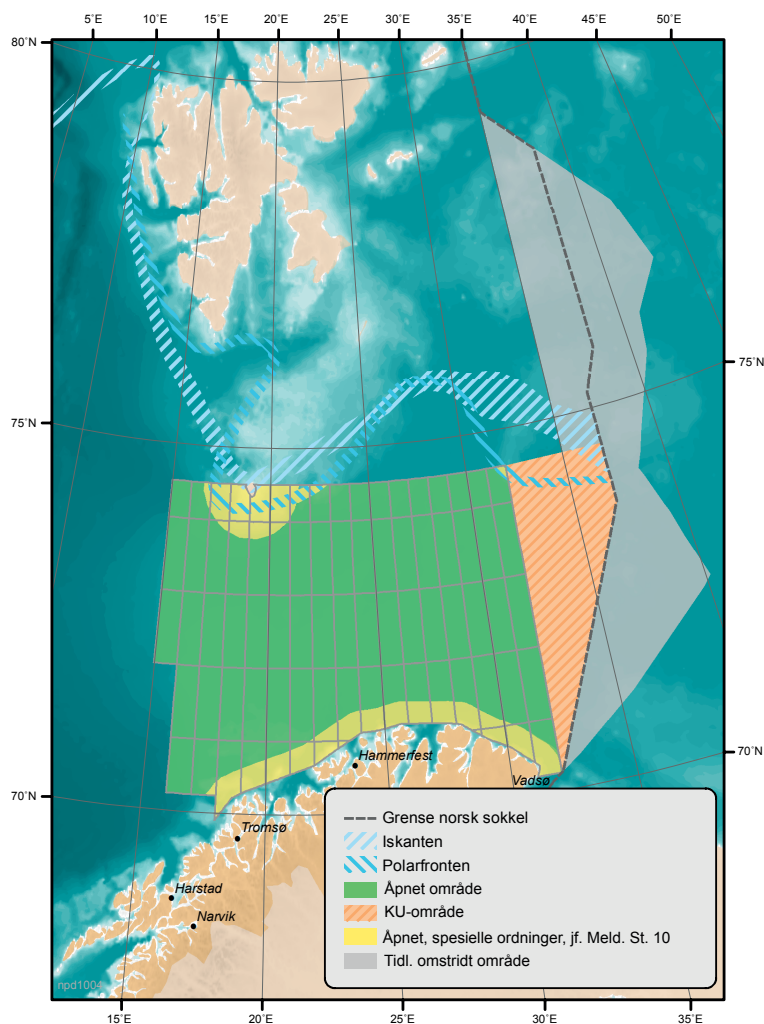
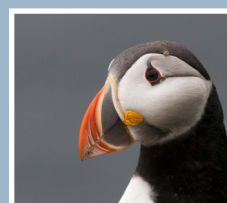
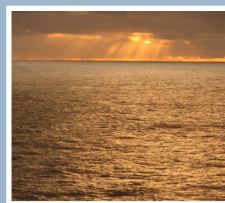


Andre miljøkonsekvenser av planlagt virksomhet

Konsekvensutredning for Barentshavet sørøst
Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet



Innledning ved Olje- og energidepartementet

Åpningsprosessen for Barentshavet sørøst

Før et område kan åpnes for petroleumsvirksomhet må det gjennomføres en åpningsprosess. En åpningsprosess har som formål å utrede det faglige grunnlaget for Stortingets beslutning om åpning av et område.

En åpningsprosess består av to hovedelementer. Den ene delen er en vurdering av ressurspotensialet i området. Den andre delen er en vurdering av de næringsmessige, miljømessige og andre samfunnsmessige virkninger av petroleumsvirksomhet i området (konsekvensutredning).

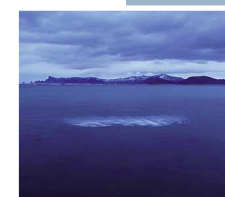
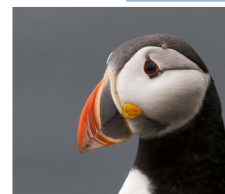
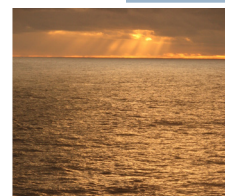
Konsekvensutredningen skal belyse spørsmål som fare for forurensning og økonomiske og samfunnsmessige virkninger petroleumsvirksomhet kan ha. En konsekvensutredning er en sentral del av en åpningsprosess og gjennomføres i regi av Olje- og energidepartementet.

Første del av konsekvensutredningsprosessen innebærer utarbeidelse av et utredningsprogram. Utredningsprogrammet angir temaene for konsekvensutredningen. For å belyse de ulike temaene utarbeides det ulike fagutredninger. Olje- og energidepartementet oppsummerer de ulike utredningene i en konsekvensutredningsrapport som sendes på offentlig høring.

Utredningene, høringsuttalelsene, vurderingen av ressurspotensialet og annen relevant informasjon som har framkommet i prosessen danner grunnlag for en melding til Stortinget. Stortinget tar stilling til åpning eller ikke åpning av hele eller deler av det aktuelle område, inklusive eventuelle vilkår.

Denne rapporten er en av flere faglige utredningsrapporter som inngår i en serie underlagsrapporter til Konsekvensutredning om virkninger av petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst. Utrederen står inne for det faglige innholdet i rapporten.

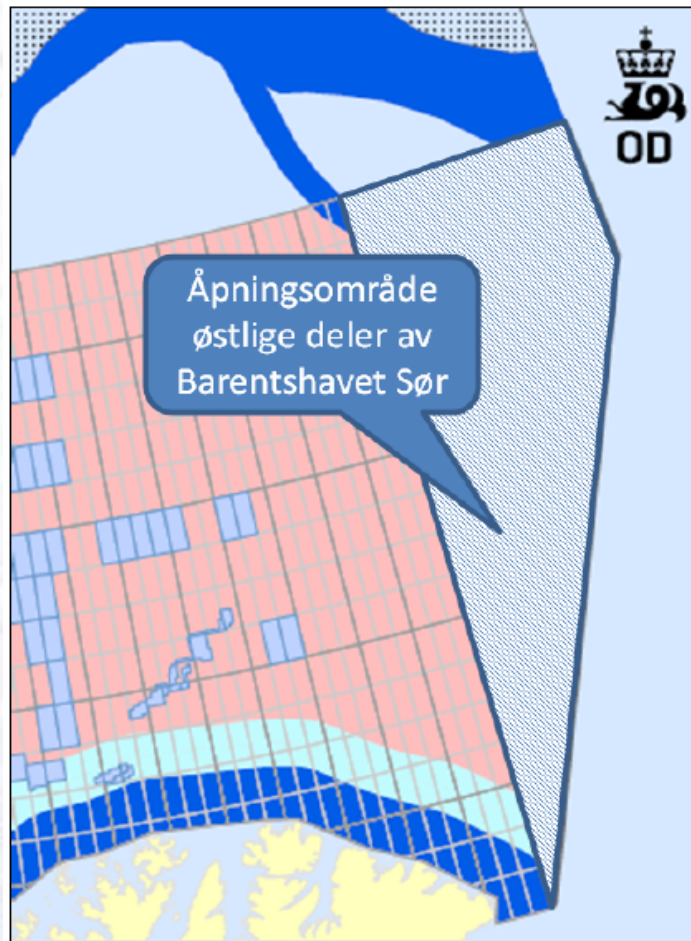
Utredningen er laget på oppdrag for Olje- og energidepartementet. Arbeidet vil inngå i en konsekvensutredningsrapport som er planlagt sendt på offentlig høring 4. kvartal 2012. Det er lagt opp til at regjeringens vurdering av spørsmålet om åpning av områder for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst legges frem for Stortinget våren 2013.



Konsekvensutredning Barentshavet sørøst;

Andre miljøkonsekvenser av planlagt virksomhet

SAK 12 - 892



Rapporttittel / Report title**Konsekvensutredning Barentshavet sørøst; Andre miljøkonsekvenser av planlagt virksomhet****Forfatter(e) / Author(s)**Ida Elisabeth Dahl-Hansen (AkvaPlan-niva)
Hector Andrade (AkvaPlan-niva)
Ana Sofia Aniceto (AkvaPlan-niva)
Lars-Henrik Larsen (AkvaPlan-niva)
Jens Rosendal Valeur (Rambøll Oil & Gas)
Elain Svindland Stenberg (Rambøll Oil & Gas)**AkvaPlan-niva rapport nr / report no**

5953 - 2

Dato / Date

27.09.2012

Antall sider / No. of pages

71

Distribusjon / Distribution

Offentlig

Oppdragsgiver / Client

Olje-og Energidepartementet

Oppdragsg. referanse / Client's reference

Oppdragsreferanse

Sammendrag / Summary

Olje- og energidepartementet sendte høsten 2011 "Forslag til program for konsekvensutredning etter petroleumsloven for det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet sør" på offentlig høring. Basert på fastsatt utredningsprogram har departementet igangsatt en rekke faglige studier. Foreliggende utredning omhandler fysiske forstyrrelser på havbunnen, konsekvenser av og muligheter for et nytt landanlegg for petroleumsvirksomhet i Finnmark/Nord-Troms, avfallsproblematikk og konsekvenser av seismikk og annen undervannsstøy. Til grunn for de spesifikke analysene ligger to alternative scenarier for utvikling av petroleumsvirksomheten i området, utarbeidet av Oljedirektoratet. Vurderinger og analyser baserer seg på eksisterende kunnskap.

Prosjektleder / Project manager

Ida E. Dahl-Hansen

Kvalitetskontroll / Quality control

Anita Evenset

Sammendrag

Basert på fastsatt utredningsprogram for det tidligere omstridte området i Barentshavet sørøst er det igangsatt en rekke faglige studier. Den følgende rapporten omhandler fysiske forstyrrelser på havbunnen, konsekvenser av og muligheter for et nytt landanlegg for petroleumsvirksomhet i Finnmark/Nord-Troms, avfallsproblematikk og konsekvenser av seismikk og annen undervannsstøy. Vurderinger og analyser baserer seg på eksisterende kunnskap, sett i lys av to alternative scenarier for utvikling av petroleumsvirksomheten i området, utarbeidet av Olje- og energidepartementet.

Fysiske påvirkninger av petroleumsaktiviteter på havbunnen i Barentshavet sørøst

Oppankring av borerigger, flytende olje/gassanlegg, rørlegging og installasjoner på havbunnen påvirker bunndyrsamfunn, og påvirkningene kan deles inn i kategorier:

- **Overdekking/nedslamming:** Havbunnen dekkes av ulike substrater som enten dumpes, eller virvles opp hvor arbeid pågår, og føres med strøm til andre områder. Generelt utviser ulike arter og dyrsamfunn stor variasjon i toleranse for sedimentering/nedslamming.
- **Endring i sedimentstruktur:** Permanente strukturer på havbunnen, f. eks. rørledninger og havbunnsinstallasjoner, samt endringer i bunnsubstrat fra fint til grovt eller omvendt. Dette kan endre sammensetning i bunnfauna.
- **Gropdannelse og erosjon:** Graving i havbunnen av strøm (såkalt skuring), ved f.eks. rørlegging og ankerfester, til groper som kan tjene som tilholdssted eller skjul for fisk og krepsdyr.

Fysiske forstyrrelser på havbunnen i utredningsområdet som følge av petroleumsvirksomhet vil omfatte små arealer sammenlignet med områdets størrelse (44 000 km²). Den mest utbredte fysiske påvirkningen på bunnen i området vil være fra legging av rørledninger. Havbunnen i området er mest sannsynlig påvirket av bunntråling etter reker, men er generelt i god naturlig tilstand. Muligheter for rekolonisering og gjenopprettelse av forstyrret bunnfauna er gode. Derfor er det lite sannsynlig at bunn påvirket av relativt små, kortvarige, ikke-gjentatte forstyrrelser, slik som graving til rørledningstrase eller oppankring, vil gi varige skader. Dersom det ved undersøkelser identifiseres spesielt sårbare habitater i området kan det være nødvendig å bruke rigger med dynamisk posisjonering for boring, eller utføre andre spesielle tiltak for å unngå fysiske påvirkninger på sårbare bunnhabitater.

Konsekvenser for naturmiljø ved landbasert petroleumsanlegg for Barentshavet sørøst

Fysiske inngrep medfører endringer av topografi, jordsmonn, hydrologisk balanse og plantedekke/dyreliv. Dette påvirker i første rekke vegetasjon, og omfang av forstyrrelse påvirker muligheter for revegetering. **Støy, vibrasjoner og kunstig lys** fra anleggsvirksomhet og driftsfase kan forstyrre sjøfugl, pattedyr og til tider marine pattedyr. Det kan også virke sjenerende på beboere i nærområdet. **Utslipp av oppvarmet kjølevann** fører til en endret artssammensetning, der arter med god tilpasningsevne vil trives (f.eks. blåskjell).

Et LNG anlegg tilknyttet petroleumsaktiviteter i Barentshavet vil praktisk og økonomisk måtte ligge ved kysten nærmest mulig funnstedet. Det er en fordel om anlegget kan lokaliseres i nærheten av allerede eksisterende havn og annen infrastruktur. Med et arealkrav på om lag 2500 mål er et slikt anlegg et betydelig arealinngrep, og det er få steder i fylket som kan romme slik virksomhet. Aktuelle områder vil med stor sannsynlighet ha overlapp med, og dermed innflytelse på naturressurser, verneinteresser og annen menneskelig virksomhet. God dialog og planlegging anses som en forutsetning for å kunne utvelge, tilrettelegge for og drifte et LNG anlegg på en egnet lokalitet.

