



**Marine Monitoring**  
RESEARCH & CONSULTING

# Hansa PowerBridge

## Marin naturvärdesbedömning



Johanna Bergkvist, Kerstin Fransson, Marina Magnusson och Jimmy Ahlsen

## Titel

Hansa PowerBridge  
Marin naturvärdesbedömning

## Framtagen av

Marine Monitoring AB  
Lysekil, Sverige

Johanna Bergkvist

Kerstin Fransson

Marina Magnusson

Jimmy Ahlsen

## Kvalitetsgranskning

Leif Pihl

Åke Granmo

## Datum

December 2018

## Beställare

Svenska kraftnät

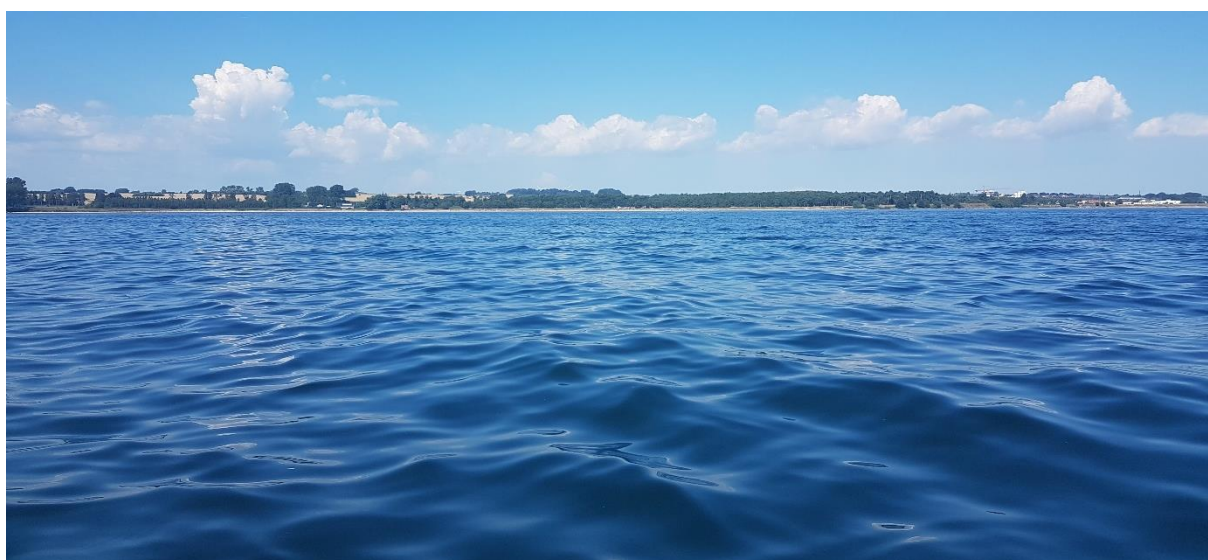
ISBN 978-91-86461-73-7

# Innehåll

1 Sammanfattning .....	1
2 Inledning .....	2
3 Områdesbeskrivning.....	3
4 Påverkan på naturmiljön vid sjökabelförläggning.....	4
4.1 Sjøkabeln.....	4
4.2 Förläggningmetoder.....	4
4.2.1 Styrtd borring .....	5
4.2.2 Nedgrävning.....	5
4.2.3 Spolning.....	6
4.2.4 Plogning.....	6
4.2.5 Övertäckning.....	6
4.3 Påverkan på bottenmiljön .....	6
5 Möjlig påverkan.....	8
5.1 Möjliga effekter .....	8
5.1.1 Fysisk påverkan .....	8
5.1.2 Grumling.....	8
5.1.3 Buller .....	8
5.1.4 Värme.....	9
5.1.5 Magnetfält.....	9
5.2 Kumulativa effekter .....	10
5.3 Miljögifter .....	11
6 Undersökning av miljögifter .....	12
6.1 Miljögiftsprovtagning .....	12
6.2 Resultat.....	12
6.2.1 Metaller.....	13
6.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) .....	13
6.2.3 Organiska tennföreningar .....	14
7 Vegetationskartering och naturvärdesbedömning.....	17
7.1 Fältundersökning .....	17
7.2 Begränsningar vid inventeringen.....	17
7.3 Påträffade habitat, biotoper och arter i undersökningsområdet .....	17

7.4	Klassificeringssystem .....	20
7.4.1	Naturtyper i enlighet med Art- och habitatdirektivet .....	20
7.4.2	Biotoper klassificerade utefter Kustbiotoper i Norden .....	21
7.4.3	Habitat och biotoper klassificerade enligt HELCOM HUB.....	21
7.4.3.1	Hårdbottnar med makroalger (AA.A) .....	21
7.4.3.2	Mjukbottnar med och utan vegetation (AA.J).....	21
7.4.3.3	Blandat substrat (AA.M) .....	22
7.5	Möjlig påverkan på vegetation .....	22
7.5.1	Fysisk påverkan .....	22
7.5.2	Grumling.....	22
7.5.3	Värme.....	22
7.5.4	Miljögifter.....	23
7.6	Sammanfattning vegetation .....	24
7.7	Konsekvensbedömning vegetation .....	24
8	Mjukbottenfauna .....	25
8.1	Fältundersökning .....	25
8.2	Bottenfaunasamhället .....	26
8.3	Miljöbedömning enligt BQI.....	27
8.4	Möjlig påverkan på mjukbottenfauna .....	28
8.4.1	Fysisk påverkan .....	28
8.4.2	Grumling.....	28
8.4.3	Värme.....	28
8.4.4	Magnetiska fält .....	28
8.4.5	Miljögifter.....	28
8.5	Sammanfattning mjukbottenfauna .....	29
8.6	Konsekvensbedömning mjukbottenfauna .....	29
9	Undersökning av fisksamhället .....	30
9.1	Möjlig påverkan på fisksamhället .....	31
9.1.1	Grumling.....	31
9.1.2	Buller .....	32
9.1.3	Magnetiska fält .....	32
9.1.4	Kumulativa effekter .....	33
9.1.5	Miljögifter.....	33
9.2	Sammanfattning fisksamhället .....	35

9.3 Konsekvensbedömning fisksamhället .....	35
10 Marina däggdjur .....	36
10.1 Tumlare .....	36
10.2 Knubbsäl .....	36
10.3 Gråsäl .....	37
10.4 Möjlig påverkan på marina däggdjur .....	37
10.4.1 Grumling .....	37
10.4.2 Buller .....	37
10.4.2.1 Tumlare .....	38
10.4.2.2 Säl .....	38
10.4.3 Magnetiska fält .....	39
10.4.4 Kumulativa effekter .....	39
10.4.5 Miljögifter .....	39
10.5 Sammanfattning marina däggdjur .....	41
10.6 Konsekvensbedömning marina däggdjur .....	41
11 Slutsats .....	42
12 Referenser .....	43



## 1 Sammanfattning

Affärsverket Svenska kraftnät planerar tillsammans med den tyska stamnätsoperatören 50 Hertz en stamnätsförbindelse, Hansa PowerBridge, mellan Sverige och Tyskland. I samband med detta har Marin Monitoring AB utfört en marin naturvärdesbedömning. Bedömningen baseras på vegetationskartering, bottenfaunaprovtagning, kemisk analys av sedimentprover, litteraturstudier av fisksamhället och marina däggdjur samt en utredning av olika förläggningsmetoders påverkan på naturmiljön.

Vegetationen i det karterade området består av makroalger, huvudsakligen kräkel och fintrådiga röd- och brunalger, vilka inte bedöms påverkas negativt av sjökabelförläggningen. En tillfällig påverkan förväntas under förläggningsfasen, men berörda områden beräknas återhämta sig inom ca två och ett halvt år.

Området har *God* miljöstatus med avseende på mjukbottenfauna enligt det bentiska kvalitetsindexet BQI. Under sjökabelförläggningen förväntas en ökad dödlighet för bottenfaunan i direkt anslutning till kabeldiket, men bottenfaunan förväntas ha återhämtat sig inom några år.

Lek- och uppväxtområden för kommersiellt viktiga och skyddsvärda fiskarter, exempelvis torsk, rödspätta och ål, förekommer i området samt i närliggande områden. Om arbete som medför grumling förläggs under den mest intensiva lekperioden för torsken i området (maj-juni) bedöms sjökabelförläggningen kunna medföra vissa negativa effekter på rekryteringen men det bedöms inte medföra negativa effekter på populationsstatusen för torsken i västra Östersjön. Framdriften vid sjökabelförläggningen är snabb och inget enskilt område kommer påverkas under någon längre tid, detta minskar risken för negativa effekter på ägg och larver.

I området förekommer tumlare (skyddad enligt artskyddsförordningen), knobbsäl och gråsäl. Marina däggdjur kan påverkas främst av buller och en ökad båttrafik under sjökabelförläggningen. Detta kan förväntas orsaka kortvariga beteendeförändringar hos tumlare och säl som befinner sig i området. Effekterna av sjökabelförläggningen på marina däggdjur bedöms dock till stor del vara kortvariga och påverkan på populationsnivå bedöms som mycket låg. Det är dock viktigt att minimera påverkan under perioden augusti-november då koncentrationen av tumlare förväntas vara som högst.

Under sjökabelförläggningen kommer lokala och kortsiktiga effekter längs kabelsträckningen uppstå. Den sammantagna bedömningen är att konsekvenserna av Hansa PowerBridge inte kommer att medföra någon betydande skada på skyddad livsmiljö och inte heller medföra att skyddsvärda arter utsätts för en störning som på ett betydande sätt kan försvåra bevarandet av arterna i området om hänsyn tas till de rekommendationer som framförs i slutsatsen av denna rapport. Generellt rekommenderas att sjökabelförläggningen utförs under så kort tidsperiod som möjligt samt att arbetsområdet minimeras. Metoder som minimerar grumling, buller och fysisk påverkan bör användas. För att minska påverkan på makroalgsvegetationen föreslås att hårbottenhabitat återställs för att underlätta återetablering av alger. Fisksamhället påverkas främst av grumling av vattenmassan, metoder som minimerar grumling och exponeringstid rekommenderas därför för att minska påverkan på fisk. Den period som anses som lämpligast för sjökabelförläggningen är december till och med juli.

## 2 Inledning

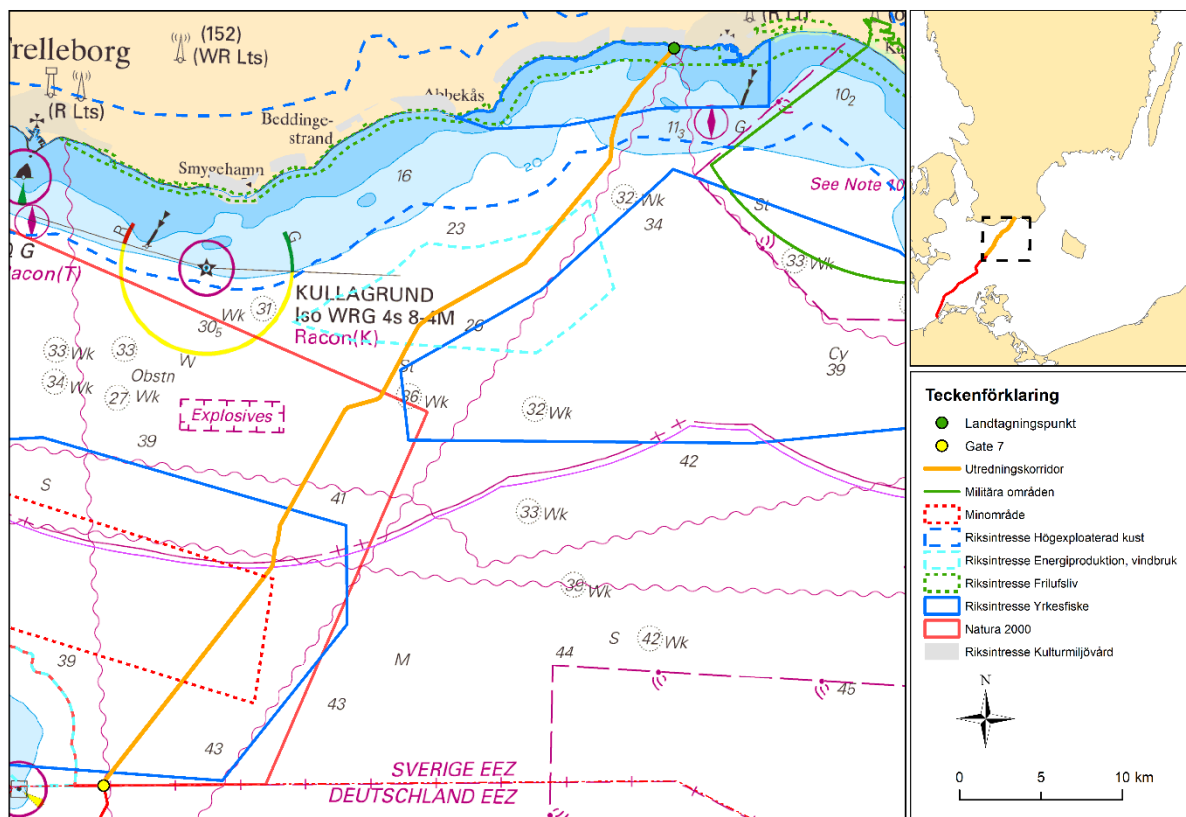
Stamnätsförbindelsen Hansa PowerBridge är ett samarbete mellan Svenska kraftnät och den tyska stamnätsoperatören 50Hertz. Elförbindelsen ska stärka kopplingen mellan Norden och övriga Europa med ökade möjligheter till elhandel. Elförbindelsen bidrar också till att trygga elförsörjningen av södra Sverige samt är viktig ur klimatsynpunkt. En stark integration mellan Europas stamnät är en förutsättning för att EU:s klimatmål om att öka andelen förnybar elproduktion, som vindkraft och vattenkraft, ska kunna nås och samtidigt minska beroendet av den fossilbaserade produktionen på kontinenten.

Marine Monitoring AB har fått i uppdrag att utföra en marin naturvärdesbedömning för den planerade sjökabeln. Till grund för bedömningen ligger litteraturstudier, egna undersökningar samt en analys av resultat från kemiska analyser av sedimentprover tagna längs den planerade kabelsträckningen. Genomförda undersökningar är en vegetationskartering av området från land och ut till ca 20 m djupkurva (Figur 7 och 8) samt provtagning av bottenfaunasamhället i det djupare (> 20 m) området (Figur 12).

Den samlade informationen har legat till grund för rekommendationer från ett marinbiologiskt perspektiv. Rapporten omfattar bedömningar med avseende på grupperna makroalgsvegetation, mjukbottenfauna, fisksamhället och marina däggdjur. En analys och bedömning av uppmätta halter av miljögifter i sediment görs och möjlig påverkan på förflyttning av sand och saltvatteninflödet i Östersjön kommenteras. Då olika faktorer kan drabba enskilda individer i olika grad har bedömningarna gjorts på populationsnivå. Möjliga effekter beskrivs översiktligt i avsnitt 5 *Möjlig påverkan* för att sedan utvecklas med hur växt- och djurliv kan komma att påverkas inom respektive avsnitt för makroalgsvegetation, mjukbottenfauna, fisksamhället och marina däggdjur.

### 3 Områdesbeskrivning

Utredningskorridoren för Hansa PowerBridge har sin startpunkt väster om Ystad och sträcker sig i sydvästlig riktning mot Gate VII vid gränsen mellan svensk och tysk ekonomisk zon (Figur 1). Sträckan från land till Gate VII är ca 60 km. De första 0–2 km utgörs huvudsakligen av grövre substrat som sand, grus och block med påväxt av makrovegetation ner till ca 20 m djup. Ungefär 30 km ut från kusten på 40 m djup övergår det grövre substratet till en lerbotten, vilken är att betrakta som en ackumulationsbotten enligt Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). För mer detaljerad information om bottenens beskaffenhet se sjömättningsrapport upprättad av FUGRO (Hansa PowerBridge Survey & Results Report Route Z to G). Korridoren löper genom flera områden med riksintressen för fiske och farleder samt ett för energiproduktion. Korridoren korsar även den östra delen av Natura 2000-området *Sydvästskaanes utsjövatten* (Figur 1) vilket upprättades 2016 som skydd för tumlare. Området pekar även ut arterna knubbsäl och gråsäl samt naturtyperna sandbankar och rev.



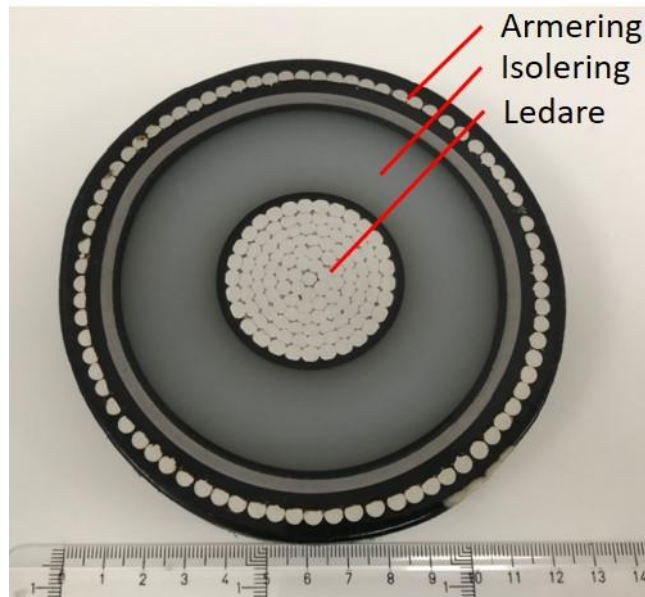
Figur 1. Karta över utredningskorridoren för den planerade sjökabeln.



## 4 Påverkan på naturmiljön vid sjökabelförläggning

### 4.1 Sjøkabeln

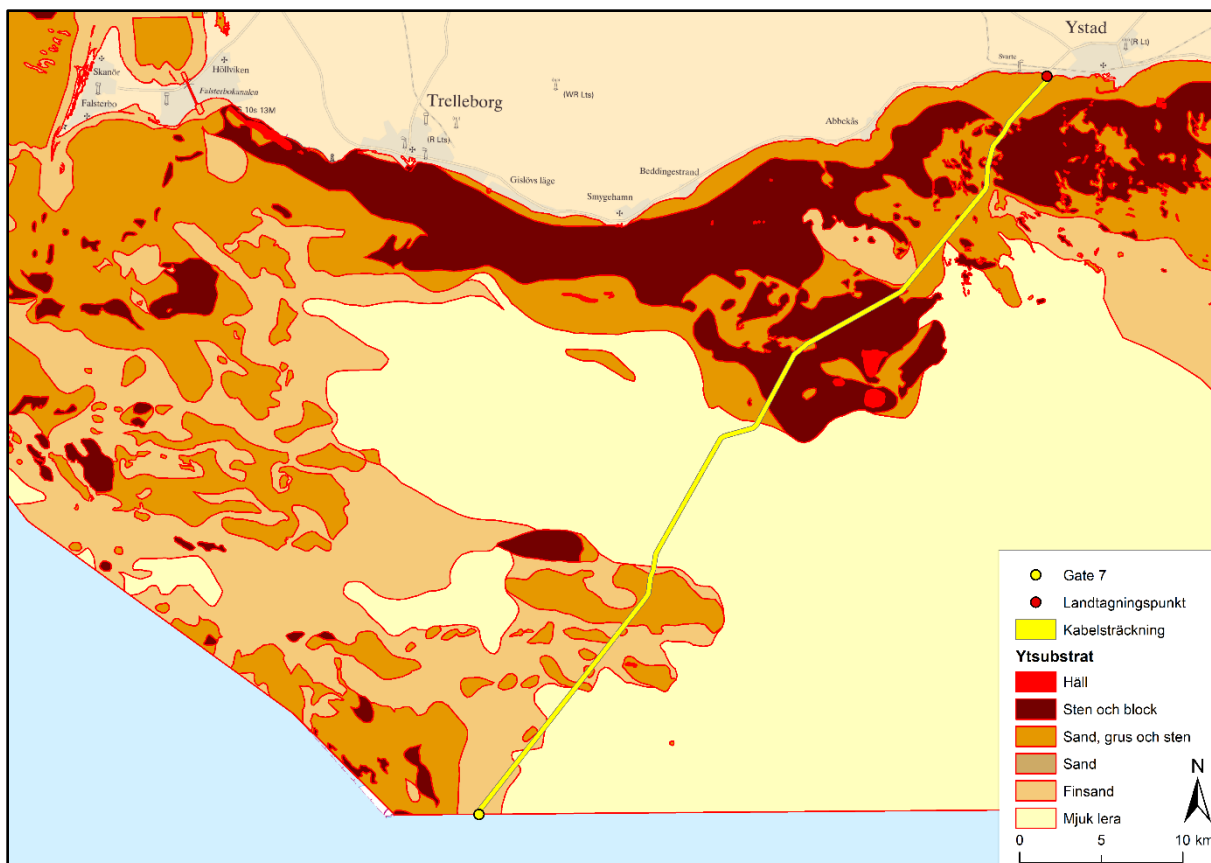
Sjøkabeln för Hansa PowerBridge utformas som en likströmskabel och två likadana kablar installeras längs hela sträckan. Sjøkabeln är uppbyggd av en ledare omgiven av isolerande skikt av polyeten och är försedd med dragarmering för att klara de dragkrafter som uppstår vid installationen (Figur 2). Sjøkabeln har även en inre mantel av bly för att säkerställa att vatten inte tränger in i konstruktionen. Sjøkablar är underhållsfria och förväntas ha en drifttid på ca 50 år. Vid sjökabelförläggningen buntas de två likströmskablarna ihop med en mindre optofiberkabel.



