen (Tabell 17 i avsnitt 6) var följande:

Återhämtningsförmåga

- För beteendemässig påverkan bestämdes tidsrymden till 1-5 år eftersom konstruktionstiden för en vindkraftspark förväntas falla inom detta intervall.
- För fysiologisk påverkan som innebär en risk att djuret får en permanent hörselskada och därmed risk för att det dör sattes återhämtningsförmågan till "ingen".

Känslighet

- Känsligheten för både beteendemässig och fysiologisk påverkan sattes till "medel".

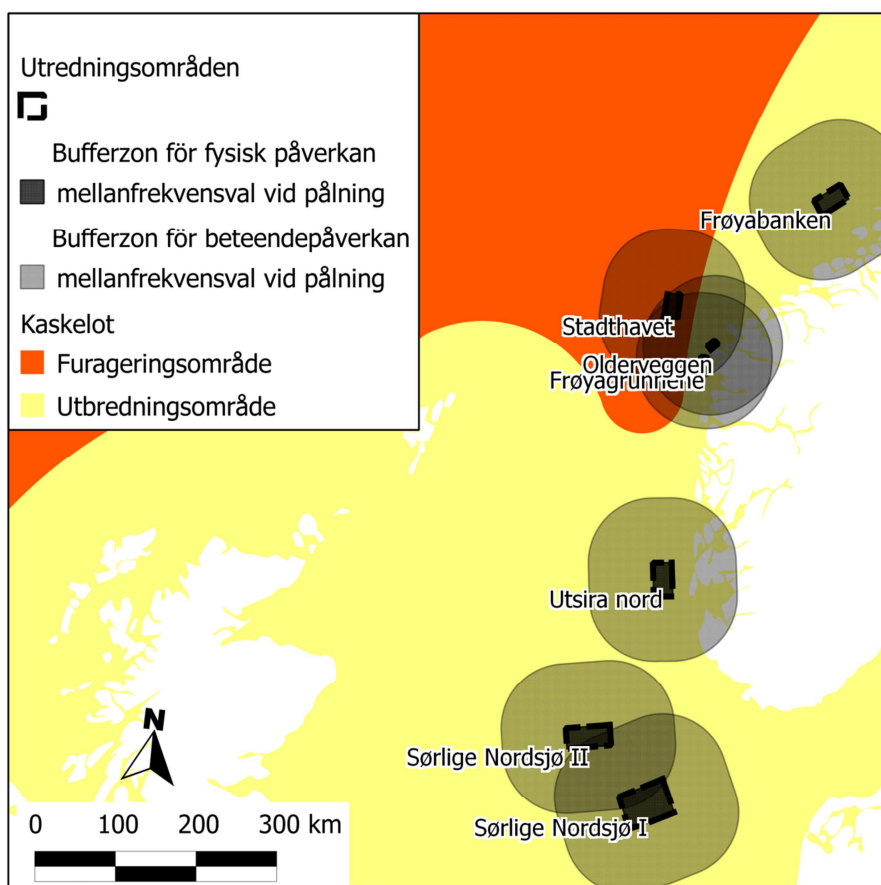
Med dessa utgångspunkter fick samtliga marina däggdjur ett sårbarhetsvärde på 0,4 för beteendemässig påverkan och 1,0 för fysiologisk påverkan. Dessa värden tillämpades för alla arter inom deras totala utbredningsområde. För områden med högre betydelse för livsuppehållande parametrar, som t.ex. "hög koncentration", "furageringsområde" eller "kutning" ökades sårbarhetsvärdet till 0,6. Det högre sårbarhetsvärdet avsåg att spegla att i dessa områden kan både känsligheten kan vara högre återhämtningsförmågan kan vara sämre. Siffrorna skall inte tolkas exakt utan relativt eftersom detaljerad kunskap

saknas. För klappmys sänktes sårbarhetsvärdet under pälsömsning med 0,2 till 0,2 för beteendepåverkan och 0,8 för fysiologisk påverkan.

Då beteendepåverkan kan anses vara av ringa betydelse i de fall fysiologisk påverkan uppstår drogs konsekvensarean för beteendepåverkan bort från konsekvensarean för fysiologisk påverkan i de fall detta förekom.

Sist gavs alla vindkraftsparker ett rangordningsnummer från 15 för vindkraftsområdet med högst konsekvensarea för marina däggdjur ned till 1 för det med lägst konsekvensarea. De resulterande konsekvensareorna och rangordningsnumren presenteras i Tabell 28 för sommar och i Tabell 29 för vinter. Liksom påpekades ovan vid bedömning av sårbarhet och i avsnitt "4.2.4. Effekter av buller på marina däggdjur" vid identifiering av buffertzoner är viktigt att uppmärksamma att uppgifterna inte skall ses som exakta utan som relativa exempel. Eftersom maxvärden har valts för buffertzonerna kan exemplen snarare betraktas som "worst case" scenario än värden som är representativa för alla miljöer.

Till den sammanvägda bedömningen (se avsnitt "6.4. Sammanvägd konsekvensbedömning för bottensamhällen, fisk och marina däggdjur") användes konsekvensarean för sommar då detta är perioden med störst påverkan på de identifierade naturvärdena för marina däggdjur. Exempel på utbredningsområde för kaskelot ges i Figur 6.



Figur 6. Exempel på utbredningsområde och furageringsområde för kaskelot, med buffertzoner för fysisk och beteendemässig påverkan vid pålning.

Tabell 28. Totala konsekvensareor (konsekvens*km²) per art för marina däggdjur för de 15 utredningsområdena under sommaren. Konsekvensarean för späckhuggare är inte medräknad i totalsumman, men visas då arten är viktig ur turismsynpunkt. ¹För beräkning av konsekvensarean för späckhuggare har naturvärdet satts till 0,1.

Område	Pålning					Muddring					Borrning					Seismisk inventering								
	Blåval	Sillval	Kaskelot	Knubbsäl	Späckhuggare ¹	Summa	Blåval	Sillval	Kaskelot	Knubbsäl	Späckhuggare ¹	Summa	Blåval	Sillval	Kaskelot	Knubbsäl	Späckhuggare ¹	Summa	Blåval	Sillval	Kaskelot	Knubbsäl	Späckhuggare ¹	Summa
Auvær	1412	1412	2836	161	1995	5820	11	11	0	54	0	76	13	13	39	106	47	170	84	84	39	56	47	263
Frøyabanken	2516	2516	2902	435	3369	8369	83	83	0	166	0	333	88	88	150	390	179	716	233	233	150	159	179	775
Frøyagrunnene	1341	405	2780	52	1318	4580	6	6	0	12	0	24	7	0	29	29	35	66	64	0	29	13	35	106
Gimsøy nord	1652	1652	2409	223	2314	5936	25	25	0	76	0	126	28	28	62	165	75	283	105	105	62	78	75	350
Nordmela	1767	1767	4299	432	2439	8264	34	34	0	170	0	238	37	37	71	334	85	479	111	111	71	174	85	466
Nordøyen	1699	1699	1976	104	2332	5478	15	15	0	29	0	58	17	17	51	71	61	155	102	102	51	30	61	286
Olderveggen	1378	659	2657	103	1520	4797	8	8	0	35	0	51	10	0	31	69	37	110	67	0	31	36	37	133
Sandskallen	1604	1867	1838	223	2563	5531	27	27	0	76	0	129	30	30	68	167	82	295	126	126	68	78	82	399
Stadthavet	2420	1843	5797	5	2032	10065	53	53	0	106	0	212	57	57	269	1	58	383	179	179	269	0	58	628
Sørlige Nordsjø I	3122	0	3632	0	1440	6754	139	0	0	0	0	139	146	0	225	0	90	371	329	0	225	0	90	554
Sørlige Nordsjø II	3753	0	4299	0	1707	8052	261	0	0	0	0	261	269	0	369	0	148	639	496	0	369	0	148	865
Træna vest	2682	2682	3072	459	3577	8895	79	79	0	157	0	315	84	84	150	388	180	706	239	239	150	160	180	789
Trænafjorden	1885	1885	2202	252	2592	6224	20	20	0	81	0	122	24	24	73	164	87	285	139	139	73	84	87	435
Utsira nord	2521	0	2885	578	1145	5985	102	0	0	205	0	307	108	0	175	506	70	789	265	0	175	207	70	648
Vannøya nordøst	1579	1579	1874	217	2202	5248	16	16	0	79	0	111	18	18	44	154	53	233	87	87	44	81	53	299

Tabell 29. Totala konsekvensareor (konsekvens*km²) per art för marina däggdjur för de 15 utredningsområdena under vintern. Konsekvensarean för späckhuggare är inte medräknad i totalsumman, men visas då arten är viktig ur turismsynpunkt. ¹För beräkning av konsekvensarean för späckhuggare har naturvärdet satts till 0,1.

Område	Pålning						Muddring						Borrning						Seismisk inventering					
	Blåval	Sillval	Kaskelot	Knubbsäl	Späckhuggare ¹	Summa	Blåval	Sillval	Kaskelot	Knubbsäl	Späckhuggare ¹	Summa	Blåval	Sillval	Kaskelot	Knubbsäl	Späckhuggare ¹	Summa	Blåval	Sillval	Kaskelot	Knubbsäl	Späckhuggare ¹	Summa
Auvær	1412	1412	1696	78	2904	4597	11	11	0	22	0	44	13	13	39	53	70	118	84	84	39	23	70	229
Frøyabanken	2516	2516	2902	435	4102	8369	83	83	0	166	0	333	88	88	150	390	256	716	233	233	150	159	256	775
Frøyagrunnene	1341	405	1627	49	1386	3423	6	6	0	12	0	24	7	0	29	29	35	66	64	0	29	13	35	106
Gimsøy nord	1652	1652	1976	160	3472	5440	25	25	0	50	0	101	28	28	62	123	112	241	105	105	62	52	112	324
Nordmela	1767	1767	2087	207	3654	5827	34	34	0	68	0	136	37	37	71	167	127	312	111	111	71	70	127	362
Nordøyen	1699	1699	1976	104	2332	5478	15	15	0	29	0	58	17	17	51	71	61	155	102	102	51	30	61	286
Olderveggen	1378	659	1658	61	1677	3755	8	8	0	16	0	32	10	0	31	39	37	79	67	0	31	17	37	114
Sandskallen	1604	1867	1838	170	2563	5478	27	27	0	53	0	107	30	30	68	131	82	258	126	126	68	55	82	376
Stadthavet	2420	1843	2848	5	2143	7116	53	53	0	106	0	212	57	57	108	1	58	222	179	179	108	0	58	467
Sørlige Nordsjø I	3122	0	3632	0	1440	6754	139	0	0	0	0	139	146	0	225	0	90	371	329	0	225	0	90	554
Sørlige Nordsjø II	3753	0	4299	0	1707	8052	261	0	0	0	0	261	269	0	369	0	148	639	496	0	369	0	148	865
Træna vest	2682	2682	3072	459	3577	8895	79	79	0	157	0	315	84	84	150	388	180	706	239	239	150	160	180	789
Trænafjorden	1885	1885	2202	149	2765	6122	20	20	0	41	0	82	24	24	73	99	87	220	139	139	73	43	87	394
Utsira nord	2521	0	2885	578	1145	5985	102	0	0	205	0	307	108	0	175	506	70	789	265	0	175	207	70	648
Vannøya nordøst	1579	1579	1870	105	2680	5133	16	16	0	32	0	64	18	18	44	77	79	156	87	87	44	33	79	250

Tabell 30. Totala konsekvensareor (konsekvens*km²) och rangordningsnummer för marina daggdjur för de 15 utredningsområdena under sommar.