Avfall og avfallshåndtering relatert til petroleumsvirksomhet

Mengden avfall skal minimeres gjennom design og valg av materialer og kjemikalier på en kostnadseffektiv måte. Operatøren skal utvikle en håndteringsplan for avfall med det formål å minimere mengden avfall og maksimere graden av reprosessering, gjenbruk og resirkulasjon. Avfall skal oppgis i farlig og ikke-farlig avfall. Ikke-farlig avfall kan sorteres på riggen eller fartøyet.

Farlig avfall skal segregeres, klassifiseres, sendes til land for deretter og behandles i overensstemmelse med internasjonale regler.

Ut fra Scenario 1 for Barentshavet sørøst ble den totale mengde oljeholdig boreavfall estimert til 150 600 tonn (34 638 tonn i året med størst mengde). Ved et "worst case" scenario kan avfallsmengden derimot komme helt oppi 251 600 tonn (57 868 tonn i året med størst mengde).

Estimert mengde ikke-farlig avfall som vil genereres i Scenario 1 er på 13 700 tonn (3 151 tonn i året med størst mengde), mens "worst case" scenario ligger på 22 900 tonn (5 267 tonn i året med størst mengde).

Scenario 2 inneholder færre lete- og produksjonsbrønner og vil som forventet generere en mindre mengde avfall sammenlignet med Scenario 1. Gjennomsnittlig- og maksimum mengde oljeholdig boreavfall ligger på henholdsvis 69 276 tonn (30 120 tonn i året med størst mengde) og 115 736 tonn (50 320 tonn i året med størst mengde). Ikke-farlig avfall er også forventet mindre, på henholdsvis 6 302 tonn (2 740 tonn i året med størst mengde) og 10 534 tonn (4 580 tonn i året med størst mengde) for gjennomsnitts- og maksimumsmengde.

Mottakskapasitet for fremtidige avfallsmengder

Situasjonen i Nord-Norge er foreløpig at det kun finnes mottaksanlegg og ikke behandlingsanlegg, som vil medføre at avfall må fraktes sørover for videre behandling. Kapasiteten på disse behandlingsanleggene skal være stor nok, men hvis aktiviteten blir stor i nord kan det være gunstig å vurdere om det lar seg opprette et behandlingsanlegg her. Om dette ikke lar seg gjøre vil alternativet være å frakte avfallet sørover for sluttbehandling.

Når det gjelder en potensiell generering av NORM avfall ved de oppgitte scenarioer finnes det kun ett deponi for høyere stråleklasser, nemlig i Gulen lokalisert utenfor Bergen.

Effekter av petroleumsrelatert undervannsstøy

De viktigste kildene til undervannsstøy er skipsfart, bore- og mudringsaktiviteter og seismikk. Endring av naturlig adferd, maskering av ulike naturlig forekommende lyder, hørselstap, ubehag og skade er blant effektene observert på dyr utsatt for f.eks. seismisk støy. Frekvenser som brukes til kommunikasjon mellom arter av bardehval overlapper med frekvenser som brukes av luftkanoner under seismiske undersøkelser. Derfor er bardehvalene vurdert å være mest utsatt for seismiske forstyrrelser.

Det er ikke anbefalt å drive seismikkskyting i utredningsområdet sommerstid, ettersom dette er sommerbeite for bardehvalene vågehval, finnhval og knølhval. Finnhval er rødlistet som truet art, og bør tas spesielt hensyn til. Dersom hval blir observert innenfor en fastsatt sikkerhetssone, og da særlig mor-kalv par av hval, burde seismikkskyting utsettes eller opphøre for i størst mulig grad å hindre skader på dyrene, både fysiologisk og adferdsmessig.

Det er ikke registrert gytegrunner i utredningsområdet, men det er generelt betydningsfullt for lodde, torsk, hyse og ungsild. Ettersom omfanget av seismikkskyting ikke er definert i scenariene, men antas å drives relativt sjeldent, vurderes påvirkningene på fisk i området likevel å bli minimale.

INNHALDSFORTEGNELSE

FORORD	5
1 INNLEDNING	6
1.1 PROBLEMSTILLINGEN	6
1.2 BESKRIVELSE AV SCENARIER.....	6
2 FYSISKE PÅVIRKNINGER AV PETROLEUMSAKTIVITETER PÅ HAVBUNNEN – KUNNSKAPSSTATUS	9
2.1 INNLEDNING	9
2.2 AKTIVITETER MED FYSISKE INNGREP PÅ HAVBUNNEN	9
2.3 KONSEKVENSER FOR BUNNFAUNA AV INNGREP PÅ HAVBUNNEN.....	12
2.4 REETABLERING AV BUNNFAUNA	14
2.5 KUNNSKAPSMANGLER.....	16
3 FYSISKE PÅVIRKNINGER FRA PETROLEUMSVIRKSOMHET PÅ HAVBUNNEN I DET SØRØSTLIGE BARENTSHAVET	17
3.1 BEHOV FOR FYSISKE INNGREP PÅ HAVBUNNEN VED SCENARIO 1 OG 2 I BARENTSHAVET SØRØST.....	17
3.2 BUNNSAMFUNN I UTREDNINGSOMRÅDET.....	18
3.3 POTENSIELLE EFFEKTER PÅ BUNNSAMFUNN VED REALISERING AV SCENARIENE	19
3.4 AVBØTENDE TILTAK	19
4 KONSEKVENSER FOR NATURMILJØ AV ET LNG ANLEGG TILKNYTTET BARENTSHAVET SØRØST	20
4.1 ANLEGGETS SPESIFIKASJONER OG BEHOV.....	20
4.2 KRAV TIL LOKALITETEN	21
4.3 MILJØPÅVIRKNINGER FRA ANLEGGSVIRKSOMHET OG DRIFT AV ET LNG ANLEGG	24
4.4 KONSEKVENSER VED ETABLERING AV LNG ANLEGG I FINNMARK/NORD TROMS.....	29
4.5 KONKLUSJON	30
5 AVFALL OG AVFALLSHÅNDTERING RELATERT TIL PETROLEUMSVIRKSOMHET	31
5.1 REGLER FOR AVFALLSHÅNDTERING.....	31
5.2 ERFARING MED HENSYN TIL GENERERING AV AVFALL.....	32
5.3 AVFALL FRA BORING AV BRØNNER	39
5.4 AVFALL FRA FLYTENDE PRODUKSJONSINNRETNINGER	39
5.5 NORM AVFALL	40
6 FORVENTEDE FREMTIDIGE AVFALLSMENGDER	43
6.1 ESTIMERING AV FREMTIDIGE AVFALLSMENGDER	43
6.2 MOTTAKSKAPASITET FOR FREMTIDIGE AVFALLSMENGDER.....	49
7 EFFEKTER AV PETROLEUMSRELATERT UNDERVANNSTØY	52
7.1 INNLEDNING	52
7.2 KILDER TIL UNDERVANNSLYD	52
7.3 OVERFØRING AV LYD I DET MARINE MILJØ	53
7.4 GENERELLE EFFEKTER AV UNDERVANNSTØY PÅ MARINE DYR	53
7.5 EFFEKTER AV UNDERVANNSTØY PÅ ULIKE DYREGRUPPER	54
7.6 KONSEKVENSER AV SEISMISKE UNDERSØKELSER FOR DYRELIV I UTREDNINGSOMRÅDET.....	57
8 REFERANSER	59

Oversikt over figurer og tabeller

FIGUR 1.1 SCENARIO 1 FOR BARENTSHAVET SØRØST – OMRÅDER MED UTBYGGINGSLØSNINGER OVER FUNNOMRÅDER.....	7
FIGUR 1.2 SCENARIO 2 FOR BARENTSHAVET SØRØST – UTBYGGINGSLØSNINGER.....	8
FIGUR 2.1 PLASSERING AV RØRLEDNINGER I FORHOLD TIL HAVBUNNEN	10
FIGUR 2.2 PRINSIPPSKISSE AV "DRAG EMBEDDED ANCHOR"	11

FIGUR 2.3 SKJEMATISK FREMSTILLING AV ET SUGEANKER	11
FIGUR 2.4 SKJEMATISK FRAMSTILLING AV EN OPPANKRET FPSO MED 12 ANKERFESTER RUNDT SKIPET	11
FIGUR 4.1 DEN 1100 MÅL STORE MELKØYA VED HAMMERFEST, FØR, UNDER OG ETTER ETABLERING AV SNØHVIT LNG.	21
FIGUR 4.2 TYPISK KYSTSTREKNING I FINNMARK BRATTE FJELLSIDER MED SPARSOM KRATTVEGETASJON I DE NEDRE 50 – 100 HØYDEMETER OG EN SMAL STRANDSONE.	22
FIGUR 4.3 TETT FOREKOMST AV BLÅSKJELL OG RUR PÅ KAIPÅLER OG BETONGFUNDAMENT TETT INNPÅ KJØLEVANNSSUTSLIPP	26
FIGUR 4.4 REINDRIFT ER VANLIG LANGS HELE FINNMARKSKYSTEN	27
FIGUR 4.5 KOMMUNEINNDDELING I FINNMARK OG NORD TROMS OG LOKALISERING AV VERNETE OG FORESLÅTT VERNETE OMRÅDER	28
FIGUR 5.1 AVFALLSTREKANTEN	31
FIGUR 5.2 FARLIG AVFALL FRA OFFSHORE VIRKSOMHET PÅ NORSK SOKKEL I 2011	33
FIGUR 5.3 FARLIG AVFALL FRA OFFSHORE VIRKSOMHET PÅ NORSK SOKKEL FRA 1997 TIL 2011.	33
FIGUR 5.4 IKKE-FARLIG AVFALL FRA OFFSHORE VIRKSOMHET PÅ NORSK SOKKEL I 2011	34
FIGUR 5.5 FORDELING MELLOM AVFALLSTYPER (VENSTRE) OG FARLIG AVFALL (HØYRE) BASERT PÅ DATA FOR TO FLYTENDE PRODUKSJONSINNRETNINGER PÅ NORSK SOKKEL I 2007	40
FIGUR 5.6 OPPRINNELSE OG TRANSPORT AV NORM VED OLJE- OG GASSPRODUKSJON.	40
FIGUR 6.1 ESTIMERTE GJENNOMSNITTLIGE MENGDER FARLIG (OLJEHOLDIG) AVFALL, SCENARIO 1	43
FIGUR 6.2 ESTIMERTE "WORST CASE" MENGDER FARLIG (OLJEHOLDIG) AVFALL, SCENARIO 1	44
FIGUR 6.3 ESTIMERTE GJENNOMSNITTLIGE MENGDER IKKE-FARLIG AVFALL, SCENARIO 1	45
FIGUR 6.4 ESTIMERTE "WORST CASE" MENGDER IKKE-FARLIG AVFALL, SCENARIO 1	45
FIGUR 6.5 ESTIMERTE GJENNOMSNITTLIGE MENGDER FARLIG (OLJEHOLDIG) AVFALL, SCENARIO 2	46
FIGUR 6.6 ESTIMERTE "WORST CASE" MENGDER FARLIG (OLJEHOLDIG) AVFALL, SCENARIO 2	47
FIGUR 6.7 ESTIMERTE GJENNOMSNITTLIGE MENGDER IKKE-FARLIG AVFALL, SCENARIO 2	48
FIGUR 6.8 ESTIMERTE "WORST CASE" MENGDER IKKE-FARLIG AVFALL, SCENARIO 2	48
TABELL 1.1 SCENARIO 1 - RESSURSER, INVESTERINGER OG DRIFTSKOSTNADER	7
TABELL 1.2 SCENARIO 2 - RESSURSER, INVESTERINGER OG DRIFTSKOSTNADER	8
TABELL 2.1 KARAKTERISTIKK AV ULIKE BUNNSUBSTRATER	12
TABELL 2.2 TIDER FOR REKOLONISERING AV ULIKE BUNNSUBSTRATER	15
TABELL 3.1 OPPSUMMERING AV SKISSETE PETROLEUMSAKTIVITETER OG MEDFØLGENDE PÅVIRKET AREAL PÅ HAVBUNNEN I BARENTSHAVET SØRØST.	18
TABELL 4.1 KYSTVERKETS KRITERIER FOR VURDERINGER AV EGNETHET FOR ETABLERING AV PETROLEUMSRELATERT INFRASTRUKTUR (OLJEBASE, LNG ANLEGG) I ØST FINNMARK	23
TABELL 4.2 RANGERINGSKALA FOR FORVENTEDE MILJØKONSEKVENSER AV ETABLERING OG DRIFT AV LNG ANLEGG KNYTTET TIL BARENTSHAVET SØRØST	29
TABELL 4.3. SAMMENSTILLING AV KONSEKVENSER FOR MARINT OG TERRESTRISK MILJØ SOM FØLGE AV ANLEGG OG DRIFT AV ET LNG ANLEGG I FINNMARK ELLER NORD TROMS.	30
TABELL 5.1 KATEGORIER AV KILDESORTERT AVFALL	32
TABELL 5.2 FARLIG AVFALL OG IKKE-FARLIG AVFALL FRA OFFSHOREVIRKSOMHET PÅ NORSK SOKKEL FRA 2006 -2011	35
TABELL 5.3 UTVIKLING I ANTALL BRØNNBANER I PERIODEN 2006 TIL 2011	36
TABELL 5.4 ANTALL METER BRØNNBANE BORET MED OLJEBASERT BOREVÆSKE I PERIODEN 2006 TIL 2011	36
TABELL 5.5 NORSK ERFARING MED HENSYN TIL GENERERING AV OLJEHOLDIG AVFALL.	36
TABELL 5.6 OLJEHOLDIG AVFALL SOM SENDES I LAND, NORMALISERT I FORHOLD TIL TOTALT ANTALL BRØNNER BORET, SOM ET ÅRLIG GJENNOMSNITT FOR 2006-2011 OG SOM DEN MAKSIMALE ÅRSVERDI	37
TABELL 5.7 OLJEHOLDIG AVFALL SOM SENDES I LAND, NORMALISERT I FORHOLD TIL ANTALL BRØNNER BORET MED OBM, SOM ET ÅRLIG GJENNOMSNITT FOR 2006-2011 OG SOM DEN MAKSIMALE ÅRSVERDI.	37
TABELL 5.8 OLJEHOLDIG AVFALL SOM ER SENDT TIL LAND I 2011 OG GJENNOMSNITTET AV ÅRENE 2006-2011	38
TABELL 5.9 ESTIMERT- OG MAKSIMUMSMENGDE AVFALLSFRAKSJONER PER BRØNNBANE.	39
TABELL 5.10 GRENSEVERDIER FOR RADIOAKTIVT AVFALL OG RADIOAKTIV FORURENSNING I PETROLEUMSINDUSTRIEN	41
TABELL 5.11 NORM AVFALL (TONN) MOTTATT PÅ STANGENESET AVFALLSDEPONI I 2008 FRA MIDLERTIDIGE OPPLAGRINGER FORSKJELLIGE STEDER I NORGE.	42
TABELL 6.1 AVFALLSMENGDER (TONN), OLJEHOLDIG BOREAVFALL (TONN), BARENTSHAVET SØRØST, SCENARIO 1	44
TABELL 6.2 AVFALLSMENGDER IKKE-FARLIG AVFALL, BARENTSHAVET SØRØST, SCENARIO 1	46
TABELL 6.3 AVFALLSMENGDER OLJEHOLDIG BOREAVFALL (TONN), BARENTSHAVET SØRØST, SCENARIO 2	47
TABELL 6.4 AVFALLSMENGDER IKKE-FARLIG AVFALL, BARENTSHAVET SØRØST, SCENARIO 2	49