**Figur 2.** Exempel på sjökabel i genomskärning. Ytterdiameter på kabeln är ca 115–135 mm. Bild från Svenska kraftnät.

### 4.2 Förläggningsmetoder

Sjøkabeln förläggs i möjligaste mån 1,5 m ner i botten sedimentet, detta för att skydda kabeln och undvika skador från bottenverksamhet som bottentrålning och ankring. Vilken förläggningsmetod som används beror på djup och botten substrat. Ytsubstratet i kabelkorridoren består av sand, grus, sten och block i den grundare delen samt finsand och lera i den djupare delen (Figur 3). En meter ner i havsbotten består substratet av mjukare sediment i form av postglacialt grus och sten, glacial lera, moränlera och postglacial lera (Ahlsen och Magnusson 2016). De förläggningsmetoder som är aktuella för Hansa PowerBridge är styrd borrhning, nedgrävning, spolning, plogning och övertäckning. Styrd borrhning och nedgrävning sker i grunda områden. Övertäckning används där det inte är möjligt att förlägga kabeln nere i havsbotten. De metoder som troligen kommer användas för huvuddelen av den planerade kabelsträckningen är spolning och plogning. Hastigheten och därmed tidsåtgången för förläggning med dessa metoder är vid spolning ca 100–250 m per timme och vid plogning ca 50–150 m per timme.



**Figur 3.** Karta över ytsubstrat i kabelkorridoren. De grundare delarna domineras av grövre substrat (sand, grus, sten och block) medan det djupare området består av mjukare substrat (finsand och lera) (Ahlsen och Magnusson 2016).

#### 4.2.1 Styrdd borring

I det grunda området mot land kan styrdd borring användas. Styrdd borring är en schaktfri teknik där borren har en utformning som gör det möjligt att ändra vinkel på borrkronan och borrhningen sker efter en förutbestämd linje. Beroende på vilket borrhuvud som används kan borrhningen göras i sten och hårdare material som homogent berg. Vid borrhningen används en blandning av bentonitlera och vatten som smörjmedel och för att stabilisera borrhålet. Styrdd borring påverkar inte omgivningen på samma sätt som de övriga sjökabelförläggningsmetoderna och kan användas kustnära där andra metoder har stor miljöpåverkan. Vid styrdd borring påverkas området endast genom en startgrop på land och ett utgångshål på havsbotten som är nödvändiga för borrhningen. Startgropen på land är ca 10\*10 m och på havsbotten blir hålen i botten där de två rören kommer upp ca 0,3–0,4 m i diameter, men en yta på ca 10\*10 m kan komma att påverkas även på havsbotten. Sträckan över kabelsträckningen är i övrigt helt opåverkad.

#### 4.2.2 Nedgrävning

Nedgrävning av kabeln används på områden som är för grunda för de fartyg som används vid till exempel spolning eller plogning. Från en flotte gräver en grävmaskin ett dike i havsbotten, kabeln sänks ned i diket som sedan fylls igen. Diket som grävs är ca 4 meter brett och smalnar mot botten till 2 meters bredd. Längst in mot stranden kan grävmaskinen köra direkt på havsbotten vilket leder till att en yta utöver kabeldiket påverkas. Vid grävning kan det bortgrävda substratet antingen läggas på havsbotten vid sidan om kabeldiket eller placeras på en pråm, för att sedan läggas tillbaka i diket. Metoden avgör hur brett område som påverkas. Där grävmaskinen körs på havsbotten blir det påverkade området ca 11–12 m brett, om massorna läggs på havsbotten blir bredden ca 17 m. På

djupare vatten där grävmaskinen står på en flotte blir bredden på det påverkade området ca 5 meter, om massorna läggs på havsbotten blir bredden ca 15 m.

För att undvika skador på havsbotten rekommenderas att grävningen i så stor utsträckning som möjligt utförs från pråm. Stora delar av det grunda området utgörs av rev med makroalger, därför rekommenderas att bottensubstratet i det berörda området återställs för att underlätta återkolonisering av växter och djur. Om kabeldiket återställs till ursprungsmiljön bedöms inte sjökabelförläggningen ha någon långsiktig negativ effekt på förekommande populationer.

#### 4.2.3 Spolning

Spolning av kabeln utförs normalt där vattendjupet överstiger 12 m. Vid spolning läggs kabeln först ut på havsbotten, sedan sänks spolmaskinen ned över kabeln. Vattenstrålar från maskinen löser upp bottenmaterialet och kabeln sjunker ned i diket. Materialet som lösts upp sjunker sedan ner på havsbotten och fyller igen diket. Hur djupt diket blir och i vilken grad det återfylls beror på bottensubstratet. Den del av diket som inte fylls igen av det suspenderande materialet fylls igen av naturliga processer som sedimentation och strömdriven bottentransport. Bredden på spolningsdiket beror på bottenförhållandena, i sandbotten kan diket bli ca 5 m brett medan det i lera blir ungefär 1 m brett.

Nedspolning av kabeln bidrar till en större grumling av vattenmassan än plogning. I likhet med plogning så är effekterna begränsade till en kort tidsperiod, nedspolning kan genomföras med en högre hastighet än plogning vilket medför en något kortare exponeringstid i området, och förväntas inte ge långsiktiga effekter på området.

#### 4.2.4 Plogning

Plogning går att utföra i hårdare bottensubstrat än nedspolning, men inte i rent berg. Vid plogning används en plog som dras bakom fartyget, då plogning av kabeldiket och nedläggning av kabeln sker samtidigt. Bredden på kabeldiket varierar med typ av utrustning som används, normalt blir diket mellan sex och tio meter brett. Plogen tränger undan bottensubstratet när den dras längs havsbotten, och diket fylls sedan igen av naturliga processer. Plogning är den metod som beräknas bidra till lägst sedimentspill och därmed mindre grumling av vattenmassan, dock är förläggningshastigheten lägre än vid nedspolning vilket innebär en något längre exponeringstid i området.

#### 4.2.5 Övertäckning

I områden där det inte är möjligt att förlägga sjökabeln nere i havsbotten kan kabeln täckas över med sten, skyddsrör eller betongmattor. Övertäckning används främst på utsatta platser till exempel i närheten av hamnar och ankringsplatser. Långa rör används för att stenarna ska hamna direkt över kabeln. Vid övertäckning med sten blir bredden på stenmassorna ca 15 m, skyddsrören är 0,5 m breda och betongmattorna är 4 gånger 10 m breda.

Det rekommenderas inte att övertäckning används i områden med mjukbotten då det innebär en förändring av bottensubstratet med habitatsförlust som resultat.

### 4.3 Påverkan på bottenmiljön

Gemensamt för samtliga sjökabelförläggningssmetoder, förutom styrd borring, är en fysisk påverkan på havsbotten i ett ca 1–17 m brett område längs hela kabelsträckningen. Sjökabelförläggning har dock en relativt liten effekt på havsbotten jämfört med andra bottenaktiviteter som bottentrålning, ankring och muddring, detta eftersom störningen är begränsad till en kort tidsperiod och ett begränsat område. Under sjökabelförläggningen kan en viss förflyttning av bottensediment förekomma, kabeln förväntas dock inte ha långvarig påverkan på de naturliga förflyttningarna av sand i området.

Sjökabelförläggningen orsakar en fysisk påverkan genom skador, förflyttning och borttagande av substrat samt växter och djur som lever på och i havsbotten. Då kabeln kommer förläggas nere i havsbotten, ca 1,5 m, förväntas verksamheten inte ha någon påverkan på saltvatteninflödet i Östersjön. Den fysiska påverkan kan leda till en minskad artdiversitet, abundans och biomassa längs kabeldiket. Graden av påverkan beror på vilken metod som används vid sjökabelförläggningen och på vilken typ av substrat som förekommer i kabelkorridoren. I den grundare delen av utredningskorridoren där vegetation i form av makroalger förekommer består substratet i huvudsak av grövre sediment som sand, grus och sten. Dessa sedimenterar snabbt och sprids därför endast över en liten yta. I de djupare delarna är substratet mer finkornigt och består av finsand och lera. Finare sediment suspenderar långsammare och kan spridas över större avstånd från kabeln. Sedimentationshastigheten för finsand med en kornstorlek på 0,1250–0,0625 mm är 0,0032 m/s, för lera med kornstorlek <0,0039 mm är sedimentationshastigheten 0,000069 m/s (Ramboll 2017).

Oavsett förläggningsmetod rekommenderas att arbetet utförs under så kort tidsperiod som möjligt för att begränsa exponeringen för effekter kopplade till arbetet. Om bottenmiljön återställs förväntas det påverkade området återhämta sig inom några år.

## 5 Möjlig påverkan

Sjökabeln kan påverka miljön i det berörda området på flera sätt. Påverkan kan vara direkta effekter av sjökabelförläggningen, kumulativa effekter till följd av liknande arbeten som utförs i området och frigörande av miljögifter från sedimentet under sjökabelförläggningen.

### 5.1 Möjliga effekter

De effekter som tas upp i denna rapport är fysisk påverkan på havsbotten, grumling, buller, värme och magnetfält. Effekter från fysisk påverkan, grumling och buller kommer främst uppstå under sjökabelförläggningen och är därmed tillfälliga. Värme och magnetiska fält alstras under driftfasen och kan därmed ha effekter under en längre tid.

#### 5.1.1 Fysisk påverkan

Sjökabelförläggningen orsakar en direkt påverkan på havsbotten genom förflyttning och borttagande av växter och djur som lever på och i havsbotten. Den fysiska påverkan kan leda till en minskad artdiversitet, abundans och biomassa. Påverkan från sjökablar har generellt en relativt liten effekt på havsbotten jämfört med andra bottenaktiviteter som bottenråkning, ankring och muddring eftersom störningen är begränsad till en kortare tidsperiod och ett begränsat område.

Fysisk påverkan på havsbotten till följd av sjökabelförläggningen berör i detta fall ett område på ca 1–8 m på var sida om sjökabeln. Graden av påverkan beror på vilken metod som används vid sjökabelförläggningen och på vilken typ av substrat som förekommer i kabelkorridoren. De olika sjökabelförläggningsmetoderna och hur de påverkar miljön diskuteras i avsnitt 4 *Påverkan på naturmiljön vid sjökabelförläggning*.

#### 5.1.2 Grumling

Nedgrävning, plogning och nedspolning av sjökabeln samt arbeten som utförs på mjukbotten orsakar en ökad grumling av vattenmassan. Den ökade partikelkoncentrationen leder bland annat till en minskad sikt i det påverkade området samt en ökad sedimentering i angränsande områden. Storleken av den sedimentplym som skapas vid ingreppet påverkas av hur bottensubstratet ser ut och av vilken metod som används, där nedspolning är den kabelförläggningsmetod som bidrar mest till grumling. Hur suspenderade partiklar sprids över ett område bestäms till stor del av sedimentpartiklarnas storlek och strömförhållanden.

#### 5.1.3 Buller

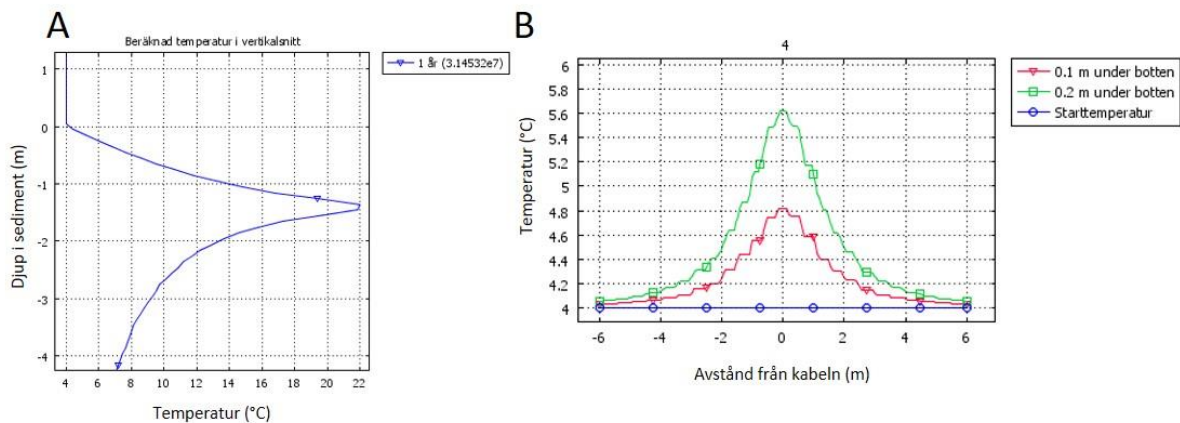
Antropogena källor till undervattensljud beskrivs ofta som antingen plötsliga eller konstanta. Plötsliga ljud är till exempel pålning och undervattensexlosioner, konstanta ljud kommer från bland annat fartyg och muddringsverksamhet. Plötsliga ljud karaktäriseras av hög energi under en kort tidsperiod medan konstanta ljud karaktäriseras av låg energi som sprids under en längre tid (sekunder till timmar). Undervattensljud kan ha olika effekt på livet i havet och trots att studierna av påverkan från ljud har ökat under senare år är kunskapen fortfarande begränsad (Todd m.fl. 2015). Effekten av buller på marina djur varierar från att djuren kan detektera ljudet men det är för svagt för att orsaka en påtaglig reaktion till att djuret åsamkas en direkt fysisk skada av ljudet. Ljudnivåerna på vilka de olika graderna av effekt uppstår är artspecifika och beror även på vilken typ av ljud det är, ljudets spektra och hur länge ljudet pågår (FEIA 2016).

Den primära källan till buller under sjökabelförläggningen kommer från de fartyg som utför själva kabelförläggningen (Meissner 2006). Det buller som uppstår av fartygen karaktäriseras som konstant och då det redan idag är mycket båttrafik i området kring den föreslagna kabelsträckningen, stora delar är av riksintresse för sjöfart och yrkesfiske, alstrar buller associerat med ökad båttrafik under kabelförläggningen endast en liten adderad bullernivå.

Ljudspridning i bottenmiljön från själva kabelförläggningen beror på metoden som används och botten typ. Kabelförläggning på grund hårbotten medför en längre spridning av ljud än anläggning på mjukbotten på stora djup (Naturvårdsverket 2009).

#### 5.1.4 Värme

En viss mängd energi går förlorad som värme när el överförs, sjökabeln kommer dock vara konstruerad för att minimera detta. Värmeökningen är störst i närheten av kabeln och avtar med avståndet. Då sjökabeln i så stor utsträckning som möjligt förläggs ca 1,5 m ner i sedimentet är värmeökningen på sedimentytan liten, även i sidled är temperaturökningen begränsad (Figur 4a). Den förväntade värmeökningen i de översta 20 centimetrarna av havsbotten, där bottenlevande djur förekommer, är 0,8–1,6 °C (Figur 4b). Temperaturökningen beror även på hur sjökablarna belastas. En ökning på 1,6 °C sker endast när kablarna drivs på maxeffekt 365 dagar om året, något som sannolikt inte sker i realiteten. Någon kvarstående uppvärmning av vattnet direkt ovanför kabeln kommer inte att uppstå då värmen från kabeln snabbt sprids i vattenmassan.

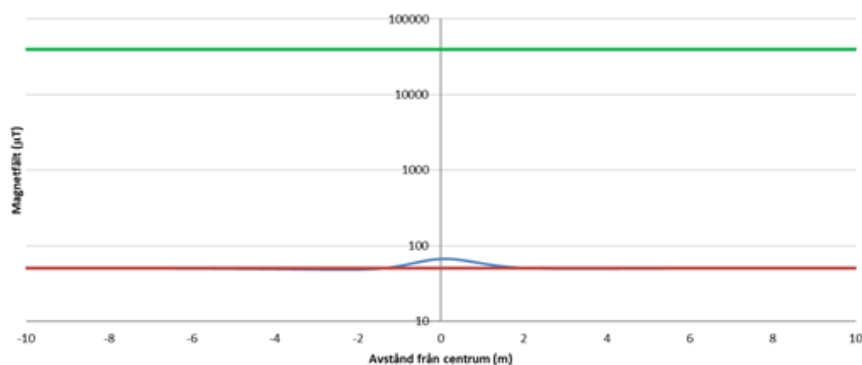


**Figur 4.** Temperaturökning i sedimentet runt sjökabeln. Normal temperatur i sedimentet och i ovanliggande vatten är 4 °C. A) Sjökabeln är installerad på 1,5 m djup. Temperaturökningen är högst närmast kabeln och avtar med avståndet från kabeln. Y-axeln visar 1 m över havsbotten ner till 4 m under havsbotten. B) Temperatur vid 0,2 m (grön) och 0,1 m (röd) under havsbotten. Termiska beräkningar runt sjökabel från Svenska kraftnät.

#### 5.1.5 Magnetfält

Kring sjökabeln finns inget elektriskt fält, detta skärmas av med en jordad skärm eller armering och även vattnet fungerar som skärm (Svenska kraftnät). Kring en likströmskabel, som Hansa PowerBridge, alstras dock ett statiskt magnetfält, där storleken på fältet är beroende av kabelns utformning. Det magnetiska fältet är generellt sett starkast direkt över kabeln och avtar kvadratisk med avstånd från kabeln (Normandeau m.fl. 2011).

Hansa PowerBridge beräknas ge upphov till ett magnetfält som vid ca 2 m avstånd från kabeln mäter samma nivå som det naturliga jordmagnetiska fältet i Sverige (Figur 5) (Svenska kraftnät 2018). De parametrar som använts som ingångsvärden i beräkningarna presenteras i Tabell 1.



**Figur 5.** Det normala jordmagnetiska fältet i området visas med röd färg. Det resulterande magnetfältet på havsbotten, inklusive bidraget från Hansa PowerBridge, visas med blå färg (Svenska kraftnät 2018). Strålsäkerhetsmyndighetens referensvärde enligt SSMFS 2008:18 är 40 000  $\mu\text{T}$  och visas med grön färg.

**Tabell 1.** Parametrar som ingångsvärden i beräkningarna.

Parameter	Värde
Förläggingsdjup	1,5 m
Avstånd mellan de två kablarna	0,16 m
Riktning av kablarna	45°
Beräkningshöjd över havsbotten	0 m
Ström i kablarna	1216 A
Normala geomagnetiska fältet (N, E, Z) vid 55,4 °N / 13,74 °E	17,207/1,297/47,339 $\mu\text{T}$
Totala normala geomagnetiska fältet vid 55,4 °N / 13,74 °E	50,386 $\mu\text{T}$

## 5.2 Kumulativa effekter

De kumulativa effekter som bedöms kunna uppstå från Hansa PowerBridge innebär att verksamheten tillsammans med en annan verksamhet leder till en förstärkning av de olika effekterna. Verksamhetens bidrag till kumulativa effekter, som exempelvis buller och grumling, under installation, underhåll och nedmontering kan anses vara begränsad, detta då arbetet under dessa faser är tidsbegränsat (NIRAS 2015). Denna påverkan kan dock ge ett högre utslag om arbeten av liknande art utförs i närområdet under samma tid. Närområdet där kumulativa effekter kan uppstå bedöms här till maximalt 1 km på var sida om den planerade kabelsträckningen vilket baseras på tidigare bedömningar av påverkansområden vid muddringsarbeten i Göteborgs hamn (Sjöfartsverket 2004). Effekter av grumling, frigörande av miljögifter och buller bör då beaktas i relation till andra förekommande arbeten. Då graden av påverkan är beroende av vilken typ av arbete som utförs och dess omfattning samt att det när denna rapport skrivs inte finns kännedom om andra projekt som planeras i närområdet samtidigt som Hansa PowerBridge, bedöms ingen kumulativ effekt uppstå för dessa effekter.

Den planerade kabelsträckningen korsar flera sjökablar, dessa är samtliga kommunikationskablar (inga kraftkablar) och alstrar därmed inget magnetfält. En annan likströmsförbindelse, Baltic Cable, ligger ca 50 km väster om den föreslagna sträckningen för Hansa PowerBridge. Baltic Cable går mellan Lübeck och Trelleborg och byggdes i början av 90-talet. Det är möjligt att flera sjökablars magnetiska fält tillsammans kan ge en effekt på migrationen hos individer som passerar dem under sin vandring, till exempel ål. Studier på marina kablars sammanslagna påverkan är emellertid få och bevis på kumulativa effekter från magnetiska fält saknas (Thomsen m.fl. 2015).

### 5.3 Miljögifter

Finkornigt sediment har stor kapacitet att binda miljögifter på grund av stor adsorptionsyta och en ofta hög organisk halt. Miljögifter kan hittas i ytsediment i hela Sveriges utsjövatten, men vilka miljögifter som hittas i ett område varierar. Verksamheten med förläggning av Hansa PowerBridge förväntas inte släppa ut några miljögifter, den påverkan som kan ske är att miljögifter bundna till sedimentet kan frigöras under förläggning av sjökabeln. Vilka miljögifter som kan frigöras beror på vilka miljögifter som finns samt vilket sorts sediment som förekommer i området. Olja och tungmetaller hittas ofta nära kusten, bundet till fina sediment (lera och silt). Frigörelsen av miljögifter är ofta kortvarig och förekommer endast under nedläggning och upptag av kabeln samt vid eventuella underhållsarbeten.

För Hansa PowerBridge har en kemisk analys av sediment längs den föreslagna kabelsträckningen genomförts. En analys av resultatet redovisas i avsnitt *6 Undersökning av miljögifter*.



## 6 Undersökning av miljögifter

### 6.1 Miljögiftsprovtagning

Bottenundersökningen som genomfördes för Hansa PowerBridge (Hansa PowerBridge Survey & Results Report Route Z to G) visade på ett huvudsakligen grovt substrat med blandad sand, grus och block ca 0–20 km ut från kusten, därefter övergår substratet till att bli mer finkornigt.

