

Möjliga effekter på den marina miljön vid anläggning och drift av sjökabelanläggning i Hardangerfjorden

Författare: Johan Näslund¹ & Inga E. Bruteig²

¹AquaBiota Water Research; ²Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Mars 2011



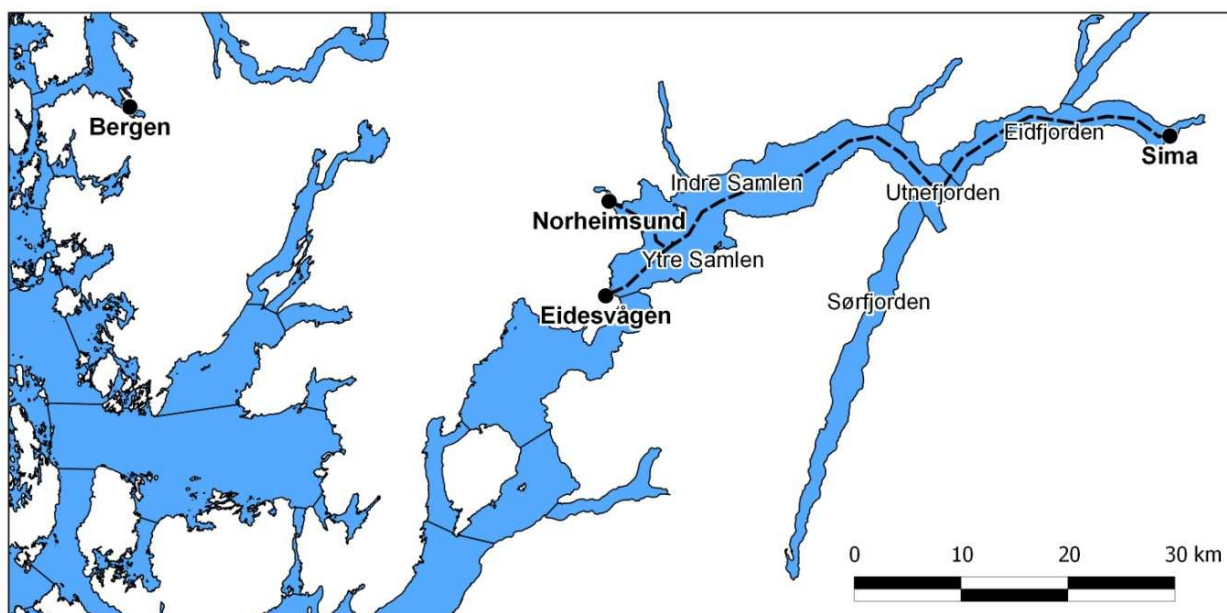
AquaBiota
WATER RESEARCH

Innehåll

Inledning.....	3
Potentiella effekter på marina ekosystem från sjökablar	3
Potentiella effekter vid bygg-, underhålls- och reparationsarbete	4
Potentiella effekter vid driftsfasen	5
Några exempel på genomförda sjökabelprojekt och deras effekter på marin miljö	8
Marina naturvärden i Hardangerfjorden längs sträckningen.....	9
Potentiella hot för naturvärdena i fjorden i de olika projektfaserna	13
Förslag på åtgärder för att minska påverkan på den marina miljön	14
Slutsatser	14
Referenser.....	15

Inledning

AquaBiota Water Research har tillsammans med Norsk institutt for naturforskning (NINA) utrett möjlig påverkan på den marina miljön vid anläggning och drift av en planerad sjökabelanläggning i Hardangerfjorden. Arbetet har utförts på uppdrag av norska Olje- og energidepartementet i samband med utredningen av sjökabelalternativet som underlag för rapporten "Utvalg 1: Teknologi, økonomi og andre forhold knyttet til en sjökabelløsning". Sträckningen som är planerad för sjökabeln är ca 66 km lång och går mellan Simadalen och Norheimsund eller alternativt mellan Simadalen och Eidesvågen, se Figur 1. Kabeltypen som man främst planerar att använda är en 420 kV växelströms PEX isolerad kabel, om detta är tekniskt möjligt. Alternativet till PEX isolering är användning av en oljeisolerad kabel, vilket är en äldre och mer beprövad teknik. Ytterligare ett alternativ är att använda likströmskabel men detta alternativ är förknippat med högre kostnader för investering samt drift (på grund av högre energiförluster). För växelströmsalternativen planeras en anläggning bestående av sex parallella kablar och för likströmsalternativen tre eller fyra kablar. Ett normalt avstånd som används mellan kabelgravar är 5-10 m.



Figur 1. Karta över det aktuella området. Två möjliga sträckningar för kabeln är illustrerade med en streckad linje.

Potentiella effekter på marina ekosystem från sjökablar

Världens första sjökabel lades ned på havsbotten redan 1850 i Engelska Kanalen för koppla ihop Storbritannien och Frankrike med telegraf. Då den kabeln lades ned togs ingen hänsyn till den marina miljön men sedan dess har förståelsen för hur mänskliga aktiviteter kan påverka marina ekosystem ökat drastiskt. Detta avsnitt omfattar en genomgång av det nuvarande kunskapsläget vad gäller möjliga effekter på marina ekosystem från anläggning och drift av strömkablar. En sammanfattning av möjliga påverkansfaktorer på relevanta organismgrupper ges i tabell 1.

Påverkan från anläggningsarbetet (tillfällig)	Naturtyper	Evertebrater (hård- och mjukbotten)	Benfiskar	Broskfiskar	Marina däggdjur	Sjöfåglar	Flora
Havsbottens integritet	x	x	-	-	-	-	x
Resuspension av sediment	x	x	(x)	(x)	-	-	(x)
Miljögiftsutsläpp från sediment	-	(x)	-	-	-	(x)	-
Buller och vibration	-	-	(x)	(x)	(x)	(x)	-

Påverkan i driftfasen

Kabelns fysiska struktur	x	(x)	(x)	(x)	-	-	(x)
Oljeutsläpp (vid skada på en oljeisolerad kabel)	-	(x)	-	-	-	(x)	-
Elektromagnetiska fält	-	x??	x??	x?	x??	-	-
Termisk påverkan	-	x?	-	-	-	-	x?

Tabell 1. En sammanfattning av möjliga effekter från påverkansfaktorer på relevanta organismgrupper i samband med sjökablars anläggning och drift. x, effekt kan förväntas. (x), effekt kan eventuellt förväntas men storleken är beroende av naturliga förutsättningar samt metodik som väljs. x?, potentiellt en effekt, men kunskapsläget är dåligt. x??, kan eventuellt finnas en effekt men det nuvarande kunskapsläget tyder på det är tveksamt. -, förväntad effekt av ringa eller ingen betydelse.