Forord

Olje- og energidepartementet sendte høsten 2011 "Forslag til program for konsekvensutredning etter petroleumsloven for det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet sør" på offentlig høring. Basert på fastsatt utredningsprogram har departementet igangsatt en rekke faglige studier. Som en del av denne konsekvensutredningsprosessen har Akvaplan-niva i samarbeid med Rambøll Oil & Gas utredet virkninger av mulig petroleumsvirksomhet i dette området for følgende tema:

- Fysisk påvirkning av bunnhabitat
- Konsekvenser av et landanlegg (LNG) knyttet til virksomheten i Barentshavet sørøst
- Avfallshåndtering
- Kunnskapsstatus om miljøkonsekvenser av seismikk

Til grunn for de spesifikke analysene ligger to alternative scenarier for utvikling av petroleumsvirksomheten i området, utarbeidet av Oljedirektoratet. Vurderinger og analyser baserer seg på eksisterende kunnskap.

Tromsø 27.09.12



Ida E. Dahl-Hansen

Prosjektleder

1 Innledning

1.1 Problemstillingen

7. juli 2011 trådte avtalen mellom Norge og Russland om en delingslinje i det tidligere omstridte området av Barentshavet i kraft. Det nye området, som nå er norsk, utredes nå med tanke på konsekvenser av mulig åpning for petroleumsvirksomhet. Foreliggende studie utreder følgende problemstillinger:

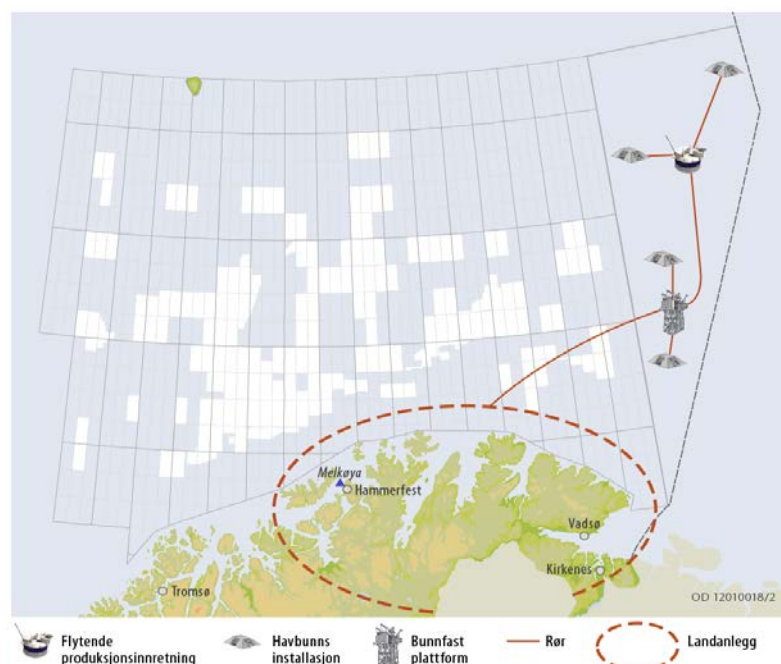
- 1. Oppsummering av dagens kunnskap om fysiske virkninger av petroleumsvirksomhet på havbunnsfauna/-habitater. Eventuelle kunnskapsbehov skal påpekes.*
- 2. Basert på fremtidsbildene/aktivitetsbeskrivelse fra Oljedirektoratet, vurdere konsekvenser for havbunnsfauna/-habitater til av fysiske inngrep i anleggs- og driftsfase.*
- 3. Basert på erfaringer og løsninger fra Snøhvit-anlegget på Melkøya, vurdere konsekvenser på naturmiljø av etablering og drift av et LNG-anlegg med tilhørende infrastruktur i Finnmark/Nord-Troms tilknyttet petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst.*
- 4. Beskrive kort dagens system for avfallsstyring i Finnmark/Nord-Troms, eventuelt nasjonalt, med relevans for petroleumsgenererte avfallsstrømmer. Herunder å angi type anlegg for mottak, håndtering/sluttdeponering og kapasitet.*
- 5. Basert på fremtidsbildene/aktivitetsbeskrivelse fra Oljedirektoratet, stipulere relevante avfallsstrømmer og -mengder, vurdere løsninger for avfallsstyring, herunder vurdere behovet for ny/endret infrastruktur og logistikk lokalt/regionalt/nasjonalt.*
- 6. Oppsummering av dagens kunnskap om miljøkonsekvenser av seismikk og annen undervannsstøy generert av petroleumrelatert virksomhet og vurdere den generiske kunnskapen i forhold til forekomster av relevante dyr/arter i Barentshavet sørøst.*

1.2 Beskrivelse av scenarier

Olje- og energidepartementet har i et notat av 18.6.2012 presentert to scenarier for mulig fremtidig petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst. Disse er beskrevet i kapittel 1.2 og danner grunnlaget for videre vurderinger av problemstillingene ovenfor.

1.2.1 Scenario 1 for havområdet Barentshavet sørøst

Første letebrønn blir boret i 2017. Det bores 3 letebrønner per år. Det antas at det blir gjort funn i hver tredje brønn. Første funn er et gassfunn på 40 milliarder Sm^3 som blir funnet i 2017. Deretter blir det gjort ett funn hvert år fram til og med 2022. Det blir til sammen gjort fire gassfunn hvorav to gassfunn er på 40 milliarder Sm^3 og to på 20 milliarder Sm^3 . Videre blir det gjort to oljefunn, ett i nord på 30 millioner Sm^3 o.e. og ett i sør på 15 millioner Sm^3 o.e. (Figur 1.1).



Figur 1.1 Scenario 1 for Barentshavet sørøst – områder med utbyggingsløsninger over funnområder (Oljedirektoratet 2012)

Det første og største oljefunnet blir besluttet bygget ut i 2023 samtidig med landanlegg og rør for gass og havbunnsløsning for det største gassfunnet i nord. Det minste oljefunnet blir besluttet bygget ut i 2028. De øvrige gassfunnene bygges ut etter hvert som det er ledig kapasitet i landanlegget. Det største oljefunnet bygges ut med en flytende produksjonsinnretning og det minste oljefunnet bygges ut med en bunnfast brønnhodeplattform. Oljen stabiliseres på innretningene før den transporteres videre med tankskip. Gassfunnene bygges ut med havbunnsløsninger som knyttes opp mot plattformene, der gassen behandles før den transporteres i rør til land.

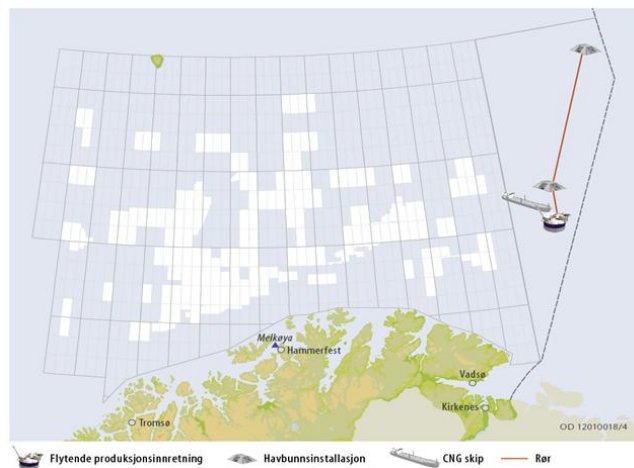
Landanlegget har en kapasitet på 5 milliarder Sm³ gass per år. To alternativer for gassevakuerer er vurdert. Alternativ I er landanlegg for videre transport i rør. Alternativ II er LNG-anlegg. Første produksjon starter i 2027. Tabell 1.1 gir oversikt over de totale ressurser, investeringer og driftskostnader knyttet til leting og utbygging i havområdet Barentshavet sørøst.

Tabell 1.1 Scenario 1 - ressurser, investeringer og driftskostnader (OD 2012)

Totale ressurser	Olje mill Sm3	Gass mrd Sm3
Barentshavet SØ	45	120
Utbygginger	Investeringer	Driftskostnader
Hver bunnramme inkluderer kostnader for 10 brønner	mill NOK	Mill NOK per år
Barentshavet SØ		
30 letebrønner, à 500 mill NOK	15000	
Flytende produksjonsinnretning, inkl 1 bunnramme	35000	1000
Bunnfast brønnhodeplattform, inkl 1 bunnramme	35000	1000
4 bunnrammer til gassfunn, à 2500 mill NOK	10000	
Alternativ I for gassevakuerer: Landanlegg for rørtransport av gass	18000	1000
Alternativ I for gassevakuerer: Rørledning 350 km à 20 mill NOK/km	7000	
Alternativ II for gassevakuerer: LNG-anlegg	32000	1000
Rør for transport av gass til land, 500 km - 20 mill NOK per km	10000	

1.2.2 Scenario 2 for havområdet Barentshavet sørøst

Første letebrønn blir boret i 2017 og det bores 2 letebrønner per år. De første årene med letevirksomhet antas det at det gjøres funn i hver tredje letebrønn. Det blir gjort et gassfunn på 20 milliarder Sm³ i 2017, et oljefunn på 15 millioner Sm³ i 2019 og et gassfunn på 10 milliarder Sm³ i 2020 (Figur 1.2). Letevirksomheten etter 2020 gir kun tørre brønner, og det bores ikke letebrønner etter 2024.



Figur 1.2 Scenario 2 for Barentshavet Sørøst – utbyggingsløsninger

Tabell 1.2 gir oversikt over de totale ressurser, investeringer og driftskostnader knyttet til leting og utbygging i havområdene utenfor Barentshavet sørøst.

Tabell 1.2 Scenario 2 - ressurser, investeringer og driftskostnader (OD 2012)

Totale ressurser	Olje mill Sm ³	Gass mrd Sm ³
Barentshavet SØ	15	30
Utbygginger	Investeringer	Driftskostnader
Hver bunnramme inkluderer kostnader for 10 brønner	mill NOK	Mill NOK per år
Barentshavet SØ		
18 letebrønner, à 500 mill NOK	9000	
Bunnfast brønnhodeplattform, inkl 1 bunnramme	35000	1000
2 bunnrammer til gassfunn, à 2500 mill NOK	5000	
CNG-skip	1500	
Rør fra gassfelt til plattform, 220 km - 20 mill NOK per km	4400	

2 Fysiske påvirkninger av petroleumsaktiviteter på havbunnen – kunnskapsstatus

2.1 Innledning

Petroleumsaktiviteter påvirker havbunnen på flere måter, og enkelte aktiviteter kan føre til fysiske forandringer på bunnstrukturen. Slike aktiviteter kan være oppankring av borerigger, legging av rørledninger, etablering av annen infrastruktur, samt utslipp av borekaks. Virkninger av utslipp av borekaks utredes i en annen studie og omtales ikke videre i foreliggende rapport.

Alle de ovennevnte aktivitetene medfører direkte fysiske inngrep på havbunnen. Inngrepene kan gi midlertidige eller varige konsekvenser over små eller større arealer. Aktiviteter på havbunnen kan føre til:

- Overdekking/nedslamming: Inngrep på bløtbunn kan føre til en økning i sedimentering i områdene hvor arbeid pågår, samt i områder nedstrøms for aktivitetsområdet. Installasjoner som plasseres på havbunnen vil dekke til det naturlige substrat og den naturlige fauna.
- Endring i bunnhabitat: Ved plassering av permanente strukturer på havbunnen, f.eks. rørledninger og havbunnsinstallasjoner, etableres det (i bløtbunnsområder) hardt substrat som kan gi fotfeste for hardbunnsfauna. Bunntopografi vil også endres der installasjoner plasseres. Disse endringene er imidlertid meget lokale og vil omfatte små arealer.
- Gropdannelse og erosjon: Graving i havbunnen, ved f.eks. legging av rørledning og utsetting av ankerfester, fører til lokale endringer i bunntopografi, noe som igjen kan føre til endringer i strømmønster og evt. økt erosjon.