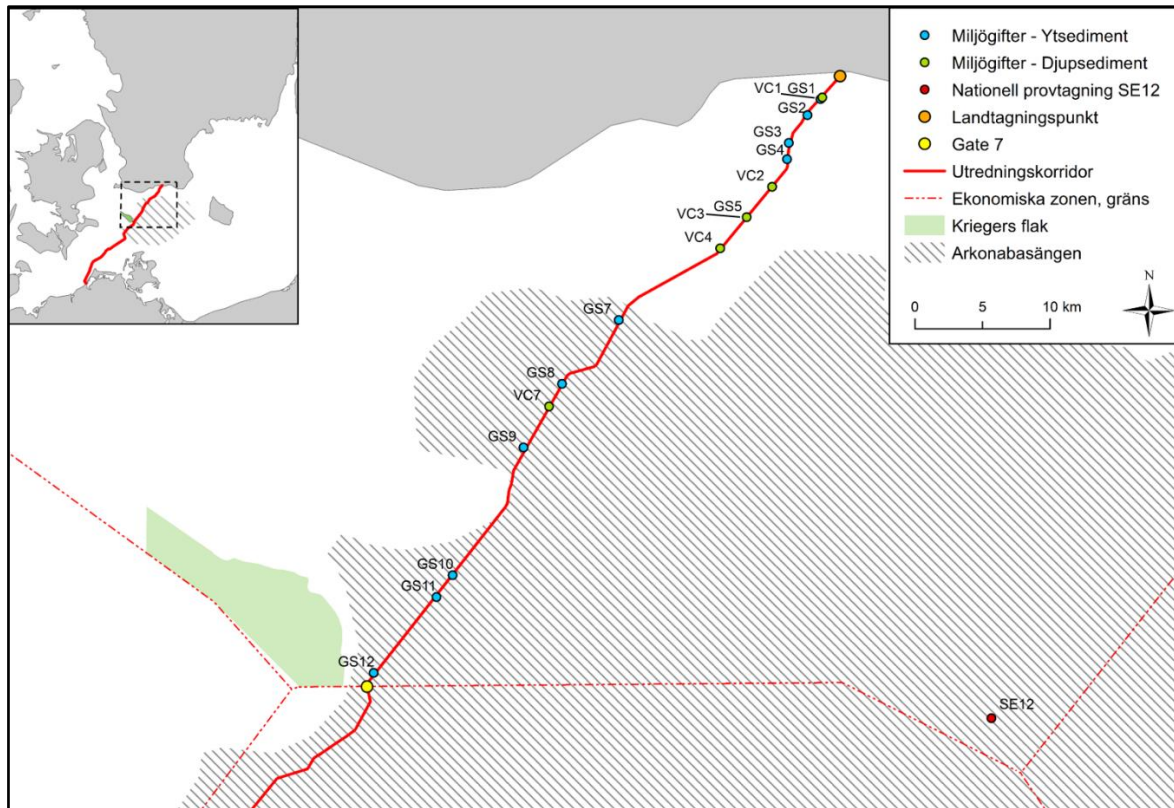
Sedimentprover för analys av miljögifter har tagits längs med hela den föreslagna kabelsträckningen (Figur 6). Prov på ytsediment (0–2 cm) har tagits på 12 stationer (GS1-GS12) varav en station (GS6) utgick på grund av för grovt substrat. Vid 11 stationer har även djupare beläget sediment (ca 100 cm) undersökts, av dessa har kemisk analys genomförts på fem lokaler (VC1-VC4, VC7). Exakta positioner för dessa stationer samt metodbeskrivningar framgår av utförarens rapport (Hansa PowerBridge Survey & Results Report Route Z to G), en bedömning av det kemiska analysresultatet ges i denna rapport.

Samtliga prover analyserades kemiskt med avseende på metaller (arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, kvicksilver, nickel, bly och zink), polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyler (PCB), organiska tennföreningar (TBT, DBT, MBT), diklordifenyltrikloretan (o,p'-DDT, p,p'-DDT), extraherbara organiska halogener (EOX) samt lättflyktiga organiska föreningar (VOC). En sammanställning av den kemiska analysen återfinns i Tabell 2 och 3, men då inga halter detekterades av grupperna PCB, DDT, EOX och VOC kommer dessa inte att beröras ytterligare i denna rapport.

Bedömningen av uppmätta halter har skett i enlighet med Naturvårdsverkets rapport 4914 (1999), Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav. För PAHer, PCBer och organiska tennföreningar har dock den uppdaterade listan över fördelningen av halter av organiska miljögifter i svenska marina sediment framtagna av SGU (Josefsson 2017) på uppdrag av Naturvårdsverket använts. Det bör observeras att Naturvårdsverkets bedömningsgrunder främst är avsedda för att bedöma om uppmätta halter är låga eller höga i förhållande till övriga prover tagna runt Sveriges kust och säger ingenting om förekomst av negativa effekter i miljön. För bedömning av negativa effekter i miljön har istället de bedömningsgrunder som finns i HVMFS 2013:19 (konsoliderad version) använts. Detta innebär att uppmätta halter har jämförts med miljökvalitetsnormer (MKN) för de ämnen där sådana finns (bly, kadmium, fluoranten, antracen och TBT). Innan jämförelsen med MKN för de tre sistnämnda har halterna i sedimentet på respektive station normaliserats för kolhalten, där MKN anvisar 5 % organiskt kol för sediment, med undantag för bly och kadmium. Vid avvikande kolhalt hos sedimentet multipliceras, enligt HVMFS 2013:19, analyserad koncentration med  $[5 / (\text{aktuell organisk kolhalt i } \%)]$  innan jämförelse med gränsvärdet kan utföras. Detta förfarande kan dock leda till en överskattning av miljögiftshalterna speciellt i sediment med uppmätta låga TOC-halter exempelvis grovkorniga sediment med inslag av sand/grus.

### 6.2 Resultat

Den kemiska analysen visar på förekomst av metaller, PAHer samt organiska tennföreningar i varierande grad beroende på station. Det bör dock påtalas att för vissa ämnen är analyslaboratoriets detektionsgränser något höga, exempelvis DDT och PCBer, vilket i vissa fall kan vara anledningen till att ämnen inte har detekterats. Nedan beskrivs resultaten per ämnesgrupp kortfattat och resultat och klassning för respektive undersökt och detekterat ämne framgår av Tabell 2 och 3. Eventuella risker och effekter på miljön beskrivs därefter kortfattat för aktuella ämnen inom varje delområde (vegetation, mjukbottenfauna, fisksamhället och marina däggdjur).



**Figur 6.** Karta över stationer provtagna med avseende på miljögifter i sedimenten. Blå punkter visar provtagning av ytsediment, gröna punkter visar provtagning i djupsediment. Röd punkt visar position för nationell provtagning. Arkonabassängens utbredning baserad på kartor i Hüsey 2011.

### 6.2.1 Metaller

Metaller är grundämnen som naturligt förekommer i miljön och som i små mängder är livsviktiga men i höga halter kan vara direkt giftiga. Metaller bryts inte ner, vilket medför att effekter från ett utsläpp kan påvisas över en lång period. Metaller förekommer på samtliga stationer både i ytsediment och djupare ned, men vanligen i *mycket låga halter* (klass 1) alternativt *låg halt* (klass 2). Halter i klass 1 för metaller anses vara likvärdigt med vad som ses som naturliga halter i miljön (bakgrundsnivåer). Något högre halt, *medelhög-hög* (klass 3–4), återfinns i de mer finkorniga substraten vid stationerna GS8-GS11 (Figur 6) för bly och kvicksilver men även för kobolt vid station GS8. MKN för bly och kadmium överskrids inte vid någon station och en eventuell negativ effekt från frigörelse av de partikelbundna metallerna i sedimentet i samband med sjökabelförläggning bedöms generellt som liten till obefintlig.

### 6.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

PAHer har huvudsakligen uppmätts i ytsedimentet vid djupare belägna lokaler med ett lerigare substrat. Summan av halterna av samtliga PAHer (sumPAH16) hamnar för stationerna GS8-GS11 inom klass 5 *mycket hög halt*. I övriga lokaler med ett sandigare ytsediment har inga PAHer detekterats på tre av stationerna (GS3, GS4, GS5), medan ett fåtal PAHer kunde detekteras på stationerna GS1, GS2 och GS7 vilket resulterade i *mycket låga halter* av sumPAH16 (klass 1). Liknade förhållanden råder i de djupare liggande sedimenten då *mycket låg halt* för sumPAH16 endast detekterades vid en (VC7) av fem stationer. Det bör dock noteras att det kan vara svårt att komma ned i låga detektionsgränser särskilt om substratet inte är optimalt för analys. För PAHer har därför detektionsgränserna varierat för de olika ämnena där merparten av PAHerna har kunnat upptäcka halter inom klass 2, men för ett fåtal ämnen så har endast klass 3 alternativt klass 4 och uppåt kunnat detekteras. Gällande MKN så finns det gränsvärden för antracen (0,024 mg/kg TS) och fluoranten (2 mg/kg TS). Jämförelse med MKN

när det gäller PAHer görs först efter att sedimentet har normaliserats till 5 % kolhalt. Inga halter av fluoranten överskrider MKN, dock visade analysen halter över MKN för antracenen vid två lokaler för ytsediment (GS7, GS11) efter normalisering av kolhalt. Om ingen normalisering görs överskrider inte MKN för antracenen.

PAHer finns i stenkol och olja och kan bildas och frigöras i olika industriprocesser samt vid förbränning. De förekommer exempelvis i avgaser från motorer och finns även i tobaksrök. PAHer är generellt fettlösliga, oftast stabila och i många fall starkt bioackumulerbara. I vattenmiljö binds PAH framförallt till sedimenten, där de kan bli mycket långlivade. De kan delas in i tre olika grupper (PAH-L, PAH-M och PAH-H) utifrån deras massa (molekylvikt), där de tyngre och mest cancerogena ämnena återfinns i gruppen PAH-H. Det är också i denna grupp som de högsta uppmätta halterna (GS8-GS11) av PAHer återfinns i denna undersökning. Det bör dock påpekas att de tyngsta ämnena inte bioackumuleras på grund av att molekylerna är för stora för organismer att ta upp. Gruppen PAH-M består också av cancerogena föreningar, men här är dock molekylerna mindre och dessa tas därmed upp lättare. Halterna i sedimentet av denna grupp i de undersökta proverna är dock betydligt lägre än för PAH-H. Förhöjda halter av PAHer i sedimenten är inte ovanligt och kan exempelvis ses vid den nationella sedimentlokalen SE-12, i närheten av Arkonabassängen (Figur 6). Vid den senaste mätningen på lokalen (2014) överskreds MKN för både antracenen och fluoranten efter normalisering av kolhalten i sedimenten. Generellt visade sedimenten vid SE-12 under 2014 på *mycket låga* till *medelhöga* halter av metaller, med undantag för bly som är klassat som *hög* halt. Därtill har flertalet organiska miljögifter klassats som *höga* till *mycket höga* halter däribland PAH, DDT, klordaner, TBT och PCB. Stationen visar i övrigt goda förhållanden för liv, men de höga halterna organiska miljögifter kan innebära att djuren ackumulerar toxiska substanser som kan föras vidare upp i näringsväven (Apler 2016).

### 6.2.3 Organiska tennföreningar

Det finns ett flertal organiska tennföreningar, den mest kända av dem är tributyltenn (TBT). TBT är en hormonstörande förening som är väldigt giftig redan i mycket låga halter. Bland annat ger det upphov till reproduktionsstörningar hos marina snäckor vid låga koncentrationer och det kan inte uteslutas att fiskar som exponeras för höga halter TBT kan påverkas på liknande sätt (Naturvårdsverket 2008b). TBT har använts som gift med bred biocidverkan i bland annat träskyddsmedel och textilier, men är främst känt som en tillsats i bottenfärg för båtar, med syfte att förhindra påväxt av till exempel alger och havstulpaner. Båtbottenfärger med TBT började användas på 60-talet och användningen har medfört en omfattande spridning i den marina miljön. Användandet av TBT är idag förbjudet men då ämnet binder till sedimentpartiklar och bryts ned mycket långsamt fortsätter TBT att ha en negativ påverkan på den marina miljön. Eftersom sedimenten fungerar som en depå för TBT så kan en uppgrumling av sedimenten medföra att TBT på nytt sprids i närmiljön.

Uppmätta halter i denna undersökning var låga och TBT detekterades endast vid två stationer och då i ytsedimentet (GS10, GS11). Halterna var under gällande MKN (1,6 µg/kg TS). När TBT bryts ned bildas dibutyltenn (DBT) och därefter monobutyltenn (MBT). Av dessa nedbrytningssubstanser kunde endast DBT detekteras och då i ytsubstratet vid GS2 samt i det djupare substratet vid VC1. Samtliga halter av såväl TBT som DBT är att betrakta som *låg halt* (klass 2) vid bedömning om uppmätta halter är låga eller höga i förhållande till övriga prover tagna runt Sveriges kust.

**Tabell 2.** Koncentrationer av analyserade ämnen (mg/kg TS om inget annat nämns) i ytsedimentet. Bedömningen av uppmätta halter har för tungmetaller skett i enlighet med Naturvårdsverkets rapport 4914 (Naturvårdsverket 1999), Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav. För PAHer samt PCBer har den uppdaterade listan över fördelningen av halter av organiska miljögifter i svenska marina sediment (Josefsson 2017) använts. Observera att klassningen inte är effektbaserad utan enbart visar halten i förhållande till övriga prover tagna runt Sveriges kust och säger därmed ingenting om förekomst av negativa effekter på miljön. För bedömning av effekter i miljön har istället de miljö kvalitetsnormer (MKN) som finns i HVMFS 2013:19 använts. Halter som överstiger MKN har markerats med en röd ram, streckad ram innebär att MKN överskrids enbart om kolhalten normaliseras till 5 % i enlighet med HVMFS 2013:19. Ljusgrå rubriker (fisk och marina däggdjur, makrovegetation samt bottenfauna) visar vilka resultat som är relevanta för de olika grupperna.

Klass 1 (Mycket låg halt) Klass 2 (Låg halt) Klass 3 (Medelhög halt) Klass 4 (Hög halt) Klass 5 (Mycket hög halt)	YTSEDIMENT (0-2 CM)											
	FISK OCH MARINA DÄGGDJUR (TUMLARE OCH SÅL)											
	MAKROVEGETATION								BOTTENFAUNA			
	MKN*	GS1	GS2	GS3	GS4	GS5	GS7	GS8	GS9	GS10	GS11	GS12
Vattendjup		15,3	17,9	23	21,9	28,7	35,6	42,3	42,2	41,7	43	43,6
Torrsubstans		84,2	92,5	96,3	83,8	85,0	79,7	38,5	29,6	43,4	45,5	70,1
TOC		0,18	0,13	0,18	0,14	0,53	0,53	3,34	4,34	2,95	2,38	1,05
Typ av substrat **		Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Gyttigt sediment	Sediment-gyttja	Gyttigt sediment	Gyttigt sediment	Sand
Arsenik		<3	<3	<3	<3	3,2	<3	7	8,4	7,1	4,2	<3
Bly	120	3,2	6,6	4,1	3,9	3,4	11	47	75	57	48	19
Kadmium	2,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,41	0,38	<0,3	<0,3
Krom		3	44	4,2	5	<3	5,7	25	29	23	18	9,6
Koppar		<3	3,3	4,6	<3	<3	3,9	18	24	19	16	7,4
Nickel		<3	26	6,4	4,1	<3	5,8	26	20	17	13	7,9
Kvicksilver		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,12	0,26	0,27	0,25	0,077
Kobolt		31	25	31	51	9,1	16	35	16	17	14	16
Zink		9,6	23	16	12	8,3	21	65	96	78	66	29
Naftalen (L-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,024	0,037	0,026	0,028	<0,01
Acenaphthylen (L-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Ace naften (L-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren (M-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,011	0,013	<0,01	0,012	<0,01
Fenantren (M-PAH)		<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	0,021	0,091	0,093	0,072	0,086	0,023
Antracen (M-PAH)	0,02	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	0,004	<0,003	0,015	<0,003	0,017	<0,003
Pyren (M-PAH)		<0,03	0,032	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,23	0,27	0,25	0,29	0,062
Fluoranten (M-PAH)	2	0,045	<0,045	<0,045	<0,045	<0,045	<0,045	0,26	0,29	0,26	0,33	0,066
Bens(a)antracen (H-PAH)		<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	0,085	0,11	0,1	0,11	0,024
Krysen (H-PAH)		<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	0,066	0,085	0,073	0,087	<0,026
Bens(b)fluoranten (H-PAH)		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,62	0,58	0,46	0,49	0,11
Bens(k)fluoranten (H-PAH)		<0,028	<0,028	<0,028	<0,028	<0,028	<0,028	0,2	0,2	0,16	0,16	0,035
Bens(a)pyren (H-PAH)		<0,031	<0,031	<0,031	<0,031	<0,031	<0,031	0,15	0,19	0,15	0,16	0,037
Dibens(ah)antracen (H-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,029	0,062	0,059	<0,049	<0,01
Bens(ghi)perylene (H-PAH)		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,29	0,57	0,45	0,41	0,13
Indeno(1,2,3-cd)pyren (H-PAH)		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,28	0,55	0,41	0,37	0,11
summaPAH16		0,045	0,032	--	--	--	0,025	2,336	3,065	2,47	2,55	0,597
MBT (µg/kg TS)		<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
DBT (µg/kg TS)		<0,40	<0,40	0,57	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
TBT (µg/kg TS)	1,6	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	0,48	0,61	<0,40

\* Gränsvärden (MKN) för sediment avser, med undantag för bly och kadmium, sediment med 5 % organiskt kol (TOC). Vid avvikande kolhalt hos sedimentet multipliceras analyserad koncentration med [5/ (aktuell organisk kolhalt i %)] före jämförelsen med gränsvärdet (HVMFS 2016:31).

\*\* För detaljerad beskrivning av substrat se Hansa PowerBridge Survey & Results Report Route Z to G.

**Tabell 3.** Koncentrationer av analyserade ämnen (mg/kg TS om inget annat nämns) i djupare liggande sediment. Bedömningen av uppmätta halter har för tungmetaller skett i enlighet med Naturvårdsverkets rapport 4914 (Naturvårdsverket 1999), Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav. För PAHer samt PCBer har den uppdaterade listan över fördelningen av halter av organiska miljögifter i svenska marina sediment (Josefsson 2017) använts. Observera att klassningen inte är effektbaserad utan enbart visar halten i förhållande till övriga prover tagna runt Sveriges kust och säger därmed ingenting om förekomst av negativa effekter på miljön. För bedömning av effekter i miljön har istället de miljökvalitetsnormer (MKN) som finns i HVMFS 2013:19 använts. Halter som överstiger MKN har markerats med en röd ram, streckad ram innebär att MKN överskrids enbart om kolhalten normaliseras till 5 % i enlighet med HVMFS 2013:19. Ljusgrå rubriker (fisk och marina däggdjur, makrovegetation samt bottenfauna) visar vilka resultat som är relevanta för de olika grupperna.

Klass 1 (Mycket låg halt) Klass 2 (Låg halt) Klass 3 (Medelhög halt) Klass 4 (Hög halt) Klass 5 (Mycket hög halt)	MKN*	DJUPARE LIGGANDE SEDIMENT (100 CM)				
		FISK OCH MARINA DÄGGDJUR (TUMLARE OCH SÅL)				
		VC1	MAKROVEGETATION VC2	VC3	VC4	BOTTENFAUNA VC7
Vattendjup		15	26,8	28,8	29,3	42,4
Torrsubstans		85,7	65,9	75,2	78,9	41,0
TOC		0,20	0,50	1,06	0,79	4,29
Typ av substrat**		Sand	Sand	Sand	Sand	Sediment-gyttja
Arsenik		<3	3,7	<3	7,7	8,3
Bly	120	8,3	18	3,5	16,4	15
Kadmium	2,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,1	<0,3
Krom		14	36	6,9	55,3	30
Koppar		8,5	16	3,5	18,3	15
Nickel		10	31	4,6	31,5	25
Kvicksilver		<0,05	<0,05	<0,05	<0,4	<0,05
Kobolt		9,1	14	11	-	18
Zink		28	63	14	63,7	51
Naftalen (L-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,014
Acenaphthylen (L-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaften (L-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren (M-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fenantren (M-PAH)		<0,017	<0,017	<0,017	<0,017	0,037
Antracen (M-PAH)	0,02	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Pyren (M-PAH)		<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Fluoranten (M-PAH)	2	<0,045	<0,045	<0,045	<0,045	<0,045
Bens(a)antracen (H-PAH)		<0,019	<0,019	<0,019	<0,019	<0,019
Krysen (H-PAH)		<0,026	<0,026	<0,026	<0,026	<0,026
Bens(b)fluoranten (H-PAH)		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Bens(k)fluoranten (H-PAH)		<0,028	<0,028	<0,028	<0,028	<0,028
Bens(a)pyren (H-PAH)		<0,031	<0,031	<0,031	<0,031	<0,031
Dibens(ah)antracen (H-PAH)		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Bens(ghi)perylene (H-PAH)		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Indeno(1,2,3-cd)pyren (H-PAH)		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
summaPAH16		-	-	-	-	0,051
MBT		<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
DBT		0,91	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
TBT	1,6	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40

\* Gränsvärden (MKN) för sediment avser, med undantag för bly och kadmium, sediment med 5 % organiskt kol (TOC). Vid avvikande kolhalt hos sedimentet multipliceras analyserad koncentration med [5/ (aktuell organisk kolhalt i %)] före jämförelsen med gränsvärdet (HVMFS 2016:31).

\*\* För detaljerad beskrivning av substrat se Hansa PowerBridge Survey & Results Report Route Z to G.

## 7 Vegetationskartering och naturvärdesbedömning

### 7.1 Fältundersökning

Undersökningens syfte var att dokumentera och beskriva det aktuella områdets marinbiologiska naturvärden och eventuell förekomst av särskilt skyddsvärda biotoper (livsmiljöer), såsom ålgräsängar och musselbankar. Undersökningen genomfördes inom djupintervallet 0–20 m.