Område	Pålning		Muddring		Borrning		Seismisk inventering	
	Area	Rang	Area	Rang	Area	Rang	Area	Rang
Auvær	5820	6	76	4	170	4	263	3
Frøyabanken	8369	13	333	15	716	14	775	13
Frøyagrunnene	4580	1	24	1	66	1	106	1
Gimsøy nord	5936	7	126	7	283	6	350	6
Nordmela	8264	12	238	11	479	11	466	9
Nordøyan	5478	4	58	3	155	3	286	4
Olderveggen	4797	2	51	2	110	2	133	2
Sandskallen	5531	5	129	8	295	8	399	7
Stadthavet	10065	15	212	10	383	10	628	11
Sørlige Nordsjø I	6754	10	139	9	371	9	554	10
Sørlige Nordsjø II	8052	11	261	12	639	12	865	15
Træna vest	8895	14	315	14	706	13	789	14
Trænafjorden	6224	9	122	6	285	7	435	8
Utsira nord	5985	8	307	13	789	15	648	12
Vannøya nordøst	5248	3	111	5	233	5	299	5

Tabell 31. Totala konsekvensareor (konsekvens*km²) och rangordningsnummer för marina daggdjur för de 15 utredningsområdena under vinter.

Område	Pålning		Muddring		Borrning		Seismisk inventering	
	Area	Rang	Area	Rang	Area	Rang	Area	Rang
Auvær	4597	3	44	3	118	3	229	3
Frøyabanken	8369	14	333	15	716	14	775	13
Frøyagrunnene	3423	1	24	1	66	1	106	1
Gimsøy nord	5440	5	101	7	241	8	324	6
Nordmela	5827	8	136	9	312	10	362	7
Nordøyan	5478	6	58	4	155	4	286	5
Olderveggen	3755	2	32	2	79	2	114	2
Sandskallen	5478	7	107	8	258	9	376	8
Stadthavet	7116	12	212	11	222	7	467	10
Sørlige Nordsjø I	6754	11	139	10	371	11	554	11
Sørlige Nordsjø II	8052	13	261	12	639	12	865	15
Træna vest	8895	15	315	14	706	13	789	14
Trænafjorden	6122	10	82	6	220	6	394	9
Utsira nord	5985	9	307	13	789	15	648	12
Vannøya nordøst	5133	4	64	5	156	5	250	4

Utöver den påverkan som har bedömts kvantitativt och redovisas i Tabell 31 är det viktigt att komma ihåg ytterligare två källor till undervattensbuller som kan ha stor påverkan på marina däggdjur; sprängningar och drift av vindkraftsverk. Såsom beskrivs i avsnitt "4.2.4. Effekter av buller på marina däggdjur" kan undervattenssprängningar orsaka fysiologiska skador och extremt höga ljudnivåer under vattnet, men den potentiella omfattningen av dessa har inte kunnat kvantifieras inom ramen för delutredningen. Buller från drift av vindkraftsverk är knappt eller ej hörbart för flera arter av marina däggdjur, men det finns få studier på området och potentiellt finns det en risk för lokal beteendepåverkan främst på säl.

En konsekvenskategorisering enligt Nybakke (2011, Tabell 3-3) för marina däggdjur är inte möjlig att fastställa då arterna som berörs är mycket mobila i både tid och rum, samt att faktisk påverkan och medföljande konsekvens är starkt avhängigt teknikval, metodval samt eventuella riskreducerande åtgärder. En kategorisering av konsekvenserna för marina däggdjur, enligt Tabell 3-3 i Nybakke, vid konstruktion inom områdena blir att databrist medför att det ej går att ge en exakt klassning. För att ge en bestämd klassning enligt denna skala behövs data gällande den temporala och rumsliga fördelningen av marina däggdjurs utbredning och abundans för relevanta populationer, samt uppgifter om teknik- och metodval. Dock kan det fastslås att konstruktion inom de utpekade områdena sannolikt medför konsekvenser för marina däggdjur, varpå kategoriseringen enligt Nybakke (2011) hamnar inom intervallet liten-extrem.

6.6. Sammanvägd konsekvensbedömning för bottensamhällen, fisk och marina däggdjur

En sammanfattning av den totala konsekvensarean per organismgrupp presenteras i Tabell 32 och ger en indikation över den samlade påverkan från en utbyggnad av havsbaserad vindkraft i alla områden. Faktorer som skulle kunna ge en samlad påverkan från flera vindkraftparker är om t ex flera lekområden för en fiskart påverkas, eller om vandringsvägar för fisk och marina däggdjur hindras/påverkas genom fysisk förekomst av vindkraftverk eller bullerpåverkan. Konnektiviteten mellan olika områden (t ex flödet av organismer mellan olika habitat) kan även avgränsas genom förekomst av vindkraftparker, eller genom förlust av de habitat som är viktiga för att bibehålla konnektivitet.

Resultaten från den sammanvägda bedömningen för bottensamhällen, fisk och marina däggdjur redovisas i Tabell 33. Områdena "Frøyabanken", "Stadthavet" och "Sørlige Nordsjø II" var de utredningsområden som fick sämst rangordning och därmed bedöms ha störst sammanlagd konsekvens för bottensamhällen, fisk samt marina däggdjur.

En jämförelse av rangordningen av områdena mellan de två olika typerna av tekniska lösningar presenteras i tabell 34. Viktigt att notera är att rangordningen av områdena inte skiljer sig så mycket beroende på teknisk lösning men att val av teknisk lösning har en särskilt stor betydelse för den totala påverkansarean (jmf konsekvensarean för teknisk lösning 1 och 2 i Tabell 32).

En möjlighet för att rangordna den sammanvägda konsekvensen skulle även kunna göras från den totala sammanslagna konsekvensarean för alla identifierade organismgrupper. Vi valde dock att vikta de tre organismgrupperna lika mycket, vilket inte blir fallet vid rangordning efter den totala påverkansarean då organismgrupperna förekommer på väldigt olika rumsliga skalor. Dessutom ansåg vi det vara komplicerat att väga fisk viktiga för fiskeri som naturvärde jämfört med de andra grupperna, vilket måste göras för att kunna jämföra deras konsekvensarea med de andra grupperna.

Även tid skulle kunna räknas med som en faktor, genom att multiplicera konsekvensarean med tiden som påverkan pågår. Vi valde att inte göra detta, utan vägde istället in detta genom att vikta återhämtningsförmågan i bedömningen av organismernas sårbarhet från MarLin-tabellen (Tabell 17).

En skaleffekt som också påverkar resultatet i denna utredning är att de aktuella områdena är av olika storlek. Ett stort område får med den använda metodiken en större konsekvensarea än ett mindre område skulle få på samma plats och därmed även en större konsekvensarea. Gällande hur man lämpligast minimerar påverkans effekter totalt kan diskuteras och det är också möjligt att beräkna den genomsnittliga konsekvensarean (konsekvens per km²) eller kapacitet (konsekvens per MW). I grunden är det dock en avvägningsfråga för beslutsfattare och förvaltning om det är mer fördelaktigt med ett större område som påverkas eller flera små områden som påverkas.

Metodiken som utarbetats inom ramen för denna utredning är ett viktigt resultat i sig genom att utgöra en transparent metod där alla siffror kan justeras beroende på kunskapsläget om lämplig storlek på bufferzoner samt förvaltarens behov och önskemål om viktning av naturvärden.

Tabell 32. Sammanfattning av den totala konsekvensarean (konsekvens*km²) per organismgrupp. För marina däggdjur redovisas den uppskattade konsekvensen under sommar.

Område	Teknisk lösning 1, pålade fundament				Teknisk lösning 2, gravitation/sugfundament			
	Botten-samhällen	Rödlistad & ekologiskt viktig fisk	Fisk viktig för fiskeri	Marina däggdjur	Botten-samhällen	Rödlistad & ekologiskt viktig fisk	Fisk viktig för fiskeri	Marina däggdjur
Auvær	0.003	155	325	5820	0.016	16	162	76
Frøyabanken	0.025	1415	0	8369	0.126	576	0	333
Frøyagrunnene	0.001	86	648	4580	0.004	9	326	24
Gimsøy nord	0.003	20	0	5936	0.009	0	0	126
Nordmela	0.001	197	552	8264	0.004	38	101	238
Nordøyen	0.005	169	108	5478	0.026	22	54	58
Olderveggen	0.001	122	656	4797	0.004	12	330	51
Sandskallen	0.001	261	0	5531	0.004	24	0	129
Stadthavet	0.017	2616	2522	10065	0.085	1120	1299	212
Sørlige Nordsjø I	0.008	11	2467	6754	0.043	0	556	139
Sørlige Nordsjø II	0.006	144	4121	8052	0.029	26	1044	261
Træna vest	0.014	51	0	8895	0.057	0	0	315
Trænafjorden	0.002	240	0	6224	0.009	31	0	122
Utsira nord	0.017	0	1155	5985	0.086	0	258	307
Vannøya nordøst	0.002	173	190	5248	0.008	40	95	111

Tabell 33. Sammanvägd rangordning baserat på den totala rangsumman för botten-samhällen, fisk och marina däggdjur.