Dyr på havbunnen påvirkes av aktivitetene/endringene nevnt ovenfor. Ulike dyregrupper har ulik toleranse overfor endringer. I de følgende delkapitler er aktivitetene ovenfor innledningsvis kort beskrevet, sammen med de fysiske inngrep og endringer av havbunnen som de ulike aktiviteter medfører. Deretter gis en oversikt over hvilke konsekvenser ulike typer inngrep forventes å få for ulike dyregrupper, med spesiell fokus på kaldtvannskoraller, svamp, gravende bunnfauna som lever nedi bløtt sediment (infauna), bunnfauna på sedimentet (epifauna).

2.2 Aktiviteter med fysiske inngrep på havbunnen

2.2.1 Rørledninger

Rørledninger legges på bunnen, enten nedgravd i ei grøft med påfølgende tildekking av grus, nedgravd i grøft med naturlig overdekking, eller eksponert direkte på sjøbunnen (Figur 2.1). På grunn av varierende bunntopografi er det en teknisk utfordring å legge rørledninger på havbunnen. Det må vanligvis lages en grøft til røret med mindre havbunnen er svært bløt. Det kan også være nødvendig med utfylling av ujevnheter i bunnen ved tilførsel av stein og sand. Rørtraseen kan klargjøres med flere metoder der de vanligste er graving, spyling, suging eller

plogging (Eriksen *et al.* 2002). Ofte benyttes flere av disse metodene langs ulike deler av en trasé.



Figur 2.1 Plassering av rørledninger i forhold til havbunnen (Kilde: Nøland *et al.* 1999).

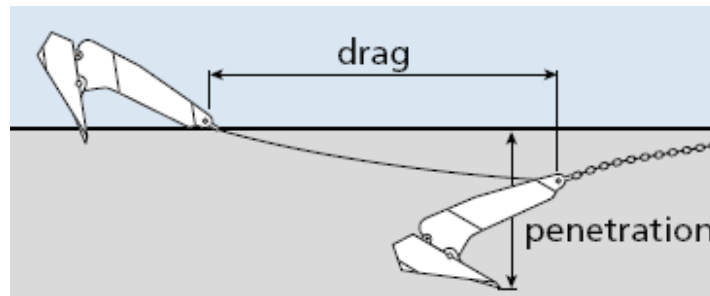
En lang rørledning vil gå igjennom flere typer habitater på sin vei og kan således påvirke et vidt spekter av bunndyr og deres leveområder. Rørlegging fører til en direkte endring av bunnforhold på stedet ettersom graving i sedimentene blander sammen massene og endrer sedimentets kornstruktur. Stein-/grusdumping endrer habitatet fra bløtbunn til hardbunn. Graving kan også føre til oppvirvling av store mengder bunnslam, og lette partikler kan føres avgårde med strøm og sedimentere andre steder. Det tilsettes ikke kjemikalier ved graving av rørtraseer, så oppvirvlet sediment vil være de opprinnelig (rene) sedimenter som bare blir omfordelt.

Rør som ligger eksponert vil ta opp areal på havbunnen. Rørledninger har vanligvis en operasjonell levetid på 20 – 30 år, men selve materialet i rørene (inkludert betongkapper og evt. coating-materiale) vil ha en mye lengre levetid. Substratet over overdekte rørledninger vil imidlertid som oftest (hvis ikke etablering av ledningen fører til endringer i erosjon) anta samme struktur og kornfordeling som omkringliggende (og opprinnelig) habitat. Eksponerte rørledninger vil imidlertid representere en mer permanent endring i bunnsubstrat.

Vedlikehold (grus/sand-dumping) og evt. fjerning av uttjente rørledninger fører til samme typer påvirkning som ved legging av rør.

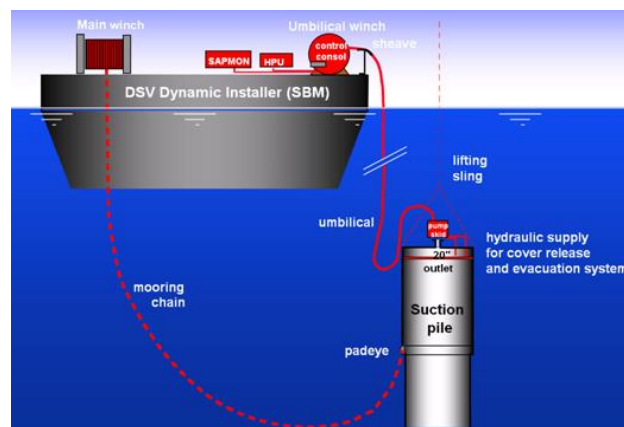
2.2.2 Oppankring

Borerigger, flytende produksjonsinnretninger (FPSO) og andre installasjoner må, dersom det ikke benyttes dynamisk posisjonering (DP), festes i havbunnen for å holdes på plass ved borestedet. Antall anker/ festepunkter varierer med type innretning og bunnforhold. Det er flere måter å feste et anker på. Drag-anker slippes ned på bunnen og dras bortover for å sikre et skikkelig feste i bunnen (Figur 2.2). Dette fører til at sedimentet graves opp. Sedimentet rundt ankeret blandes og omrøres, noe som kan føre til at kornstrukturen på sedimentet endres (hvis bunnsubstratet i området er heterogent).



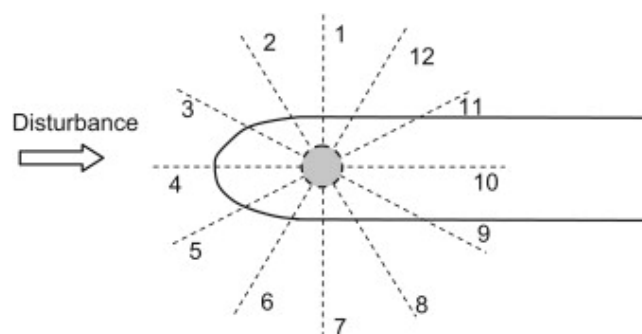
Figur 2.2 Prinsippskisse av "drag embedded anchor" (Kilde: Petroleumstilsynet 2006)

Et sugeanker egner seg godt på leire og annen bløtbunn. Ankeret er som en enorm åpen hermetikkboks som er åpen i bunnen (Figur 2.3), og som settes opp-ned på havbunnen. Deretter pumper man ut vannet som er fanget inne i boksen. Dette fører til at det oppstår et kraftig undertrykk som suger ankeret ned i grunnen.



Figur 2.3 Skjematisk fremstilling av et sugeanker (Kilde: www.offshoremoorings.org)

En skipsformet FPSO som ble ankret opp på Skarvfeltet i Norskehavet i 2011 ble forankret med 12 sugeanker (www.bp.com), hver med 14,5 m høyde, 5 m diameter og 4-5 cm tykke vegger (Figur 2.4).



Figur 2.4 Skjematisk framstilling av en oppankret FPSO med 12 ankerfester (kilde: Nguyen et al. 2012)

Ved ankring på hardbunn bores et ankerfeste ned i bunnen (www.bladeoffshore.com). Det er også nylig lansert en ny ankermetode; Deep Penetrating Anchor. Dette er et torpedoformet anker med høyde 10 - 15 m og vekt 50 - 100 tonn som slippes ned mot bunnen fra en kjent dybde. "Torpedoen" når opptil 100 km i timen og trenger dypt ned i havbunnen. Dette fører til forstyrrelse og rystelse i havbunnen opptil 10 m fra treffpunktet til ankeret (www.ngi.no).

Ved oppankring av borerigger vil de deler av ankerkjettingen som er nærmest ankeret periodevis ligge på havbunnen, og således føre til en lokal fysisk forstyrrelse av bunnsedimentet.

2.2.3 Etablering av infrastruktur på havbunnen

Innretninger på havbunnen (bunnrammer og lignende) senkes ned, plasseres og sammenkobles under meget kontrollerte forhold. Det blir minimalt med oppvirvling av sedimenter og lite endring av sedimentstruktur, med mindre man må lage fester eller jevne bunnen der innretningen skal stå. Innretningen i seg selv vil ta opp areal og endrer således habitatet i et begrenset område.

2.3 Konsekvenser for bunnfauna av inngrep på havbunnen

Ulike dyrearter er tilpasset de fysiske forhold i områdene de lever i. Ulike bunntyper vil derfor være habitat for svært forskjellige dyresamfunn (Tabell 2.1). Dyresamfunnene har ulik toleranse for fysiske påvirkninger. F.eks. er hardbunnsfauna sensitiv ovenfor nedslamming fordi de er tilpasset et liv i områder hvor det ofte er sterk strøm og lav sedimentasjon. Flere av dyreartene på hardbunn har harde kalkskall/skjelett og er derfor sårbare ovenfor knusing, f.eks. fra ankerkjettinger eller utplasserte havbunnsinstallasjoner. Bløtbunnsfauna er mer robuste ovenfor nedslamming, ettersom de finnes i områder med lite strøm og høyere naturlig sedimentasjon. På den andre siden er bløtbunnsdyr ofte tilpasset kornstørrelsen på sedimentet de lever i, så dersom denne endres vil det få innvirkninger på dyrene. Ulike substrater og deres dyresamfunn er ofte flekkvis fordelt på havbunnen.

Tabell 2.1 Karakteristikk av ulike bunns substrater (Kilde: Nøland et al. 1999)

Bunntype	Type sediment	Kornstørrelse	Bunndyrskarakteristikk
Bløtbunn	Finstoff	< 63 µm	Høy sedimentering av organisk materiale, sedimentspisere dominerer, lav diversitet
	Siltig sand	Blanding av sand og silt	Blanding av filtrerende dyr, rovdyr og sedimentspisere, lavere diversitet enn sand.
	Sand	2 mm - 63 µm	Liten tilgang på organisk materiale, høy biodiversitet, filtrerende dyr og rovdyr dominerer.
Hardbunn	Korallrev	Store rev på hardbunn	Filtrerende dyr, bløtdyr, mangebørstemark, svamp og sjøtrær. Høy diversitet.
	Grus	Større enn 2 mm	Organismer tilpasset hyppige fysiske forstyrrelser.
	Fjell og stein		Begroingsorganismer, filtrerende dyr, svamp.

2.3.1 Overdekking/nedslamming

Ved graving av f. eks. rørtrasé i havbunnen vil bunnsediment virvles opp. I nærsone (10 - 20 m rundt traséen) vil de fleste bunndyr uten rask bevegelsesevne mest sannsynlig graves bort og fjernes, eller begraves under sediment og stein som faller ned på stedet. I nærsone vil ofte mengden sediment de begraves under være så stor at dyrene dør. Finpartikulært og lettere organisk materiale kan virvles opp og føres med strømmen til omkringliggende områder hvor de etter hvert sedimenterer. Hvor stort område som påvirkes av sedimenterende partikler

avhenger av størrelse og form på partiklene, samt de lokale strømforhold. Sedimentet kan legge seg som et lag over bunnlevende organismer. Gravende dyr, som f.eks. mange børstemark, vil kunne flytte på seg og grave seg opp til sedimentoverflaten igjen, mens fastsittende organismer i større eller mindre grad vil dekkles med sediment.

Generelt utviser ulike arter og dyresamfunn stor variasjon i toleranse for sedimentering (Trannum *et al.* (2010) og referanser deri). Trannum *et al.* (2010) fant at bløtbunnsamfunn som ble utsatt for sedimentering av naturlig slam i en tykkelse fra 6 - 24 mm ikke viste noen signifikant endring i antall dyr eller artsgrupper, men heller en økt biologisk aktivitet, ettersom dyrene i sedimentet så ut til å øke matsøk, produksjon av rør og graving av tilholdssted. En annen studie viste at 50 % av bunndyrene døde som følge av avsetning av 5,4 cm tykt lag av naturlig sediment (Smit *et al.* 2008).

Kaltdvannskoraller oppbygger kalkskeletter som rommer mengder av polypper som tar til seg næringspartikler fra vannet. De danner rev på dypt vann og fungerer som habitat for et stort antall dyrearter. I norske farvann er *Lophelia pertusa* den vanligste revdannende korallen.

Man har inntil nylig antatt at kaltdvannskoraller er følsomme for nedslamming. Larsson & Purser (2011) har gjort studier av kaltdvannskorallen *L. pertusa*, og vist at polypper som utsettes for sedimentering av naturlige sedimenter har god evne til å kvitte seg med partiklene ved å skille ut slim. Antall korallceller med skadet vev og dødeligheten til polyppene økte med mengde sediment de ble dekket under, men veksten av skelettet ble ikke signifikant påvirket. Dersom hele korallen ble begravet i sediment overlevde den det første døgnet, men døde etter 2 - 3 døgn. Generelt ser det ut til at korallene trives i områder med mye suspendert materiale som de nyttiggjør seg som føde, noe som indikerer at de antakelig har evne til å tåle perioder med økt sedimentasjon (Larsson & Purser (2011) og referanser deri).

Koraller med kalkskelett er svært følsomme for fysisk påvirkning fra for eksempel ankre, kjettinger, rør eller bunnslepte fiskeredskap, legging av rør gjennom revet m.m. De vokser svært sakte, fra 4 - 25 mm/år (Freiwald *et al.* 2004), og det tar derfor lang tid for et skadet rev å restituere seg.