Potentiella effekter vid bygg-, underhålls- och reparationsarbete

Påverkan på havsbotten och grumling (resuspension av sediment)

Anläggningsarbeten för sjökablar innebär ofta en påverkan på sjöbotten i form av en fysisk störning genom en direkt borttagning av sediment vid nedgrävning eller nedspolning. Denna påverkan som sker vid bygg-, underhålls- och reparationsarbete är i princip helt begränsad till kabelkorridorerna direkta närhet (i storleksordningen några meters bredd om kabeln grävs/spolas ned) och påverkar främst flora samt sessila djur. Till exempel orsakade nedspolningen av kabelanslutningen till Yttre Stengrunds vindkraftpark ett tre meter brett vegetationsfritt spår efter nedläggningen, men området hade i stort återhämtat sig efter ett par tre år (Vattenfall 2007). Mer mobil fauna, till exempel krabbor och räkor, är relativt resistent då den antingen kan lämna området i fråga eller om den skulle bli övertäckt, gräva sig uppåt (Hammar, Magnusson m fl. 2009). Även om det är svårt att generalisera så sker normalt en återkolonisering av sjöbotten oftast relativt snabbt och inom något eller några år bör ett någorlunda normalt samhälle ha återupprättats i det störda området (Cooper, Boyd m fl. 2007; Barrio Froján, Boyd m fl. 2008; Hammar, Magnusson m fl. 2009). Sessila arter, framförallt ömtåliga och långsamt växande arter (till exempel sjöpennor) är därmed den grupp som huvudsakligen riskerar att påverkas negativt (OSPAR 2009a).

Förutom att sediment grävs upp och flora och fauna flyttas och skadas i och med detta så sprids även suspenderade sedimentpartiklar bort med strömmar. Till stor del avgör storleken på partiklarna i vilken

utsträckning dessa sprids men även vattenrörelser och densitet (salthalt, temperatur- och saltskiktningar) är viktiga faktorer. Större partiklar sedimenterar generellt snabbare, vilket innebär att sediment med mycket sand och grus ger betydligt mindre sedimentplymer än sediment med stor andel silt och lera. Även metoden (grävning, spolning eller plöjning) samt om eventuella skyddsåtgärder används (ex skärmning, arbete under viss tid på dygnet eller säsong) har betydelse för vilka effekter som kan förväntas. Sedimentplymer kan påverka både flora och sessil fauna framförallt genom övertäckning medan däremot mobil fauna kan påverkas genom förändrade rörelsemönster. Till exempel kan vissa fiskarter undvika höga halter av suspenderat material (Johnston och Wildish 1981; Bisson och Bilby 1982; Bilotta och Brazier 2008). Många fiskar använder även synen för att hitta föda, något som försvåras då turbiditeten (grumligheten) ökar. Övertäckning av fiskägg och larver som lagts på botten av sedimentplymer kan även medföra en ökad dödlighet (Auld och Schubel 1978; Shackle, Hughes m fl. 1999; Bilotta och Brazier 2008). Även koraller är känsliga för övertäckning från sediment och kan påverkas negativt av uppgrumlat sediment (Rogers 1990).

Utsläpp av föroreningar

Finkorniga sediment (lera och silt) har en stor kapacitet att binda till sig svårnedbrytbara miljögifter och är ofta förknippade med relativt höga halter av dessa i kustnära områden. Vid arbete med sediment som innehåller miljögifter riskeras resuspension av giftigt sediment. Detta leder till att organismer kan utsättas både för partikulärt bundna miljögifter samt tidigare bundna miljögifter som löst sig i vattnet i och med resuspenderingen (Goossens och Zwolsman 1996). Beroende på typ av miljögift (tex vattenlöslighet samt sorptionskoefficient) och sedimenttyp är riskerna för negativa effekter olika stora. Eftersom sediment både kan vara en källa (source) samt en sänka (sink) för olika miljögifter är det svårt att uttala något generellt men riskerna för skadliga effekter på miljön är endast hög i kraftigt kontaminerade områden (OSPAR 2009a). Miljögifter kan frisättas till vattenmassan under en kort period under anläggningsarbeten men kan därefter återgå till att vara bundet i sediment via kemiska och/eller biologiska förlopp. Det finns även en risk att frisläppta miljögifter blir mer tillgängliga för organismer (ökad biotillgänglighet), varpå de kan anrikas i organismer (bioackumuleras) samt i högre delar av näringsväven (biomagnifieras). Utöver frisättande av miljögifter bundna i sediment finns även risker förknippade med förorening från oavsiktliga utsläpp vid anläggningsarbetet (tex oljespill).

Buller och vibration

Antropogent orsakade undervattensljud kan ha olika effekter på marina arter, där potentiella effekter beror på många olika faktorer (OSPAR 2009b). Potentiella effekter från bygg-, underhålls- och reparationsarbete för sjökablar är begränsade till ljud orsakade av ökad sjötrafik samt ljud orsakad av grävningssarbeten. I dagsläget finns inga indikationer på att dessa ljud och bullernivåer skulle innebära en hög risk för negativa effekter på marina arter (OSPAR 2009a). Det är dock möjligt att ökade ljud- och bullernivåer från anläggningsarbetet kan leda till att marina däggdjur (Richardson, Malme m fl. 1998) undviker dessa områden vid höga ljudnivåer. Även fisk (Slotte, Hansen m fl. 2004) kan förväntas undvika det närmaste området, till exempel kan torsk förväntas få tydliga undflyende reaktioner inom ett tiotal meter från källan (se genomgång i Hammar, Andersson m fl. 2008).

Potentiella effekter vid driftsfasen

Kabelns fysiska struktur

Sjökablar som inte grävs ned innebär en tillkomst av ett hårt substrat samt en struktur som gör att en

lokal ”reveffekt” skapas, där hårbottenarter kan kolonisera ytan på sjökabeln (OSPAR 2009a) och attrahera fiskar (Kogan, Paull m fl. 2006), vilket leder till lokala förändringar i artsammansättning. Även vågrörelser kan förflytta kabeln och leda till att havsbottnens struktur förändras genom skavningsrörelser (Kogan, Paull m fl. 2006). Om kabeln grävs ned eller täcks med samma substrat som omgivningen förväntas inte kabelns fysiska struktur ha någon påverkan.

Elektromagnetiska fält

Alla elektriska kablar genererar elektromagnetiska fält, i form av elektriska fält samt magnetiska fält. Kraftfälten som genereras från olika typer av sjökablar varierar beroende på vilken typ av kabel som används samt mängden elektricitet som överförs. Direkt genererade elektriska fält som skapas kan dämpas eller tas bort genom skärmning av kabeln. Utöver elektriska fält genereras även magnetfält, vilka inte kan skärmas bort, men däremot dämpas genom att man transporterar elektricitet i en parallell kabel åt motsatt håll när det gäller likström. Växelströmskablar genererar svagare magnetiska fält och genom att tvinna eller fläta kärnorna i dessa minskas magnetfältets styrka och storlek ytterligare (COWRIE 2003). Magnetiska fält kan även skapa inducerade elektriska fält men dessa är mindre och ofta relativt svaga. Magnetfältets styrka samt storlek bestäms till största delen av vilken teknik som används men även till viss del på mängden elektricitet som överförs. Magnetfälten som bildas kring enpolära likströmskablar (HVDC) är mycket kraftigare än för motsvarande bipolära kablar eller växelströmskablar (HVAC) (Öhman, Sigray m fl. 2007). Magnetfältets styrka minskar även med avståndet, vilket innebär att en sjökabel som är nedgrävd leder till att organismer på sedimentytan eller i vattenmassan exponeras mindre grad än för en motsvarande friliggande kabel.