Område	Teknisk lösning 1, pålade fundament					Teknisk lösning 2, gravitation/sugfundament				
	Botten-samhällen	Fisk	Marina däggdjur	Summa	Rang	Botten-samhällen	Fisk	Marina däggdjur	Summa	Rang
Auvær	8	8	6	22	7	8	8	4	20	7.5
Frøyabanken	15	8.5	13	36.5	14	15	8.5	15	38.5	15
Frøyagrunnene	3	7.5	1	11.5	1	3	8	1	12	1
Gimsøy nord	7	3	7	17	5	7	2.75	7	16.75	4
Nordmela	3	10	12	25	9	3	10	11	24	9
Nordøyan	9	7.5	4	20.5	6	9	7	3	19	5.5
Olderveggen	3	8.5	2	13.5	2	3	9	2	14	2
Sandskallen	1	8	5	14	3	1	6	8	15	3
Stadthavet	13	14.5	15	42.5	15	13	15	10	38	14
Sørlige Nordsjø I	11	7.5	10	28.5	10.5	11	7.75	9	27.75	10
Sørlige Nordsjø II	10	11	11	32	13	10	12	12	34	13
Træna vest	12	3.5	14	29.5	12	12	2.75	14	28.75	11
Trænafjorden	6	7.5	9	22.5	8	6	7	6	19	5.5
Utsira nord	14	6.5	8	28.5	10.5	14	6.25	13	33.25	12
Vannøya nordøst	5	8.5	3	16.5	4	5	10	5	20	7.5

Tabell 34. Rangordningen av den sammanvägda konsekvensbedömningen för bottensamhällen, fisk och marina däggdjur för de två olika sammanvägningsmetoderna.

Område	Teknisk lösning 1, pålade fundament	Teknisk lösning 2, gravitation/sugfundament
Auvær	7	7.5
Frøyabanken	14	15
Frøyagrunnene	1	1
Gimsøy nord	5	4
Nordmela	9	9
Nordøyan	6	5.5
Olderveggen	2	2
Sandskallen	3	3
Stadthavet	15	14
Sørlige Nordsjø I	10.5	10
Sørlige Nordsjø II	13	13
Træna vest	12	11
Trænafjorden	8	5.5
Utsira nord	10.5	12
Vannøya nordøst	4	7.5

6.7. Sammanfattning av möjliga konsekvenser på enskilda naturvärden per utredningsområde

Dataunderlagen är i de flesta fall för grova för att möjliggöra en uppdelning av specifika delar av utredningsområden som mer eller mindre lämpliga för havsbaserad vindkraft, speciellt för fisk och marina däggdjur. Framförallt saknas detaljerade (kvantitativa) kartor över relevanta naturvärden samt information om ytsubstrat. Däremot är naturvärdena större tareskogsområden samt skalgrusbottnar (skjellsand) relativt väl karterade och dessa underlag bör användas vid utplacering av vindkraftverk eller för att avgränsa delområden som kan öppnas för koncessionsansökan. Nedan ges en sammanfattning av naturvärden som överlappar med potentiella påverkansområden för respektive utredningsområde. Noteras bör dock att osäkerheterna kring möjliga konsekvenser är relativt stora för mobila arter såsom fisk och marina däggdjur.

Auvær

Det potentiella påverkansområdet överlappar delvis med hög sommartäthet av kaskelot, till stor del med hög täthet av knobbsäl samt med vinteruppehållsområde för späckhuggare. Påverkansområdet överlappar även med 1,2 % av det totala lekområdet för nordostarktisk torsk samt med 1,6 % av det enda kända lekområdet för lodda i Norge. Inom området finns även flera större tareskogsförekomster.

Frøyabanken

Det potentiella påverkansområdet överlappar med 4,5 % av det totala lekområdet för nordostarktisk kolja i Norge. Lekområdet som kan påverkas överlappar till 44 %, vilket är speciellt mycket om detta område utnyttjas av en separat population. Påverkansområdet överlappar även med 2,3 % av det totala lekområdet för norsk vårlekande sill samt 0,6 % av det totala lekområdet för mindre kungsfisk i Norge. Omkring det utpekade området finns många förekomster av ögonkorall och baserat på batymetrin skulle korall potentiellt kunna förekomma framförallt i de sydöstra delarna av området.

Frøyagrunnene

Det potentiella påverkansområdet överlappar delvis med furageringsområden för kaskelot samt till stor del med vinteruppehållsområde för späckhuggare. Påverkansområdet överlappar även med 2,3 % av det totala lekområdet för nordostarktisk torsk i Norge och 0,7 % av det totala lekområdet för Norsk vårlekande sill.

Gimsøy nord

Det potentiella påverkansområdet överlappar delvis med furageringsområden för kaskelot samt till stor del med höga tätheter av knobbsäl samt vinteruppehållsområde för späckhuggare. Påverkansområdet överlappar även med 0,2 % av det totala lekområdet för norsk vårlekande sill. I den nordöstra delen av området finns större förekomster av svampdjurssamhällen.

Nordmela

Det potentiella påverkansområdet överlappar delvis med hög sommartäthet av kaskelot, till stor del med höga tätheter av knobbsäl samt vinteruppehållsområde för späckhuggare. Påverkansområdet överlappar även med 1,3 % av det totala lekområdet för norsk vårlekande sill samt 1 % av det enda kända lekområdet för blåkveite i Norge.

Nordøyen

Det potentiella påverkansområdet överlappar med 0,4 % av det totala lekområdet för nordostarktisk torsk i Norge, 1 % av det totala lekområdet för norsk vårlekande sill samt 0,2 % av det totala lekområdet för mindre kungsfisk i Norge. Inom området finns flera större förekomster av tareskog samt skalgrusbottnar.

Olderveggen

Det potentiella påverkansområdet överlappar delvis med furageringsområde för kaskelot samt till stor del med höga tätheter av knobbsäl. Påverkansområdet överlappar även med 2,3 % av det totala lekområdet för nordostarktisk torsk samt med 1 % av det totala lekområdet för norsk vårlekande sill.

Sandskallen

Det potentiella påverkansområdet överlappar till stor del med höga tätheter av knubbsäl. Påverkansområdet överlappar även med 2,5 % av det enda kända lekområdet för lodda i Norge.

Stadthavet

Det potentiella påverkansområdet överlappar till stor del med furageringsområde för kaskelot. Påverkansområdet överlappar även med 4 % av det totala lekområdet för nordostarktisk sej, 1,7 % av det totala lekområdet för Norsk vårlekande sill, 1,9 % av det totala lekområdet för mindre kungsfisk samt med 19 % av det enda kända lekområdet för blålånga i Norge. Förekomst av ögonkorallsrev har registrerats i området.

Sørlige Nordsjø I

Det potentiella påverkansområdet överlappar med 0,3 % av det totala lekområdet för makrill i Norge samt med 2 % av det enda kända lekområdet för havstobis i Norge. Utanför området, till väster, finns flera förekomster av samhällen med sjöpenor och grävande megafauna. Potentiellt kan dessa samhällen förekomma inom området, framförallt i den västra delen.

Sørlige Nordsjø II

Det potentiella påverkansområdet överlappar med 0,4 % av det totala lekområdet för makrill samt med 18 % av det enda kända lekområdet för havstobis i Norge.

Træna vest

Det potentiella påverkansområdet överlappar med 0,5 % av det totala lekområdet för Norsk vårlekande sill. I den östra delen av området finns registrerade förekomster av hästmusselbankar samt svampdjurssamhällen.

Trænafjorden

Det potentiella påverkansområdet överlappar till stor del med höga tätheter av knubbsäl. Påverkansområdet överlappar även med 1,9 % av det totala lekområdet för norsk vårlekande sill. I den södra delen av det sydliga området finns en förekomst av ögonkorallrev registrerad.

Utsira nord

Det potentiella påverkansområdet överlappar med 0,1 % av lekområdet för makrill.

Vannøya nordøst

Det potentiella påverkansområdet överlappar till stor del med höga tätheter av knubbsäl samt med vinteruppehållsområde för späckhuggare. Påverkansområdet överlappar även med 0,7 % av det totala lekområdet för nordostarktisk torsk samt med 1,7 % av det enda kända lekområdet för lodda i Norge. Inom området finns flera större tareskogsförekomster.

7. OSÄKERHETER, KUNSKAPSLUCKOR OCH REKOMMENDERADE ÅTGÄRDER

Osäkerheter har identifierats, både gällande konsekvensen för respektive organismgrupp men också för den sammanvägda bedömningen. Framförallt är dataunderlaget av kraftigt varierande omfattning och kvalitet, både mellan de olika utredningsområdena såväl som för olika arter och habitat. Inom ramen för denna utredning har det inte varit möjligt att validera dataunderlaget utan värderingen är baserad på samtliga data som kunnats göra tillgängliga för utredningen. Till exempel kan nämnas att för bottensamhällen finns begränsat med data från utsjöområdena, t ex "Sørlige Nordsjø I" och "Sørlige Nordsjø II". Det är högst möjligt att områden med en låg ranking kan visa sig innehålla höga naturvärden om undersökningar utförs, t ex genom eventuella specifika miljökonsekvensutredningar. Denna osäkerhet är viktig att ta hänsyn till i myndigheternas sammanvägda bedömning, speciellt om områden som är sämre undersökta rekommenderas för utbyggnad (t ex offshore områden jämfört med kustnära områden).

Osäkerheter förekommer även för vissa påverkansfaktorer och deras potentiella effekter (se avsnitt "4. Påverkansfaktorer"). Exempelvis kommer flytande vindkraftverk som ankras till botten på samma sätt som oljeplattformar att fungera som stora FADs (Fish Aggregating Devices). Kunskapen om dessa stora FADs är begränsad, och ingen vet hur stora ansamlingar av FADs över en relativt liten yta i en eventuell vindkraftspark kan påverka fisk och fisksamhällen. Som nämnt tidigare (se avsnitt "4.2.3. Effekter av buller på fisk") kan driftsljud från vindkraftverk potentiellt maskera intraspecifik kommunikation bland torskfiskar. Det har till och med föreslagits att en förkortning av kommunikationsavståndet skulle kunna göra att en lekplats vid en vindkraftspark blir oanvändbar (Wahlberg & Westerberg 2005). Detta är dock endast en teoretisk hypotes, och studier som bekräftar detta saknas.

Gällande sammanlagda effekter vid utbyggnad i flera områden så kan det vara olämpligt att tillåta utbyggnad inom flera områden där en och samma art riskerar att påverkas kumulativt (tex om en art har rekryteringsområden lokaliserade i anknytning till två utredningsområden).

Enligt MarLin-metodiken värderas positiv påverkan som sårbarhetsvärde "0". Därmed har både sårbarhet och konsekvens för positiv påverkan värderats till "0" för enskilda arter och/eller samhällen i denna utredning.