Bløtkoraller ser ut til å tåle fysiske skader ved knusing bedre enn koraller med kalkskeletter. Forsøk gjort på *Gersemia rubiformis* viste at den raskt reparerte skader, selv ved gjentatt knusing. En mer oppsiktsvekkende effekt ved knusingen var at korallen så ut til å frastøte larver som var under utvikling. Larvene bunnslø, men alle døde etter en viss tid. Slike effekter kan få konsekvenser for rekrutteringen til populasjonen (Henry *et al.* 2003).

Svamp er bunndyr med stor variasjon i størrelse og form. Fødeopptak skjer gjennom filtrering av partikler i vannet, der vann pumpes inn gjennom en kanal og ut gjennom en annen. De kan dekke store områder, såkalte svampgrunner, og skaper helt særegne habitater som brukes av mange andre dyrearter (Hogg *et al.* 2010). I hvilken grad de tåler nedslamming av naturlig sediment er ikke studert, men studier av svamp i nærheten av borelokasjoner viste bestandsreduksjon i inntil 50 m avstand fra borekilden, noe som sannsynligvis var en konsekvens av kraftig nedslamming av borekaks (Jones *et al.* 2007). Det er derfor sannsynlig at de også kan reagere negativt på nedslamming av naturlige sedimenter.

Endringer i organisk innhold i sedimentet kan påvirke bløtbunnsamfunn, ettersom mange av dyrene i slike samfunn ernærer seg av organiske partikler som finnes i sedimentet. Dumping av stein og grus, samt sedimentasjon av materiale med lavt organisk innhold, tynner ut mattilbudet til sedimentspisere, noe som kan føre til en reduksjon i antall dyr (Larsen *et al.* 2004).

Endring av kornstørrelse påvirker bunndyr som graver eller sitter forankret i bunnssubstratet ettersom disse ofte er spesielt tilpasset et visst spekter av kornstørrelse. Endringer kan føre til at noen arter forsvinner helt fra et område.

2.3.2 Endring i sedimentstruktur

Ved bl.a. graving av rørtraséer og steindumping under eller over rørledninger, blir bunnsedimentet omveltet. Dette kan føre til forandringer i substratets kornstørrelse, topografi og stabilitet. Topografiske endringer kan forandre hydrodynamikk over bunnflaten, noe som kan påvirke sedimentering av partikler og organisk materiale, samt bunnslåing av planktoniske larver (Dernie *et al.* 2003a).

Større steiner og rørledninger vil endre substratet fra bløtt til hardt. Arter som egentlig trives på hardbunn vil da kunne etablere seg i bløtbunnsområder. Rørledninger koloniseres f.eks. ofte av sjøanemoner (Carter *et al.* 2009). Gass & Roberts (2006) undersøkte påvekster på oljeplattformer i Nordsjøen og fant at 13 av 14 plattformer hadde nyetablerte kolonier av *Lophelia pertusa* i ulike størrelser. De skriver at *L. pertusa* knapt var registrert i området fram til 1970-årene da olje- og gassplattformer ble oppført i Nordsjøen, og fungerer som hardsubstrat i et ellers bløtbunnsdominert miljø. Nye, kunstige hardbunnssubstrater kan føre til økt artsrikdom ettersom hardbunnsarter etablerer seg, og fisk tiltrekkes av nye skjulesteder.

Havbunnsinstallasjoner vil også representere hardt substrat på bløtbunn, men ifølge OSPAR (1998) skal slike installasjoner fjernes etter endt bruk i nyåpnede havområder, og de vil således ikke representere en varig endring. De kan være til midlertidig hinder for svømmende dyreliv mens de er i bruk, selv om konflikter her er relativt sjeldne. Et eksempel på dette er en hai som satte seg fast i et havbunnsanlegg før den klarte å vrikke seg løs (www.offshore.no, b).

Installasjoner og rør tar opp areal på havbunnen. Dette er relativt sett svært små arealer og arealbeslag i seg selv regnes ikke som en vesentlig miljøutfordring, men dersom slike installasjoner settes på gytefelt kan det tenkes at de representerer en (mindre) hindring for gytende fisk. For eksempel har lodde og sild bunnslette egg på faste områder hvert år, og de er avhengige av sand, grus og singel for at eggene skal feste seg til bunnen (www.imr.no). Endringer i bunnssubstratet kan føre til økt dødelighet hos egg av nevnte arter, og det kan også forhindre planktoniske larver fra opprinnelig bunnfauna i å bunnslå. Ettersom det er små arealer som påvirkes er det imidlertid usannsynlig at effekter som har konsekvenser for bestandene vil oppstå.

2.3.3 Gropdannelse og erosjon

Topografiske endringer på bunnen, som et eksponert rør eller en havbunnsinstallasjon, kan som nevnt endre hydrodynamikken lokalt. I områder med bløtbunn der rørledninger er lagt ned kan endret strømbilde føre til at sediment langs rørledningen vaskes vekk, slik at det dannes groper langs ledningen. Disse gropene kan tjene som tilholdssted eller skjul for fisk og krepsdyr (Nøland *et al.* 1999).

2.4 Reetablering av bunnfauna

Rekolonisering av påvirket sediment er avhengig av både type habitater og hvor raskt faunaen som er til stede vokser. I kalde farvann vokser ofte bunnfauna sakte og rekolonisering tar derfor lengre tid enn i varmere vann.

Foden *et al.* (2011) rapporterte følgende tider for rekolonisering på ulike bunntyper utenfor Storbritannia (Tabell 2.2).

Tabell 2.2 Tider for rekolonisering av ulike bunns substrater (Foden *et al.* 2011).

Habitat	Tid for rekolonisering
Finstoff	< 4 mnd
Siltig sand	< 1 år
Sand	1 - 12 mnd
Korallrev	Ukjent
Grus	< 1 år
Fjell og stein	

På sandbunn tar rekoloniseringen lengere tid enn på finstoff-habitater (Dernie *et al.* 2003b, Santos *et al.* 2009, Foden *et al.* 2011). I eksponerte habitater, f.eks. områder påvirket av tidevann eller sterk strøm, er artene ofte tilpasset store variasjoner i habitatet. Faunaen rekoloniserer derfor relativt raskt et område etter fysiske forstyrrelser (Foden *et al.* 2009). Observasjoner gjort langs en strømkabel som ble gravd ned i sedimentet i Østersjøen mellom Polen og Sverige viste ingen mekanisk ødeleggelse på havbunnen og at makrofauna på bunnen var restituert et år etter installering (Andrulewicz *et al.* 2003).

Studier viser at bunndyr på bløtbunn som utsettes for en engangsforstyrrelse, ved f.eks. graving i bunnen, har god evne til å rekolonisere det forstyrrede området raskt (Wan Hussin *et al.* 2012a). Ved gjentatte forstyrrelser (f.eks. ved bunntråling) rekker imidlertid ikke bunndyrsamfunnet å reetableres og permanent skade på bunnen oppstår (Foden *et al.* 2011). Aktivitetene beskrevet i avsnitt 2.2 er engangsforeteelser, og bunnfaunaen vil ikke bli utsatt for gjentatte forstyrrelser.

De fleste studier på gjenoppretting av bunnfauna etter fysiske inngrep fokuserer på reetablering av nøkkelarter og typiske artssammensetninger for de ulike økosystemene. Dette er fordi en fullverdig gjenoppretting av et forstyrret økosystem er urealistisk. Det ville bety at biodiversitet, antall individer, struktur og funksjon av det biologiske samfunnet ville være nøyaktig det samme som før forstyrrelsen fant sted (Foden *et al.* 2011 og referanser deri). Det er ikke nødvendigvis slik at gjenoppretting av et økologisk system må innebære at de samme arter kommer tilbake til systemet. Det er eksempler på at et fysisk forstyrret bunnhabitat har blitt rekolonisert av andre arter enn de opprinnelige, men at habitatet har fått samme økologiske oppbygning som det tidligere hadde, ettersom de nye artene har kunnet overta funksjoner som tidligere arter hadde i systemet (Wan Hussin *et al.* 2012b).

2.4.1 Overvåkning av havbunnen

Miljøovervåkingen av bunnmiljøet på norsk sokkel baserer seg på prøver innsamlet med kvantitativ prøvetaker som grabb eller boxcorer. Sedimentprøver analyseres for utvalgte miljøgifter, kornstørrelse og totalt organisk materiale. I tillegg utføres kvantitative analyser av bunndyrsamfunnene. Prøvene tas i varierende avstand langs transekter ut fra faste installasjoner (gjelder ikke rørledninger).

De siste årene er det blitt vanlig å gjennomføre visuelle kartlegginger av havbunnen med ROV (Remotely Operated Vehicles) før det bores letebrønner, legges rørledninger eller utføres andre fysiske inngrep på havbunnen. Resultater fra slike visuelle undersøkelser gir en god oversikt over hvordan bunnforholdene er og hvilken type dyreliv som finnes på overflaten i det undersøkte området. Denne typen undersøkelser kan imidlertid ikke brukes til undersøkelser av infauna. Video og billedmateriale som samles inn ved

tekniske/sikkerhetsmessige inspeksjoner av rørledninger kan benyttes til identifisering av typer organismer (epifauna) som slår seg ned på eller i nærheten av rørledninger (fisk).

Visuell overvåkning har vist at trålmerker og forsøpling står for en betydelig større del av menneskelige påvirkninger på havbunnen enn petroleumsvirksomhet. Foden *et al.* (2011) fant at 99,6 % av den menneskelige påvirkningen på havbunnen utenfor Storbritannia var forårsaket av bunntråling.

2.5 Kunnskapsmangler

Effekten av fysiske inngrep på bunnhabitater avhenger av hvilke habitater inngrepet foregår i. Dette fremhever nødvendigheten av korrekte, høyoppløselige kart over bunnstrukturen, noe som vil gi bedre estimater for påvirkninger og mer effektiv forvaltning (Foden *et al.* 2011 og referanser deri). Gjennom MAREANO-programmet er det igangsatt kartlegging av bunnstruktur i den norske delen av det tidligere omstridte området i det sørøstre Barentshavet.

Gravende bunndyr og koraller er relativt godt studert når det kommer til de fysiske påvirkningene vi har tatt for oss her. Men mange av studiene går på korallen selv og ikke på dyr som lever tett assosiert med korallene. Det er ikke sikkert at dyr assosiert med korallene tåler nedslamming like godt som korallen i seg selv, og mange arter kan miste sitt levested hvis et korallrev skades. Det er foreløpig ikke funnet korallrev i det sørøstlige Barentshavet, men det finnes få studier fra området og det er derfor ikke umulig at rev kan finnes her.

Svampgrunner er fram til nå svært lite studert. Svamp kan både opptre i tette konsentrasjoner og ligge strødd utover bunnen i relativt vid utstrekning. Områder med svamp ("svampgrunner") er basis for et rikt dyreliv og er viktige beite- og oppvekstområder for kommersielle fiskeslag (Hogg *et al.* 2010). Det er derfor viktig at effekter av fysiske forstyrrelser på svamp og svampgrunner som habitat studeres.

De aller fleste studier som omhandler fysiske inngrep på havbunnen i forbindelse med petroleumssaktiviteter fokuserer på problemstillinger tilknyttet borekaks. Det er gjort få arbeider som konsentrerer seg om de andre fysiske påvirkningene som petroleumssaktiviteter fører med seg. Denne problematikken nevnes ofte i små avsnitt, og klassifiseres som småskalapåvirkninger som er relativt ubetydelige. Det er imidlertid viktig å være klar over at annen menneskelig aktivitet (som f.eks. fiskerier) kan føre til fysiske forstyrrelser av havbunnen. Det er således viktig at det tas hensyn til den totale belastningen et område utsettes for når effekter av nye inngrep skal vurderes.

3 Fysiske påvirkninger fra petroleumsvirksomhet på havbunnen i det sørøstlige Barentshavet

Ettersom utredningsområdet "Barentshavet sørøst" først nylig er åpnet for petroleumsvirksomhet har det så langt ikke vært omfattet av den regionale sedimentovervåkingen som operatørene foretar på norsk sokkel. Utredningsområdet ligger også utenfor områdene som har vært kartlagt i regi av kartleggingsprogrammet MAREANO, slik at det er begrenset med oppdatert kunnskap om bunnmiljøet i dette området. MAREANO fikk i revidert nasjonalbudsjett 2011 bevilget penger til å starte opp bunnkartlegging i området. Multistråle dybdemålinger startet opp samme år og følges opp videre i 2012. Etter planen starter biologisk, geologisk og kjemisk kartlegging i 2013. Hele området antas å være kartlagt i felt innen 2020 (Fosså *et al.* 2012). Foreliggende utredning er basert på eksisterende kunnskap om fysiske forhold og biologiske ressurser i området oppsummert i Fosså *et al.* (2012) og av Larsen & Andrade (2012).

3.1 Behov for fysiske inngrep på havbunnen ved Scenario 1 og 2 i Barentshavet sørøst

Scenariene beskrevet i avsnitt 1.2 innebærer oppankring av borerigger, faste brønnhodeplattformer, flytende produksjonsinnretninger, legging av rørledninger, samt installering av bunnrammer.

Med mindre det anvendes rigger eller boreskip med dynamisk posisjonering (DP), så må det for hver boreoperasjon forankres en borerigg i havbunnen. Vi går ut fra minimum 8 anker per boring, og at det her brukes draganker. Til boreriggen Transocean Arctic brukes det 8 anker av typen Stevin, som hver er på 15 000 kg (www.deepwater.com). Vi har ikke funnet noe oversikt over dimensjonene på ankeret, og antar derfor et påvirket areal på $10\text{ m} \times 10\text{ m} = 20\text{ m}^2$ rundt ankerfestet.