Studier har visat att ett antal olika marina arter, inklusive fiskar, havssköldpaddor och kräftdjur kan detektera elektromagnetiska fält (se lista i Gill, Gloyne-Phillips m fl. 2005). En del av dessa arter använder jordens naturliga magnetfält för orientering, migrering samt för att detektera bytesdjur. Detta innebär att det är potentiellt möjligt att kraftfält vid kablar skulle kunna leda till att arter som är känsliga för elektriska eller magnetiska fält kan påverkas genom att de till exempel undviker eller attraheras av magnetfält (se litteraturgenomgång av Öhman, Sigray m fl. 2007). I dagsläget finns gott stöd för att flera fiskarter har magnetiskt material i sin kropp samt kan känna av magnetiska fält (t ex. Formicki och Winnicki 1998; Nishi, Kawamura m fl. 2004). Huvudfrågan i samband med en bedömning av risken för miljöpåverkan från en sjökabels elektromagnetiska fält blir därför att bedöma styrkan på de elektromagnetiska fälten som emitteras från kabeln i drift och jämföra detta med vilken styrka som kan ge upphov till negativa effekter på organismer.

Effekter på benfiskar

I dagsläget finns endast ett begränsat stöd för att benfiskar (Teleoster) kan påverkas negativt av elektromagnetiska fält från sjökablar och de effekter som har hittats var av en mindre betydelse. En av benfiskarterna som studerats speciellt är ål (*Anguilla anguilla*) eftersom oro har funnits att sjökablar har påverkat deras migration negativt. En av de få studier som har påvisat en effekt är en studie vid en kraftkabel med 130 kV växelström i Kalmarsund, där slutsatsen blev att blankål behövde i genomsnitt 40 minuter längre tid för att korsa ett ca 4 km långt avsnitt där den aktiva strömkabeln låg, jämfört med motsvarande sträcka, norr respektive söder om strömkabeln. Det är dock möjligt att andra faktorer än närvaron av ett elektromagnetiskt fält såsom skillnaderna i batymetri eller hinder i form av kabelns fysiska struktur kan ha påverkat ålarnas simhastighet. Utifrån ett ekologiskt perspektiv var den eventuella

minskningen av ålarnas simhastighet liten och om man beaktar deras 7000 km långa migration är 40 minuter försvinnande lite (Westerberg och Lagenfelt 2008). Äldre sovjetiska studier har även beskrivit en ändrad simhastighet för lax (*Salmo salar*) i ett flodparti där det fanns korsande luftledning med växelströmskablar (Poddubny m fl. 1979 i Westerberg och Lagenfelt 2008). Fiskeriverket utförde dock laboratorieförsök i samband med anläggningen av sjökabeln SwePol Link och kom fram till att magnetfält av denna styrka inte påverkar lax och öring på ett märkbart sätt (Fiskeriverket 2006).

Effekter på broskfiskar

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

Magnetfältseffekter på däggdjur

Det har spekulerats mycket om att valar (Cetacea) kan detektera jordens naturliga magnetfält och navigera efter detta. Några studier har korrelerat förekomsten av strandade valar med geomagnetiska anomalier eller valars migrationsmönster i relation till naturliga magnetfältvariationer (t. ex. Klinowska 1985; Kirschvink och Dizon 1986). Dock finns ännu inga experimetella bevis för att valar kan känna av magnetfält (Walker 2002). Det finns heller inga indikationer på att sälar är känsliga för magnetfält (Gill, Gloyne-Phillips m fl. 2005).

Effekter på mjukbottenfauna

Generellt är data- och litteraturunderlaget dåligt vad gäller möjliga effekter från elektromagnetiska fält på mjukbottenfauna (makrozoobenthos). En studie som genomfördes av Bochert och Zettler (2004) visade inga bevis för att ett kraftigt statiskt magnetfält påverkar överlevnaden eller hälsan hos ett antal olika kräftdjur samt blåmusslor. Flera kräftdjur har visats sig reagera på magnetfält och orientera sig efter detta (se genomgång i Kullnick och Marhold 2000). Till exempel använder sig *Panulirus argus* (en languster) sig av jordens naturliga magnetfält för att orientera sig tillbaka till sitt revir (Lohmann, Pentcheff m fl. 1995). Det finns inget stöd för några signifikanta effekter från sjökablar på typiska mjukbottenfaunaarter men ämnet är även väldigt lite studerat.

Termisk påverkan

Ytterligare en påverkansfaktor som tagits upp under de senaste åren är eventuell påverkan från värme som emitteras från sjökablar (Reinhardt 2004 m fl.; Worzyk 2009; Tasker, Amundin m fl. 2010).

Liksom för magnetfältsemission beror mängden energi som frigörs på vilken typ av kabel som används samt dess effekt. Generellt kan sägas att mer värme emitteras från växelströmskablar.

Kunskapsläget om vilken påverkan en temperaturökning av några grader kan få på bottenmiljöerna är relativt dåligt, men det finns en del studier gjorda i anslutning till värmeutsläpp från kraftverk och industrier. För dessa gäller dock att värmeökningen sker på grund av utsläpp av uppvärmt vatten och inte genom uppvärmning av sjöbotten direkt. Tyska Bundesamt für Naturschutz, BfN (federala myndigheten för naturskydd) har enligt Meißner m fl (2007) riktlinjer för sjökablar som säger att temperaturökningen rakt ovanför en nedgrävd sjökabel inte får överstiga 2 K vid 20 cm sedimentdjup men detta är endast baserat på en expertbedömning av när eventuella negativa effekter inte borde förekomma. Det finns även temperaturmätningar från en fältstudie vid kabelanslutningen till Nysted vindkraftspark som ligger nedgrävd på ca 1 m djup (Meißner, Bockhold m fl. 2007) som tydligt visar att anslutningskabeln vid drift ökade temperaturen i sedimentet vid kabeln jämfört med en närliggande referensstation. Temperaturskillnaden varierade med belastningen, var avtagande med avstånd från kabeln och var ca 1 grad högre vid ett sedimentdjup på 20 cm.

Utsläpp av olja

Sjökablar som är konstruerade med oljeisolering fungerar på så sätt att lågviskös olja pumpas in i kabelns hölje under högt tryck. Trycket upprätthålls via pumpstationer på land och vid skador på kabeln riskerar olja att läcka ut. För att förhindra vatteninträngning i kabelhöljet vid läckage så fortsätter kabelägaren ofta att pumpa in olja för att upprätthålla trycket. Mängderna som kan läcka ut kan vara ganska stora, t ex läckte en oljekabel som skadades i Oslofjorden initialt ut ca 80 L/h (Worzyk 2009). Oljan som används i sjökablar är huvudsakligen linjära alkylbenzener (LAB:s). LAB:s har en väldigt låg vattenlöslighet och binder ofta till partikulärt material som kan sedimentera (Takada och Ishiwatari 1987; Sherblom, Gschwend m fl. 1992). LAB:s bryts ned relativt snabbt av bakterier i sediment vid god syretillgång men relativt långsamt vid anoxiska förhållanden (Johnson, Barry m fl. 2001; Eganhouse och Pontolillo 2008). LAB-koncentrationer som uppmätts i organismer i marin miljö är låga, antagligen på grund av att de metaboliseras i t ex fisk, vilket leder till att de inte bioackumuleras (Murray, Richardson m fl. 1991; Phillips, Venkatesan m fl. 2001). Stora utsläpp av olja kan påverka sjöfåglar negativt, framförallt genom att påverka fjäderdräkten (Clark 1984; O'Hara och Morandin 2010).