Vid konstruktion av havsbaserad vindkraft och dragning av sjökabel skapas konstgjorda rev med möjliga positiva effekter för arter som lever på hårda substrat (Jensen et al. 2000). Till exempel har konstgjorda rev använts till att öka tätheter av kommersiella arter av skaldjur och fisk, genom att utöka mängden lämplig livsmiljö för specifika arter samt genom att skapa fiskefria refuger (Jensen et al. 2000, Hammar, 2008).

Som redovisas i avsnitt "4.1. Fysisk förlust och fysisk påverkan" kan tillkomst av habitat och FADs ha en positiv effekt på förekomsten av vissa arter eller samhällen av

bottensamhällen, fisk och marina däggdjur. I denna utredning har dock inga vetenskapligt väl grundade förväntade positiva effekter kunnat identifieras för någon av de aktuella organismgrupperna inom inom livslängden av en havsbaserad vindkraftspark. För de grupper av bottensamhällen som ingår i utredningen skulle hårda substrat kunna vara gynnsamt för koraller, men då inom ett betydligt längre tidsperspektiv. För fisk har inga tydliga positiva effekter kunnat identifieras eller kvantifieras. Detta beror dels på att det vetenskapliga underlaget för slutsatser om positiva effekter av konstgjorda rev och FADs är begränsat, dels på att utredningen inte omfattar eventuella förändringar i fisket, vilket skulle kunna resultera i t.ex. fiskefria refugier. Slutligen har inga tydliga positiva effekter identifierats för marina däggdjur. Det är tänkbart att ökad lokal förekomst av fisk skulle kunna ge ökad lokal förekomst av knubbsäl eftersom denna art är relativt stationär, men det finns inga vetenskapliga studier som bekräftar detta.

Slutligen bör det påpekas att det inte är entydigt om en förändring bör kallas positiv eftersom en förändring som är gynnsam för en enskild art eller samhälle troligen är negativ för en annan art eller ett annat samhälle. Denna positiva/negativa påverkan är svår att väga emot varandra för skilda naturvärden, till exempel om vindkraftsfundament placeras på sedimentbottnar så skapas hårda ytor: hur mycket uppväger då det uppkomna hårbottenhabitatet förstörelsen av sedimentbottenhabitatet? Perspektivet bör i detta fall inte heller vara kortsiktigt, utan fokusera på vilka långvariga effekter detta har på samhällen eller populationer även efter demonteringsfas. Stora kunskapsluckor som finns gällande eventuella positiva effekter på längre sikt finns för både reveffekter samt FADs.

Tekniska val och lösningar lösningar som ger lägre påverkan (t ex användning av gravitationsfundament istället för pålning) bör däremot användas så långt som möjligt. Även fundament och erosionsskydd skulle kunna anpassas för att skapa livsmiljöer som förväntas ge en större reveffekt, om detta är önskvärt från förvaltningens sida (t ex genom att använda komplexa erosionsskydd eller fackverksfundament).

Arean för vindkraftsparkernas buffertzoner har beräknats (beroende på förväntad effekt under anläggnings- och driftfasen) i lek-, uppväxt- och högdensitetsområden. Dessa lek-, uppväxt- och högdensitetsområden kan dock variera kraftigt i tid och rum, inte bara i norska vatten utan även på global skala. Därför finns det behov av att sammanställa mer detaljerad data kring dessa lek-, uppväxt- och högdensitetsområden och möjliga effekter från varje park. T ex bör varje arts population utvärderas i förhållande till storleken på dess totala lekområde tillsammans med storleken på parkens förväntade effekt. Genom att göra detta skulle även eventuella effekter av de norska vindkraftsparkerna på populationernas förekomst i andra länder kunna utvärderas. Påverkan på organismer inom andra länder kan även ske genom t ex bullerpåverkan. Exempelvis sträcker sig buffertzonerna för marina däggdjur gällande pålningsslud i vissa fall utanför Norges ekonomiska zon ("Sørlige Nordsjø I" och "Sørlige Nordsjø II"). Det är viktigt att påpeka att marina däggdjur, och även majoriteten av fisk är mobila arter som rör sig över de olika ekonomiska zonerna inom havsområdena. Ytterligare en aspekt som bör tas i beaktande för mobila arter är variationer mellan år. Även om äldre observationer är helt korrekta är det inte säkert att de är representativa

idag. Ett exempel på storskaliga förändringar över tid är utbredningsmönstren av småvalar i Nordsjön från inventeringar som genomfördes år 1994 och 2005 (SCANS-II 2008).

Tre utredningsområden med stort överlapp mellan potentiella påverkansområden och speciellt viktiga lekområden för fisk är "Sørlige Nordsjø I" (18 % överlapp med Norges enda kända lekområde för havstobis), "Stadthavet" (19 % överlapp med Norges enda kända lekområde för blålånga) samt "Frøyabanken" (44 % överlapp med ett av de tre kända lekområdena i Norge för nordostarktisk kolja; vilket utgör 5 % överlapp med det totala lekområdet i Norge)

I delutredningen identifieras möjliga påverkansfaktorer, och förslag på riskreducerande åtgärder per påverkansfaktor ges i avsnitt "5. Riskreducerande åtgärder". Val av riskreducerande åtgärd är dock områdes- och fundamenttypsspecifik, och hänger samman med de aktiviteter som utförs vid vindkraftverkets olika faser (t ex pålning, muddring, rivning). I delutredningen har flera kunskapsluckor identifierats (se avsnitt "4. Påverkansfaktorer"), men inga anses vara av så allvarlig grad att utredningsområdena inte skall kunna öppnas för koncessionsansökan för havsbaserad vindkraft. Däremot är det av stor vikt att en nationell vägledning för miljökonsekvensbeskrivning samt relevanta riskreducerande åtgärder för havsbaserad vindkraft (se avsnitt "5. Riskreducerande åtgärder") finns tillgängliga innan något område kan öppnas. Detta är i linje med IUCN:s resolution om undervattensbuller i vilken medlemsländerna bl.a. ombeds tillämpa och utveckla regelverk för att övervaka och undersöka effekter av undervattensbuller på marina arter, samt utveckla alternativa tekniker för minskning av påverkan av undervattensbuller på marina arter (IUCN, 2005). Ett exempel på en nationell standard för miljökonsekvensbeskrivning för havsbaserad vindkraft är den tyska StUK3 (BSH, 2007).

Beträffande marina däggdjur och undervattensbuller finns exempel på internationella, nationella och regionala vägledningar. En arbetsgrupp inom ASCOBANS (Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas) har tagit fram riktlinjer för potentiella åtgärder för att minska negativ påverkan av buller på vilda marina djur, med fokus på småvalar. Riktlinjerna är uppdelade på en allmän del och en för specifika ljudkällor. Den allmänna delen omfattar rekommendationer för planering, realtidsåtgärder samt efterföljande övervakning och rapportering. Exempel på ljudkällor för vilka specifika kriterier har utformats är sonar, seismisk inventering och konstruktionsarbeten (ASCOBANS 2009). För irländska vatten samt kustvattnen kring England och Wales samt Storbritanniens utsjöområden finns vägledningar för minskad risk för påverkan av undervattensbuller och marina däggdjur (JNCC m.fl. 2010; NPWS, 2012). Förslag på internationella riktlinjer för minskad påverkan av marina däggdjur vid industriell seismisk inventering har sammanställts av Weir & Dolman (2007).

Sammanfattningsvis behöver kompletterande data gällande bottensamhällen, fisk och marina däggdjur samlas in för de olika föreslagna områdena för att säkerställa att eventuella naturvärden täcks in i bedömningen, t ex genom specifika miljökonsekvensutredningar. Dessa bör naturligtvis vara av nödvändig omfattning för

Konsekvenser av havsbaserad vindkraft för bottensamhällen, fisk, marina däggdjur att bedöma eventuella konsekvenser på de i dagsläget okända naturvärden som förekommer och kan påverkas av havsbaserad vindkraft.

REFERENSER

- Abbott, R. & Bing-Sawyer E. 2002. Assessment of pile driving impacts on the Sacramento blackfish (*Orthodon microlepidotus*). Draft report prepared for Caltrans District 4. San Francisco, CA: Caltrans.
- Abbott, R., Reyff, J. & Marty, G. 2005. Final Report: Monitoring the Effects of Conventional Pile Driving on Three Species of Fish. Richmond, CA: Manson Construction Company.
- Abdullah, M.I., Fredriksen, S., 2004 Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. Journal of Marine Biological Association UK 84, 887.
- Allen, M.J. & G.B. Smith. 1988. Atlas and zoogeography of common fishes in the Bering Sea and northeastern Pacific. NOAA Tech. Rep. NMFS 66, 151 p.
- Andersen, S.M., Lydersen, C., Grahl-Nielsen, O. & Kovacs, K. M. 2004. Diet of harbour seals (*Phoca vitulina*) at Prins Karls Forland, Svalbard. Canadian Journal of Zoology 82: 1230-1245.
- Andersson, M., Berggren, M. Wilhelmsson, D., Öhman, M. 2009. Epibenthic colonization of concrete and steel pilings in a cold-temperate embayment: a field experiment. Helgoland Marine Research 63:249–260.
- Andersson, M.H., Gullström, M., Asplund, M. E., Ohman M.C. 2007. Importance of using multiple sampling methodologies for estimating of fish community composition in offshore wind power construction areas of the Baltic Sea. Ambio 36:634–636. Retrieved March 30, 2012.
- Anwar, N. A., Richardson, C.A., & Seed, R. 1990. Age determination, growth rate and population structure of the horse mussel *Modiolus modiolus*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 70: 441-457.
- Aplin, J.A.. 1947. The effects of explosives on marine life. California Fish and Game, 33: 23-30.
- Arbetsmiljöverket. 2005. Arbetsmiljöverkets föreskrifter om buller samt allmänna råd om tillämpningen av föreskrifterna.
- ASCOBANS. 2009. Adverse Effects of Underwater Noise on Marine Mammals during Offshore Construction Activities for Renewable Energy Production. 6th Meeting of the Parties to ASCOBANS Resolution No. 2, UN Campus, Bonn, Germany, 16-18 September 2009.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D, Rusin, J., Picken, G. & Thompson, P. M. 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. Marine Pollution Bulletin 60:888–897.
- Barlow, J., & Taylor, B. L. 2005. Estimates of sperm whale abundance in the Northeastern temperate Pacific from a combined acoustic and visual survey. Marine Mammal Science 21:429–445.
- Barrio Froján, C. R. S., Boyd, S. E., Cooper, K. M., Eggleton, J. D. & Ware, S. 2008. Long-term benthic responses to sustained disturbance by aggregate extraction in an area off the east coast of the United Kingdom. Estuarine, Coastal and Shelf Science 79:204–212.