Scenariene forespeiler bruk av en rund FPSO og et CNG-skip (Figur 1.1 og Figur 1.2). Antall anker for innretningene kan variere. For runde FPSO tar vi utgangspunkt i at det er behov for 12 sugeanker (Aas *et al.* 2009). Ettersom det ikke er bygget noe CNG-skip enda (OD 2012), antar vi at det er behov for forankring tilsvarende en skipsformet FPSO. En slik innretning som var plassert på Skarv-feltet i Norskehavet trengte 12 sugeanker på hver 5 m i diameter (www.ngi.no, b).

Det er forespeilet bruk av en fast brønnhodeplattform i begge scenarier. En slik plattform er direkte pælet fast i havbunnen og krever ikke bruk av anker. I scenario 2 står det bruk av "en flytende eller bunnfast produksjonsinnretning". Vi går ut fra bruk av en rund FPSO, ettersom dette vil bety minst påvirkning på havbunnen.

Det er gitt to alternativer for frakt av gass, der begge gjør bruk av rørledninger av ulik lengde. Ved beregning av direkte påvirket areal har vi benyttet tall fra Eriksen *et al.* (2002), som opererer med direkte påvirkning i en nærsone på ca. 10 m til hver side av rørledningen.

Scenariene opererer med installasjon av 6 bunnrammer. I våre arealberegninger har vi gått ut fra dimensjonene på bunninstallasjoner på Ormen Lange-feltet, der hver bunnramme er 44 meter lang, 33 meter bred og 15 meter høy (www.nopec.no). Det vil også bli behov for ulike feltinterne rør, kontrollkabler, samt lastefasiliteter som kan stå i fysisk kontakt med bunnen,

men omfang og design av dette er usikkert. På Ormen Lange er bunnrammene installert 3,6 km fra hverandre med feltinterne rør mellom.

Arealet som de ulike aktivitetene vil påvirke på havbunnen er oppsummert i Tabell 3.1.

Tabell 3.1 Oppsummering av skisserte petroleumsaktiviteter og medfølgende påvirket areal på havbunnen i Barentshavet Sørøst.

	Scenario 1		Scenario 2	
	Antall	Område direkte påvirket havbunn	Antall	Område direkte påvirket havbunn
Rørledning	Alt. I: 350 km Alt II: 500 km	7 km ² 10 km ²	220 km	4,4 km ²
Ankerfester				
Leteboring (draganker)		4800 m ²	144	2880 m ²
FPSO (sugeanker)	240		12	236 m ²
CNG-skip (sugeanker)	12	236 m ²	12	236 m ²
Bunninnstallasjoner	6	8 712 m ²	3	4 356 m ²
Bunnfast brønnhodeplattform	1	1600 m ²		
Sum areal direkte påvirket havbunn		~17,02 km ²		~ 4,41 km ²

3.2 Bunnnsamfunn i utredningsområdet

Fosså *et al.* (2012) angir at det etter hvert er registrert 3 300 bunndyrarter i Barentshavet. Det er registrert en gjennomsnitts biomasse på rundt 220 g/m² i den sørlige delen og 36 g/m² i den nordlige delen av utredningsområdet. Dette betyr at fysiske endringer i sør potensielt kan påvirke en større biomasse enn tilsvarende endringer i nord. Det er imidlertid store lokale variasjoner i biomasse så en slik generalisering vil ikke nødvendigvis gi et korrekt bilde.

Fosså *et al.* (2012) antyder at delelinjeområdet muligens er svært heterogent i bunnsubstrat, noe som også kan bety variert bunndyrsamfunn. Den sørlige delen av utredningsområdet er blitt karakterisert som et "varmtvannsområde" hvor blant annet den irregulære kråkebollen *Brisaster fragilis*, som lever nedi sedimentet, og slangestjernen *Ophiura sarsi*, representerer et samfunn som lever av organisk materiale i sedimentet. Den nordlige delen av området er karakterisert som et "dypt område" med arter som lever av organisk materiale på og i sedimentet. Eksempler på karakteristiske og vanlige arter er mangelbørstemarkene *Maldane sarsi*, *Spiochaetopterus typicus* og *Terebellides stroemi*, pølseormer av slekten *Golfingia* og sjøstjernen *Ctenodiscus crispatus* (Fosså *et al.* 2012).

Andre bunnundersøkelser gjort i utredningsområdet (Aschan & Trannum 2006, Cochrane *et al.* 2009) rapporterer at pigghuder, skjell, snegl, mangelbørstemark og svamp er de dominerende dyregrupper i området. Det er mangelfull kunnskap om forekomster av rødlistede arter av bunndyr eller spesielle, sårbare bunnhabitater, som f. eks. hydrotermisk

undervannskilder, korallrev eller svampgrunner i utredningsområdet. Ved nærmere undersøkelser kan slike habitater vise seg å være tilstede i området. For eksempel skriver Larsen & Andrade (2012) om mulige forekomster av svampen *Geodia sp.* Derfor understrekes viktigheten av grundig visuell kartlegging før eventuelle aktiviteter utføres på havbunnen.

3.3 Potensielle effekter på bunnsamfunn ved realisering av scenariene

Utredningsområdet Barentshavet sørøst er like stort som Danmark (44 000 km²) og fysiske forstyrrelser på havbunnen som følge av petroleumsvirksomhet vil omfatte små arealer sammenlignet med det totale havområdets størrelse.

Den mest utbredte fysiske påvirkningen på bunnen i området vil være fra legging av rørledningen, som i scenario 1 går på langs av utredningsområdet. Dette betyr at de planlagte havbunnsaktivitetene, og da særlig rørledninger, vil berøre mange ulike bunn typer og tilhørende bunnfauna. Det er ikke noen grunn til å tro at bunnsamfunnene i det sørøstlige Barentshavet vil ha andre reaksjoner på fysisk påvirkning, inkludert nedslamming, enn de som er nevnt i kapittel 2.3. I et allerede heterogent miljø vil imidlertid endringer i bunns substrat i begrenset utstrekning, fra bløt til hardt ved f. eks. steindumping, ha minimale effekter på bunndyrsamfunnene. Nye hardbunnssubstrater, og mulige groper som følge av strømslitasje (scouring) rundt rørledningene kan tiltrekke seg fisk og føre til økt fisketetthet (se avsnitt 2.3.3).

Havbunnen i utredningsområdet er ikke upåvirket fra før. Det foregår et intensivt trålfiske, bl.a. etter reker (Fiskeridirektoratet 2012) og havbunnen er mest sannsynlig forstyrret av bunntråling. På tross av at rørledningene i alternativene for ilandføring av gass er lange berører de kun henholdsvis 7, 10 og 4,4 km² av havbunnen på sin ferd mot land.

De undersøkelser som har vært gjort i området konkluderte med at bunnen ikke skilte seg ut fra andre nærliggende områder i Barentshavet og at den var i god naturlig tilstand. Dette betyr også at muligheter for rekolonisering og gjenopprettelse av forstyrret bunnfauna er gode. Derfor er det lite sannsynlig at bunn påvirket av relativt små, kortvarige, ikke-gjentatte forstyrrelser, slik som graving til rørledningstrase eller oppankring, vil få varige eller uopprettelige skader.

3.4 Avbøtende tiltak

I Barentshavet er det store sesongvariasjoner i temperatur og lysforhold, noe som også påvirker bunnsamfunnet. Det kan derfor ha noe å si i hvilken årstid aktiviteter foregår, i forhold til næringsopptak og reproduksjon hos bunndyr. Dette bør kartlegges nærmere.

Dersom havbunnen forstyrres flere ganger gjennom flere år vil dette ha innvirkning på reetablering av bunnfauna. Det vil derfor mest sannsynlig være en fordel for bunnfaunaen at aktiviteter utføres gjennom et så kort tidsrom som mulig, slik at rekolonisering kan starte etter endt aktivitet, uten gjentatte forstyrrelser.

Forventet påvirkning på havbunnen fra de ovennevnte aktiviteter er relativt liten. Likevel vil det være viktig med god kartlegging av havbunnen i forkant av aktiviteter. Dersom det ved undersøkelser identifiseres spesielt sårbare habitater i et område kan det være nødvendig å bruke rigger med dynamisk posisjonering for boring, eller utføre andre spesielle tiltak for å unngå fysiske påvirkninger på sårbare bunnhabitater.

4 Konsekvenser for naturmiljø av et LNG anlegg tilknyttet Barentshavet sørøst

Scenariene for mulig fremtidig petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst (kapittel 1.2) omfatter et LNG-anlegg (Liquefied Natural Gas) i Finnmark eller Nord-Troms. Vi har sett bort fra evt. utvidelser av Statoil sitt anlegg på Melkøya i Hammerfest, siden dette anlegget anses fullt utviklet og arealet disponert med de funn og muligheter som foreligger i allerede åpnet område i Barentshavet Sør. Utredningen fokuserer dermed på nyetablering av et industrianlegg på en ikke-stedfestet lokalitet. Det er mange påvirkningsfaktorer på naturmiljø fra et LNG-anlegg. Operasjonelle utslipp (produsert vann og borekaks) til sjø samt utslipp til luft fra petroleumsvirksomheten generelt er dekket i andre utredninger. Problemstillinger rundt avfall er belyst i kapittel 5 og 6.

Her vurderes konsekvenser av:

- Fysiske inngrep (arealbeslag inklusiv anleggsvirksomhet på og rundt valgt lokalitet)
- Støy, vibrasjoner og kunstig lys, som også kan påvirke områder utenfor anleggsområdet
- Utslipp av oppvarmet kjølevann

Et LNG anlegg medfører utslipp av betydelige mengder oppvarmet kjølevann, og siden dette er en type utslipp som er "unik" for denne typen anlegg er det inkludert i foreliggende utredning

4.1 Anleggets spesifikasjoner og behov

Et LNG-anlegg bør av økonomiske og tekniske årsaker plasseres i rimelig avstand fra funnstedet. Gassen transporteres til anlegget i rør, og i vårt scenario eksporteres det også LNG med tankskip. Det kreves derfor en viss beskyttelse mot vær og bølger, og enkel adkomst for eksporttankere. Det er dermed en fordel om anlegget kan lokaliseres i nærheten av allerede eksisterende havn og annen infrastruktur (flyplass, elektrisitet, ferskvann m.v).

Arealkravet til et LNG-anlegg avhenger av hvor stor kapasitet anlegget designes for. Da Snøhvit LNG ble designet første gang tidlig på 1990 tallet, var det opprinnelige arealkravet ca. 2000 mål. Nyere teknologi gjorde at arealkravet i 1998 hadde sunket til 500 mål for et anlegg som skulle kunne prosessere 4,6 mrd $\text{Sm}^3/\text{år}$ (Statoil & Hydro 1998). Anlegget slik det er i dag, dekker omtrent hele Melkøya (Figur 4.1) som er på 1,1 km^2 (1100 mål), og har en produksjonskapasitet på 7,6 mrd $\text{Sm}^3/\text{år}$. Estimatenes av arealbehov for anlegget har således gått nedover gjennom ulike design, og Melkøya anlegget er bygget med et svært kompakt design.



Figur 4.1 Den 1100 mål store Melkøya ved Hammerfest, før, under og etter etablering av Snøhvit LNG. Anlegget er designet for en produksjon på 7,6 mrd Sm³/år. Foto: Akvaplan-niva/Statoil.

Når lokalisering av store landbaserte prosessanleggene skal foretas, må en både bygge på erfaringene fra Snøhvit LNG men også Kårstø/ Mongstad/Sture anleggene på Vestlandet, som har vært i en kontinuerlig utbygging/videreutvikling de siste 20 år. Det må være tilstrekkelig med fysisk plass til videreutvikling av et anlegg, gjerne i et perspektiv over flere tiår.

I scenario 1, (kap. 1.2) forses behov for å bygge et landanlegg med en kapasitet på 5 milliarder Sm³ gass per år. To alternativer for gass evacuation er presentert, der alternativ I er landanlegg for videre transport i rør. Alternativ II er et LNG-anlegg (Oljedirektoratet 2012). Den første LNG ventes å bli produsert i 2027.

I dette kapittel forutsetter vi at LNG anlegget (inkludert landfall og eksporthavn) vil ha et arealbehov ved drift på 1200 mål, med tilsvarende areal i "reserve" for fremtidig utbygging. Deler av reservearealet kan i anleggsfasen inngå som rigg/anleggs- og lagerareal. Videre anser vi konsekvenser av etablering og drift av rørledning inn til (og evt. ut fra) et landanlegg anlegg som dekket av andre deler av foreliggende rapport, og av andre studier.

4.2 Krav til lokaliteten

4.2.1 Størrelse og adkomst

Det første kravet til en lokalitet der et industrianlegg planlegges er at det fysisk er plass til anlegget, og at adkomst fra både land og sjø er tilfredsstillende. Kysten av Finnmark er mange steder bratt, grovskåren og mange områder har utilgjengelige og svært bølgeeksponerte kyster (Figur 4.2), mange steder med store vanddyp helt inn til strandsonen, slik at utfylling i sjø eller sprengning for å oppnå tilstrekkelig areal vil bli svært krevende.



Figur 4.2 Typisk kyststrekning i Finnmark bratte fjellsider med sparsom krattvegetasjon i de nedre 50 – 100 høydemeter og en smal strandsone. Bildet er fra Stjernøya vest for Hammerfest (Foto: Geir Dahl-Hansen, Akvaplan-niva).