Karteringen av olika biotoper på havsbotten utfördes genom transektinventering. Detta innebär en visuell inspektion utmed transekter med hjälp av vattenkikare och HD-dropvideokamera (Sea-drop 6000, SeaViewer Cameras Inc.). Transekterna längs den föreslagna kabelsträckningen placerades parallellt med och på jämna avstånd ut till det djup där vegetationen upphörde, vilket avgränsades av 20 m djupkurva. Avståndet mellan transekterna var maximalt 100 m för att försäkra en representativ bild av förekommande miljöer.

Längs transekterna noterades bottensubstrat, förekomst av makrofytvegetation (makroalger och marina kärlväxter) och andra dominerande organismgrupper. Vid osäkerhet i fält togs prover för artbestämning i laboratorium. Vid varje förändring av bottenmiljön, alternativt minst var 100 m, registrerades position och djup med GPS-mottagare och ekolod. Täckningsgrad av dokumenterade taxa och botten typ bestämdes efter en standardiserad skala (1, 5, 10, 25, 50, 75, 100 %). I de grundaste områdena (<0,5 m djup) utfördes kartläggningen till fots med vattenkikare och handhållen GPS samt lod. Djupet korrigerades mot normalvattenståndet med information från mätstationen utanför Ystad som fanns att hämta hos sjöfartsverket (ViVa). Beskriven fältmetodik följer Naturvårdsverkets metod "Manual för basinventering av marina naturtyperna 1110, 1130, 1140 och 1170" (Naturvårdsverket 2008a).

Insamlade fältdata sammanställdes i Excel och fördes sedan in i ArcGis 10.6, där GIS-skikt av påträffade arter, habitat och biotoper skapades.

### 7.2 Begränsningar vid inventeringen

Metodiken som användes vid inventeringen är en standardiserad metod och är en av de metoder som rekommenderas av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten vid uppföljning av marina miljöer i skyddade områden (Naturvårdsverket 2012a). Metoden är främst inriktad på att avgränsa habitat och biotoper och endast få arter av djur har dokumenterats. Då det är en visuell metod där biotoper avgränsas med hjälp av undervattenskamera och vattenkikare förbises vissa marina arter som är svåra att upptäcka beroende av livsmiljö.

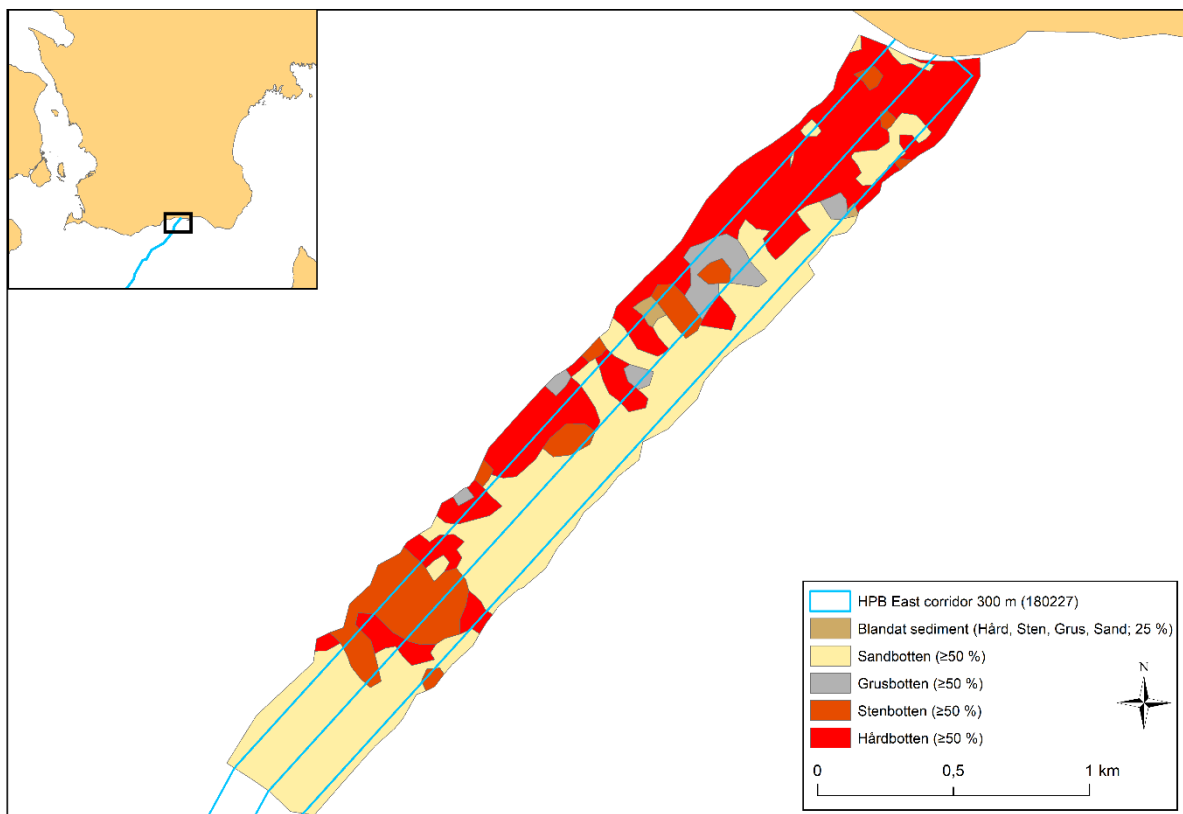
Bedömning och beskrivning av olika biotoper och naturtyper samt en naturvärdesbedömning av området baseras i tillämpade delar på EU:s Art- och habitatdirektiv, Kustbiotoper i Norden – Hotade och representativa biotoper (Nordiska ministerrådet 2001) och HELCOM HUB (HELCOM 2013). Vid naturvärdesbedömningen beaktas särskilt skyddsvärda och hotade biotoper med höga naturvärden i enlighet med ovan nämnda konventioner och direktiv.

### 7.3 Påträffade habitat, biotoper och arter i undersökningsområdet

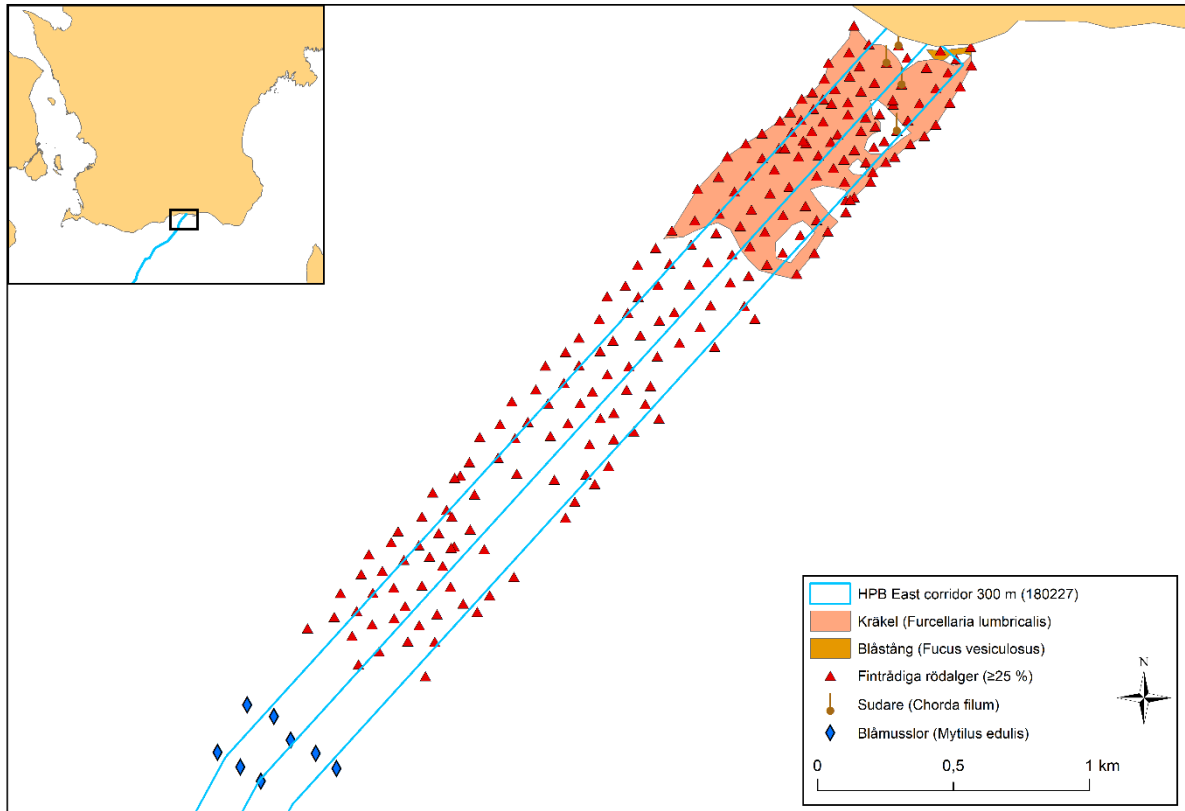
Under inventeringen togs ca 300 noteringar med avseende på botten typ, djup och vegetation för att skapa en bild av förekommande habitat och biotoper (livsmiljöer) (Figur 7 och 8). Inventeringen utfördes från land och ut till ca 4 km från kusten, den inventerade bottenytan motsvarade ca 200 ha bestående av en heterogen bottenmiljö. Bottensubstratet i området utgjordes av två huvudtyper: sedimentbotten (sand, grus och mindre sten) och hårbotten (block och större sten) (Figur 7). Vegetationen på hårbotten bestod av olika arter av makroalger. Blåmusslor (*Mytilus edulis*) förekom på enstaka stenar och block samt spritt på sanden i de djupare delarna av området (Figur 8). Inga

rödlistade arter dokumenterades under inventeringen. De särskilt skyddsvärda biotoperna ålgräs (*Zostera marina*) och musselbankar (*Mytilus edulis*) noterades inte i området.

I närheten av land bestod den västra delen av korridoren av sandbotten med inslag av sten och block med påväxt av fintrådiga grönalger. I den östra delen av korridoren övergick substratet till ett fält med block och sten med ett tångbälte dominerat av blåstång (*Fucus vesiculosus*) (Figur 9). Makroalger täckte större delen av hårbotten inom undersökningsområdet. Artsammansättningen varierade beroende på djup. De dominerande arterna var kräkel (*Furcellaria lumbricalis*), fingreniga och fintrådiga rödalger och fintrådiga brunalger (Figur 10 och 11). I de grunda delarna närmast land dominerade blåstång och fintrådiga grönalger. Sudare (*Chorda filum*) hittades i det grundare området (Figur 8).



**Figur 7.** Karta över förekommande bottensubstrat i det undersökta området. Bottensubstratet domineras av hårbotten bestående av stora stenar och block samt sedimentbotten bestående av sand, grus och mindre sten. Havsbottnen där andelen hårbotten överstiger 50 % klassas som rev enligt Art- och habitatdirektivet.

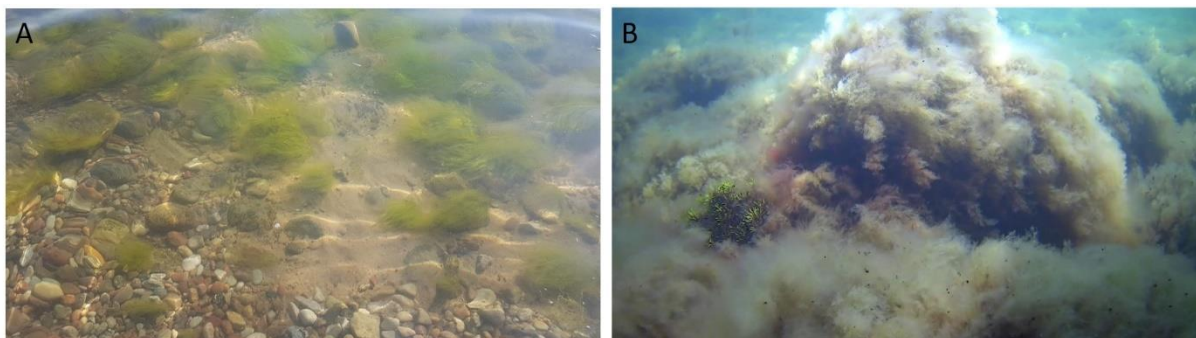


**Figur 8.** Karta över förekommande vegetation och blåmusslor i det undersökta området. Vegetationen bestod av makroalger, där ett tångbälte dominerat av blåstång förekommer i den östra delen av stranden. Djupare dominerade kräkel samt fingreniga och fintrådiga rödalger. Blåmusslor förekom i den djupare delen av området.

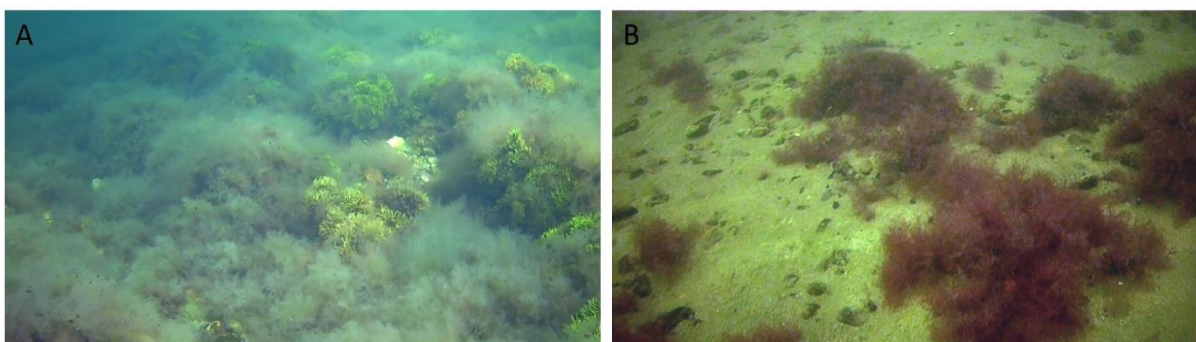


**Figur 9.** Område med block och stenar vid land. De flytande algerna mellan blocken är blåstång.





**Figur 10.** Påträffade miljöer i de grundare delarna av det karterade området. A) Sand och sten med grönalger vid stranden. B) Block med kräkel och fintrådiga röd- och brunalger.



**Figur 11.** Påträffade miljöer i de djupare delarna av det karterade området A) Block och sten med kräkel och fintrådiga röd- och brunalger. B) Sandbotten med sten och fingreniga rödalger i de djupare delarna av området.

#### 7.4 Klassificeringssystem

Art- och habitatdirektivet, Nordiska Ministerrådet (Kustbiotoper i Norden) och HELCOM använder olika klassificeringssystem för att definiera representativa, skyddsvärda och hotade arter, habitat och biotoper. Till stor del har dessa organisationer ett likartat klassificeringssystem av livsmiljöer, men det förekommer skillnader i såväl definitioner som avgränsningar gentemot andra miljöer. Syftet med denna undersökning har varit att ge en god uppfattning om undersökningsområdets förekommande livsmiljöer och det ser i kartmaterialet ut som att gränserna mellan olika miljöer är mycket tydliga. Resultaten bör emellertid tolkas med kännedom om att det i verkligheten sällan förekommer skarpa gränser mellan olika biotoper, utan att det snarare är gradvisa övergångar med angränsande miljöer. Detta kan innebära vissa svårigheter då områden skall indelas i specifika biotoper eftersom klassningarna ofta beskriver enhetliga och tydliga miljöer. Det kan förekomma att vissa delar av de utpekade biotoperna i verkligheten också innehåller mindre områden med en annan typ av miljö. Klassningarna av biotoper skall därför ses som en generell och något förenklad version av verkligheten.

I följande avsnitt presenteras de arter, biotoper och biotopkomplex som dokumenterades i undersökningsområdet utifrån respektive organisations klassificeringssystem.

##### 7.4.1 Naturtyper i enlighet med Art- och habitatdirektivet

Syftet med Art- och habitatdirektivet är att bevara skyddsvärda arter och livsmiljöer. Inom det undersökta området identifierades en livsmiljö som kan klassificeras som skyddsvärd enligt Art- och habitatdirektivet (Naturvårdsverket 2011). Hårdbotten i området, som domineras av stor sten och block, klassificeras som *Geogent rev* (1174) då täckningsgraden av hårdbotten motsvarade  $\geq 50\%$ .

Typiska arter är arter vars förekomst indikerar gynnsam bevarandestatus hos aktuell naturtyp. De typiska arterna som påträffades på hårdbotten var kräkel, blåstång, sudare och blåmussla. Flera av de

övriga typiska arterna går inte att observera med den använda metodiken, och för flertalet av dem behövs andra provtagningsmetoder som, dykinventering och provfiske. Av de arter som inte kan upptäckas med metoden är ingen artskyddad.

#### 7.4.2 Biotoper klassificerade utefter Kustbiotoper i Norden

Området utgjordes huvudsakligen av två biotoper enligt Kustbiotoper i Norden (Nordiska ministerrådet 2001). Mjukbottnarna i området definieras som *Sandbottnar (0–10 m och 10–20 m)* och hårbottnarna klassificeras som *Klippbottnar (0–30 m)*. Avgränsningen av *Klippbottnar (0–30 m)* följer samma kriterier som för naturtypen *Rev (1170)* i Art- och habitatdirektivet, där alla hårbottnar med en täckningsgrad  $\geq 50\%$  inkluderas. I *Sandbottnar* ingår alla vegetationsfria ytor där substratet utgörs av sand samt sedimentbottnar med inslag av block ( $\leq 25\%$ ). Klippbotten var täckt av makroalger (kräkel och fintrådiga röd- och brunalger), samt närmast land av blåstång och fintrådiga grönalger.

#### 7.4.3 Habitat och biotoper klassificerade enligt HELCOM HUB

HELCOM HUB (Helcom Underwater Biotope and habitat classification) är ett klassificeringssystem med sex olika nivåer för att definiera olika marina biotoper och biotopkomplex (HELCOM HUB 2013). Nivåerna 1–3 beskriver habitatet, den abiotiska omgivningen såsom exempelvis ljus (fotisk zon) och botten typ. Nivå 4–6 beskriver biotoper som definieras av omgivningen tillsammans med associerad vegetation och djur. Under nivåerna 4–5 baseras indelningen på flerårig eller ettårig vegetation, alternativt vegetation med eller utan rotsystem. Det är först vid nivå 6 som indelningen går ner på artnivå, där en eller några få arter formar viktiga biotoper. Fram till nivå 6 baseras all indelning på täckningsgrad (%) av substrat, vegetation och djur. För att gå vidare på artnivå görs bedömningen istället på biovolym alternativt biomassa, där den art som har  $\geq 50\%$  biovolym definierar biotopen. Anledningen till detta grundas i att högväxande vegetation inverkar mer på biotopens funktion än lågväxande vegetation.

Utifrån de substrat och arter som återfanns i det inventerade området har elva habitat och biotoper observerats i enlighet med HELCOM HUB. Flera biotoper har klassificerats till artnivå. Då biovolym inte har noterats, har enligt rekommendationer i HELCOM HUB, täckningsgraden av respektive art multiplicerats med artens höjd. Om höjden inte noterats i fält finns tabeller att tillgå.

Tre olika substrattyper har avgränsats i området; hårbotten ( $\geq 90\%$  täckning), mjukbotten ( $\geq 90\%$  täckning) och mixad botten (övriga ytor). I följande avsnitt presenteras biotoper och substrattyp separat.

##### 7.4.3.1 Hårbottnar med makroalger (AA.A)

Områdets hårbotten består av små och stora block. Vegetation dominerar på all hårbotten och de identifierade biotoperna baseras på fleråriga makroalger. I området förekommer två biotoper: tångbältet (AA. A1C1) som domineras av blåstång, och fleråriga barkklädda rödalger (AA. A1C2) som domineras av kräkel. Svårigheter att klassificera till artnivå har uppstått när vegetationen var täckt av fintrådiga alger och inte gick att bestämma till art. Biotoper har inte heller delats in utefter fintrådiga rödalger. Fintrådiga rödalger kan förekomma både som ettåriga och fleråriga och det går inte att med tillräcklig tillförlitlighet identifiera dem till art genom inventering med vattenkikare och dropvideo. I dessa områden stannar klassificeringen vid hårbotten karakteriserat av fleråriga makroalger (AA.A1C).

##### 7.4.3.2 Mjukbottnar med och utan vegetation (AA.J)

På den vegetationsfria sandbotten har klassificeringen stannat redan på habitatnivå (AA.J) inom flera områden. Anledningen är att de olika biotoperna klassificeras utefter förekomst av djur som lever på och i sedimentet, vilka inte kan identifieras med den använda metoden.

På det grövre substratet var stora delar vegetationsfria och eventuella djur har inte dokumenterats och biotoperna definieras därför endast som grovt sediment (AA.I). Det förekommer vegetation inom habitatet som utgörs av både ettåriga och fleråriga arter men som inte bildar några sammanhängande ytor. Dessa ytor klassificeras därför utefter vegetationens täckningsgrad till två olika biotoper (AA.I1  $\geq$  10 % och AA.I2  $0 < < 10$  %).

#### 7.4.3.3 Blandat substrat (AA.M)

Blandat substrat innefattar alla ytor där substratet utgörs av mindre än 90 % hårbotten eller mjukbotten. Inom området utgörs detta habitat av en blandbotten med sand och vegetationsklädda block. De biotoper som klassificerats på blandbotten är blandat substrat dominerat av blåstång (AA.M1C1) och blandat substrat dominerat av kräkel (AA.M1C2). Områden där makroalgerna inte gått att identifiera till art av olika anledningar definieras de som blandat habitat med fleråriga makroalger (AA.M1C). Inga marina kärlväxter dokumenterades inom detta habitat.