- Bartnes, G. (red). Drivenes, A., Eirum, T., Johnson, N.H., Mindeberg, S.K., Lunde, S., Udem, L.S., Veggeland, K., Veie-Rosvoll, B. & Voksø, A. 2010. Havvind, Forslag til uredningsområder. NVE rapport, 204 sid.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad L., Bakkestuen, V. 2009. Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. ICES J Mar Sci 66:2106-2115. Bergstad, O.A. & Hareide, N.R. 1996. Ling, blue ling and tusk of the North-East Atlantic. *Fisken og havet* 15: 126 pp.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Ohlsson, H., Wahlberg, M., Rosenberg, R., Åstrand Capetillo, N. 2012. Vindkraftens effekter på marint liv. Naturvårdsverkets rapport 6488 från Vindval.
- Birklund, J. & Leonhard, S. B. 2006. Epibenthic communities. Offshore Wind Farms and the Environment. The Danish Monitoring Programme: Final Results. Konferens abstrakt, 5 s.
- Bjorge, A. 1987. Status of Common Seals (*Phoca vitulina*) in Norway. Proceedings Coastal Seal Symposium, pp. 106-107. C.I.C., Oslo.
- Bochert, R., & M. L. Zettler. 2004. Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. *Bioelectromagnetics* 25:498-502.
- Bogstad, B., Hauge, K.H. & Ulltang, Ø. 1997. MULTSPEC – A Multi-species Model for Fish and Marine Mammals in the Barents Sea. *J. North. Atl. Fish. Sci.*, Vol. 22: 317-341
- Bonsdorff, E., Karlsson, O., & Leppäkoski, E. 1984. Ecological Changes in the Brackish Water Environment of the Finnish West Coast Caused by Engineering Works. *Ophelia Supp.* 3:33-44.
- Bowen, W. D., Boness, D. J. & Iverson, S. J. 1999. Diving behaviour of lactating harbour seals and their pups during maternal foraging trips. *Canadian Journal of Zoology* 77:978-988.
- Bowering, W.R. & Brodie W.B. 1991. Distribution of commercial flatfishes in the Newfoundland-Labrador region of the Canadian Northwest Atlantic and changes in certain biological parameters since exploitation. *Neth. J. Sea Res.* 27(3/4):407-422.
- Brattegaard, T. & Holthe, T., 1997. Distribution of marine, benthic macro-organisms in Norway. Atabulated catalogue. Directorate for Nature Management Report.
- Bromley, P. J., Watson, T. & Hislop, J. R. G. 1997. Diel Feeding Patterns and the Development of Food Webs in Pelagic 0-Group Cod (*Gadus Morhua* L.), Haddock (*Melanogrammus Aeglefinus* L.), Whiting (*Merlangius merlangus* L.), Saithe (*Pollachius Virens* L.), and Norway Pout (*Trisopterus Esmarkii Nilsson*) in the Northern North Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 54:846-853.
- Bulleri, F. & L. Airoidi. 2005. Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. *Journal of Applied Ecology* 42:1063-1072.
- Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). 2007. Standard – Investigation of the impacts of offshore wind turbines on the marine environment (StUK 3). BSH-Nr. 7003.
- Cairns, S.D. 1994. Scleractinia of the Temperate North Pacific. *Smithsonian Contributions to Zoology* 557, pp. 150.
- Calambokidis, J., Schorr, G. S., Steiger, G. H., Francis, J., Bakhtiari, M., Marshall, G., Oleson, E. M., Gendron, D. & Robertson, K. 2007. Insights into the Underwater Diving, Feeding, and Calling

- Behavior of Blue Whales from a Suction-Cup-Attached Video-Imaging Tag (Cittercam). *Marine Technology Society Journal* 41:19–29.
- Caltrans. 2001. Pile installation demonstration project, fisheries impact assessment. PIDP EA 012081. San Francisco–Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. Caltrans Contract 04A0148 San Francisco, CA: Caltrans.
- Caltrans. 2004. Fisheries and hydroacoustic monitoring program compliance report for the San Francisco–Oakland bay bridge east span seismic safety project. Caltrans Contract EA12033. San Francisco, CA: Caltrans.
- Castro, J. J. & Santiago, A. T. 2001. A General Theory on Fish Aggregation to Floating Objects: An Alternative to the Meeting Point Hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11:255–277.
- Christie H, Jørgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E. 2003. Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. *J Mar Biol Ass UK* 83:687–699
- Conell, S.D. & Glasby, T.M. 1999. Do urban structures influence local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney harbour, Australia. *Marine Environmental Research* 47: 373–387.
- Cooper, K., Boyd, S., Eggleton, J., Limpenny, D., Rees, H. & Vanstaen, K. 2007. Recovery of the seabed following marine aggregate dredging on the Hastings Shingle Bank off the southeast coast of England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75:547–558.
- Costello, M.J., McCrea, M., Freiwald, A., Lundalv, T., Jonsson, L., Bett, B.J., van Weering, T., de Haas, H., Roberts, J.M. & Allen, D., 2005. Role of cold-water *Lophelia pertusa* coral reefs as fish habitat in the NE Atlantic. In: *Cold-water corals and ecosystems*. Edited by Freiwald, A. & Roberts, J.M., Springer, Berlin. pp. 771–805.
- COWRIE. 2003. A baseline assessment of electromagnetic fields generated by offshore windfarm cables. Page 71. Centre for Marine and Coastal Studies, Liverpool University.
- Dagorn, L., Holland, K. N., & Filmlalter, J. 2010. Are Drifting FADs Essential for Testing the Ecological Trap Hypothesis? *Fisheries Research (Amsterdam)* 106:60–63.
- Dalen, J., E. Hjelset, K. T. Nilsen, H. Steen, & G. Søvik. 2011. Utredningsområder for havvindkraft: effekter på marine organismer og ressurser. Page 50. Havforskningsinstituttet.
- Daunt, F., Wanless, S., Greenstreet, S. P. R., Jensen, H., Hamer, K. C. and Harris, M. P. 2008. The impact of the sand-eel fishery closure on seabird food consumption, distribution, and productivity in the northwestern North Sea. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 65: 362–381.
- Didrikas, T. & Wijkmark, N. 2009. Möjliga effekter på fisk vid anläggning och drift av vindkraft park på storgrundet. Report No. 2009:2 Stockholm.
- DN. 1994. Status for stortareskog og forvaltning av tare i Norge. Utg/nr: 1994-1-R.
- DN-håndbok. 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. 19-2001 revidert 2007.
- Dons, C. 1944. Norges korallrev. *Det Kongelige Norske Videnskabers Selskabs Forhandlinger* 16, 37–82.

- Duineveld, G.C.A., Lavaleye, M.S.S. & Berghuis, E.M., 2004. Particle flux and food supply to a seamount cold-water coral community (Galicia Bank, NW Spain). *Marine Ecology Progress Series* 277: 13-23.
- DWIA. 2003. www.windpower.org, Danish Wind Industry Association.
- Elmer, K-H., Betke, K. & Neumann, T. 2007. Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen: Untersuchung von Schallminderungsmaßnahmen an FINO 2. - Project 0329947 A final report.
- Engås, A., Lokkeborg, S., Ona, E., & Soldal, A.V. 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Journal*, 53(10): 2238-2249.
- Engell-Sørensen, K. & Skyt, P. H. 2000. Evaluation of the Effect of Sediment Spill from Offshore Wind Farm Construction on Marine Fish. 18 s.
- Enger, P. S. 1967. Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22:527-538
- EWEA. 2007. Offshore Wind 2007 Conference & Exhibition, European Wind Energy Association, Berlin.
- Fedoryako, B. I. 1982. Langmuir Circulations and a Hypothetical Mechanism of Association of Fishes with Flotsam. *Okeanologiya. Moscow* 22:314-320.
- Finley, K. J. 1990. Isabella Bay, Baffin Island: An Important Historical and Present-day Concentration Area for the Endangered Bowhead Whale (*Balaena mysticetus*) of the Eastern Canadian Arctic. *ARCTIC* 43:137-152. Retrieved April 4, 2012.
- Finneran, J. J. & C. E. Schlundt. 2010. Frequency-dependent and longitudinal changes in noise-induced hearing loss in a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *The Journal of the Acoustical Society of America* 128:567-570.
- Fiskeriverket. 2006. Inverkan på fisk och fiske av SwePol Link, Fiskundersökningar 1999 - 2006.
- Formicki, K., & A. Winnicki. 1998. Reactions of fish embryos and larvae to constant magnetic fields. *Italian Journal of Zoology* 65:479-482.
- Försvarsmakten. 2010. M7739-351071 Säkl Sjö 2010, vapeninsats och minfällning från örlogsfartyg och helikoptrar.
- Fosså, J.H., P.B. Mortensen & D.M. Furevik 2000. Lophelia korallrev langs norskekysten. Forekomst og tilstand. - Fisken og havet nr. 2, 2000. 94 pp.
- Franks, J. 2000. A Review: Pelagic Fishes at Petroleum Platforms in the Northern Gulf of Mexico; Diversity, Interrelationships, and Perspective. Page (L. Gall, J. Y. (ed), Cayre, P. (ed), Taquet, and M. (ed), Eds.). Ifremer, Plouzane (France).
- Frederiksen, M., Wanless, S., Harris, P., Rothery, P. and Wilson, L. J. 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. *Journal of Applied Ecology* 41: 1129-1139.
- Freiwald, A., Fosså, J.H., Grehan, A., Koslow, J.A. & Roberts, J.M. 2004. Cold-water coral reefs: out of sight no longer out of mind. UNEP-WCC, Cambridge. pp. 84.