Några exempel på genomförda sjökabelprojekt och deras effekter på marin miljö

Det finns flera exempel på genomförda sjökabelprojekt både i Sverige och internationellt men oron för att driften av sjökablar påverkar den marina miljön är relativt ny. Graden av noggrannhet för miljöundersökningarna relaterade till olika projekt varierar kraftigt, där nutida krav som ställs på noggrannhet är klart högre än de var för 10 år sedan. Generellt kan sägas att de flesta längre sjökabelförbindelser för elektricitet som finns använder sig av högspänningslikström (HVDC) eftersom detta tekniskt sett är den bästa metodiken vid långa förbindelser.

Baltic Cable

Baltic Cable togs i drift i 1994 och är en likströmskabel mellan Sverige och Tyskland. Kabeln grävdes ned genom nedspolning för ca 85 % av sträckningen. Kontrollprogrammet som avslutades fem år efter att kabeln spolades ned visade att bottenfaunan då inte ansågs vara påverkad längre

(www.balticcable.com, utdrag från Kontrollprogram bottenfauna, bottenflora Baltic Cable. Slutrapport 21 december 1999). Undersökningar gjorda av Fiskeriverket på blankål med hjälp av telemetri visade dock att kabeln kan orsaka en missvisning i blankålarnas kompassriktning när de passerar kabeln. Det konstaterades även att effekterna av felorienteringen antagligen är av ringa betydelse. Huvudslutsatsen vad gäller effekter på ålarnas vandringsmönster var att kabeln inte utgör ett vandringshinder (Fiskeriverket 2006).

SwePol Link

SwePol link är en nedspolad likströmskabel som går mellan Sverige och Polen och togs i drift hösten år 2000. Karteringar av bentisk makrovegetation visade att ett mindre område i direkt anslutning till kabelgraven hade påverkats av grävningsarbeten. Kontrollprogrammet visade även att ett fåtal platser nära kabelgraven var makrovegetationen påverkad ytterligare ett år efter kabelläggningen. Effekter från sedimentgrumling på fisk bedömdes till mycket små av Fiskeriverket. Fiskeriverket undersökte även om blankålens vandring hade påverkats. Det konstaterades att frekvensen observerade passager av telemetrimärkta blankålar då kabeln var i och ur drift inte skiljde sig signifikant vid undersökningen och att kabeln i drift inte utgjorde ett vandringshinder. Fiskeriverket studerade även till vilken utsträckning lax och öring kunde påverkas av magnetfält genom laboratorieförsök. Vid dessa försök fann man inga belägg för att dessa fiskars simbeteende ändras av ett påslaget magnetfält motsvarande det de utsätts för när de passerar SwePol Link kabeln (ungefär dubbelt så starkt som det jordmagnetiska fältet) (Fiskeriverket. Inverkan på fisk och fiske av SwePol Link. Fiskundersökningar 1999 – 2006)

Anslutning till Nysted vindkraftspark

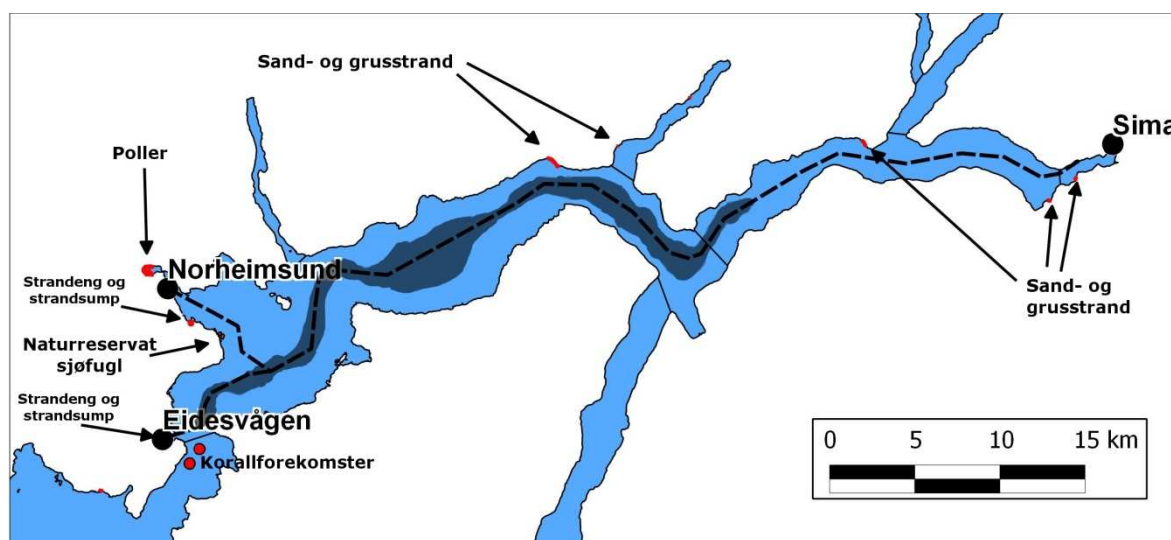
I samband med anläggningen av Nysted vindkraftspark anlades en 19,5 km lång, 150 kV växelströmskabel (Anonym 2006). Anslutningskabeln spolades ned till 1 m djup, på mestadels sand- och lerbotten. Undersökningarna som gjordes visade inte på att anläggningsarbetet för kabeln påverkade fisk eller däggdjur men flora och fauna längs med kabelgraven påverkades. Uppskattningsvis ca 0.9 ton (torrvikt) mjukbottenfauna samt 0.25 ton (torrvikt) flora dödades vid anläggningsarbetet. Abundanserna av fauna minskade med ca 50 % vid diket. Även en liten ökning av silt&lera på några stationer längs med diket konstaterades på grund av sedimentspill från muddringen. Störningsutbredningen var ca 5 m bred längs med hela sträckningen, med ett ca 70 cm brett dike där den mesta av faunan dödats. Den maximala bredden av den synliga påverkan var ca 10 m. Slutsatsen från övervakningen innan, under och efter anläggningen var att påverkan från muddringsarbeten för kabeln var begränsade i utbredning till kabelgravens direkta närhet (några meters bredd) samt att populationerna av ålgräs, makroalger och mjukbottenfauna återhämtar sig efter några år. Temperaturmätningar vid kabeln visade en något ökad temperatur i sedimentet jämfört med en närliggande referensstation, men inga effektstudier gjordes med anledning av detta (Meißner, Bockhold m fl. 2007).

Marina naturvärden i Hardangerfjorden längs sträckningen

En identifiering av marina naturvärden i det aktuella området har skett med hjälp av en litteraturgenomgång samt kontakt med personer med fördjupad kunskap om området.

Skyddade zoner och objekt

Ett utdrag ur Naturbase (Direktoratet for naturforvaltning, www.dirnat.no) gjordes för det aktuella området för att få en överblick över skyddade zoner och objekt för marina naturvärden i området. Det finns inga marina nationalparker i området. Det finns inga rent marina naturreservat i området. Dock finns ett antal terrestra naturreservat men det enda som ligger direkt i anslutning till vattnet är ett sjöfågelreservat vid Aksnesholmane (se Figur 2: Naturreservat, Sjöfugl). Två korallförekomster, som är skyddade objekt finns även registrerade nära Eidesvågen, ca 10 km söder om Norheimsund (se Figur 2: Korallförekomster).