I en studie fra 2010 analyserte kystverket (Kystverket 2010) muligheter og begrensninger for etablering av petroleumsrelatert infrastruktur, inklusiv LNG-anlegg i øst Finnmark. Det ble vurdert etablering i tilknytning til eksisterende havner i Kjøllefjord, Mehamn, Berlevåg, Båtsfjord, Vardø, Svartnes, Vadsø og Kirkenes med hensyn til farled, kaianlegg og bakkeareal (kapasitet lager og næringsvirksomhet knyttet til en eventuell oljebase og lignende), samtidig som det ble vurdert mulig utvikling av eksisterende infrastruktur for de havner som Kystverket fant egnet. Kystverket evaluerte i forhold til en rekke kriterier (Tabell 4.1), og rangerte lokalitetene på bakgrunn av disse. For Kystverkets evaluering av lokalitetene vises til prosjektrapporten (Kystverket 2010).

Tabell 4.1 Kystverkets Kriterier for vurderinger av egnethet for etablering av petroleumsrelatert infrastruktur (oljebase, LNG anlegg) i Øst Finnmark (Kystverket 2010).

Kriterie	Krav
Vanndyp ved kai	Basert på forventet tonnasjestørrelse for de ulike produkter som skal skipet ut, vil minimum vanndyp ved kai kunne være: LNG-skip, D = 17m, Kondensat D = 20m, LPG-skip D = 17m
Maritime forhold (detaljert ytterligere i studien)	Gode inn- og utseilingsforhold for tankskip Manøvreringsrom og sikkerhet i havnebasseng Akseptable værforhold (vind, fallvind, sikt, sjø) Rolighet (lite drag) og vindbelastning ved kai Sikre ankringsplasser i nærhet av terminal Definert venteområde(r) utenfor kysten for skip som må vente på innklarerer Tilgang på bunkers Skjermet losbordingsområde
Arealtilgang	Arealstørrelse Arealfleksibilitet Lengde og form på sjøfront Arealkravene er størst for gassprosesseringsanleggene der arealtilgangen bør være på 2000-3000 dekar. For et oljeprosesseringsanlegg er arealbehovet mindre, men her må det også legges til grunn at det vil være behov for et separasjons- og prosessanlegg for gasskomponenter, dvs. et samlet arealbehov fra 1000 til 2000 dekar.
Annen infrastruktur	Vegadkomst Nærhet til flyplass Nærhet til tettsted med servicefasiliteter Mulighet for skipsproviant Mulighet for maritim service/reparasjon
Miljørisiko	Nærhet til kystsoner med stor miljøverdi Fjordområder med stor maritim betydning

Foruten de tekniske kravene beskrevet av Kystverket, bør en lokalitet ha begrenset med ferskvannstilførsel (risiko for is), terrengformen rundt bør ikke medføre rasfare (snø, jord) og en lokalitet bør være i lite konflikt med andre næringer (oppdrett, reindrift, fiskeri), naturvern og befolkningens muligheter for rekreasjon- og friluftsliv.

I forkant av evt. etablering vil riksantikvaren/kulturminneforvaltningen foreta arkeologiske undersøkelser for å kunne frigi en lokalitet, en prosess som kan strekke seg over år.

Foranstående krav og behov knyttet til et LNG anlegg setter store begrensninger på antall mulig lokaliteter. I tillegg kommer hensyn til aktivitetens miljøpåvirkninger, som er utredet for en ikke stedfestet lokalitet i Finnmark og Nord Troms i de følgende kapitlene.

4.3 Miljøpåvirkninger fra anleggsvirksomhet og drift av et LNG anlegg

Blant flere påvirkningsfaktorer vurderes her følgende:

- Fysiske inngrep (arealbeslag inklusiv anleggsvirksomhet på og rundt valgt lokalitet)
- Støy, vibrasjoner og kunstig lys, som også kan påvirke områder utenfor anleggsområdet
- Utslipp til sjø av oppvarmet kjølevann, ballastvann

Håndtering av kloakk fra et betydelig antall personer i anleggs- (og driftsfasen) er en type miljøpåvirkning som er knyttet til etablering av et LNG anlegg. Basert på erfaringene fra Snøhvit kan det være oppimot 1500 personer beskjeftiget (like mye folk som i flere av kommunene i Finnmark), og rensetiltak knyttet til kloakk og sanitærvann vil bli etablert iht. utslippstillatelse.

Konsekvenser av akutte utslipp fra petroleumsaktiviteter i Barentshavet sørøst er analysert i andre studier, og i foreliggende utredning har vi begrenset oss til å vurdere konsekvenser av evt. mindre uhell knyttet til anleggsvirksomhet (mindre dieselsøl, lekkasje av hydraulikkolje, trafikkuhell m.v.).

Det er to vesentlige problemstillinger knyttet til utslipp av ballastvann; utslipp av eventuelle forurensningselementer i vannet (miljøgifter, radioaktive isotoper, næringssalter) og muligheten for spredning av fremmede organismer (dyr, planter og mikroorganismer) i miljøet. Innførte arter kan opptre invasivt og utkonkurrere lokale arter. Mulig etablering av fremmede arter overvåkes ved Melkøya anlegget. Ballastvann skal håndteres iht. IMO regler, og det antas at disse vil bli fulgt også ved eksport av LNG fra et anlegg knyttet til Barentshavet sørøst.

4.3.1 Fysiske inngrep

Fysiske inngrep medfører endringer av topografi, jordsmonn, hydrologisk balanse og plantedekke/dyreliv. Ved etablering av anlegg i sjø kan også vannsirkulasjonsmønster bli påvirket. I arktiske områder vil også evt. permafrost bli påvirket. Også landskapets estetiske og kulturmessige uttrykk påvirkes av fysiske inngrep.

Aktivitetene som fører til de fysiske miljøpåvirkninger er primært sprengning, utfylling, bygg og anlegg. Infrastrukturtiltak er som minimum langvarige, og medfører med unntak av midlertidige rigg-, anleggs- og lagerplasser, permanente inngrep i terreng og naturmiljø.

Virkingen av fysiske terrenginngrep vil være størst for den stedbundne flora og fauna, i første rekke vegetasjonen. Floraen blir fjernet i områder som blir berørt av selve etableringen og ved anlegg av støtte-infrastruktur (adkomstveier, havner m.m.). Omfanget av forstyrrelse av det organiske laget og fuktighetsregimet i jorda er viktig for eventuell revegetering av anleggsområder og arrondering av ferdig installasjon (Forbes *et al.* 2000).

4.3.2 Støy, vibrasjoner og lys

I anleggsfasen vil det oppstå støy og vibrasjoner fra ulike kilder, som byggearbeider, sprengninger, og anleggs- og persontrafikk. Støy og vibrasjoner i anleggsfasen inkluderer boreaktivitet og økende trafikk (lastebiler, skipstransport, osv.). Støy oppstår også fra selve LNG-anlegget i driftsfasen (pumper og motorer, gasskompresjon, fakling etc.) eller fra andre

kilder relatert til LNG-anlegg (f. eks. skipstrafikk). Dette kan forstyrre dyreliv som sjøfugl (Kociolek *et al.* 2012) og pattedyr. Anleggsarbeidet vil mest sannsynlig pågå i alle sesonger og vil i hekketiden kunne forstyrre reirplasser i anleggsområdet. Støy kan forstyrre kommunikasjon mellom individer, valg av hekkeplasser og oppdagelse av predatorer (Kociolek *et al.* 2012). Rørleggingsarbeid, grøfting og steindumping vil generere undervannsstøy og vibrasjoner som kan oppfattes av marine pattedyr.

LNG-anlegget med tilhørende havneområde vil til enhver tid være opplyst. Den sterkeste lyskilden vil trolig være lyskastere som benyttes for å lyse opp havneområdet i forbindelse med innseiling og lasting av skip, og til tider også gassfakler. Som følge av årlige variasjoner i lysforholdene i nordområdene er det først og fremst i mørketiden at konsekvenser kan oppstå. I den biologisk produktive sesongen (vår og sommer) vil det ikke være behov for ekstra belysning. Selv om lys virker tiltrekkende, blant annet på fisk, er omfang og varighet av belysning begrenset, og det forventes ingen konsekvenser for produksjon i det marine miljø.

Støy, vibrasjoner og lys kan også være sjenerende for eventuelle beboere eller turgåere i nærområdet til anlegget.

4.3.3 Utslipp av oppvarmet kjølevann

For å nedkjøle gassen til flytende form benyttes store mengder sjøvann. På Melkøya tas dette inn på ca. 80 meter under havoverflaten, og oppvarmes i anlegget til en overtemperatur på ca. 8°C grader før utslipp til sjø, dvs. at utslippet kjølevann er konstant 8°C varmere enn inntatt vann. Melkøya anlegget har ved full drift et kjølevannsutslipp på 36 000 m³/time. Utslipp av "lokalt" vann med økt temperatur vil stige til overflaten og spres/avkjøles i de øvre vannlagene. På Melkøya tilsettes det ikke begroingshemmende kjemikalier til utslippet, og evt. kjemikaliebruk på et anlegg tilknyttet Barentshavet sørøst vil kun skje etter forutgående godkjenning.

Konsekvenser av kjølevannsutslipp er dels styrt av overtemperaturen som vannet medfører, men også av hvordan den naturlige temperaturvariasjon i resipienten er. Selv om laboratorieforsøk viser at en biologisk prosess endrer hastighet ved temperaturendring, vil vekselvarme organismer i naturen kunne tilpasse seg den endrede temperaturen og justere hastigheten på prosessen tilbake mot det optimale (akklimatisering). Forenklet har en organisme flere toleranseintervaller for miljø- og stressfaktorer (også for temperatur), f.eks. en øvre og nedre grense for ren overlevelse på kort sikt, en for formering, en for fysiologisk akklimatisering osv. Ettersom toleransegrenser er artsspesifikke, og endrer seg over tid, vil virkninger formidlet gjennom biologisk samspill også kunne forsterke eller motvirke de direkte virkningene av forandret temperatur. Virvelløse dyr som f.eks. blåskjell har andre steder i Nord-Norge vist seg å trives på lokaliteter påvirket av kjølevann (Figur 4.3).



Figur 4.3 Tett forekomst av blåskjell og rur på kaipåler og betongfundament tett innpå kjølevannsutslipp fra Finnfjord AS i Lenvik i Troms. Skjell av ulike størrelse tyder på gjentatt rekruttering fra flere årsklasser. (Foto: L-H. Larsen, Akvaplan-niva.)

Utslipet fra LNG anlegget på Melkøya har funnet sted siden oppstarten av driften i 2007, og en overvåkingsundersøkelse utført av Akvaplan-niva i 2008 (Velvin *et al.* 2009) sammenlignet med en grunnlagsundersøkelse fra 2006 konkluderte (sitat):

"Resultatene fra de ulike studier i overvåkingsundersøkelsen viser at miljøforholdene ikke er vesentlig endret siden grunnlagsundersøkelsen. Det er ikke påvist belastningseffekter, som følge av sjøvannsutslippet eller andre driftsaktiviteter ved Melkøya, i noen av de inkluderte studiene."

Konsekvensene av utslipp av store mengder oppvarmet kjølevann vil variere med resipienten, men vil uansett bli nøye planlagt og overvåket for aktuell lokalitet.

4.3.4 Naturmiljø i Finnmark

Finnmark har et totalt landareal på 48 615,96 km² og en total kystlinje på 6 844 km, medregnet 3 155 km kystlinje på øyer og holmer. Fylket har landets største gjenværende inngrepsfrie områder, samt de største gjenværende urskogsområdene. En rekke arktiske så vel som østlige arter kan finnes her. Det arktiske innslaget er mest utpreget i havstrandvegetasjonen, mens østlige arter er mest påtakelig i Pasvikskogene. I Finnmark forekommer flora og fauna man vanligvis ville finne i høyfjellslandskap og på innlandet lenger sør i Norge, ofte helt ut til kysten og fjellplanter kan omtrent påtreffes i fjæra.

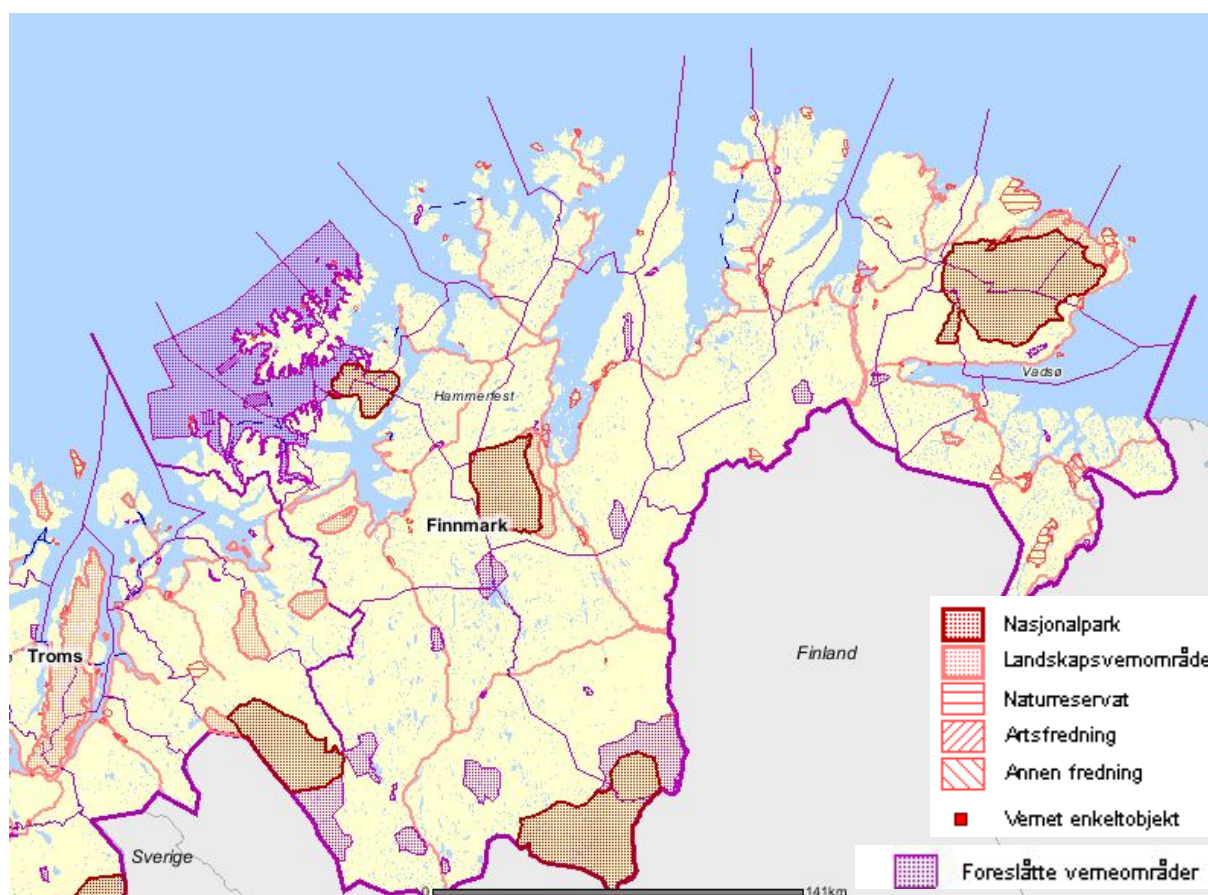
I våtmarksområder forekommer nordøstlige hekkefugler som lappfiskand, lappspove, sotsnipe og dvergsnipe. Finnmark er Norges største sjøfuglfylke, og har landets og Europas rikeste laksevassdrag, med Tana som det aller viktigste.