## 7.5 Möjlig påverkan på vegetation

### 7.5.1 Fysisk påverkan

Vid sjökabelförläggningen kan vegetationen i området påverkas genom direkt borttagning, förändrat bottensubstrat från hårbotten till mjukbotten eller övertäckning. Denna påverkan är begränsad till ett område på 1-8 m bredd (beroende på sjökabelförläggningsmetod) på var sida om kabeln. Vilken effekt sjökabelförläggningen får beror på vilken metod som används. Vid användande av en schaktfri metod i området med makroalger uteblir effekten på vegetationen.

Om kabeln grävs ned (grunda områden) är det fördelaktigt om block och sten läggs tillbaka i kabelspåret för att återställa ursprungsmiljön och underlätta återetablering av makroalger. I områden där grävning inte är lämplig kan kabeln spolas ner eller täckas med stenmassor. Vid övertäckning med stenmassor förväntas makroalger ha etablerat sig inom två till tre år. Vid sjökabelförläggningen till Yttre Stengrunds vindkraftpark utanför Blekinge resulterade nedspolningen i ett tre meter brett vegetationsfritt spår, påverkan var dock tillfällig och området hade återhämtat sig efter två och ett halvt år (Vattenfall 2007). Sannolikt kommer även det aktuella området att återhämtat sig inom en liknande tidsperiod.

### 7.5.2 Grumling

Vid grumling av vattenmassan försämras solinstrålningen vilket kan ha negativ påverkan på vegetationens produktivitet. Uppvirvlat sediment kan även lägga sig på makroalgerna vilket ytterligare hindrar ljusupptaget. Makroalger är känsligast för effekter av grumling under reproduktion- och tillväxtperioden som pågår under vår, sommar och höst (MARBIPP). Vegetationen i området kommer att utsättas för kortsiktig grumling under sjökabelförläggningen. Hur mycket sediment som sprids samt i hur stort område spridningen sker beror på bottensubstrat och strömförhållanden. Men sannolikt är grumling av mindre betydelse då karteringen samt sjömätningar (Hansa PowerBridge Survey & Results Report Route Z to G) i området visar på ett grövre sediment som sannolikt sedimenterar relativt snabbt. Grumling från sjökabelförläggningen förväntas därmed inte slå ut makroalgsbeståndet då grumlingen blir kortvarig.

### 7.5.3 Värme

Den vegetation som skulle kunna påverkas av värme från kabeln är marina kärlväxter med rotsystem, till exempel ålgräs, denna typ av vegetation påträffades dock inte i området. Makroalger saknar rotsystem och sitter fast på underlaget med hjälp av fästorgan och påverkas inte av en eventuell höjning av temperaturen nere i sedimentet. Någon kvarstående uppvärmning av vattnet direkt ovanför

kabeln kommer inte att uppstå då värmen från kabeln snabbt sprids i vattenmassan, värme från kabeln antas därför inte ha någon negativ effekt på vegetationen i området.

#### 7.5.4 Miljögifter

I området som karterades med avseende på makroalger (eller dess närhet), utfördes provtagning av ytsediment (0–2 cm) vid fyra stationer (GS1, GS2, GS3 och GS4) samt provtagning av djupare liggande sediment (ca 1 m) vid en station (VC1). Analysresultatet (Tabell 2 och 3) visar att metaller återfinns på samtliga av dessa lokaler och halterna motsvarar huvudsakligen bakgrundshalt i svenska marina sediment (klass 1). Enda undantaget är kobolt som förekommer i halter motsvarade *medelhög till hög halt* (klass 3–4). Studier (Paraskevi & Theodoros, 2014) visar att upptag av metaller i makroalger är kopplat till makroalgens morfologi och växtstrategi där filamentösa alger vanligtvis ackumulerar mer än alger som är grovt förgrenade alternativt har stora blad. Vilka metaller som ackumuleras kan också skilja sig åt mellan olika arter av makroalger men de vanligaste är koppar, kobolt, magnesium men även arsenik, zink och kvicksilver, där flertalet är giftiga för alger. Fortplantningsperioden hos algerna är det mest känsliga stadiet vid exponering för tungmetaller. Detta beror på att vidhäftningsförmågan hos algernas fortplantningskroppar och groddplantor kan påverkas negativt vilket i sin tur påverkar populationstillväxten. I vilken grad som makroalger påverkas av tungmetaller är dessutom beroende av salthalten, där toleransen minskar vid lägre salthalter (Pavia m.fl. 2002). Exempelvis har blåstång, i samband med befruktning i brackvatten, låg tolerans mot koppar men denna ökar med ökad salinitet (Kautsky m.fl. 1992). En högre tolerans mot koppar och andra tungmetaller ses även hos vuxna tångplantor i jämförelse med juvenila. Då uppmätta halter av metaller är genomgående *mycket låga* alternativt *låga* bedöms inte en eventuell uppgrumling av sediment innehållande metaller få någon effekt på makrovegetationen i området.

Av PAHerna har endast *medelhöga halter* av pyren samt *låg halt* av fluoranten uppmätts på en station vardera (GS1 respektive GS2) och då endast i ytsedimentet. PAHer kan tas upp i makroalger men det finns få studier som behandlar effekter av detta. En studie (Bernes 2006) avseende ett oljeläckage utanför Stockholm har påvisat endast små effekter från oljeläckage på tångbälten. Däremot drabbades associerad fauna, främst kräftdjur, i större utsträckning men återhämtningen var snabb med nya invandrade arter från närliggande område inom ett år. Halter av uppmätta PAHer i området är dock relativt låga och MKN för fluoranten överskrids ej varför en negativ effekt på makroalgerna av PAHer som eventuellt frigörs från sedimenten i samband med sjökabelförläggningen inte är sannolik.

Av de organiska tennföreningarna kunde endast DBT detekteras och då i ytsedimentet på station GS3 och i det djupare liggande sedimentet på station VC1. Halterna bedöms som *låga* vid jämförelse med övriga marina sediment längs Sveriges kust.

Generellt så finns det omfattande litteratur om vilka ämnen som tas upp i makroalger men mycket liten information om hur dessa faktiskt påverkar arten, annat än vad som nämns ovan om fortplantning och tillväxt. Halter av detekterade ämnen får ses som relativt låga och normalt förekommande och anses inte påverka makroalgsvegetationen negativt. För att minimera en eventuell risk rekommenderas det att välja en sjökabelförläggningssmetod med så liten spridning av sediment som möjligt.

Det bör även påpekas att på grund av för grovt bottensubstrat i det grundaste området närmast land kunde ingen provtagning av miljögifter i sedimentet utföras i detta område. Högst sannolikt är förekomsten av miljögifter här låg, på grund av det grova substratet, dock kan det inte uteslutas att det förekommer förhöjda halter i området som eventuellt kan påverka makroalgsvegetation negativt.

## 7.6 Sammanfattning vegetation

Det inventerade området bestod av omväxlande mjuk- och hårbotten. Mjukbottenarna bestod av sand, grus och mindre sten med spridd vegetation i form av fingreniga rödalger och dominerade i de djupare delarna. Hårbotten utgjordes av större stenar och block med påväxt av kräkel och fintrådiga alger.

Rev och tångbälten anses vara skyddsvärda naturtyper då de utgör viktiga livsmiljöer för många djur och växter. För att minimera påverkan från sjökabelförläggningen bör denna ske med lämpligast metod för att minska grumling och fysisk påverkan. Det rekommenderas att hårbottenhabitat återställs efter sjökabelförläggningen för att underlätta återkolonisering av makroalger. Temporära effekter på makroalgerna i området i samband med arbetet förväntas förekomma men bedöms inte medföra några långsiktiga effekter.

Statusklassningen för området enligt VattenInformationsSystemSverige (VISS) med avseende på makroalger var 2016 *Måttlig*. Klassningen anses dock ha låg tillförlitlighet på grund av en ytmässig liten kartering (VISS).

## 7.7 Konsekvensbedömning vegetation

Vegetationen i det karterade området bedöms inte påverkas negativt av sjökabelförläggningen. En tillfällig och lokal påverkan förväntas under förläggningsfasen, men berörda områden beräknas ha återhämtat sig inom två och ett halvt år (Vattenfall 2007). I de områden där bottenstrukturer består av stenar och block rekommenderas att dessa läggs tillbaka för att underlätta återetablering av makroalger. Inga rödlistade (Artdatabanken 2015), fridlysta eller av artskyddsförordningen (2007:845) skyddade arter påträffades vid undersökningen. Naturtypen *Geogena rev* är listat som en skyddsvärd biotop enligt Art- och habitatdirektivet, denna miljö bedöms återhämta sig förutsatt att hårbotten återställs efter sjökabelförläggningen.

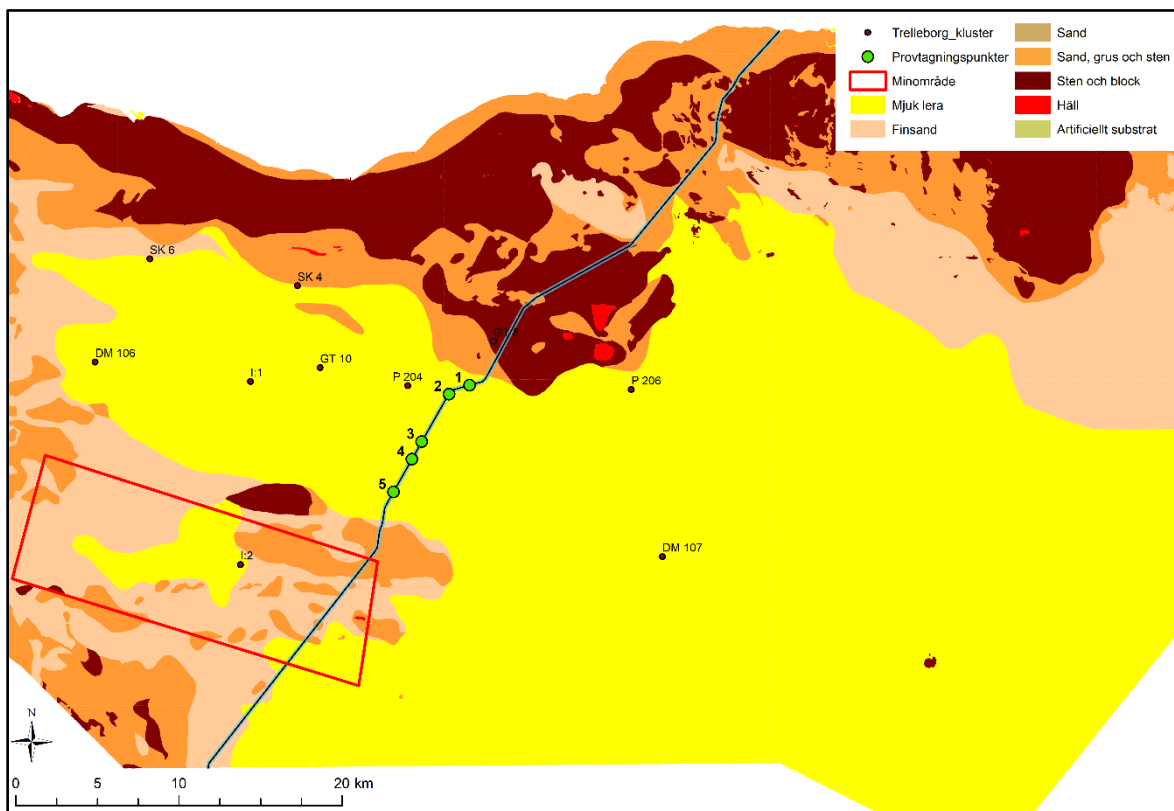
## 8 Mjukbottenfauna

Bottenfauna definieras här som djur som överstiger 1 mm i storlek och som uppehåller sig i sedimentet (infauna). Bottenfaunan innefattar flera olika djurgrupper däribland maskar, blötdjur och kräftdjur. Flera av dessa har sin rekryteringsperiod under vår och sommar (maj-juli).

### 8.1 Fältundersökning

I det aktuella området undersöktes bottenfaunan genom provtagning med bottenhuggare (Van Veenhuggare, vilken använts i samma område för den nationella provtagningen) med en yta på 0,1 m<sup>2</sup>. Provtagningens syfte var att ta fram information om bottenfaunasamhället i området för att bl.a. undersöka förekomsten av rödlistade arter. Insamlad data analyserades också för att bedöma den ekologiska statusen inom området med hjälp av miljökvalitetsindexet BQI (Bentic Quality Index) enligt EU:s Vattendirektiv (Rosenberg 2004).

Fem stationer fördelades slumpmässigt där lämplig mjukbotten (mjuk lera) förekom längs den föreslagna kabelsträckningen (Figur 12) och bottenhuggprovtagning utfördes enligt standardiserade metoder (Leonardsson 2004). Varje prov grovsållades i fält med 1 mm maskvidd och konserverades i etanol för vidare analys i laboratoriet. Efter konservering finsållades varje prov i flerfraktionssäll med minsta maskvidd 1 mm, för att därefter artbestämma faunan taxonomiskt till lägsta möjliga nivå, samt att räkna och viktbestämma förekommande arter (våtvikt).



**Figur 12.** Karta på provtagningspunkter för bottenfauna (gröna punkter). Svarta punkter är positioner för den nationella provtagningen vilken utförs årligen. Blå linje representerar föreslagna kabelsträckning.

## 8.2 Bottenfaunasamhället

I bottenfaunaproverna påträffades totalt 11 taxa (Tabell 4), varav ingen förekommer i artdatabankens rödlista (2015). De fem stationerna visade på en homogen artsammansättning (Tabell 4) där antalet arter i varje hugg varierade mellan 4 och 9 arter/0,1m<sup>2</sup>. Musslan *Limecola balthica* påträffades frekvent i stora mängder på samtliga fem stationer och utgjorde också den största delen av biomassan (Tabell 5). Även havsborstmaskarna *Bylgides sarsi* och *Nephtys caeca* samt kräftdjuren *Diastylis rathkei* och vitmärla, *Pontoporeia femorata*, var vanligt förekommande i proverna. Vitmärlan *Pontoporeia femorata*, liksom den närbesläktade arten *Monoporeia affinis*, är känsliga för syrebrist och kan förekomma i stora mängder i Egentliga Östersjön (Havet 2015/2016).

**Tabell 4.** Artlista med abundans hos bottenfaunan (individer/0,1 m<sup>2</sup>).

Taxa	Station				
	1	2	3	4	5
<b>Havsborstmaskar</b>					
<i>Ampharete baltica</i>			2	1	3
<i>Ampharete</i> sp.					1
<i>Bylgides sarsi</i>	1	3	7	17	15
<i>Nephtys caeca</i>	1	2	2	5	7
<i>Polychaeta</i> sp.	1				
<i>Scoloplos armiger</i>					4
<b>Kräftdjur</b>					
<i>Diastylis rathkei</i>	1		3	3	7
<i>Pontoporeia femorata</i>	20	4	5	2	10
<b>Blötdjur (snäckor och musslor)</b>					
<i>Limecola balthica</i>	31	51	19	47	44
<i>Mytilus edulis</i>					1
<b>Övrigt</b>					
<i>Hirudinida</i> sp.	1				

**Tabell 5.** Artlista med biomassa hos bottenfaunan (gram/0,1 m<sup>2</sup>, våtvikt i etanol).

Taxa	Station				
	1	2	3	4	5
<b>Havsborstmaskar</b>					
<i>Ampharete baltica</i>			0,002	0,003	0,017
<i>Ampharete</i> sp.					0,001
<i>Bylgides sarsi</i>	0,007	0,011	0,018	0,038	0,06
<i>Nephtys caeca</i>	0,014	0,079	0,033	0,081	0,168
<i>Polychaeta</i> sp.	0,001				
<i>Scoloplos armiger</i>					0,005
<b>Krätdjur</b>					
<i>Diastylis rathkei</i>	0,001		0,003	0,005	0,047
<i>Pontoporeia femorata</i>	0,033	0,012	0,016	0,003	0,038
<b>Blötdjur (snäckor och musslor)</b>					
<i>Limecola balthica</i>	1,61	0,947	1,173	1,831	5,883
<i>Mytilus edulis</i>					0,003
<b>Övrigt</b>					
<i>Hirudinida</i> sp.	0,007				

### 8.3 Miljöbedömning enligt BQI

För att klassificera miljöstatus på marina sedimentbottnar används indexet BQI – Benthic Quality Index. BQI baseras på proportionen känsliga respektive tåliga arter, artrikedom och individantal. Arter som förekommer i miljöer med hög diversitet har ett högt känslighetsvärde och arter som kan påträffas i miljöer med låg diversitet har ett lågt känslighetsvärde. En havsbotten där det förekommer arter som tål dåliga miljöförhållanden och där diversitet och individantal är lågt får således ett lågt BQI värde. BQI beräknas alltid per station medan miljöstatus beräknas per område. Vid statusklassning används av försiktighetsprincipen 20 % percentilen av BQI medelvärden från ett område (se vidare de nationella bedömningsgrunderna i Naturvårdsverket 2007a). Bottenfaunasamhället består av flera hundra arter, både känsliga och tåliga, och analys av artsammansättningen ger en vetenskaplig bedömning av miljökvaliteten. Bottenfaunan innefattar både mobila och stationära arter, där många arter är både stationära och relativt långlivade, vilket gör att artsammansättningen speglar tillståndet i havsmiljön över en längre tid. Vid syrebrist och vid ökad eller minskad belastning av organiska ämnen ses en tydlig respons hos bottenfaunan, vilket gör en bedömning av bottenmiljöns kvalitet möjlig.

Enligt detta kvalitetsindex beräknades BQI-värdet för det undersökta området till 6,0 och uppnådde miljöstatus *God* (>4,0 BQI, Tabell 6). Detta resultat stämmer överens med resultaten från det nationella övervakningsprogrammet för mjukbottenfauna (Figur 12), där området utanför Trelleborg har haft *God* status sedan 2007.

**Tabell 6.** Gränser för klassning av miljöstatus enligt BQI (Benthic Quality Index).

Bassäng	Område	Djupstrata	Hög	God	Måttlig	Otillfredsställande	Dålig
Östersjön	Skånes kustvatten	5–60 m	10,7	4	2,7	1,3	<1,3



## 8.4 Möjlig påverkan på mjukbottenfauna

### 8.4.1 Fysisk påverkan

Under sjökabelförläggningen är det sannolikt att bottenfaunan i direkt anslutning till kabelstråket kommer att skadas eller dö. Hur stort område som berörs beror på sjökabelförläggningsmetoden och varierar mellan ca 1–8 m på var sida om kabeln. Mobila arter (till exempel krabbor) kan undvika störningen medan fastsittande och grävande arter (till exempel musslor och havsborstmaskar) och arter som är särskilt känsliga för störningar blir mer påverkade. Direkt efter sjökabelförläggningen kommer det påverkade området ha en låg täthet och artrikedom, men återkoloniseringen förväntas dock ske inom ca fem år (BalticCable 1999). Återkolonisering kan ske dels genom nyrekrytering dels genom att bottenfauna från angränsande områden etablerar sig i det påverkade området.

### 8.4.2 Grumling

Under sjökabelförläggningen kommer bottensubstratet spridas i vattenmassan och sedimentera dels i kabeldiket dels över ett större område. Hur stort område som påverkas beror på bottensubstrat och strömförhållanden. Den ökade sedimentationen kan komma att täcka över ett stort antal djur. Vid övertäckning av sedimentlager som understiger 10 cm har studier visat att den mobila faunan har god förmåga att gräva sig upp till ytan (Roberts m.fl. 1998) medan fastsittande och stationär fauna har svårare att klara sig. Sedimentationen från verksamheten förväntas inte ha långsiktig påverkan på bottenmiljön.

### 8.4.3 Värme

Bottenlevande, och speciellt grävande, djur kan påverkas av en ökning av temperaturen i sedimentet. Ökningen i temperatur runt sjökabeln är liten och koncentrerad till området i närheten av kabeln. Den förväntade värmeökningen i de översta 20 cm av havsbotten, där majoriteten av bottenfaunan förekommer, är 0,8–1,6 °C. Denna temperaturökning anses ligga inom bottenfaunans toleransnivå och förväntas inte påverka faunan negativt. Värmeökningen uppkommer endast om kablarna drivs på maxeffekt 365 dagar om året, något som sannolikt inte sker i realiteten.

### 8.4.4 Magnetiska fält

Bottenfauna består av många olika arter med olika känslighet för magnetiska fält. Studier av påverkan från magnetiska fält saknas för majoriteten av arterna varför det är svårt att förutse hur bottenfaunan kommer påverkas. Studier på blåmussla (*Mytilus edulis*), sandräka (*Crangon crangon*), skorv (*Saduria entomon*) och krabba (*Rhithropanopeus harrisi*) visade dock inte någon skillnad i överlevnad efter flera veckors exponering för B-fält på 3,7 mT (3700 µT) (Bochert & Zettler 2004).

### 8.4.5 Miljögifter

Bottenlevande fauna kan vara långlivad och vara mycket känslig för belastning av organiskt material, metaller och miljögifter (Pearson & Rosenberg 1978). I området som undersöktes med avseende på mjukbottenfauna utfördes provtagning av ytsediment (0–2 cm) vid fyra stationer (GS8, GS9, GS10 och GS11) samt provtagning av djupare liggande sediment vid en station (VC7). Resultaten från ytsedimenten visar på huvudsakligen *mycket låga* till *låga halter* av ett flertal metaller, det är endast bly och kvicksilver som återfinns i *medelhöga halter*. Av analyserade PAHer har merparten detekterats i samtliga ytsediment och halten av sumPAH16 är att betrakta som *mycket hög*. Resultatet från analysen av det djupare liggande sedimentprovet visar på *mycket låga halter* av merparten av metallerna men även av PAHer. Miljökvalitetsnormer (MKN) överskrids endast för antracen i ytsedimentet på station GS11 och då efter att sedimentet har normaliserats för kolhalten. Om ingen normalisering sker överskrids inte MKN för antracen. Då bottenfaunan redan nu utsätts för de miljögifter som finns i sedimentet bedöms faunan inte påverkas nämnvärt av de halter som kan komma

att frigöras vid sjökabelförläggningen. Sedimentspridningen i samband med sjökabelförläggningen förmodas bli relativt begränsad då ackumulationsförhållanden råder i området där mjukbottenfauna provtagits. Kännetecknande för botten med ackumulationsförhållanden är att sediment ansamlas där och sprids därmed inte till närliggande områden i så stor utsträckning. I filtrerande arter som huvudsakligen lever på sedimentet exempelvis musslor kan möjligen förhöjda halter av detekterade ämnen erhållas.