Figur 2. Utdrag från Naturbase med kartlagda strandnära och marina naturtyper nära kabelns sträckning i området (Direktoratet for naturforvaltning). Speciellt djupa fjordområden i sjökabelsträckningens fjordbassänger är indikerade med mörkblått. Två möjliga sträckningar för kabeln är illustrerade med en streckad linje för att illustrera tänkbara placeringar.

Viktiga naturtyper

I området finns ett antal kartlagda marina naturtyper som är viktiga för biologisk mångfald enligt föreskrifter från Direktoratet for naturforvaltning. Naturtyper enligt DN Håndbok 13 (Anonym 2007b) som förekommer är "Sand- og grusstrand" samt "Strandeng og strandsump". Naturtyper enligt DN Håndbok 19 (Anonym 2007a) som förekommer i området är "Poller" (estuarium) samt "Spezielt dype fjordområder" (fjordområden djupare än 500 m). Av dessa ligger ett "Strandeng og strandsump"-område nära Eidesvågen. Se Figur 2 för en generell översikt.

Rödlistade marina arter i området

En sökning i Artsportalen v 1.02 samt Artskart 1.5 (båda via www.artsdatabanken.no) rapporterade förekomst av två kritiskt hotade (kritisk truet, CR) fiskarter ifrån det aktuella området, Pigghaj (*Squalus acanthias*) samt ål (*Anguilla anguilla*). Två rödlistade däggdjur, listade som sårbara (VU), har registrerats för fylket Hordaland enligt artsportalen, knubbsäl (*Phoca vitulina*) samt utter (*Lutra lutra*). Dessa två arter är dock inte särskilt relevanta för det aktuella området då knubbsäl inte förekommer i fylket vid saltaxeringar mellan 2003-2006 (Nilssen och Bjørge 2010) och utter förekommer troligen endast i norra delen av fylket (Heggberget, Solem m fl. 2007). Korallförekomsterna registrerade i området gäller arten *Lophelia pertusa* vilken är registrerad som nära hotad (NT) i den norska rödlistan 2010. Vid Havsforskningsinstituttets ROV-undersökningar i Hardangerfjorden under november 2010 (utförda för

Statnett) hittades även förekomster av mjukkorallen *Anthomastus grandiflorus* längs två transekter: ”Kvamsøy korall” samt ”Indre Eiknes”. *Anthomastus grandiflorus* är rödlistad som nära hotad (NT) i den norska rödlistan. I videotransekten ”Kvamsøy korall” hittades även en koloni av *Lophelia pertusa*. Det finns även rapporterade förekomster av arter som är registrerade i den norska rödlistan då dataunderlaget är bristfälligt (DD), till exempel musslan *Yoldiella frigida*. Vid grundliga undersökningar är det möjligt att fler rödlistade arter skulle hittas i det aktuella området, till exempel har den hotade djuphavsfisken Birkelånga (*Molva dypterygia*) hittats i en fjordarm ca 25 km ut mot havet från Norheimsund (Johansen, Heggøy m fl. 2003).

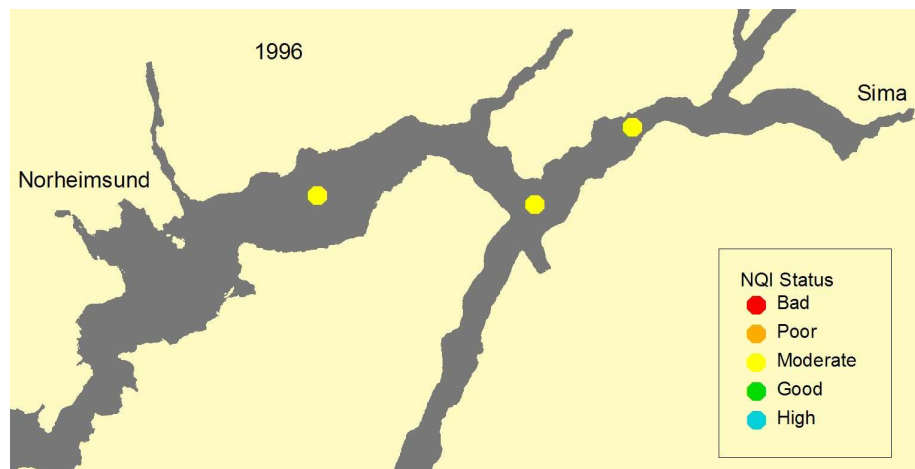
Typiska bentiska organismer i fjordområdet

Makrofytsamhället i yttre Hardangerfjorden undersöktes ganska grundligt 2007 av NIVA (Moy, Christie m fl. 2007) med fokus på att bestämma utbredningen av Skräppetare (*Saccharina latissima*, Sukkertare). Undersökningen gjordes strax utanför området för den planerade sjökabeln men rapporten beskriver även fjordens status. Makrofytsamhället i Hardangerfjorden beskrivs uppvisa stor likhet med andra liknande fjordar i regionen med ett karakteristiskt tångbälte i relativt god status (bestående av blåstång, *Fucus vesiculosus*; sågtång, *Fucus serratus* samt knöltång, *Ascophyllum nodosum*) samt kraftiga inslag av sudare (*Chorda filum*), andra trådformiga alger (grön, röd- samt brunalger) samt hög abundans av sjöborre (*Echinus acutus*). Liknande data finns beskrivet i två andra rapporter (Johansen, Heggøy m fl. 2003; Johnsen, Sægrov m fl. 2008). Kraftiga förändringar har dock skett under de senaste 50 åren i Hardangerfjorden och omgivande region med ett skifte mot en dominans av opportunistiska ettåriga alger på bekostnad av tarearter (jmf. Jorde och Klavestad 1963), varpå det aktuella projektområdet anses vara kraftigt påverkat av eutrofiering (Moy, Christie m fl. 2007; Johnsen, Sægrov m fl. 2008).

Havforskningsinstitutets ROV-undersökningar i Hardangerfjorden under november 2010 beskriver förekomster av karakteristiska arter längs hela den aktuella sträckningen i fjorden. Generellt beskrivs de djupa delarna av fjorden som sandig lera och, speciellt mot kanterna, inslag av stenar och block för att övergå till branta klippväggar med hårbotten. På de mjuka bottenarna var typiska grupper och arter trollhumrar (släktet *Munida*), sjöstjärnor (ex *Brisingida*) sjögurkor (släktena *Stichopus*, *Bathyploetes*) samt sjöpennor (troligtvis mest släktet *Virgularia*). På en något grundare område, ca 240 m djup, i transekten ”Vallavik” förekom även korallen *Isidella* (denna är inte rödlistad i Norge). På hårbottenarna dominerade framförallt olika svampdjur (Porifera varia, t ex släktena *Axinella*, *Phakellia*, *Hymedesmia*), musselkolonier (*Acesta excavata*) samt sjöstjärnor (ex *Brisingida* och *Henricia*).