- Freiwald, A., Wilson, J.B. & Henrich, R. 1999. Grounding Pleistocene icebergs shape recent deepwater coral reefs. *Sedimentary Geology* 125, 1–8.
- Fréon, P. & Dagorn, L. 2000. Review of Fish Associative Behaviour: Toward a Generalisation of the Meeting Point Hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10:183–207.
- Furness, R. W. and Tasker, M. L. 2000. Seabird-fishery interactions: quantifying the sensitivity of seabirds to reduction in sand-eel abundance and identification of key areas for sensitive seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 202: 253-264.
- George, J. C. “craig,” J. Zeh, R. Suydam, & C. Clark. 2004. Abundance and population trend (1978-2001) of Western arctic bowhead whales surveyed near Barrow, Alaska. *Marine Mammal Science* 20:755–773.
- Gill, A. B. 2009. COWRIE 2.0 Electromagnetic Fields (EMF) Phase 2: EMF-sensitive fish response to EM emissions from sub-sea electricity cables of the type used by the offshore renewable energy industry. Commissioned by COWRIE Ltd (project reference COWRIE-EMF-1-06).
- Gill, A. B., & H. Taylor. 2001. The Potential Effects of Electromagnetic Fields Generated by Cabling Between Offshore Wind Turbines Upon Elasmobranch Fishes: Research Project for Countryside Council for Wales. Page 73. Countryside Council for Wales.
- Gill, A. B., I. Gloyne-Phillips, K. J. Neal, J. A. Kimber. 2005. COWRIE 1.5 Electromagnetic Fields: The potential effects of electromagnetic fields generated by sub-sea power cables associated with offshore windfarm developments on electrically and magnetically sensitive marine organisms – a review. Commissioned by COWRIE Ltd.
- Gjørseter, H. & U. Båmstedt. 1998. The population biology and exploitation of capelin (*Mallotus villosus*) in the Barents Sea. *Sarsia* 83:453–496.
- Gjørseter, J., T. Hesthagen, R. Borgstrøm, Å. Brabrand, I. Byrkjedal, J. S. Christiansen, K. Nedreaas, P. Pethon, F. Uiblein, L. A. Vøllestad, & R. Wienerroither. 2010. Fisker “Pisces”. Pages 403–412 in J. A. Kålås, Å. Viken, S. Henriksen, & S. Skjelseth, editors. *Norsk Rødliste for arter 2010. The 2010 Norwegian Red List for Species*. Norwegian Biodiversity Information Centre, Norway.
- Glasby, T., & S. D. Connell. 2001. Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. *Marine Ecology-Progress Series* 214:127–135.
- Goertner, J.F. 1982. Prediction of underwater explosion safe ranges for sea mammals. Naval Surface Weapons Center, Silver Spring, MD. NSWC TR 82-188. 25 pp.
- Gordon, J., D. Gillespie, J. Potter, A. Frantzis, M. P. Simmonds, R. Swift, & D. Thompson. 2003. A Review of the Effects of Seismic Surveys on Marine Mammals. *Marine Technology Society Journal* 37:16–34.
- Gordon, J., D. Thompson, D. Gillespie, M. Lonergan, S. Calderan, B. Jaffey, & V. Todd. 2007. Assessment of the potential for acoustic deterrents to mitigate the impact on marine mammals of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. Page 82.
- Götz, T., & V. M. Janik. 2010. Aversiveness of sounds in phocid seals: psycho-physiological factors, learning processes and motivation. *Journal of Experimental Biology* 213:1536–1548.
- Hammar L., Andersson, S. & Rosenberg, R. 2008. Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Naturvårdsverket rapport 5828 från Vindval.

- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., & Granmo, Å. 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning. Naturvårdsverkets rapport 5999.
- Hansson, S. 1995. En litteraturgenomgång av effekter på fisk av muddring och tippning, samt erfarenheter från ett provfiske inför Stålverk 80. I Strategier för fiskeribiologiska undersökningar relaterade till byggföretag i vatten. TemaNord 1995:513. Redigerad av Olsson, I., Bay, J. och Hudd, R. Nordiska Ministerrådet, Köpenhamn. S. 78-84.
- Harkonen, T. 1987. Feeding ecology and population dynamics of the harbor seal (*Phoca vitulina*) in Kattegat-Skagerrak. Ph.D. Thesis, University of Göteborg.
- Harlin M.M. & Lindebergh J.M. 1977. Selection of substrata by seaweeds: optimal surface relief. Mar. Biol. 40: 33-40.
- Hastings, M. C. & Popper, A. N. 2005. Effects of sound on fish. California Department of Transportation Contract 43A0139 Task Order, 1.
- Haug, T., Nilssen, K. T. & Lindblom, L. 2004. Feeding habits of harp and hooded seals in drift ice waters along the east coast of Greenland in summer and winter. Polar Research 23: 35-42.
- Havforskningsinstituttet. 2012. World Wide Web electronic publication, Retrieved from <http://www.imr.no>.
- Heide-Jørgensen, M. P., & R. Dietz. 1995. Some characteristics of narwhal, *Monodon monoceros*, diving behaviour in Baffin Bay. Canadian Journal of Zoology 73:2120–2132.
- Heide-Jørgensen, M. P., R. Dietz, K. L. Laidre, P. Richard, J. Orr, & H. C. Schmidt. 2003. The migratory behaviour of narwhals (*Monodon monoceros*). Canadian Journal of Zoology 81:1298–1305.
- Henderson, D., E. C. Bielefeld, K. C. Harris, & B. H. Hu. 2006. The Role of Oxidative Stress in Noise-Induced Hearing Loss. Ear and Hearing 27:1–19.
- Henriksen, G., Gjertz, I. & Kondakov, A. 1997. A review of the distribution and abundance of harbor seals, *Phoca vitulina*, on Svalbard, Norway, and in the Barents Sea. Marine Mammal Science 13(1): 157-163.
- Holt, T. J. Rees, E. I. Hawkins, S.J. & Seed, R. 1998. Biogenic Reefs volume IX. An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project). 170p.
- Hovland, M., 2008. Deep-water coral reefs: Unique Biodiversity hotspots. Praxis Publishing (Springer), Chichester, UK, 278 pp.
- Hovland, M., Mortensen, P.B., Brattegard, T., Strass, P. & Rokoengen, K., 1998. Ahermatypic coral banks off mid-Norway: Evidence for a link with seepage of light hydrocarbons. Palaios, 13, 189-200.
- Husebø, A., Nottestad, L., Fosså, J.H., Furevik, D.M. & Jørgensen, S.B., 2002. Distribution and abundance of fish in deep-sea coral habitats. Hydrobiologia 471, 91-99.
- Hvidt, C. B. & Jensen, B. S. 2005. Hydroacoustic monitoring of fish communities at offshore wind turbine foundations; Nysted Offshore Wind Farm at Rødsand, Annual Report 2004.
- Hvidt, C. B., Brüner, L. & Knudsen, F. R. 2005. Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities in Offshore Wind Farms. Horns Rev Offshore Wind Farm Annual Report – 2004.

- ICES. 2006a. Report of the Working Group on Biology and Assessment of Deep-Sea Fisheries Resources (WGDEEP) . ICES CM2006/ACFM
- ICES. 2006b. Report of the Arctic Fisheries Working Group. ICES CM 2006/ACFM:25.
- ICES. 2007. Report of the Working Group on Deep-Water Ecology(WGDEC), 26-28 February 2007. Chapter 7 Soft corals in the North Atlantic. ICES, pp. 35-49.
- ICES. 2009a. Report of the Working Group on the Biology and Assessment of Deep Sea Fisheries Resources (WGDEEP), 9-16 March 2009, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2009/ACOM:14 511 pp
- ICES. 2009b. Report of the Joint Meeting between ICES Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF) and ICCAT Shark Subgroup, 22-29 June 2009, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2009/ACOM:16 424 pp.
- International Whaling Commission (IWC). 2007. Report of the Scientific Committee. Journal of Cetcaean Research and Management 9: 1–73.
- Jaquemet, S., M. Potier & F. Menard. 2011. Do Drifting and Anchored Fish Aggregating Devices (FADs) Similarly Influence Tuna Feeding Habits? A Case Study from the Western Indian Ocean. Fisheries Research (Amsterdam) 107:283–290.
- Jensen, Collins & Lockwood, 2000. Artificial reefs in European seas, Kluwer Academic Publishers.
- NCC. 2010. The protection of marine European Protected Species from injury and disturbance – Guidance for the marine area in England and Wales and the UK offshore marine area.
- Johnston, D.W. & Wildish, D.J. 1981. Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus*). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, vol. 26, 307-314.
- Jørgensen, T., S. Løkkeborg, & A. V. Soldal. 2002. Residence of Fish in the Vicinity of a Decommissioned Oil Platform in the North Sea. ICES Journal of Marine Science 59:S288–S293.
- Kalmijn, A. J. 1971. The electric sense of sharks and rays. Journal of Experimental Biology 55:371–383.
- Kamler, E. 1992. Early life history of fish: An energetics approach. Chapman Hall, London, pp. 267.
- Karlsson, R.-M., H. Alström, & R. Berglind. 2004. Miljöeffekter av undervattenssprängningar. Page 80. Totalförsvarets forskningsinstitut.
- Kastelein, R. A., A. D. Goodson, J. Lien, & D. de Haan. 1995. The effects of acoustic alarms on Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) behaviour. Pages 157–167 in J. L. P. E. Nachtigall, editor. Harbour porpoises, laboratory studies to reduce bycatch. De Spil Publishers, Woerden, The Netherlands.
- Kingsford, M. J. 1993. Biotic and Abiotic Structure in the Pelagic Environment: Importance to Small Fishes. Bulletin of Marine Science 53:393–415.
- Kjørboe, T., Frantsen, E., Jensen, C & Nohr, O. 1981. Effect of suspended sediment on development and hatching of herring (*Clupea harengus*) eggs. Estuarine, Coastal and Shelf Science, vol. 13, 107-111.