#### 8.5 Sammanfattning mjukbottenfauna

Resultatet från undersökningen gav området *God* miljöstatus enligt BQI. Området har haft *God* status sedan den nationella provtagningen i området startade 2007.

Den största effekten på bottenfaunan är en direkt borttagning av djur och sediment under sjökabelförläggningen, vilket innebär en ökad dödlighet för djuren i området, samt den ökade sedimentationen som kan täcka över djur i närheten av kabeldiket. Ytan på det påverkade området beror på de hydrografiska förhållandena och är svår att uppskatta. Sjökabelförläggningen är dock begränsad i tiden, grumlingen av vattenmassan är kortsiktig och faunan i det påverkade området förväntas återhämta sig inom ca fem år. Det magnetiska fält som genereras av kabeln förväntas inte ha någon nämnbar effekt på bottenfaunasamhället.

Det rekommenderas att använda förläggningsmetoder som minimerar grumling samt att inte använda övertäckning med sten eller betongmatta på mjukbotten då detta leder till en minskning av habitatet.

#### 8.6 Konsekvensbedömning mjukbottenfauna

Oavsett vilken metod som används kommer bottenfaunan påverkas genom borttagning av sediment och efterföljande grumling av sedimentande partiklar. Om ovanstående rekommendationer följs förväntas inte bottenfaunan påverkas negativt i ett längre perspektiv. Det påverkade området bedöms återkolonieras inom 2–5 år och arternas populationsstatus i området bedöms inte påverkas.

Inga rödlistade arter (Artdatabanken 2015) eller arter skyddade enligt artskyddsförordningen (2007:845) påträffades vid undersökningen.

## 9 Undersökning av fisksamhället

Inga provfisken har genomförts i kustvattnen mellan Svarte och Ystad, men under en inventering av kustområdet mellan Smygehamn och Trelleborgs kommungräns pekades sistnämnda område ut som ett viktigt reproduktionsområde för fisk (Trelleborgs kommun 2016). Totalt 14 arter hittades under inventeringen, däribland sill (*Clupea harengus*), skarpsill (*Sprattus sprattus*), öring (*Salmo trutta*) och plattfiskar. Det är sannolikt att en liknande miljö och artsammansättning hos fisk finns i det kustnära området där Hansa PowerBridge är tänkt att förläggas.

Generellt anses grunda mjukbottnar, med och utan vegetation, vara viktiga områden för ett flertal fiskarter, vilka använder dessa områden för födosök, lek och uppväxt (Lindegarh & Pihl, 2012, Rosenberg, m.fl., 1984). Även grund hårbotten är ett viktigt uppväxtområde för fisk, där tång och tredimensionella strukturer kan utgöra ett skydd för juvenila fiskar (Seitz m.fl. 2014). Det grunda område inom den föreslagna kabelkorridoren som karterades visade förekomst av blåstång (*F. vesiculosus*), nära kusten på ca 1 m djup, och ett utbrett område med rödalgen kräkel (*F. lumbricalis*) på sten och block ned till 10 m djup. Vid anläggning av kabeln finns risk att dessa habitat påverkas negativt, vilket i sin tur kan påverka förekomsten av flera arter i området. Exempelvis kan förlust av rev och tångbälte bidra till minskad rekryteringsmöjlighet hos flera fiskarter. Det är därför viktigt att minimera eventuella negativa effekter på tångbältet och förekomsten av rev dels genom val av förläggningsmetod dels genom att återställa hårbottenhabitatet för att underlätta återkolonisering av makroalger.

Inventeringar genomförda 2005 i Svarteån och Charlottenlundsbäcken som mynnar i Svarte, ca 4 km väster om landdragningspunkten för Hansa PowerBridge, har visat höga förekomster av ål (*Anguilla anguilla*) och öring (Eklöv 2005). Öringyngel har även utplanterats i åarna under en lång tid. En kartläggning av ålgräs längs Skånes kust har visat att det tidigare vuxit ålgräs i kustområdet väster om Ystad, men det har gradvis försvunnit sedan år 2004 och år 2016 hittades inget ålgräs i området (Länsstyrelsen Skåne 2016). I den utförliga kartering som genomfördes i korridorens grunda parti under det här projektet noterades inga förekomster av ålgräs. Ålgräs och dess betydelse som uppväxtmiljö för fisk i området bedöms därför inte påverkas av sjökabelförläggningen.

En del av den föreslagna kabelsträckningen är belägen på mjukbotten som domineras av lera och sand. Plattfiskar som exempelvis piggvar (*Scophthalmus maximus*) använder djupare sandbottnar som lekplats. Relativt få fiskar lever i rena grusbottnar eller använda materialet som substrat. Däremot finns vissa fiskar som använder denna typ av bottenmaterial för romläggning. Fortplantningsområden för fisk som lägger ägg och leker på mjukbotten, så som havstobis (*Ammodytes marinus*) och sill (*C. harengus*) kan därför påverkas av sjökabelförläggningen, genom skador eller bortförsl av ägg och larver.

Flertalet undersökningar vid Krigers flak påvisar att området är artrikt på fisk (Energinet 2015, Vattenfall 2010). Totalt har 44 olika fiskarter registrerats under provfisken i området, däribland torsk (*Gadus morhua*), vitling (*Merlangius merlangus*), skrubbskädda (*Platichthys flesus*) och rödspätta (*Pleuronectes platessa*) (Energinet 2015). Torsk är den vanligast förekommande fiskarten och en stor del av beståndet i området utgörs av små individer, vilket indikerar att området är ett viktigt uppväxtområde för arten (Energinet 2015, Vattenfall 2010). Dock hittades få större torskar och inga rombärande honor under nämnda provfisken, varför det är troligt att det inte är ett huvudsakligt lekområde för torsken. Arkonabassängen (Figur 6) har däremot visat sig utgöra ett viktigt lekområde för torskbestånd från både västra och östra delarna av egentliga Östersjön (Hüssy 2011). I Arkonabassängen leker torsken på djup över 40 m mellan februari-augusti, leken är som mest intensiv i maj-juni (Hüssy 2011).

## 9.1 Möjlig påverkan på fisksamhället

### 9.1.1 Grumling

Sedimentspill som sprids i vattnet har visat sig påverka fiskars beteende och dess fysiologi. Det är stor skillnad på hur olika arter och levnadsstadier hos fisk påverkas av grumling, men påverkansgraden är främst beroende av partikelkoncentrationen i vattenmassan samt exponeringstiden (Naturvårdsverket 2009). Flertalet fiskarter har uppvisat undvikande beteende under förhöjda halter redan vid 3 mg/l (Naturvårdsverket 2009, Westerberg m.fl. 1996). Den förhöjda sedimentkoncentrationen kan bidra till försvårat gasutbyte i fiskens gälar och därmed minskat syreupptag då sedimentpartiklar fäster vid fiskens gälar. Framförallt tidiga levnadsstadier av fisk kan förväntas påverkas av de förhöjda sedimentkoncentrationerna i vattenmassan, då dessa ofta har en förhållandevis större gälyta i förhållande till sin kroppsstorlek. Detta har bekräftats i flertalet studier, bland annat av Westerberg m.fl. (1996), som visade på en minskad överlevnad för torsk-larver vid en partikelhalt på 10 mg/l. Vidare kan fiskar som använder sig av visuellt födosöksbeteende påverkas av grumling. Flertalet studier har påvisat förändrat jaktbeteende hos predatorer och förändrat exponeringsbeteende hos bytesfisk, men det finns också många exempel på fisk som ej påvisar någon förändring i beteende (Naturvårdsverket 2009).

Fiskägg och larver, vilka inte har möjlighet att fly undan, kan vara särskilt känsliga för direkt kvävning genom förflyttning av sediment och ökad grumlighet i vattnet. Fiskägg som läggs i bottensubstrat riskerar en ökad dödlighet om sedimentspillet orsakar nedfallande partiklar i området där fiskäggen lagts, vilket kan reducera syretillförseln till äggen. Uppslamning som orsakar nedfallande sediment i områden där fiskägg lagts på havsbotten efter lek hos bland annat sill och laxfisk, löper därför en uppenbar risk för skadeverkan (Greig m.fl. 2005, Rosenthal 1971). Studier på stillahavssill har visat på ofullständig utveckling av ägg redan efter två timmar då de lagts i sediment under hög grumlighet (250 ml/l, Griffin m.fl. 2009). Vidare kan grumling orsaka en drastisk försämring av överlevnaden av pelagiska fiskägg, vilka kan tyngas ned av den ökade partikelhalten i vattnet (Naturvårdsverket 2009). Torskägg har visat sig påverkas, redan vid partikelhalter på 5 mg/l, så mycket att de förväntas sjunka till havsbotten efter fyra dygn i stillastående vatten (Westerberg 1996).

Det är dock inte alltid påvisat att grumlig är en negativ faktor för överlevnaden hos fisk. Bland annat så har studier på juvenil fisk visat på ökad överlevnad på grund av minskad predation vid kraftig grumling av vattnet (Naturvårdsverket 2009).

Det rekommenderas att vid sjökabelförläggningen använda den metod som bidrar till så låg frisättning av sediment till vattenmassan som möjligt, detta för att minska effekten på fisksamhället. Sjukabelförläggning ses dock som en mindre grumlingseffekt jämfört med andra marina aktiviteter, exempelvis muddringsverksamhet, och en eventuell effekt på fisksamhället bedöms vara kortvarig (Nemo Link 2013). Det kan förväntas att större fisk visar ett undvikande beteende och kortsiktigt förflyttar sig från det påverkade området, medan mindre fisk utsätts för en något större påverkan. Den föreslagna kabelsträckningen går längs med den västra utkanten av Arkonabassängen (Figur 6), där torsken leker på djup över 40 m från februari till augusti och som mest intensivt i maj-juni. Det är dock svårt att säga i vilken utsträckning sjukabelförläggningen kommer påverka fiskägg och fisklarver i området då strömförhållandena i denna del av Östersjön gör att ägg och larver inom några dagar kan transporteras långt från lekområdena (Hüssy 2011). Området för den planerade kabelsträckningen utgörs av en relativt smal korridor och framdriften vid sjukabelförläggningen är snabb, ca 100 m i timmen, vilket betyder att påverkan i ett visst område är begränsat i tiden. Om arbete som medför grumling förläggs under den mest intensiva lekperioden för torsken i området (maj-juni) bedöms sjukabelförläggningen kunna medföra vissa negativa effekter på rekryteringen men påverkan bedöms

dock som liten och bedöms inte medföra negativa effekter på populationsstatusen för torsken i västra Östersjön.

#### 9.1.2 Buller

Potentiella effekter av undervattensljud på marin fisk inkluderar attraktionseffekt mot ljudkällan, undvikande beteende, temporär hörselskada och vid kraftig påverkan permanent fysisk skada (Meissner 2006). Nedwell m.fl. (2003) mätte ljudnivån 160 m från en kabelförläggning och fann att den i genomsnitt låg 10–15 dB över bakgrundsljudnivåer och översteg 70 dB endast vid ett tillfälle. Samma studie klassificerade också undvikande beteende hos fisk som mildt vid ljudnivåer på 75 dB och signifikant vid 90 dB. En annan studie konkluderade att det vid normalt arbete kan antas att sjökabelförläggningar inte påverkar fisk längre bort än 50 m från kabeln (Nemo Link 2013). Det kan därför antas att buller från sjökabelförläggningen inte kommer orsaka betydande beteendeförändringar hos fisk utöver hos de som befinner sig i närområdet. Den ökande ljudpåverkan associerat med sjökabelförläggningen förväntas heller inte ge några betydande effekter för fisk i området på längre sikt.



**Figur 13.** Sill (*Clupea harengus*).

#### 9.1.3 Magnetiska fält

Likströmskabeln Hansa PowerBridge beräknas ge upphov till ett magnetfält som vid ca 2 m avstånd från kabeln mäter samma nivå som det naturliga jordmagnetiska fältet i Sverige (Figur 5) (Svenska kraftnät 2018).

De fiskar som är känsliga för magnetfält kan potentiellt utsättas för en direkt påverkan av sjökabeln, då elektromagnetism är associerat med fiskens orienteringsförmåga och byteslokalisering. Studier på broskfisk har påvisat attraktion av svaga magnetiska fält (0,005–1  $\mu\text{T}/\text{cm}$ ), men undvikande vid fältstyrkor överstigande 10  $\mu\text{T}/\text{cm}$  (Kalmijn 1982). Bottenlevande fisk kan antas vara mer exponerad för undervattenskablers elektromagnetiska fält än pelagisk fisk, då de vistas närmare kabeln.

Ålen använder sig av magnetkänsliga organ för att navigera via det jordmagnetiska fältet under sin vandring mot Sargassohavet. Studier på marina kablers påverkan på migrerande fisk med avseende på elektromagnetiska fält är bristfälliga, det är därför svårt att avgöra hur stor effekt Hansa PowerBridge kan komma att ha på migrerande arter som till exempel ål. Gill och Barlett (2010) konkluderade att en

kabel kan inverka på beteendet hos migrerande arter som ål och laxfisk, vilka använder jordens magnetfält för orientering under sin vandring, om migrationsrutten ligger över kabeln. Detta är speciellt tydligt om kabeln är belägen på grunt vatten under 20 m (Gill och Barlett 2010), men det är dock svårt att säga vilken påverkan det har för fiskens ekologi och långvariga vandringsbeteende. I en studie genomförd av Naturvårdsverket (2012b) uppmättes en minskad simhastighet för blankål vid passage över en växelströmskabel (130 kV) liggandes på havsbotten i Kalmarsund. Fördröjningen för ålen var i snitt 40 minuter och kabeln bedömdes inte utgöra ett absolut vandringshinder. I fältundersökningar inför anläggandet av en likströmskabel i Östersjön angavs att ålen kan få en kursavvikelse på upp till något hundratal meter på grund av kabeln (Westerberg & Begout-Anras 2000). Försök har även visat att ål har en magnetisk kompass och kan orientera sig i den riktning de hade innan de blev störda av ogynnsamma förhållandena eller en barriär. Den magnetiska kompassen ger ålen möjlighet att återuppta sin kurs när förhållandena blir gynnsamma igen eller när de passerat barriären (Durif m.fl. 2013).

För att minska effekten av det magnetiska fält som uppkommer runt sjökabeln rekommenderas att sjökabeln grävs ned. Vid nedgrävning av kablarna reduceras de magnetiska fälten markant (OSPAR 2009).

#### 9.1.4 Kumulativa effekter

Eftersom majoriteten av arbetet med sjökabelförläggningen endast påverkar fisksamhället under en kortare tidsperiod anses kumulativa effekter på grund av sjökabelförläggningen vara begränsade. Denna påverkan kan dock ge ett högre utslag om arbeten av liknande art utförs i närliggande områden under samma tid. Effekter av grumling, frigörande av miljögifter och buller bör då beaktas i relation till andra arbeten. När denna rapport skrivs finns dock inte kännedom om andra projekt som planeras att byggas i närområdet samtidigt som Hans PowerBridge.

Det är enligt avsnitt 9.1.3 *Magnetiska fält* möjligt att flera sjökablars magnetiska fält tillsammans kan ge en effekt på migrationen hos individer som passerar dem under sin vandring. Studier på marina kablars sammanslagna påverkan är emellertid få och bevis på kumulativa effekter från magnetiska fält saknas (Thomsen m.fl. 2015). I området för planerad sträckning finns idag flera sjökablar, dessa är samtliga kommunikationskablar (inga kraftkablar) och alstrar inget magnetfält. En annan likströmsförbindelse, Baltic Cable, ligger ca 50 km väster om den föreslagna sträckningen för Hansa PowerBridge.

#### 9.1.5 Miljögifter

Frigörande av miljögifter vid uppgrumling av sediment riskerar att bidra till en ökad halt miljögifter i fiskars habitat och följaktligen i fisk. Bottenlevande organismer kan också ackumulera miljögifter, vilka kan förflyttas högre upp i näringsväven då dessa organismer konsumeras, och på så vis bidra till förhöjda halter i fisken (CEFAS 2001). Då fiskar är mobila kan de påverkas av miljögifter som frigörs från sedimenten längs med hela den föreslagna kabelsträckningen, varför den följande bedömningen kommer att utgå från resultat från samtliga provtagna stationer.

Tungmetaller har uppmätts vid samtliga stationer, merparten av analyserade metaller har dock uppvisat halter som är att anse som bakgrundsnivåer. Bly, kvicksilver och kobolt är de metaller som har uppvisat högst halter då de har legat inom klass 3 *medelhög* halt. Vid en lokal har även halten bly uppnått klass 4 *hög* halt, MKN för bly har dock inte överskridits vid någon station. Bly är vanligen hårt bundet i sedimenten men kan vid grumling frisättas och då tas upp av bland annat fisk. Exponering för bly kan högre upp i näringskedjan ge skador på nervsystemet, njurar, skelett samt ge upphov till en försämrad reproduktionsförmåga (Bignert m.fl. 2017, Bergman m.fl. 2012).

Förutom tungmetallerna detekterades även föreningar av PAH och PCB. Totalt analyserades 16 PAHer och merparten av dessa detekterades i ytsedimenten i de djupare områdena (>40m) där sedimenten var finkornigare. Halterna motsvarade klass 4 till klass 5 (*hög till mycket hög* halt). Den totala halten av PAHer (sumPAH16) i de lerigare sedimenten uppnådde klass 5, medan halterna var betydligt mindre i sandigare områden där sumPAH16 hamnade inom klass 1. Det bör även noteras att MKN för antracen överskreds i ytsedimenten vid station GS7 och GS11 efter att sedimentens kolhalt hade normaliserats till 5 %. Halter av PAHer uppmättes även i de djupare liggande sedimenten men inte i samma omfattning som i ytsedimenten. SumPAH16 vid station VC7 hamnade här inom klass 1, vilket visar på att halterna av PAH-föreningar avtar ner i sedimenten.

Analys av PAH i sill från Kattegatt (Fladen) visar att det främst är de vattenlösliga PAH-föreningarna, de som ingår i gruppen PAH-L, som förekommer i fisk och då i mycket låga halter (Sternbeck m.fl. 2004). Detta beror på att PAHer snabbt metaboliseras i djur högre upp i näringskedjan och således avtar uppåt i näringskedjan (Nakata m.fl. 2003). Dock så har PAHer påvisats ge deformiteter och ökad mortalitet av torsk och sillebryon, och kan därför vara skadliga för tidiga livsstadier av fisk (Wurl och Obbard 2004, Kocan m.fl. 1987). Av de PAHer som ingår i L-gruppen (naftalen, acenaphylen och acenaften) detekterades naftalen vid fem stationer och acenaften vid en station, acenaphylen detekterades inte alls. Inom HELCOMs arbete med att bedöma miljötillståndet i Östersjön representeras koncentrationerna av PAH i första hand av benzo(a)pyren i biota och i andra hand av fluoranten i biota och antracen i sedimentet. Med avseende på innehållet i biota av både benzo(a)pyren och fluoranten så bedöms statusen i de södra delarna av Östersjön som *god* men som *ej god* vid bedömningen av halten antracen i sedimenten.

Av de organiska tennföreningarna påträffades TBT samt dess nedbrytningsprodukt DBT vid två stationer vardera. TBT noterades vid de djupare och lerigare bottenarna (GS10, GS11) medan DBT detekterades i de grundare områdena (GS3, VC1). Samtliga uppmätta halter är dock att betrakta som *låga* i förhållanden till andra marina sediment längs kusten, exempelvis uppmättes *medelhöga* halter i Arkonabassängen inom den nationella provtagningen 2014 (Apler 2016). Halten TBT är dessutom under gällande MKN.

Vid bedömning av påverkan på fisk är det viktigt att komma ihåg att det aktuella området utgörs av en relativt smal korridor där långa sträckor utgörs av ett grövre substrat. Ett grövre substrat med låga till mycket låga halter kommer sannolikt, på grund av sin partikelstorlek, att sjunka till botten relativt snabbt och orsaka en minimal spridning. Även det djupare området med ett finkornigare substrat och där halterna är högre bedöms ha en relativt kortvarig spridningsfas i det öppna havsområdet varför risken för att halterna av analyserade sedimentbundna miljögifter kan påverka fisken anses relativt liten (OSPAR 2009). Provfisken inom den integrerade fiskövervakningen i svenska vatten har inte visat några indikationer på populationseffekter knutna till miljögifter (Appelberg m.fl. 2007). Att frigörande av miljögifter under sjökabelförläggningen ger en påverkan på populationsnivå för fisk är därför mindre sannolikt. Om effekter ändå skulle uppstå vore det i huvudsak endast bottenlevande stationära bestånd som skulle påverkas. I en rapport om miljögifters påverkan på fisk har Naturvårdsverket (2008b) dragit slutsatsen att "det idag inte finns indikationer på att enskilda miljögifter eller den sammanlagda miljögiftsbelastningen ger upphov till effekter på populationsnivå hos fisk". Denna slutsats bör dock betraktas med försiktighet. Det är likväl möjligt att effekter kan ses på individnivå högre upp i näringskedjan, men i vilken utsträckning detta sker är beroende av ämnehalt och storlek på grumling över tiden. Det rekommenderas att förläggningssmetoder som minimerar grumling används för att undvika frigörande av miljögifter. Att använda skärmar eller dukar för att förhindra spridning av sediment är inte tillämpningsbart längs större delen av den planerade kabelsträckningen på grund av djupet.