Tidigare undersökningar av mjukbottenhugg i området har också visat att Hardangerfjorden är karaktäriserad av typiska arter som förekommer i liknande fjordar (Rygg och Skei 1997; Johansen, Heggøy m fl. 2003). Vid undersökningar utförda av NIVA 1996 gjordes även analyser av miljögifter vid flera stationer längs den aktuella kabelsträckningen. Den nuvarande gällande norska klassificeringen för miljögifter i sediment (Bakke, Breedveld m fl. 2007) visar att halterna av miljögifter i sediment generellt var relativt låga längs den planerade sträckningen för sjökabeln. Dock bör det noteras att sedimentet innehöll måttliga halter av kvicksilver (Hg) samt bly (Pb) på ett fåtal platser. Analyser av havsborstmaskar tyder dock på att miljögifterna endast till mindre grad är biotillgängliga. Vid dessa undersökningar fastställdes även statusen för mjukbottensamhällen vid tre stationer (på 850 m, 710 m samt 517 m djup), se Figur 3. Statusen på dessa tre stationer var måttlig 1996, en försämring från statusen 1991 (hög-god), vilket antogs bero på låga halter av syre på botten av fjorden någon gång under

första halvan av 1990-talet (Rygg och Skei 1997). Hardangerfjorden är även den fjord med flest laxodlingar i hela Norge (Walle 2008), vilka kan ha en lokalt betydande negativ påverkan på mjukbottenssamhällen (se t ex Heggøy och Johannessen 2006).



Figur 3. NQI Status 1996 för tre djupa stationer vid sjökabelns planerade sträckning. Bild: Brage Rygg, NIVA.

Typiska pelagiska organismer i fjordområdet

Hardangerfjordens pelagiska organismer har delvis beskrivits vid undersökningar inom projektet EPIGRAPH (Torstensen, Falkenhaus m fl. 2009; Torstensen, Falkenhaus m fl. 2010).

Zooplanktonsamhället karaktäriseras av arter typiska för liknande fjordar, med en dominans av små hoppkräftor (copepoder) i de övre 100 m och av framförallt rovlevande zooplankton djupare än 200 m. Krill är vanlig och abundant i hela fjorden, med *Meganyctiphanes norvegica* som dominerande art. Pelagiskt levande räkor som *Pasiphaea multidentata*, *P. tarda* och *Sergestes arcticus* är vanligare på djup mer än 100-200 m.

Fisksamhället i Hardangerfjorden har tidigare varit starkt dominerat av skarpsill (*Sprattus sprattus*) men skarpsillen har haft en dålig rekrytering under de senaste decennierna och förekomsten har minskat kraftigt (Johnsen, Sægrov m fl. 2008). Skarpsill är dock fortfarande en vanligt förekommande art i fjorden tillsammans med andra typiska fiskarter som sill (*Clupea harengus*), blåkäxa (*Etmopterus spinax*) sjurygg (*Cyclopterus lumpus*), vitling (*Merlangius merlangus*), lax (*Salmo salar*), öring (*Salmo trutta*), svart smörbult (*Gobius niger*) m fl. (Walle 2008; Torstensen, Falkenhaus m fl. 2009; Bjørge, Myksvoll m fl. 2010; Torstensen, Falkenhaus m fl. 2010). Även Havsforskningsinstitutets ROV-undersökningar från november 2010 beskriver förekomster av typiska fiskarter såsom kolja (*Melanogrammus aeglefinus*), marulk (*Lophius piscatorius*), knorrhane (*Eutrigla gurnadus*), långa (*Molva molva*) havsmus (*Chimaera monstrosa*) och skoläst (*Coryphaenoides rupestris*).

Speciellt skyddsvärda organismer i Hardangerfjorden

Konventionen för biologisk mångfald ger vissa riktlinjer för vilka aspekter av biologisk mångfald som bör övervakas speciellt (Annex I). För det aktuella området inkluderar detta framförallt 1) arter som är hotade 2) vilda släktingar av domesticerade/odlade arter 3) unika ekosystem och habitat (djupa fjordbottnar). Om man utgår ifrån den norska rödlistan så bör man ta hänsyn till de förekomster av koraller klassade som nära hotade (*Anthomastus grandiflorus* och *Lophelia pertusa*) som hittades vid Havsforskningsinstitutets ROV-undersökningar i november 2010 i transekterna "Kvamsøy korall" samt

”Indre Eiknes” ifall dessa ligger nära kabelsträckningen. Även förekomster av hotade fiskarter såsom birkelånga och pigghaj är högst möjliga och kan vara relevanta att övervaka. Lax (*Salmo salar*) samt öring (*Salmo trutta*) förekommer båda vilt i området och enligt konventionen för biologisk mångfald kan det vara aktuellt att ta hänsyn till dessa då båda arterna odlas. Det bör dock poängteras att dessa två arter inte är rödlistade, utan klassade som livskraftiga i Norge.

Potentiella hot för naturvärdena i fjorden i de olika projektfaserna

Anläggnings- och demonteringsfas

- Buller samt vibrationer kan i värsta fall skrämja bort fisk ifrån anläggningsarbetets närområde (inom intervallet 10 till 100-tals meters radie).
- Resuspendering av sediment kan påverka alger och kärleväxter på grundare områden samt mjukbottenfauna i närheten av kabeldragningen. Koraller och fisk, inklusive ägg och larver, kan även påverkas negativt. I värsta fall dör fiskägg som lags på botten i området samt koraller ifall dessa täcks med stora mängder sediment.
- Effekter av föroreningar kan i värsta fall ha en betydande påverkan, men är svår att spekulera om då det innefattar olyckshändelser. I värsta fall kan t ex utsläpp av olja från arbetsområdet påverka känsliga organismer negativt, t ex sjöfåglar kan dö.
- Nedgrävningen av sjökabeln påverkar mjukbottensamhällena vid kabelgraven negativt, påverkan är dock begränsad till lokala störningar nära kabelgraven. Man kan förvänta att fauna och flora i kabelgraven förstörs (någon eller några meters bredd) men är beroende av vilken nedgrävningssmetod som väljs.

Driftsfas

- Effekter av anläggningens fysiska struktur kan orsaka konstgjorda reveffekter i områden där kabeln inte grävs ned. Detta utgör knappast något hot i denna miljö.
- Effekter från underhålls- och reparationsarbete kan orsaka samma effekter som i anläggningsfasen.
- Effekter av föroreningar kan i värsta fall få en betydande påverkan, men är svår att spekulera om då det innefattar olyckshändelser. Läckage i det fall en oljekabel används kan få negativa konsekvenser för fauna, t ex sjöfåglar.
- Elektromagnetiska fält kan i värsta fall påverka fisk i området. Dock är kunskaperna om eventuella effekter väldigt dåliga men tyder på att påverkan är liten eller obetydlig. Broskfiskar som t ex pigghaj är den organismgrupp som är mest känslig för eventuella effekter.
- Bottentemperaturen kan i värsta fall öka flera grader i anslutning till kabeln på grund av värmeemission. Detta kan ha kraftiga lokala effekter på fauna.

Förslag på åtgärder för att minska påverkan på den marina miljön

Anläggningsfasen bör förläggas till lämplig säsong för att minimera riskerna för påverkan, där hänsyn tas till lekperioder och vandringsstider för fisk.

Om möjligt, minska sedimentplymens utbredning med hjälp av avskärmningsskydd, t ex i grunda områden med känslig flora eller nära koraller. Beräkningar av sedimentplymens storlek kan även göras med hjälp av modellering för att bättre uppskatta riskerna. Sedimentplymens storlek kan även begränsas vid användning av plogning istället för spolning eller övertäckning vid nedgrävning av kabeln. Detta skulle både minska resuspension av sediment samt mängden bottenfauna som påverkas negativt.

Anläggningsarbeten bör utföras med höga krav på miljökvalitetssäkring för att undvika spill av oljor och andra utsläpp.