- Kirschvink, J. L. & A. E. Dizon. 1986. Evidence from strandings for geomagnetic sensitivity in cetaceans. *J. exp. Biol* 120:1–24.
- Kling, Å., Olvstam, M.-L., Rosell, M. & Törnkvist, M. 2001. Kabelanslutning av havsbaserad vindkraft. Tillståndsprövning och miljöpåverkan. Report No. Stockholm. 63.
- Klinowska, M. 1985. Cetacean live stranding sites relate to geomagnetic topography. *Aquatic Mammals* 1:27–32.
- Knott, N., A. Underwood, M. Chapman, & T. Glasby. 2004. Epibiota on vertical and on horizontal surfaces on natural reefs and on artificial structures. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 84:1117–1130.
- Koschinski, S., & Lüdemann, K. 2011. Stand der Entwicklung schallminimierender Maßnahmen beim Bau von Offshore-Windenergieanlagen.
- Krieger, K.J. & Wing, B.L., 2002. Megafauna associations with deep-water corals (*Primnoa* spp.) in the Gulf of Alaska. *Hydrobiologia* 471, 83–90.
- Kujawa, S. G. & M. C. Liberman. 2009. Adding Insult to Injury: Cochlear Nerve Degeneration after Temporary Noise-Induced Hearing Loss. *The Journal of Neuroscience* 29:14077–14085.
- Kullnick, U. & S. Marhold. 2000. Direkte oder indirekte biologische Wirkungen durch magnetische und/oder elektrische Felder im marinen (aquatischen) Lebensraum: Überblick über den derzeitigen Erkenntnisstand. Teil I. Page in T. Merck & H. von Nordheim, editors. Technische Eingriffe in marine Lebensräume. Bundesamt für Naturschutz.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Laist, D. W., A. R. Knowlton, J. G. Mead, A. S. Collet, & M. Podesta. 2001. Collisions between ships and whales. *Marine Mammal Science* 17:35–75.
- Lavigne, D. M. & K. M. Kovacs. 1988. Harps & Hoods: Ice-Breeding Seals of the Northwest Atlantic. University of Waterloo Press.
- Leonhard, S. B., Hvidt, C., Klausrup, M. & Pedersen, J. 2006. Hydroacoustic Monitoring of Fish Communities at Offshore Wind Turbine Foundations. Nystedt Offshore Wind Farm at Rødsand. Annual Report – 2005.
- Lindell, H. & E. Rudolphi, 2003. Utgrunden off-shore wind farm – Measurement on underwater noise. Ingemansson Technology. Report commissioned by Airicole, GE Wind Energy and SEAS/EnergiE2:1-32.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim. 112 s
- Lohmann, K. J., N. D. Pentcheff, G. A. Nevitt, G. D. Stetten, R. K. Zimmer-Faust, H. E. Jarrard, & L. C. Boles. 1995. Magnetic orientation of spiny lobsters in the ocean: experiments with undersea coil systems. *Journal of Experimental Biology* 198:2041–2041.
- Lonergan, M., C. D. Duck, D. Thompson, B. L. Mackey, L. Cunningham, & I. L. Boyd. 2007. Using sparse survey data to investigate the declining abundance of British harbour seals. *Journal of Zoology* 271:261–269.

- Madsen, P. T. 2005. Marine mammals and noise: Problems with root mean square sound pressure levels for transients. *The Journal of the Acoustical Society of America* 117:3952–3957.
- Malm T. 2006. Hur vindkraftverk påverkar livet på botten en studie före etablering. Naturvårdsverkets rapport 5570 från Vindval.
- Marra, L. J. 1989. Sharkbite on the SL submarine lightwave cable system: history, causes and resolution. *IEEE Journal of Oceanic Engineering* 14:230–237.
- Marsac, F., A. Fonteneau och F. Menard. 2000. Drifting FADs Used in Tuna Fisheries: An Ecological Trap?. Page (L. Gall, J. Y. (ed), Cayre, P. (ed), Taquet, & M. (ed), Eds.). Ifremer, Plouzane (France).
- Marstein, A.C. 1997. Epifyttiske alger på tarestilker fra Vega – et område med varierende tettheter av kråkeboller. *Blyttia* 3: 123-129.
- Mc Guinness K.A. & Underwood A.J. 1986. Habitat structure and the nature of communities on intertidal boulders. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 104: 97-123
- Messieh, S.N., Wildish, D.J. & Peterson, R.H. 1981. Possible impact from dredging and spoil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. St. Andrews (New Brunswick): Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. No. 1008. iv + 33 p.
- Mikkelsen, L., Mouritsen, K.N., Tougaard, J., Dahl, K., Teilmann, J. 2012. Re-established stone reef in Kattegat, Denmark, attracts harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Abstract in Proceedings of the 26th European Cetacean society conference, 26th – 28th March 2012, Galway, Ireland.
- Moore, S. E. & Reeves, R. R. 1993. Distribution and movement. In: J. J. Burns, J. J. Montague and C. J. Cowles (eds), *The bowhead whale*, pp. 313-386. Society for Marine Mammalogy.
- Mortensen, P.B., Buhl-Mortensen, L. & Gordon, D.C.J., 2006. Distribution of deep-water corals in Atlantic Canada. Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium, Okinawa, Japan, pp. 1849–1868.
- Mortensen, P.B., Hovland, M., Brattegard, T. & Farestveit, R., 1995. Deep water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* (L.) at 64° N on the Norwegian shelf: structure and associated megafauna. *Sarsia* 80, 145–158.
- Muus, B.J. & J.G. Nielsen 1999 *Sea fish. Scandinavian Fishing Year Book*, Hedehusene, Denmark. 340 p.
- Myhrvold, A. & K. Stokke 1994. Marinbiologisk undersøkelse ved fem skjellsandlokaliteter i Rogaland. Rapport Rogalandsforskning 276/94. 29 s.
- Nedwell, J. R., S. J. Parvin, B. Edwards, R. Workman, A. G. Brooker, & J. E. Kynoch. 2007. Measurement and interpretation of underwater noise during construction and operation of offshore windfarms in UK waters.
- Nedwell, J. R., Turnpenny, A. W. H., Lovell, J. M. & Edwards, B. 2006. An investigation into the effects of underwater piling noise on salmonids. *Journal of the Acoustical Society of America* 120, 2550–2554.

- Nedwell, J., Turnpenny, A., Langworthy, J. & Edwards, B. 2003a. Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal, Southampton, and observations of its effect on caged fish. Subacoustics LTD. Report 558 R 0207. Bishops Waltham: Subacoustic Ltd.
- Nedwell, J.R., Langworthy, J. & Howell, D. 2003b. Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife; initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. COWRIE Report No. 544 R 0424, 68 pp.
- Nehls, G., K. Betke, S. Eckelmann, & R. M. 2007. Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. BioConsult SH report, Husum, Germany, on behalf of COWRIE Ltd.
- Nishi, T., G. Kawamura, & K. Matsumoto. 2004. Magnetic sense in the Japanese eel, *Anguilla japonica*, as determined by conditioning and electrocardiography. *Journal of Experimental Biology* 207:2965–2970.
- Norderhaug KM, Christie H, Fosså JH, Fredriksen S. 2005. Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. *J Mar Biol Ass UK*. 85:1279-1286.
- Norderhaug KM, Christie H. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. *Mar Biol Res* 5:515-528.
- Norderhaug KM, Christie H. 2011. Kelp forest secondary production and variation according to wave exposure. *Est Coast Shelf Sci* 95:135-144.
- Norderhaug KM. 2011. Marine grunntvannsystemer. I: Lिंगgaard A, Henriksen S. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken. Trondheim.
- North Atlantic Marine Mammal Commission. 2005. Report of the Joint Meeting of the NAMMCO Scientific Committee Working Group on the population status of narwhal and beluga in the North Atlantic and the Canada/Greenland Joint Commission on Conservation and Management of Narwhal and Beluga Scientific Working Group. North Atlantic Marine Mammal Commission, Nuuk, Greenland.
- Norwegian killer whale project – NORCA.
<http://www.northatlantickillerwhales.com/index.asp?pageid=100044>. Hämtad 2012-04-04.
- NPWS (National Parks and Wildlife Service), 2012. Guidance to Manage the Risk to Marine Mammals from Man-made Sound Sources in Irish Waters Draft version, March 2012. Tillgänglig via: http://www.npws.ie/media/npwsie/content/files/Guidance_Consultation%20Draft.pdf
- NPWS (National Parks and Wildlife Service), Code of Practice for the Protection of Marine Mammals during Acoustic Seafloor Surveys in Irish Waters.
- Nybakke, K. 2011. Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak: Konsekvenser av fornybar energiproduksjon i Nordsjøen. TA-nummer: 2829/2011.
- Öhman, M.C. & Wilhelmsson, D. 2005. VINDREV – Havsbaserade vindkraftverk som artificiella rev: effekter på fisk. Vindforsk, FOI/Energimyndigheten, Rapport, 17 s.
- Öhman, M.C., Sigra, P. & Westerberg, H. 2007. Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish. *Ambio*, 36(8): 630-633.

- OSPAR. 2006. Descriptions of habitats on the initial OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. OSPAR Commission, London (Reference Number: 2004-07).
- OSPAR. 2009a. Background Document for *Lophelia pertusa* reefs. Biological Diversity and Ecosystems Series 423, 978-1-906840-63-1.
- OSPAR. 2009b. Background document for *Modiolus modiolus* beds. Biological Diversity and Ecosystems Series ISBN 978-1-906840-65-5.
- OSPAR. 2009c. Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. Biodiversity series. OSPAR Commission, protecting and conserving the North-East Atlantic and its resources, 2009.
- OSPAR. 2009d. Assessment of the environmental impacts of cables. Page 19.
- OSPAR. 2010a. Background Document for Coral gardens. Biological Diversity and Ecosystems Series 486, 978-1-907390-27-2.
- OSPAR. 2010b. Background Document for Deep-sea sponge aggregations. Biological Diversity and Ecosystems Series 485, 978-1-907390-26-5.
- OSPAR. 2010c. Background Document for Seapen and Burrowing megafauna communities. Biological Diversity and Ecosystems Series 481, 978-1-907390-22-7.
- Österblom, H., S. Hansson, U. Larsson, O. Hjerne, F. Wulff, R. Elmgren, & C. Folke. 2007. Human-induced Trophic Cascades and Ecological Regime Shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10:877–889.
- Ottersen, G. & Auran J.O. 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse. Rapport: Fisken og havet, nr 6.
- Pomerleau, C., S. Ferguson, & W. Walkusz. 2011. Stomach contents of bowhead whales (*Balaena mysticetus*) from four locations in the Canadian Arctic. *Polar Biology* 34:615–620.
- Poppe, G. E., & Gotto, Y. 1993. European Seashells Vol II. Scaphopods, Bivalves, Cephalopods. Conch Books, Haekenheim. 221p.
- Popper, A.N. & Hastings, M.C. 2009. The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 75(3):455-489.
- Rees, E. I. S., Sanderson, W. G., Mackie, A. S. Y., & Holt, R. H. F. 2008. Small-scale variation within a *Modiolus modiolus* (Mollusca: Bivalvia) reef in the Irish Sea: III. Crevice, sediment infauna and epifauna from targeted cores. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 88: 151-156.
- Reilly, S.B., Bannister, J.L., Best, P.B., Brown, M., Brownell Jr., R.L., Butterworth, D.S., Clapham, P.J., Cooke, J., Donovan, G.P., Urbán, J. & Zerbini, A.N. 2008. IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.
- Rice, D. W. 1998. Marine mammals of the world: Systematics and distribution. Society for Marine Mammalogy.
- Richardson, W. J., C. R. J. Greene, C. I. Malme, & D. H. Thomson. 1995. Marine mammals and noise. Academic Press, San Diego, CA.