## 9.2 Sammanfattning fisksamhället

Lek- och uppväxtområden för kommersiellt viktiga och skyddsvärda arter (till exempel torsk, rödspätta och ål) förekommer i området och i närliggande områden. Grumling av vattenmassan är det som bedöms ha störst inverkan på fisksamhället under anläggningsfasen, det rekommenderas därför att vid sjökabelförläggningen använda den metod som bidrar till så låg frisättning av sediment till vattenmassan som möjligt samt att minimera exponeringstiden. Hög partikelkoncentration i vattenmassan kan påverka vuxna individer och tidigare livsstadier negativt. Vid kraftig grumling är ett undvikande beteende att förvänta hos vuxna individer och en ökad dödlighet kan ske hos ägg och larver. Det är svårt att bedöma i vilken utsträckning ägg och larver kan påverkas av sjökabelförläggningen då strömmar transporterar ägg och larver över stora områden, en viss negativ påverkan på nyrekryteringen av torsk kan ske om sjökabelförläggningen sker under den mest intensiva lekperioden. Grumlingen förväntas inte vara kraftig och framdriften vid sjökabelförläggningen är snabb vilket innebär att inget enskilt område kommer påverkas under någon längre tid, detta minskar risken för negativa effekter på ägg och larver.

Studier på marina kablers påverkan på migrerande fisk med avseende på magnetiska fält är bristfälliga, det är därför svårt att avgöra hur stor effekt Hansa PowerBridge kan komma att ha på till exempel ål. Magnetiska fält bedöms ge liten inverkan på fiskars beteende, och inga direkt negativa effekter av denna exponering är i nuläget att bedöma som trolig, vare sig vad gäller migrationsmönster för ål eller andra beteenden. Möjligen kan sjökabeln ge upphov till en liten kursavvikelse men den bedöms inte utgöra ett större vandringshinder. För att minska effekten av det magnetiska fält som uppkommer runt sjökabeln rekommenderas att sjökabeln grävs ned.

## 9.3 Konsekvensbedömning fisksamhället

Under förutsättning att ovanstående rekommendationer följs bedöms påverkan på fisksamhället längs den föreslagna kabelsträckningen som låg. Undvikande beteende av fisk kan förväntas under anläggningsfasen, men beteendeförändringen bedöms vara kortvarig utan permanent påverkan. Sjökabelförläggningen kan medföra skador på individnivå och enstaka individer kan förväntas omkomma, vilket inte bedöms medföra betydande påverkan på fiskbeståndet i området. Det finns inga fiskar som är skyddade enligt artskyddsförordningen (2007:845), dock är ål klassad som akut hotad (CR) och torsk och vitling är klassade som sårbara (VU) i Artdatabankens rödlista (2015).

Om arbete som medför grumling förläggs under den mest intensiva lekperioden för torsken i området (maj-juni) bedöms sjökabelförläggningen möjligen kunna medföra vissa negativa effekter på rekryteringen men påverkan bedöms dock som liten och det bedöms inte medföra negativa effekter på populationsstatusen för torsken i västra Östersjön.

Kabelns elektromagnetiska fält kan medföra en fördröjning av passagen över kabeln för den migrerande ålen, men bedöms ej ge betydande påverkan på migrationen.



## 10 Marina däggdjur

### 10.1 Tumlare

I Sverige finns det tre tumlarpopulationer varav två, Bälthavspopulationen och Östersjöpopulationen, uppehåller sig i skånska vatten. Bälthavspopulationen är klassad som sårbar (VU) i Artdatabankens nationella rödlista (Artdatabanken 2015) och Östersjöpopulationen är klassad som akut hotad (CR) enligt Helcoms rödlista (HELCOM 2013b). Tumlar (*Phocoena phocoena*) är även skyddad enligt artskyddsförordningen (2007:845). Tumlare (Figur 14) finns i området för den planerade kabelsträckningen året runt, men de olika populationerna har olika rörelsemönster. Beståndet av tumlare i Östersjön har länge uppskattats vara lågt. Aktuella undersökningar av förekomst av klickljud från tumlare i Östersjön har emellertid tytt på en kraftig ökning av beståndet i Bälthavets förvaltningsområde under de senaste åren, och har påvisat en hög densitet på över 20 000 valar i Sydvästra Östersjön (SAMBAH 2016, ASCOBANS 2016). Ett område söder om Skåne har bedömts som viktigt för tumlare under augusti-november (Carlström och Carlén 2016) vilket lett till att Natura 2000-området *Sydvästskånes utsjövatten* (SE0430187) upprättades 2016, området täcker över 115 000 ha (Länsstyrelsen Skåne 2016b). Hansa PowerBridge föreslagna sträckning går genom den östra delen av Natura 2000-området. Tumlare från båda bestånden, där östersjöbeståndet är betydligt mer utsatt, befinner sig i Natura 2000-området framför allt under augusti-november men även under vinterhalvåret (SAMBAH 2016). Andra valarter än tumlare förekommer endast som tillfälliga gäster i Östersjön (Naturvårdsverket 2012c).



**Figur 14.** Tumlare (*Phocoena phocoena*). Foto: Sandra Andersson.

### 10.2 Knubbsäl

Knubbsälen (*Phoca vitulina*) vid Skåne tillhör västkustpopulationen och beräknas som livskraftig (Artdatabanken 2015). Knubbsälens parning äger rum under juli månad och kutarna föds under perioden slutet av maj till slutet av juni, varefter digivning pågår i 3–4 veckor. Under juli och augusti byter knubbsälen päls och spenderar stor del av tiden på land. Från augusti till november pågår sedan en intensiv födosöksperiod. Födosöket skiljer sig mellan regioner men födan består hos vuxna individer ofta av ett stort antal olika arter av fisk (Naturvårdsverket 2011b). Knubbsäl har visat en kraftig uppgång i hela Östersjön under de senaste åren, särskilt i de södra delarna av havet (Havs och Vattenmyndigheten 2014).

### 10.3 Gråsäl

Gråsälen (*Halichoerus grypus*), särskilt unga individer, rör sig över stora arealer i större delen av Östersjön. De flesta har sitt tillhåll i de norra delarna av Östersjön, men uppehåller sig också i de södra delarna vid Skånes kust (Havs och Vattenmyndigheten 2012). Östersjöns gråsälsbestånd uppskattades år 2011 till ungefär 24 000 individer, varav ca 1300 individer observerades vid svenska kusten från Småland och söderut och arten bedöms idag som livskraftig (Havs och Vattenmyndigheten 2012). Gråsälens ungar föds mellan februari och mars. Under den efterföljande diperioden på tre veckor och perioden maj-juni då sälarna byter päls, spenderar gråsälen mestadels tid på is eller kobbar och skär i främst norra Östersjön. Måkläppen är det enda området på skånska sydkusten där viloplats för gråsäl observerats, varvid en till två ungar föds per år (Härkönen2007). Gråsäl har visat en kraftig uppgång i hela Östersjön under de senaste åren, särskilt i de södra delarna av havet (Havs och Vattenmyndigheten 2014).

### 10.4 Möjlig påverkan på marina däggdjur

#### 10.4.1 Grumling

Det finns begränsad litteratur angående påverkan av grumling på marina däggdjur. Påverkan på valar som tumlare bedöms emellertid som låg, då de inte enbart använder sig av visuell information för att navigera och söka föda. Tumlare är också mycket mobila och de valar som eventuellt utsätts för den ökade grumlingen kan förväntas avlägsna sig från det påverkade området för att återvända då sedimentplymen har flyttat sig eller försvunnit. En ökad partikelkoncentration anses inte inverka betydande på områdets tumlarbestånd.

För sälarna kan grumling leda till kortvariga svårigheter för födosökande på grund av den försämrade sikten, då de inte använder sig av ekolokalisering. Detta kan medföra att sälarna tvingas förflytta sig för att söka föda i andra områden som inte är utsatta för ökad grumling. Den tillfälligt höjda sedimentkoncentrationen bedöms inte ha någon betydande effekt på sälpopulationerna i området mer än att den kan få sälarna att skifta födosöksområde under exponeringstiden.

#### 10.4.2 Buller

Undervattensljud kan ha olika effekt på marina djur och trots att studierna av påverkan från ljud har ökat under senare år är kunskapen fortfarande begränsad (Todd m.fl. 2015). Effekten av buller på marina däggdjur är av varierande grad och sträcker sig från att djuren kan detektera ljudet men det är för svagt för att orsaka en mätbar reaktion till att djuret åsamkas en direkt fysisk skada av ljudet (Tabell 7). Ljudnivåerna vid vilka de olika effekterna uppstår är artspecifika och beror även på vilken typ av ljud det är, ljudets spektra och hur länge ljudet pågår (FEIA 2016). Den primära källan för buller under sjökabelförläggningen kommer från de fartyg som utför själva kabelförläggningen. Det är redan idag mycket båttrafik i området kring den föreslagna kabelsträckningen och buller associerat med ökad båttrafik under sjökabelförläggningen alstrar endast en liten adderad bullernivå. De effekter sjökabelförläggningen förväntas kunna ha på de marina däggdjuren i området ligger på nivå 1 till 3 enligt Tabell 7, det vill säga från att djuren uppfattar ljudet men inte reagerar på det till att ljudet leder till att djuren undviker området. Troligt är att de tillfälliga ökningarna av buller under konstruktionsfasen innebär kortvariga beteendeförändringar hos marina däggdjur, då det kan förväntas att individer förflyttar sig från området under arbeten som ger ifrån sig buller, för att sedan återkomma efter insatsen. Det kan även innebära att sälars läten dränks i det omgivande bullret. Temporära hörselnedsättningar är mindre troligt, men skulle möjligtvis kunna uppkomma om ett djur befinner sig i närheten av arbetet under lång tid. Området för den planerade kabelsträckningen utgörs av en relativt smal korridor och framdriften vid sjökabelförläggningen är snabb, ca 100 m i timmen, vilket betyder att påverkan i ett visst område är begränsat i tiden.

**Tabell 7.** Effektkategorier för påverkan av buller på marina däggdjur. Effekter på marina däggdjur i samband med sjökabelförläggningen förväntas vara från nivå 1 till nivå 3. Tabell anpassad från FEIA 2016.

Nivå	Effekt
1	Djuren kan uppfatta ljudet, men det är för svagt för att orsaka en mätbar reaktion.
2	Ljudet försämrar djurets kommunikation.
3	Ljudet leder till en undvikande reaktion, d.v.s. djuret lämnar eller undviker ett område.
4	Väldigt höga ljud eller en lång exponering kan leda till en tillfällig eller permanent förskjutning av hörseltröskeln.
5	Fysisk skada som ett resultat av stora tryckförändringar.

#### 10.4.2.1 Tumlare

Tumlare producerar en mängd läten i ett brett spektrum av frekvenser bland annat för kommunikation och lokalisering av bytesdjur (Todd m.fl. 2015). Vid födosök används korta riktade ljudklick eller en ljudserie av klick med ultraljudsfrekvenser (120–130 kHz) (Kastelein m.fl. 2002). De högfrekventa klickljuden sprids på relativt korta avstånd (mindre än 1 km) (Sigray och Andersson 2014). Tumlarens hörsel omfattar frekvenser från under 1 kHz till omkring 140 kHz med bäst känslighet mellan 100–140 kHz (Kastelein m.fl. 2002). Fartygsljud har en lägre frekvens än tumlaren och överlappar inte de frekvenser som tumlare avger och stör därför troligen inte deras interna kommunikation. Fartygsljud kan ändå störa tumlarna vilka tar till flykt för att undvika fartygen (Sigray och Andersson 2014). Vid inventeringar har tumlare dokumenterats ändra simriktning ca 1 km från fartyget (Palka och Hammond 2001). Det är däremot inte påvisats att tumlare alltid undviker områden med kontinuerligt höga bullernivåer från båttrafik. I exempelvis Stora Bält, ett område med flera intensivt trafikerade farleder, ansamlas stora bestånd av tumlare (SAMBAH 2016). Även området för den planerade kabelsträckningen är starkt trafikerat av fartyg samtidigt som tumlare uppehåller sig i området. Beteendeförändringar har observerats vid plötsliga möten med fartyg under hög fart, där valarna observerats dyka djupt och stanna vid havsbotten under fartygets passage (SAMBAH 2016). Denna typ av undvikande beteende hos valarna då de ej går upp till ytan för luft kan påverka dem negativt. Då hastigheten för de fartyg som används för sjökabelförläggning generellt är låg förväntas plötsliga möten med dessa fartyg på grund av hög hastighet inte inträffa.

Den tidsperiod som bedömts medföra minst risk för skadlig påverkan på de båda tumlarpopulationerna i området för den planerade kabelsträckningen är maj-juli (Länsstyrelsen Skåne 2018). I maj-juli rör sig tumlarna mot den västra delen av Natura 2000-området vilket leder till en minskad koncentration av tumlare i de östra delarna av området (Carlström & Carlén 2016). Med avseende på den förmodat låga påverkan som sjökabelförläggningen förväntas ha på tumlarna samt den relativt snabba framdriften bedöms arbetet kunna utföras under en större del av året, för att minimera möjlig påverkan på tumlare rekommenderas att perioden augusti-november undviks.

#### 10.4.2.2 Säl

Buller associerat med ökad båttrafik samt konstruktions- och muddringsarbeten på havsbotten kan möjligtvis påverka sälar, detta då de använder ljud för att kommunicera (Todd m.fl. 2015). Arbeten inom parningsområden kan dränka viktiga kommunikationsljud för sälar och därmed påverka deras reproduktion (Todd m.fl. 2015). Under sjökabelförläggningen kan båttrafik samt luft- och vattenburet ljud störa sälar, men det är oklart om detta har någon stor betydelse för sälpopulationen, förutom möjligtvis under födsel- och digivningsperioden i juni (Naturvårdsverket 2012c). Det är endast få studier som har sett långvarig påverkan på sälar av muddrings- och olika anläggningsarbeten (Naturvårdsverket 2012c, Todd m.fl. 2015).

Området för den planerade kabelsträckningen är redan intensivt trafikerat av fartyg samtidigt som säl uppehåller sig i området. Exponering för buller från båttrafiken kan eventuellt orsaka ett temporärt förändrat beteende för enstaka individer som befinner sig i närhet av sjökabelförläggningen. De

bullernivåer som sjökabelförläggningen förväntas medföra anses låga i sammanhanget och påverkan på sälstammen förväntas vara begränsad. Ingen särskild begränsning i tidsperiod för sjökabelförläggningen anses därför nödvändig.

### 10.4.3 Magnetiska fält

Litteraturunderlaget gällande effekter av magnetiska fält på marina däggdjur är sparsamt. Nedwell m.fl. 2003 konstaterade att vissa valar troligtvis använder sig av jordens magnetfält för att navigera och förändringar i magnetfältet kan påverka orienteringen för valar. Studier har visat på kopplingar mellan mass-strandningar av valar och magnetiska störningar i samband med geomagnetiska anomalier, men studier av magnetiska fält härstammande från sjökablar är väldigt begränsad. Troligt är att magnetiska fält med ursprung från enskilda sjökablar har försumbar inverkan på tumlar- och sälbestånden. Dock kan den kumulativa effekten av ett ökat antal kablar i våra hav få ett större utslag i framtiden. Därför är det viktigt att handla förebyggande och vidta de åtgärder som finns för att minska de magnetiska fält som förekommer, bland annat genom att gräva ned kablarna. Vid nedgrävning av kablarna reduceras de magnetiskafälten markant (OSPAR 2009).

### 10.4.4 Kumulativa effekter

Då de flesta effekter på marina däggdjur till följd av sjökabelförläggningen bedöms vara kortvariga bedöms också den kumulativa effekten i området som låg. Om flertalet liknande arbeten utförs i området under samma tidsperiod kan de adderade effekterna ge en ökad påverkan på tumlare och sälar inom de områden som berörs under avsnitt *10.4 Möjlig påverkan på marina däggdjur*. Graden av påverkan är dock svårbedömd och beror på vilken typ av arbeten som utförs och dess omfattning. När denna rapport skrivs finns dock inte kännedom om projekt som planeras att byggas i närområdet under samma tidsperiod som Hansa PowerBridge.

Om anläggningen av sjökabeln och annan marin verksamhet i området bidrar till förändringar i förekomst av bytesdjur för marina däggdjur, kan det innebära en minskad näringstillgång för tumlare och säl, vilket i sin tur kan leda till att djuren förflyttar sig från det påverkade området alternativt att de går över till ett mer tillgängligt byte. Förändringar i bytesförekomst på grund av sjökabelförläggningen bedöms dock som temporär och i relation till andra marina aktiviteter låg, därför bedöms också den kumulativa effekten till följd av sjökabelförläggningen som låg. Kunskapen om påverkan på marina däggdjur från kablars magnetiska fält är begränsad men det är troligt att enskilda kablar har en försumbar inverkan på tumlar- och sälbestånden.

Sjökabeln Hansa PowerBridge bedöms inte leda till långvarig förlust av habitat för tumlare eller säl, detta då kabeln främst kommer ligga nedgrävd i sediment. Om flertalet arbeten utförs i området samtidigt eller efter varandra kan det bidra till att tumlare avlägsnar sig från området under en längre tid, vilket bör beaktas.

### 10.4.5 Miljögifter

Marina däggdjur som tumlare och sälar är toppkonsumenter i havet, och kan uppta betydliga mängder miljögifter från bytesdjur. Miljögifterna lagras i djurens fettvävnad och kan där ackumuleras till höga halter. Tungmetaller och långlivade organiska miljögifter i djurens närmiljö kan därför leda till en ökad risk för förgiftning och påverkan både på individ- och på populationsnivå. Laboratoriestudier indikerar att påverkansgrad beror av koncentration, ämne, exponeringstid och vilken art som påverkas (Todd m.fl. 2015). Sälar och tumlare i Östersjön är redan utsatta för höga halter av miljögifter, däribland DDT, PCB, dioxiner, TBT och kvicksilver (Naturvårdsverket 2008b). Frigörande av ytterligare miljögifter i områden med ett tätt bestånd av tumlare och säl samt i dess födoområden kan ge ytterligare förhöjda halter i dess vävnader.

Tumlare har visat sig påverkas negativt av tungmetaller och organiska miljögifter med effekter på tumlarnas reproduktionsförmåga (OSPAR 2009b), immunsystem och det endokrina systemet (Todd m.fl. 2015, Desforges m.fl. 2016). Det finns även samband mellan höga kvicksilverhalter och försämrad späcktjocklek/muskelkondition samt ökad förekomst av vävnadsskador orsakade av parasitangrepp i tumlare i Östersjön (Naturvårdsverket 2008c). Studier har påvisat ett samband mellan strandade tumlare och högre halter tennorganiska föreningar och PCB jämfört med tumlare som tagits upp som bifångst (Naturvårdsverket 2008b). PCB och flamskyddsmedlet PBDE har också visats öka risken för infektionssjukdomar hos tumlare (Naturvårdsverket 2008c). Det finns även studier som visar att organiska miljögifter, bland annat PFOS, anrikas från hona till foster (Van der Vijver m.fl 2004).

Liksom med tumlare så har även studier på sälar visat att tungmetaller och organiska miljögifter kan ge ett försämrat immunförsvar hos djuren (Desforges m.fl. 2016). Trots att sälar generellt sett verkar kunna tolerera relativt höga halter av kvicksilver utan tecken på kvicksilverförgiftningar (Law 1996), har det konstaterats att både knobbsäl och gråsäl fått försämrat immunförsvar då de utsatts för höga halter kvicksilver, vilket gör att de är mer mottagliga för sjukdomar och parasiter (Desforges m.fl. 2016). Generellt sett verkar gråsäl i Östersjön ha högre koncentration av kvicksilver i kroppen än knobbsälar, men det har inte utslutits att knobbsälarna också påverkas av de förhöjda halterna i Östersjön (Naturvårdsverket 2008b). Vidare är höga halter av kadmium associerade med njurskador hos säl (Law 1996). Det är stora variationer av metallkoncentrationerna i östersjösälar, och ett bidrag av förhöjda halter metaller i sälarnas kroppar kan innebära toxiska nivåer i enskilda individer. I sammanhanget förväntas dock bidraget av miljögifter i säl på grund av frisättning från sedimenten i samband med sjökabelförläggningen vara lågt. Minskningar av sälpopulationer och patologiska förändringar har varit starkt kopplade till miljögifter i Östersjön under en lång tid, men det påpekas att kopplingen mellan specifika substanser och observerade förändringar i hälsa hos säl ofta saknas (Naturvårdsverket 2008b). Däremot har höga halter av det organiska miljögiftet PCB satts i samband med reproduktionsnedsättning, livmodertumörer och sänkt immunrespons hos framförallt gråsäl, men även hos knobbsäl (Naturvårdsverket 2008b).

Sammanfattningsvis finns det ett flertal studier och rapporter som visar att marina däggdjur kan påverkas negativt av tungmetaller och organiska miljögifter då de är så kallat toppkonsumenter. Uppmätta halter i området får dock ses som relativt låga. Av tungmetallerna är det endast bly, kvicksilver och kobolt som återfinns i *medelhöga* halter i sedimenten. MKN som finns för bly överstigs inte och enligt HELCOM är halterna av kvicksilver i fisk i området söder om Skåne inom nivån för god status, vilket indikerar att de halter av kvicksilver som återfinns i sedimenten i dagsläget inte påverkar fisken. Detsamma gäller även för halterna av PCB i fisk. I området med mjukbotten har höga till mycket höga halter av PAH'er noterats i främst ytsedimenten, och MKN för antracen överskrids på två stationer efter normalisering av kolhalten i sedimenten. Att antracenhalterna i sedimenten är förhöjda i södra egentliga Östersjön visar även HELCOMS bedömning.