Om möjligt gräva ned kabeln för att minska eventuell påverkan från elektromagnetiska fält samt temperaturökning.

Om möjligt, undvika områden med ömtåliga och långsamt växande arter (t ex sjöpennor, koraller). Detta är speciellt relevant på områden som omfattas av naturtypen djupa fjordbottnar där organismer har en långsam tillväxt på grund av låga temperaturer.

Undvika att dra i land kabeln i området med naturtypen ”Strandeng og strandsump” nära Eidesvågen.

Använda PEX-isolerad kabel istället för oljeisolerad kabel för att eliminera oljeläckagerisken.

Använda tekniker som 1) minskar magnetfältets storlek (t ex tvinnad trefas växelströmkabel; inte en likströmskabel) samt 2) minskar värmeemissionen (t ex genom att använda en tjockare ledare).

Upprätta lämpliga miljöövervakningsprogram för att uppskatta eventuell påverkan från anläggningen, samt bekräfta att botten samhällena och strandzonsvegetation återhämtar sig. Detta inkluderar grundliga undersökningar/forskning kring vilka effekter ökningen av botten temperatur på grund av sjökabeln får.

Föreslå möjligheter till restaurering/kompensation av påverkan på naturvärden vid negativa effekter eller vid olyckshändelser.

Slutsatser

Om man summerar alla möjliga effekter på marina naturvärden från den planerade sjökabelns sträckning i Hardangerfjorden förväntas risken för negativ påverkan vara störst under anläggningsfasen. Den planerade anläggningen utgör sannolikt inte något hot mot den biologiska mångfalden i området, förutsatt att hänsyn tas till förekomsterna av de rödlistade korallerna och att relevanta åtgärder för att minska miljöpåverkan vidtas (exempelvis genom genomtänkta val av tekniker och metoder samt vald sträckning). Poängteras bör dock att samverkande negativa effekter från andra projekt eventuellt kan ge kumulativa effekter, vilket bör tas i beaktande.

Referenser

- Anonym (2006). Review Report 2005: The Danish Offshore Wind Farm Demonstration Project: Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farm Environmental impact assessment and monitoring. København, DONG Energy & Vattenfall A/S. The Environmental Group of the Danish Offshore Wind Farm Demonstration Projects: 150 s.
- Anonym (2007a). Kartlegging av marint biologisk mangfold., Direktoratet for naturforvaltning. DN-håndbok 19-2001 (revidert 2007): 54 s.
- Anonym (2007b). Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold., Direktoratet for naturforvaltning. DN-håndbok 13 2.utgave 2006 (oppdatert 2007): 340 s.
- Auld, A. H. och J. R. Schubel (1978). "Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment." Estuarine and Coastal Marine Science 6(2): 153-164.
- Bakke, T., G. Breedveld, m fl. (2007). Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter (TA-2229/2007), NIVA & NGI för Statens forurensningstilsyn: 12 s.
- Barrio Froján, C. R. S., S. E. Boyd, m fl. (2008). "Long-term benthic responses to sustained disturbance by aggregate extraction in an area off the east coast of the United Kingdom." Estuarine, Coastal and Shelf Science 79(2): 204-212.
- Bilotta, G. S. och R. E. Brazier (2008). "Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota." Water Research 42(12): 2849-2861.
- Bisson, P. A. och R. E. Bilby (1982). "Avoidance of suspended sediment by juvenile coho salmon." North American Journal of Fisheries Management 4: 371-374.
- Bjørge, A., M. Myksvoll och O. Bjelland (2010). Kystøkologi i Porsangerfjorden og Hardangerfjorden. Havforskningsrapporten 2010. Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet. H. Gjøsaeter, T. Haug, M. Hauge m fl. s. 66-69
- Bochert, R. och M. L. Zettler (2004). "Long term exposure of several marine benthic animals to static magnetic fields." Bioelectromagnetics 25(7): 498-502.
- Clark, R. B. (1984). "Impact of oil pollution on seabirds." Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological 33(1): 1-22.
- Cooper, K., S. Boyd, m fl. (2007). "Recovery of the seabed following marine aggregate dredging on the Hastings Shingle Bank off the southeast coast of England." Estuarine, Coastal and Shelf Science 75(4): 547-558.
- COWRIE (2003). A baseline assessment of electromagnetic fields generated by offshore windfarm cables., Centre for Marine and Coastal Studies, Liverpool University: 71 s.
- Eganhouse, R. P. och J. Pontolillo (2008). "Susceptibility of Synthetic Long-Chain Alkylbenzenes to Degradation in Reducing Marine Sediments." Environmental Science & Technology 42(17): 6361-6368.
- Fiskeriverket (2006). Inverkan på fisk och fiske av SwePol Link, Fiskundersökningar 1999 – 2006s.
- Formicki, K. och A. Winnicki (1998). "Reactions of fish embryos and larvae to constant magnetic fields." Italian Journal of Zoology 65: 479-482.
- Gill, A. B., I. Gloyne-Phillips, m fl. (2005). COWRIE 1.5 Electromagnetic Fields: The potential effects of electromagnetic fields generated by sub-sea power cables associated with offshore windfarm developments on electrically and magnetically sensitive marine organisms – a review. Commissioned by COWRIE Ltd.s.
- Gill, A. B., Huang, Y., Gloyne-Phillips, I., Metcalfe, J., Quayle, V., Spencer, J. & Wearmouth, V (2009). COWRIE 2.0 Electromagnetic Fields (EMF) Phase 2: EMF-sensitive fish response to EM emissions from sub-sea electricity cables of the type used by the offshore renewable energy industry. Commissioned by COWRIE Ltd (project reference COWRIE-EMF-1-06)s.