- Ridgway, S. H. & R. Harrison. 1998. Handbook of Marine Mammals, Volume 6: The Second Book of Dolphins and the Porpoises, 1st edition. Academic Press.
- Roberts, J.M., Henry, L.-A., Long, D. & Hartley, J.P., 2008. Cold-water coral reef frameworks, megafaunal communities and evidence for coral carbonate mounds on the Hatton Bank, north east Atlantic. *Facies* 54, 297-316.
- Roberts, J.M., Wheeler, A.J. & Freiwald, A., 2006. Reefs of the deep: the biology and geology of cold-water coral ecosystems. *Science* 312, 543-547.
- Robinson, S. P., Theobald, P. D., Hayman, G., Wang, L. S., Lepper, P. A., Humphrey, V. Mumford, S. 2011. Measurement of noise arising from marine aggregate dredging operations, MALSF (MEPF Ref no. 09/P108).
- Rountree, R. A. 1989. Association of Fishes with Fish Aggregation Devices: Effects of Structure Size on Fish Abundance. Pages 960–972 *Bulletin of Marine Science*.
- Rugh, D. J., Miller, G. W., Withrow, D. E. & Koski, W. R. 1992. Calving intervals of bowhead whales established through photographic identifications. *Journal of Mammalogy* 73: 487-490.
- Sand, O., Karlsen, H. E. & Knudsen, F. R. 2008. Comment on "Silent research vessels are not quiet". *Journal of the Acoustic Society of America*, 121: 145-150.
- SCANS-II. 2008. Small cetaceans in the European Atlantic and North Sea. Final Report to the European Commission under project LIFE04NAT/GB/000245, SMRU, Gatty Marine Laboratory, University of St Andrews, St Andrews, Fife KY16 8LB, UK.
- Schröder-Ritzrau, A., Freiwald, A. & Mangini, A. 2005. U/Th-dating of deep-water corals from the eastern North Atlantic and western Mediterranean. In: Freiwald, A. and Roberts, J.M. (eds) *Coldwater corals and ecosystems*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp 157-172.
- Scott, T. M., & S. S. Sadove. 1997. Sperm Whale, *Physeter Macrocephalus*, sightings in the shallow shelf waters off Long Island, New York. *Marine Mammal Science* 13:317–321. doi: 10.1111/j.1748-7692.1997.tb00636.x.
- SGS. 2005. Support Structure Concepts. pp. 13, SGS Group, Report to Vattenfall.
- Sigray, P., Andersson, M. & Fristedt, T. 2009. Partikelrörelser i vatten vid ett vindkraftverk: akustisk störning på fisk. VINDVAL Rapport 5963-7.
- Similä, T., J. C. Holst, & I. Christensen. 1996. Occurrence and diet of killer whales in northern Norway : seasonal patterns relative to the distribution and abundance of Norwegian spring-spawning herring. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 53:769–779.
- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J. & Ona, E. 2004. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research*, 67(2):143-150.
- Soldal, A. V., I. Svellingen, T. Jørgensen, & S. Løkkeborg. 2002. Rigs-to-reefs in the North Sea: hydroacoustic quantification of fish in the vicinity of a "semi-cold" platform. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 59:S281.
- Southall, B. L., A. E. Bowles, W. T. Ellison, J. J. Finneran, R. L. Gentry, J. C. R. Greene, D. Kastak, D. R. Ketten, J. H. Miller, P. E. Nachtigall, W. J. Richardson, J. A. Thomas, & P. L. Tyack. 2007. *Marine*

- mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *The Journal of the Acoustical Society of America* 125:2517–2517.
- Steen, H. 2006. Stortare. *Kyst og Havbruk. Fisken og havet, særnummer 2*: 86-88.
- Stokes, I. J. & Rodkin, I. 2009. Technical Guidance for Assessment and Mitigation of the Hydroacoustic Effects of Pile Driving on Fish. Retrieved from http://www.dot.ca.gov/hq/env/bio/fisheries_bioacoustics.htm.
- Strømgren, T. 1971. Vertical and horizontal distribution of *Lophelia pertusa* (Linné) in Trondheimsfjorden on the west coast of Norway. *Det Kongelige Norske Videnskabers Selskabs Skrifter*, 6: 1–9.
- Taylor, B. L., Chivers, S. J., Larese, J. & Perrin, W. F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of Cetaceans. Southwest Fisheries Science Center.
- Taylor, B.L., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S.M., Ford, J., Mead, J.G., Notarbartolo di Sciara, G., Wade, P. & Pitman, R.L. 2008. *Physeter macrocephalus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 16 April 2012.
- Tebble, N. 1966. British bivalve seashells. British Museum (Natural History), London. 212pp.
- Tendal, O. S., & Dinesen, G. E. 2005. Biogenic sediments, substrates and habitats of the Faeroese shelf and slope. *BIOFAR Proceedings 2005*: 224-242.
- Thiem, Ø., Ravagnan, E., Fosså, J.H., & Berntsen, J., 2006. Food supply mechanisms for coldwater corals along the continental shelf edge. *Journal of Marine Systems* 60, 207-219.
- Thomsen, F., K. Lüdemann, R. Kafemann, & W. Piper. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Page 62. *biola*, on behalf of COWRIE Ltd, Hamburg. Retrieved from www.offshorewind.co.uk.
- Tjelmeland, S., & U. Lindstrøm. 2005. An Ecosystem Element Added to the Assessment of Norwegian Spring-Spawning Herring: Implementing Predation by Minke Whales. *ICES Journal of Marine Science* 62:285–294.
- Todd, V. L. G., W. D. Pearse, N. C. Tregenza, P. A. Lepper, & I. B. Todd. 2009. Diel Echolocation Activity of Harbour Porpoises (*Phocoena Phocoena*) Around North Sea Offshore Gas Installations. *ICES Journal of Marine Science*.
- Tougaard, J., O. D. Henriksen, & L. A. Miller. 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America* 125:3766–3773.
- Ugland K. I., Jødestøl K. A., Aspholm P.E., Krøyer A. B. & Jakobsen T. (1993) Fish consumption by invading harp seals off the Norwegian coast in 1987 and 1988 *ICES Journal of Marine Science* 50: 27-38.
- UpWind. 2011. Final Report WP4.2: Support Structure Concepts for Deep Water Sites. WP4 D4.2.8.
- Valeur JR, Jensen A (2001) Sedimentological research as a basis for environmental management: The Øresund fixed Link. *The Science of the Total Environment* 266:281-289
- Wahlberg, M. & Westerberg, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sound from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series* 288: 295–309.

- Walker, M. 2002. Biomagnetism. Pages 104–105 in W. F. Perrin, B. G. Würsig, & J. G. M. Thewissen, editors. *Encyclopedia of marine mammals*. Gulf Professional Publishing.
- Waring, G. T., Josephson, E., Fairfield, C. P. & Maze-Foley, K. 2005. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments – 2005. NOAA Technical Memorandum. NOAA.
- Weilgart, L. S. (ed). 2010. Report of the Workshop on Alternative Technologies to Seismic Airgun Surveys for Oil and Gas Exploration and their Potential for Reducing Impacts on Marine Mammals. Page 29+iii. Okeanos - Foundation for the Sea, Auf der Marienhöhe 15, D-64297 Darmstadt, Monterey, CA. Retrieved from http://www.sound-in-the-sea.org/download/AirgunAlt2010_en.pdf.
- Weir, C. R. & S. J. Dolman. 2007. Comparative Review of the Regional Marine Mammal Mitigation Guidelines Implemented During Industrial Seismic Surveys, and Guidance Towards a Worldwide Standard. *Journal of International Wildlife Law & Policy* 10:1–27.
- Westerberg, H. & I. Lagenfelt. 2008. Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management & Ecology* 15:369–375.
- Westerberg, H., Rönnbäck, P. & Frimansson, H. 1996. Effects of suspended sediment on cod egg and larvae and the behaviour of adult herring and cod. ICES Marine Environmental Quality Committee, CM 1996/E:26.
- Whitehead, H. 2003. *Sperm whales: social evolution in the ocean*. University of Chicago Press.
- Widdicombe S., Austen M.C., Kendall M.A., Warwick R.M. & Jones M.B. 2000. Bioturbation as a mechanism for setting and maintaining levels of diversity in subtidal macrobenthic communities. *Hydrobiologia* 440: 369–377.
- Wikström, A. & Granmo, Å. 2008. En studie om hur bottenlevande fauna påverkas av ljud från vindkraftverk till havs. Naturvårdsverkets rapport 5856 från Vindval.
- Wilhelmsson, D., Malm, T., Thompson, R., Tchou, J., Sarantakos, G., McCormick, N., Luitjens, S., Gullström, M., Patterson Edwards, J.K., Amir, O. & Dubi, A. (eds.) 2010. *Greening Blue Energy: Identifying and managing the biodiversity risks and opportunities of off shore renewable energy*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Wilhelmsson, D., T. Malm, & M. C. Öhman. 2006. The influence of offshore windpower on demersal fish. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 63:775–784.
- Williams, T, Helle, K, Aschan, M 2008. The distribution of condrichthyans along the northern coast of Norway *ICES Journal of Marine Science* 65: 1161-1174
- Williams, T. M., J. A. Estes, D. F. Doak, & A. M. Springer. 2004. KILLER APPETITES: ASSESSING THE ROLE OF PREDATORS IN ECOLOGICAL COMMUNITIES. *Ecology* 85:3373–3384.
- WPD. 2005. Preliminary Study on Foundation Concepts in relation to Kriegers Flak II and Pilotprojekt Vindval. pp. 15, WPD Scandinavia AB, Report to Vattenfall.
- Wright, P. J., H. Jensen, & I. Tuck. 2000. The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, *Ammodytes marinus*. *Journal of Sea Research* 44:243–256.
- Yelverton, J.T., Richmond, D.R., Fletcher, E.R., Jones, R.K. 1973. Safe distance from underwater explosions for mammals and birds. DNA (Defence Nuclear Agency), Department of Defence, USA. Report 3114 T.
- Zibrowius, H., 1980. Les Scléractiniaux de la Méditerranée et de l'Atlantique nord oriental. *Memoires de l'Institut océanographique* No 11. pp 226.

BILAGOR

Bilaga 1. Förteckning över GIS-lager använda inom utredningen.

www.aquabiota.se