Det är viktigt att komma ihåg att det aktuella området utgörs av en relativt smal korridor och risken att halterna av analyserade sedimentbundna miljögifter kan påverka anses relativt liten (OSPAR 2009). Tumlare rör sig ofta över stora områden och det är sannolikt en mycket liten risk för att tumlarna (alternativt sälar) skall påverkas av en eventuell frisättning av sedimentbundna gifter till den fria vattenmassan då detta medför att djuret skall äta av fisk som först har kontaminerats. Om så sker kan det möjligen ha effekt på den enskilda individen av tumlare men inte en betydande effekt på områdets tumlarbestånd, tumlarpopulationen påverkas alltså inte. Samma gäller för säl men här ses risken för en påverkan som ännu mindre då området saknar en stationär sälpopulation varför en eventuell påverkan på säl i samband med sjökabelförläggningen sker på individnivå men populationen av säl påverkas inte.

### 10.5 Sammanfattning marina däggdjur

Marina däggdjur kan påverkas av buller från konstruktionsarbeten och ökad båttrafik under anläggningsfasen av sjökabelförläggningen. Detta kan förväntas orsaka kortvariga beteendeförändringar hos tumlare och säl som befinner sig i området. En ökad grumling anses inte inverka betydande på områdets tumlarbestånd men kan leda till kortvariga svårigheter för födosökande hos säl på grund av den försämrade sikten. Säl kan därför förväntas förflytta sig från området under arbetet. Påverkan från ökade halter miljögifter till följd av sjökabelförläggningen bedöms vara högre för säl än tumlare, då sälen är mer stationär. Dock anses risken att halterna av sedimentbundna gifter påverkar marina däggdjur som liten och bedöms ej påverka djuren på populationsnivå.

De kumulativa effekter som kan uppstå av flertalet marina verksamheter i området kan beroende på typ av verksamhet ge en högre påverkan på marina däggdjur. När denna rapport skrivs finns dock inte kännedom om andra projekt som planeras att byggas i närområdet under samma tidsperiod som Hansa PowerBridge.

Effekterna av sjökabelförläggningen bedöms till stor del vara kortvariga och påverkan på populationsnivå bedöms som mycket låg. Det bedöms dock viktigt att minimera påverkan på tumlare under arbeten inom Natura 2000-området *Sydvästskånes utsjövatten* under perioden augusti-november då koncentrationen av tumlare förväntas vara hög. Åtgärder som minimerar exponeringstid, buller, grumling och eventuell påverkan på förekomsten av bytesdjur är att föredra, detta för att undvika att bidra till de kumulativa stressfaktorer, främst buller och förändringar i förekomst av bytesdjur, som kan ge en ökad habitatförlust för tumlaren.

### 10.6 Konsekvensbedömning marina däggdjur

Påverkan från sjökabelförläggningen på marina däggdjur bedöms som låg och kortvarig och förväntas komma främst från buller under sjökabelförläggningen, även om denna påverkan förväntas vara liten (se avsnitt 10.4.2 *Buller*). Påverkan på enskilda individer i form av undvikande beteende kan förekomma men det är osannolikt att sjökabelförläggningen ger effekter på populationsnivå hos marina däggdjur. Visst undvikande beteende är att vänta under arbete i närområdet, men denna effekt bedöms vara kortvarig och inte påverka bestånden eller bevarandestatusen hos tumlare och säl i området.

Den tidsperiod som bedömts medföra minst risk för skadlig påverkan på de båda tumlarpopulationerna i området för den planerade kabelsträckningen är maj-juli (Länsstyrelsen Skåne 2018). I maj-juli rör sig tumlarna mot den västra delen av Natura 2000-området vilket leder till en minskad koncentration av tumlare i de östra delarna av området (Carlström & Carlén 2016). Med avseende på den låga påverkan som sjökabelförläggningen förväntas ha på tumlarna samt den relativt snabba framdriften bedöms förläggningsarbetet även kunna utföras under en större del av året. För att minimera möjlig påverkan på tumlare rekommenderas att perioden augusti-november undviks.

Under förutsättning att ovanstående rekommendationer följs för att undvika påverkan på marina däggdjur bedöms de enligt artskyddsförordningen skyddade tumlarna i området inte påverkas negativt av arbeten kopplade till sjökabelförläggningen.

## 11 Slutsats

Sjökabelförläggningen leder till att flera olika organismgrupper påverkas. För att minska påverkan föreslås olika åtgärder för olika grupper, generellt rekommenderas att metoder som minimerar *exponeringstid, grumling, fysisk påverkan* och *buller* används.

- > För att minimera påverkan på *makroalger* från sjökabelförläggningen bör arbetet ske under så kort tidsperiod som möjligt samt med lämpligast metod för att minska grumling och fysisk påverkan. Det rekommenderas även att hårbottenhabitat återställs för att underlätta återetablering av alger i området.
- > För att minska påverkan på *mjukbottenfaunan* rekommenderas förläggningmetoder som minimerar grumling samt att inte använda övertäckning med sten eller betongmatta på mjukbotten då detta leder till en minskning av mjukbottenhabitatet.
- > Grumling av vattenmassan är det som bedöms ha störst inverkan på *fisksamhället* under anläggningsfasen. Det rekommenderas därför att förläggningmetoder som minimerar grumling används samt att exponeringsperioden är så kort som möjligt. Torsken i området leker från februari till augusti och som mest intensivt i maj-juni. Om arbete som medför grumling förläggs under den mest intensiva lekperioden för torsken i området bedöms sjökabelförläggningen möjligen kunna medföra vissa negativa effekter på rekryteringen men påverkan bedöms vara liten och bedöms inte medföra negativa effekter på populationsstatusen för torsken i västra Östersjön.
- > Kabelns magnetfält kan medföra en viss fördröjning vid passagen över kabeln för *migrerande arter* som till exempel ål, men bedöms inte ge betydande påverkan på migrationen. För att minska effekten av det magnetiska fält som uppkommer runt sjökabeln rekommenderas att sjökabeln grävs ned.
- > Arbetsmetoder som minimerar exponeringstid, buller, grumling och eventuell påverkan på förekomsten av bytesdjur är att föredra, detta för att undvika att bidra till de kumulativa stressfaktorer som kan ge en ökad habitatförlust för *tumlaren*. Den tidsperiod som medför minst risk för skadlig påverkan på de båda tumlarpopulationerna i området för den planerade kabelsträckningen har bedömts vara maj-juli (Länsstyrelsen Skåne 2018). Med avseende på den låga påverkan som sjökabelförläggningen förväntas ha på tumlarna samt den snabba framdriften bedöms arbetet även kunna utföras under en större del av året. Det bedöms dock viktigt att minimera påverkan på däggdjur under arbeten inom Natura 2000-området *Sydvästskånes utsjövatten* under perioden augusti-november då koncentrationen av tumlare förväntas vara hög.

De olika organismgrupperna har olika tidsperioder då de är som mest känsliga för störningar, sammantaget täcker dessa perioder in större delar av året. Som följd av detta har en avvägning gjorts kring vilken tidsperiod som ur ett marinbiologiskt perspektiv är lämpligast för sjökabelförläggningen. Här har hänsyn tagits till organismgrupperna, utifrån information som presenteras i denna rapport, samt när på året som en minimering av exponeringstid och därmed buller och grumling är möjlig. Den period som anses som lämpligast för sjökabelförläggningen är december till och med juli. Här tas störst hänsyn till den i Natura 2000-området utpekade tumlaren, detta då torsken bedöms påverkas i liten omfattning och inte på populationsnivå samt gynnas av en minimerad exponeringstid.

Den sammantagna bedömningen är att konsekvenserna av Hansa PowerBridge inte kommer att medföra bestående effekter på området om hänsyn tas till de rekommendationer som framförs i denna slutsats.

## 12 Referenser

- Ahlsten, J. & Magnusson, M. 2016. Framkomlighetsstudie i södra Östersjön för Hansa PowerBridge – Ny likströmsförbindelse mellan Sverige och Tyskland. Svenska Kraftnät.
- Apler, A. 2016. Miljögifter i sediment (Havet 2015/2016 – om miljötillståndet i svenska havsområden), sid 103–105.
- Appelberg, M., Andersson, J., Ljunghager, F., Söderberg, K. 2007. Kustfiskbestånden speglar miljön. Havet 2007 (Naturvårdsverket, UMF, SMF och GMF). Sid. 97–99.
- Artdatabanken 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- ASCOBANS 2016. Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises. 8<sup>th</sup> Meeting of the Parties to ASCOBANS, ASCOBANS Resolution 8.3 Annex I.
- BalticCable Kontrollprogram bottenfauna, bottenflora Baltic Cable. Slutrapport 21 december 1999. [www.balticcable.com](http://www.balticcable.com)
- Bergman Å, Heindel J, Jobling S, Kidd K, Zoeller T. 2012. State of the science of endocrine disrupting chemicals. UNEP och WHO.
- Bernes, C. 2006. Monitor Nr 19. Förändringar under ytan. Sveriges havsmiljö granskad på djupet. Rapport från Naturvårdsverket, 192 sidor.
- Bignert A, Danielsson S, Ek C, Faxneld S, Nyberg E. 2017. Övervakning av metaller och organiska miljögifter i marin biota, 2017 (2016 års data). Naturhistoriska riksmuseet rapport 10:2017.
- Bochert R. och Zettler M. L. 2004. Long-term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields. *Bioelectromagnetics* 25:498–502.
- Carlström, J & Carlén, I. 2016. Skyddsvärda områden för tumlare i svenska vatten. *AquaBiota Report* 2016:04. 91 sid.
- CEFAS 2001. Contaminant status of the North Sea. Technical report produced for Strategic Environmental Assessment – SEA2 (Technical Report TR\_004), 101 pp.
- Czech-Damal, N. U., A. Liebschner, L. Miersch, G. Klauer, F. D. Hanke, C. Marshall, G. Dehnhardt, & W. Hanke (2011). Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). *Proceedings of the Royal Society B*.
- Desforges, J. P. W., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S., & Dietz, R. (2016). Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. *Environment International*, 86, 126-139.
- Durif, C. M. F., Browman, H. I., Phillips, J. B., Skiftesvik, A. B., Vøllestad, L. A. & Stockhausen H. H. 2013. Magnetic compass orientation in the European eel. *PLoS ONE* 8(3):e59212 doi:10.1371/journal.pone.0059212.
- Eklöv 2005. Fiskevårdsplan för Svarteån och Charlottenlundsbäcken 2005. Skönadals Fiskevårds- och Sportfiskeförening.



Energinet 2015. Krigers Flak Havmøllepark - Fisk og fiskeri VVM-redegørelse, Teknisk baggrundsrapport.

Fagerberg 2016. Översiktlig marinbiologisk kartläggning av Trelleborgs havsvatten. Trelleborgs kommun. Samhällsbyggnadsförvaltningen rapport 2016:02.

FEIA 2016. Underwater noise – harbour porpoise. Third party review. FEIA on behalf of Femern A/S.

Gill, A., B. & Barlett, M. 2010. Literature review on the potential effects of electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments on Atlantic salmon, sea trout and European eel. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 401, 43pp.

Greig, S. M., Sear, D. A., & Carling, P. A. (2005). The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: implications for sediment management. *Science of the total environment*, 344(1-3), 241-258.

Griffin FJ, Smith, EH, Vines, CA, Cherr, GN. 2009. Impacts of Suspended Sediments on Fertilization, Embryonic Development, and Early Larval Life Stages of the Pacific Herring, *Clupea pallasii*. *Biol. Bull.* 216: 175–187.

Hansa PowerBridge Survey & Results Report Route Z to G. 2018.

Havsmiljöinstitutet 2016. Havet – om miljötillståndet i svenska havsområden 2015/2016.

Havsmiljöinstitutet 2014. Havet – om miljötillståndet i svenska havsområden 2013/2014.

Havs och Vattenmyndigheten 2014. Sälpopulationernas tillväxt och utbredning samt effekterna av sälskador i fisket.

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

Havs och Vattenmyndigheten 2012. Nationell förvaltningsplan för gråsäl (*Halichoerus grypus*) i Östersjön

HELCOM 2013. Technical Report the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Baltic Sea Environment Proceedings No 139.

HELCOM 2013b. HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 140.

Hüssy, K. 2011. Review of western Baltic cod (*Gadus morhua*) recruitment dynamics. *ICES Journal of Marine Science* Volume 68 Issue 7 1 July 2011 Pages 1459–1471.

Hüssy, K., Hinrichsen, H.-H.; Eero, M., Mosegaard, H., Hemmer-Hansen, J., Lehmann, A., Lundgaard, L-S. 2016. Spatio-temporal trends in stock mixing of eastern and western Baltic cod in the Arkona Basin and the implications for recruitment. *ICES Journal of Marine Science*, Vol. 73, No. 2, 2016, p. 293-303.

Härkönen, T. 2007. Artfaktablad Knubbsäl. I: Tjernberg, M. & Svensson, M. (red.). *Artfakta. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige*. ArtDatabanken, Uppsala.

Josefsson, S. 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU rapport 2017:12.

Kalmijn, A.J. 1982. Electric and magnetic field detection in elasmobranch fishes. *Science*. 218:916-918.

Kastelein, R. A., Bunscoek, P., Hagedoorn, M., Whitlow W. L. Au., Haan de. D. 2002 Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated sounds. *Journal of acoustical society of America*. 112(1):334-355.

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

Law, R. J. (1996) Metals in marine mammals. In: *Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations* (Nelson Beyer, W., Heinz, G.H. and Redmon-Norwood, A.W., eds.). CRC Press, Inc., Boca Raton, pp. 357-376.

Leonardsson, K. 2004. Metodbeskrivning för provtagning och analys av mjukbottenlevande makrovertebrater i marin miljö. Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.

Länsstyrelsen Skåne 2016. Ålgräs i Skåne 2016 – Fältinventering och satellitbildstolkning. Rapport 2017:04.

Länsstyrelsen Skåne 2016b. Utpekande av nya Natura 2000-områden för tumlare och sjöfågel samt justering av gräns i ett befintligt område i Skåne 2016. Missiv Dnr 511-1208-14-1200-001.

Länsstyrelsen Skåne 2018. Beredning av ansökan om tillstånd enligt lagen (1966:314) om kontinentalsockeln för att utforska kontinentalsockeln i södra Östersjön. Yttrande. Dnr: 324-275/2018.

MARBIPP Naturvårdsverkets forskningsprogram – MARBIPP (Marine biodiversity, patterns and processes). <http://www.marbipp.tmbi.gu.se>

Meissner K., Schabelon H, Bellebaum J, och Sordyl H 2006. Impacts of submarine cables on the marine environment: a literature review. Federal Agency of Nature Conservation/ Institute on Applied Ecology Ltd.

Naturvårdsverket 2012a. Manual för uppföljning av marina miljöer i skyddade områden, version 4.5.4.

Naturvårdsverket 2012b. Blankålsvandring, vindkraft och växelströmsfält, 2011, Rapport 6479.

Naturvårdsverket 2012c. Vindkraftens effekter på marint liv, en syntesrapport, Rapport 6488.

Naturvårdsverket 2011a. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11. Rev, Sandbankar.

Naturvårdsverket 2011b. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 2. Knubbsäl. NV-01162-10.

Naturvårdsverket 2009. Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning. Rapport 5999.

Naturvårdsverket 2008a. Manual för basinventering av marina naturtyperna 1110, 1130, 1140 och 1170.

Naturvårdsverket 2008b. Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer, Rapport 5908 rev utgåva 2.

Naturvårdsverket 2008c. Åtgärdsprogram för Tumlare, 2008–2013.

Naturvårdsverket 2007a. Bilaga B till handbok 2007:4 – Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszonen. ISBN 978-91-620-0149-0.

Naturvårdsverket 2007b. Skydd av marina miljöer med höga naturvärden. Rapport 5739.

Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav. Rapport 4914.

Nedwell, J. R., Langworthy, J. & Howell D. 2003. 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. Subacoustech Report to COWRIE. Report Reference: 5440424, November 2004.

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

NIRAS 2015. Subsea cable interactions with the marine environment. Expert review and recommendations report. UKN0253.

Nordiska ministerrådet. 2001. Kustbiotoper i Norden - Hotade och representativa biotoper. TemaNord 2001:536.

Normandeau Associates Inc., Exponent Inc., Tricas, T. & Gill, A. 2011. Effects of EMFs from undersea power cables on elasmobranchs and other marine species. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement, Pacific OCS Region, Camarillo, CA. OCS Study BOEMRE 2011-09.

OSPAR commission 2009. Assessment of the environmental impacts of cables. Biodiversity series.

Palka, D. L. & Hammond, P. S. 2001. Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 777-787.

Paraskevi M., Theodoros K. 2014. Trace element patterns in marine macroalgae, Science of The Total Environment, Volumes 494–495, 1 October 2014, Pages 144 -157

Pavia, H. Toth, G., Åberg, P. 2002. Optimal defense theory: elasticity analysis as a tool to predict intraplant variation in defenses. Ecology 83: 891-897.

Pearson, T. H., Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 16:229-311.

Ramboll 2017. Nord Stream 2. Modelling of sediment spill in Finland. Document ID: W-PE-EIA-PFI-REP-805-030400EN

Roberts, R.D., Gregory, M.R., Foster, M.A. 1998. Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study – a dredge spoil example. Marine pollution bulletin 36, 231-235.

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, C. H., Cederwall H., Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions; a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49: 728-739.

Rosenthal, H. 1971. Wirkungen von "Rotschlamm" auf Embryonen und Larven des Herings *Clupea harengus*. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* 22 (3-4): 366-376.

SAMBAH 2016. Heard but not seen – Sea-scale passive acoustic Survey Reveals a Remnant Baltic Sea Harbour Porpoise Population that Needs Urgent Protection. Non-technical report, LIFE08 NAT/S/000261.

Seitz, R. D., Wennhage, H., Bergström, U., Lipcius, R. N., Ysebaert, T. 2014. Ecological value of coastal habitats for commercially and ecologically important species, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 71, Issue 3, 1 April 2014, Pages 648-665.

Sigray, P. & Andersson, M. 2014. Buller stör Fiskarnas naturliga beteende. Havsmiljöinstitutet, 2014. Sjöfarten kring Sverige och dess påverkan på havsmiljön. Havsmiljöinstitutets rapport 2014:4.

Sjöfartsverket 2004. Projekt. Säkrare farleder till Göteborg. Slutrapport.

Skötselplan marint naturreservat Fredshög-Stavstensudde 2015. Trelleborg kommun/Samhällsbyggnadsförvaltningen.

Svenska kraftnät 2018. Samrådsredogörelse 1 Hansa PowerBridge.

Sternbeck, J., Österås, A. H., Josefsson, K. 2007. Triclosan, DEHP och klordan - samlad utvärdering av svenska miljöövervakningsdata. Naturvårdsverket rapport 10083074.

Sternbeck, J., Kaj, L., Remberger, M., Palm, A., Junedahl, E., Bignert, A., Haglund, Peter., Lindkvist, K., Adolfsson-Erici, M., Nylund, K., & Asplund, L., April 2004, Organiska miljögifter i fisk från svenska bakgrundslokaler, IVLrapport B1576, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm, Sweden. p. 48.

Strålsäkerhetsmyndigheten 2008. Strålsäkerhetsmyndighetens författningssamling 2008:18. Strålsäkerhetsmyndighetens allmänna råd om begränsning av allmänhetens exponering för magnetiska fält.

Sverdet 2002. Organiska miljögifter i marin biota i Skåne län – En sammanställning och utvärdering 1992-2000. Länsstyrelsen i Skåne län, Skåne i utveckling rapport 2002:3.

Thomsen, F., Gill, A.B., Kosecha, M., Andersson, M.H., Andre, M., Degraer, S., Folegot, T., Gabriel, J., Judd, A.N.T., Norro, A., Risch, D., Sigray, P., Wood, D.W.B., 2015. MaRVEN – Environmental Impacts of Noise, Vibrations and Electromagnetic Emissions from Marine Renewable Energy: Final Study report. European Commission.

Tjernström 2010. Marin inventering av kuststräckan från Fredshög till Stavstensudde 2010. Trelleborgs kommun. Miljöförvaltningen rapport 13/2010.

Todd, V., Todd, I., Gardiner, J., Morrin, E., MacPherson, N., DiMarzio, N., Thomsen, F. 2015. A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), 328-340.

Trelleborgs kommun 2014. Marint naturreservat Fredshög-Stavstensudde Skötselplan.  
<https://www.trelleborg.se/sv/bygga-bo-miljo/klimatforandringar-och-miljo/hav-och-sotvatten/marint-naturreservat/>

Van de Vijver, K.I., Hoff, P.T., Das, K., Van Dongen, W., Esmans, E.L., Siebert, U., Bouquegneau, J.M., Blust, R. & De Coen, W.M. 2004. Baselinestudy of perfluorochemicals in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Northern Europe. *Marine Pollution Bulletin* 48: 986–997.

Vattenfall 2007. Kriegers flaks vindkraftpark. Miljökonsekvensbeskrivning av nätanslutning av Kriegers flaks vindkraftpark. Underlag i ansökan om nätkoncession för linje enligt ellagen. 2007-05-31.

VISS <http://viss.lansstyrelsen.se/>

Westerberg, H., Rönnbäck, P., Frimansson, H. 1996. Effects of suspended sediments on cod egg and larvae and on the behaviour of adult herring and cod. *ICES E*:26.

Westerberg, H., & Begout-Anras, M. L. (2000). Orientation of silver eel (*Anguilla anguilla*) in a disturbed geomagnetic field. *Advances in Fish Telemetry*, 149-158.

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