- Gill, A. B. och H. Taylor (2001). The Potential Effects of Electromagnetic Fields Generated by Cabling Between Offshore Wind Turbines Upon Elasmobranch Fishes: Research Project for Countryside Council for Wales, Countryside Council for Wales. Science Report No. 488: 73 s.
- Goossens, H. och J. J. G. Zwolsman (1996). "An evaluation of the behaviour of pollutants during dredging activities." Terra et Aqua 62: 20-28.
- Hammar, L., S. Andersson och R. Rosenberg (2008). Miljömässig optimering av fundament för havsbaserad vindkraft. Vindval. Rapport 5828. Stockholm, Naturvårdsverket: 105 s.
- Hammar, L., M. Magnusson, m fl. (2009). Miljöeffekter vid muddring och dumpning - En litteratursammanställning, Naturvårdsverket. 5999: 72 s.
- Heggberget, T. M., M. I. Solem och F. Holmström (2007). Fallvilt og avlivede dyr av oter. Årsrapport for 2006. NINA Rapport 243. Trondheim, Norsk institutt for naturforskning: 22 s.
- Heggøy, E. och P. Johannessen (2006). Marinbiologisk miljøundersøkelse av oppdrettslokalitet ved Mele i Jondal kommune, Hordaland i 2006. Rapport 3, 2006., Universitetsforskning Bergen, Seksjon for anvendt miljøforskning: 29 s.
- Johansen, P.-O., E. Heggøy, m fl. (2003). Marinbiologisk miljøundersøking i Maurangerfjorden og Hardangerfjorden i 2002 og konsekvensvurdering i samband med utfylling av steinmassor frå "Jondalstunnelen". IFM rapport nr 6, 2003., Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen: 58 s.
- Johnsen, G. H., H. Sægrov, m fl. (2008). Hardangerfjorden. Økologisk status 2007 og veien videre. Rapport 1052. Bergen, Rådgivende Biologer AS: 55 s.
- Johnson, S. J., D. A. Barry, m fl. (2001). "Potential for anaerobic biodegradation of linear alkylbenzene cable oils: literature review and preliminary investigation." Land Contamination & Reclamation 9(3): 3.
- Johnston, D. W. och D. J. Wildish (1981). "Avoidance of dredge spoil by herring (*Clupea harengus harengus*)." Bull Environm Contam Toxicol 26: 307-314.
- Jorde, I. och N. Klavestad (1963). "The natural history of the Hardangerfjord 4. The benthonic algal vegetation." Sarsia 9(1): 1-100.
- Kalmijn, A. J. (1971). "The electric sense of sharks and rays." Journal of Experimental Biology 55(2): 371-383.
- Kirschvink, J. L. och A. E. Dizon (1986). "Evidence from strandings for geomagnetic sensitivity in cetaceans." J. exp. Biol 120: 1-24.
- Klinowska, M. (1985). "Cetacean live stranding sites relate to geomagnetic topography." Aquatic Mammals 1: 27-32.
- Kogan, I., C. K. Paull, m fl. (2006). "ATOC/Pioneer Seamount cable after 8 years on the seafloor: Observations, environmental impact." Continental Shelf Research 26(6): 771-787.
- Kullnick, U. och S. Marhold (2000). Direkte oder indirekte biologische Wirkungen durch magnetische und/oder elektrische Felder im marinen (aquatischen) Lebensraum: Überblick über den derzeitigen Erkenntnisstand. Teil I. Technische Eingriffe in marine Lebensräume. T. Merck and H. v. Nordheim, Bundesamt für Naturschutz. BFN - Skripten 29
- Lohmann, K. J., N. D. Pentcheff, m fl. (1995). "Magnetic orientation of spiny lobsters in the ocean: experiments with undersea coil systems." Journal of Experimental Biology 198: 2041-2041.
- Marra, L. J. (1989). "Sharkbite on the SL submarine lightwave cable system: history, causes and resolution." IEEE Journal of Oceanic Engineering 14(3): 230-237.
- Meißner, K., J. Bockhold och H. Sordzl (2007). Problem Kabelwärme? - Vorstellung der Ergebnisse von Feldmessungen der Meeresbodentemperatur im Bereich der elektrischen Kabel im Offshore-Windpark Nysted Havmøllepark (Dänemark). Meeresumweltsymposium 2006, Hamburg, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie.

- Moy, F., H. Christie och L. Tveiten (2007). Undersøkelser av sukkertare i Hardangerfjorden. Tilstandsrapport fra befaring 2-3 juli 2007. NIVA-rapport: 5509., Norsk institutt for vannforskning - NIVA: 10 s.
- Murray, A. P., B. J. Richardson och C. F. Gibbs (1991). "Bioconcentration factors for petroleum hydrocarbons, PAHs, LABs and biogenic hydrocarbons in the blue mussel." Marine Pollution Bulletin 22(12): 595-603.
- Nilssen, K. T. och A. Bjørge (2010). Sel – Havert og Steinkobbe. Havforskningsrapporten 2010. Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet. H. Gjøsæter, T. Haug, M. Hauge m fl. s. 142-143
- Nishi, T., G. Kawamura och K. Matsumoto (2004). "Magnetic sense in the Japanese eel, *Anguilla japonica*, as determined by conditioning and electrocardiography." Journal of Experimental Biology 207(17): 2965-2970.
- O'Hara, P. D. och L. A. Morandin (2010). "Effects of sheens associated with offshore oil and gas development on the feather microstructure of pelagic seabirds." Marine Pollution Bulletin 60(5): 672-678.
- OSPAR (2009a). Assessment of the environmental impacts of cables: 19 s.
- OSPAR (2009b). Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. Biodiversity and Ecosystems Series, Publication Number 441/2009: 134 s.
- Phillips, C. R., M. I. Venkatesan och T. Lin (2001). "Linear alkylbenzenes in muscle tissues of white croaker near a large ocean outfall in southern California, USA." Environmental Toxicology and Chemistry 20(2): 231-238.
- Reinhardt, G. m. f. l. (2004). F+E-Vorhaben: Naturschutzaspekte bei der Nutzung erneuerbare Energien. FKZ 801 02 160, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg & Institut für Umweltstudien Weisser & Ness GmbH: 134 s.
- Richardson, W. J., C. I. Malme och D. H. Thomson (1998). Marine mammals and noise, Academic Pr.
- Rogers, C. S. (1990). "Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation." Marine ecology progress series 62(1): 185-202.
- Rygg, B. och J. Skei (1997). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 2. Sedimenter og bløtbunnsfauna. Rapport 711/97. Oslo, Norsk institutt for vannforskning - NIVA: 74 s.
- Shackle, V. J., S. Hughes och V. T. Lewis (1999). "The influence of three methods of gravel cleaning on brown trout, *Salmo trutta*, egg survival." Hydrological Processes 13(3): 477-486.
- Sherblom, P. M., P. M. Gschwend och R. P. Eganhouse (1992). "Aqueous solubilities, vapor pressures, and 1-octanol-water partition coefficients for C9-C14 linear alkylbenzenes." Journal of Chemical & Engineering Data 37(4): 394-399.
- Slotte, A., K. Hansen, m fl. (2004). "Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast." Fisheries Research 67(2): 143-150.
- Takada, H. och R. Ishiwatari (1987). "Linear alkylbenzenes in urban riverine environments in Tokyo: distribution, source, and behavior." Environmental Science & Technology 21(9): 875-883.
- Tasker, M. L., M. Amundin, m fl. (2010). Marine strategy framework directive: Task Group 11 Report Underwater noise and other forms of energy, Joint Research Center, European Commission / ICES: 64 s.
- Torstensen, E., T. Falkenhaus, m fl. (2009). Toktrapport EPIGRAPH - Økosystemtokt Hardangerfjorden, April 2009, Havforskningsinstituttet: 22 s.
- Torstensen, E., T. Falkenhaus, m fl. (2010). Toktrapport EPIGRAPH - Økosystemtokt Hardangerfjorden, November 2009, Havforskningsinstituttet: 31 s.
- Walker, M. (2002). Biomagnetism. Encyclopedia of marine mammals. W. F. Perrin, B. G. Würsig and J. G. M. Thewissen, Gulf Professional Publishing s. 104-105

- Walle, G. (2008). Sjøaure (*Salmo trutta*) i Hardangerfjorden - Lakselusinfeksjon, vekst og diett i eit fjordsystem med stor oppdrettsaktivitet, Institutt for Naturforvaltning, Universitetet for Miljø- og Biovitenskap, Ås: 25 s.
- Vattenfall (2007). Miljøkonsekvensbeskrivning av nätanslutning av Kriegers flaks vindkraftparks.
- Westerberg, H. och I. Lagenfelt (2008). "Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel." Fisheries Management & Ecology 15(5/6): 369-375.
- Worzyk, T. (2009). Submarine Power Cables: Design, Installation, Repair, Environmental Aspects. Heidelberg, Springer Verlag.
- Öhman, M. C., P. Sigray och H. Westerberg (2007). "Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish." Ambio 36(8): 630-633.