Kystvegetasjonen i Finnmark er dominert av røsslyngsamfunn (Isaksen *et al.* 2008). Røsslyng finnes i hele Norge spesielt på kysten og er i norsk rødliste klassifisert som livskraftig (ikke truet i Norge), men den er truet på verdensbasis og derfor har Norge et spesielt ansvar for å ta vare på denne arten. Valg av lokalitet for bygging av et LNG anlegg vil kreve en nøye vurdering i forhold til den til enhver tid oppdaterte rødlisten, og sammen med reindrift (Figur 4.4) og naturvern (Figur 4.5) er forekomst av rødlistearter blant de viktigste hindringer for større industrianlegg i Finnmark.



Figur 4.4 Reindrift er vanlig langs hele Finnmarkskysten, og kan skape konflikter i forhold til arealbeslag ved etablering av LNG-anlegg. På bildet ses i tillegg fjellplanter som forekommer nesten helt ned i strandsonen. (Foto: Trond Ivarjord, Akvaplan-niva)

Finnmarkskysten er hekkeområde for flere truede fuglearter, f.eks. dverggås som er kritisk truet. Videre er også flere av de store fjorder pekt ut som nasjonale laksefjorder av hensyn til sårbare bestander av villaks. Verneinteresser og forekomst av rødlistearter er ofte ekskluderende for større industri- og infrastrukturanlegg. Likevel har en rødlistet fugleart (krykkje) etablert en hekkekoloni inne på LNG anlegget på Melkøya.



Figur 4.5 Kommuneinndeling i Finnmark og Nord Troms og lokalisering av vernet og foreslått vernet områder pr september 2012. (Kilde: www.naturbase.no)

Flere arter, som ellers i landet og Europa er truet eller sårbare, (f.eks. oter, dverggås) finnes i Finnmark. Tre av de åtte prioriterte artene i naturmangfoldloven er registrert med leveområder her: dverggås, rød skogsfrue og elvesandjeger. Totalt sett forekommer 482 rødlistede arter i Finnmark (www.miljostatus.no).

Finnmark er et av de få områder på den nordlige halvkule hvor tradisjonell utnyttelse av naturressurser utgjør en viktig del av næringsgrunnlaget for både lokal – og urbefolkning. På kysten er fiske og fiskeproduksjon den viktigste næringen, langs fjordene er det jordbruk, fiske og oppdrett, og i innlandet reindrift. Hele Finnmark er stort sett definert som reinbeiteområde, der de ulike reinbeitedistrikt forvaltes lokalt, og er en innflytelsesrik aktør i forvaltningen av naturmiljøet i fylket. Også militær virksomhet disponerer og båndlegger arealer i Finnmark og medfører påvirkning på naturmiljøet.

4.3.5 Naturmiljø i Nord-Troms

Nord-Troms omfatter de ni kommunene Balsfjord, Tromsø, Karlsøy, Lyngen, Storfjord, Kåfjord, Skjervøy, Nordreisa og Kvænangen, som har et samlet areal på 14 471 km². Området karakteriseres av en variert natur og et biologisk mangfold med store områder med villmarkspreg. De næringsrike fjellene er nordgrensen for mange fjellplanter. Det er funnet 159 rødlistede arter i Troms, og flere av disse er registrert i Nord-Troms (www.miljostatus.no). Kystnaturen i Troms er variert med store verneverdier både når det gjelder fugle- og dyreliv, planteliv, geologi, landskap og kulturminner. Særlig når det gjelder sjøfugl og landskap rommer kysten av Troms betydelige verneverdier.

4.4 Konsekvenser ved etablering av LNG anlegg i Finnmark/Nord Troms

Isolert sett har alle de identifiserte påvirkningsfaktorer en effekt på miljøet, noen med mere vidtrekkende og langvarige konsekvenser enn andre. Vi har valgt å vurdere konsekvensene på tre skalaer;

- Tidsmessig utstrekning
- Geografisk utstrekning
- Påvirkningsgrad.

Disse er igjen oppdelt i fire grader som vist i Tabell 4.2.

Tabell 4.2 Rangeringsskala for forventede miljøkonsekvenser av etablering og drift av LNG anlegg knyttet til Barentshavet sørøst

1. Tidsmessig utstrekning	1- Anleggsfase 2 - Driftsfase 3 - Anleggsfase + Driftsfase 4 - Permanent
2. Geografisk utstrekning	1 - Nærområde <1 km fra utslippspunkt 2 - Lokalområde <10 km fra utslippspunkt 3 - Regionalt Påvirkning vil kunne registreres i hele Nord Norge 4 - Internasjonal/global
3. Påvirkningsgrad	1- Mindre Påvirkning ikke målbar etter fjerning av påvirkningsfaktor 2 - Moderat Påvirkning påvisbar men suksessjon tilbake mot utgangstilstand begynner umiddelbart etter opphør av påvirkningsfaktor 3 - Betydelig Tydelige, målbare forandringer i en miljøvariabel. Suksessjon tilbake mot utgangstilstand sannsynlig, men ikke sikker. 4 - Permanent Ny biologisk likevekt etablert

Eksempelvis vil deponering av masse i sjø medføre økt partikkelmengde i vannet, og dermed redusert lysmengde nedi vannet. I Tabell 4.3 ses rangeringen av denne påvirkning å være 1-1-1, hvilket betyr at denne påvirkningen er knyttet til anleggsfasen, ikke ventes å være målbar mere enn 1 km fra Melkøya, og påvirkningen er av mindre betydning. Tilsvarende er kjølevannsutslippets påvirkning av strandsonens plante og dyreliv rangert til verdiene 2-2-3, hvilket betyr at påvirkningen er knyttet til driftsfasen, vil kunne dokumenteres i en avstand mindre enn 10 km fra utslippet og vil utgjøre en betydelig miljøpåvirkning.

I Tabell 4.3 er det oppsummert og sammenstilt hvilke økosystemkomponenter de ulike utslipp/inngrep vil påvirke, samt den forventede utstrekning av påvirkningen i tid, rom og påvirkningsgrad. Samtidig er det gitt kommentarer på hvilke synergistiske effekter som en kan forvente vil oppstå. Tiltakets konsekvenser for drikkevannskvalitet er holdt utenfor denne sammenstilling. Konsekvensenes omfang er vurdert uten å ta høyde for iverksettelse av avbøtende tiltak.

Tabell 4.3. Sammenstilling av konsekvenser for marint og terrestrisk miljø som følge av anlegg og drift av et LNG anlegg i Finnmark eller Nord Troms.

Påvirknings-faktor	Mest berørte miljøkomponent	Utstrekning av påvirkning (ref tabell 4.2)			Kommentarer/ merknader
		Tid	Rom	Omfang	
Arealbeslag	Landskapet generelt naturprofil,	4	2	4	Anlegget er fremmed element i naturbildet, visuelt bilde påvirkes, området blir utilgjengelig for tradisjonell naturutnyttelse
Sprengning, utfylling, bygg og anlegg	Flora, hekkeområder, reinbeite	3	1	3	All flora og jordsmonn i anleggsområdet påvirkes
Støy	Sjøfugl, pattedyr,	3	1	2	Skremmeeffekter på sjøfugl og annen fauna, sjenerende på lokalbefolkning
Kunstig lys	Fisk/plankton	3	1	1	Kjølevannsutslipp tiltrekker fisk
Deponering av masse i sjø (anleggsfase)	Bunnmiljø, strandsone	1	1	1	Endrer strandsone og flytter grense for denne lenger uti sjøen
Utslipp av oppvarmet kjølevann	Virvelløse dyr og fiskesamfunn i strandsonen og på grunt vann	2	2	2	Økt biomasse av virvelløse dyr (e.g. blåskjell) kan virke tiltrekkende på predatorer, f.eks. ærfugl.
Utslipp av kloakk i anleggsfasen	Bunnmiljø, strandsone	1	1	1	Resipientvurderinger gjøres ifm. utslippssøknad til avløpsmyndighet
Utslipp av prosessvann og kloakk	Strandsone/fisk/ Pattedyr	2	1	1	Utslipp av kjølevann kan øke antallet eksponerte organismer. Alle utslipp er tema for egne utslippssøknader med tilhørende konsekvensvurderinger
Utslipp av forurenset ballastvann	Strandsone, bunnmiljø, plankton, fisk	2	2	3	Svært variabelt omfang og utstrekning
Utslipp av ballastvann med fremmede organismer	Biologisk mangfold	2	3	2	Svært variabelt omfang og utstrekning
Inngrep i jordsmonn/ plantedekke	Hydrologi, biologisk mangfold mikroklima	4	1	3	Omfattende endringer over lang tid i et begrenset område

4.5 Konklusjon

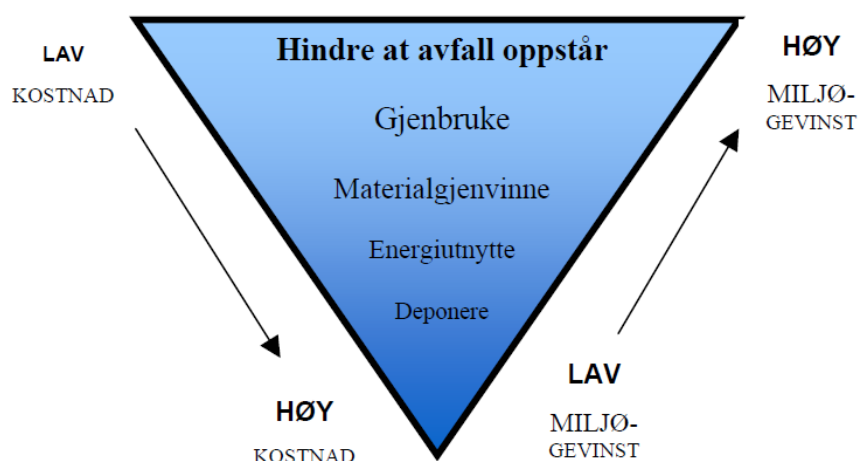
Finnmark og Nord-Troms er et stort geografisk område med en rekke naturtyper og menneskelige aktiviteter etablert. Et LNG anlegg tilknyttet petroleumsaktiviteter i Barentshavet sørøst vil praktisk og økonomisk måtte plasseres ved kysten. Med et arealkrav på om lag 2500 mål er et slikt anlegg et betydelig arealinngrep, og med tilhørende infrastrukturbehov er det få steder i fylket som kan romme slik virksomhet. Aktuelle områder vil med stor sannsynlighet ha overlapp med, og dermed innflytelse på naturressurser, verneinteresser og annen menneskelig virksomhet. God dialog og grundig utredning og planlegging anses som en forutsetning for å kunne utvelge, tilrettelegge for og drifte et LNG anlegg i Finnmark eller Nord Troms.

5 Avfall og avfallshåndtering relatert til petroleumsvirksomhet

5.1 Regler for avfallshåndtering

5.1.1 Generelle regler for offshore avfallshåndtering i Norge

De generelle prinsipper for håndtering av avfall fra offshore-aktiviteter i Norge er gitt i NORSOKs miljøstandard S-003 (OLF & Federation of Norwegian Industry, 2005). Mengden avfall skal minimeres gjennom design og valg av materialer og kjemikalier på en kostnadseffektiv måte. Operatøren skal utvikle en håndteringsplan for avfall med det formål å minimere mengden avfall og maksimere graden av reprosessering, gjenbruk og resirkulasjon i overensstemmelse med OLF, 2012a. Operatøren skal redusere mengden avfall i overensstemmelse med prinsippene gitt i Figur 5.1:



Figur 5.1 Avfallstrekanten (OLF, 2012a)

Mengden produsert avfall skal rapporteres av operatøren hvert år i overensstemmelse med OLF, 2009. Det skilles mellom kildesortert avfall og farlig avfall/spesialavfall.

Kildesortert avfall skal rapporteres i kategoriene gitt i Tabell 5.1. For farlig avfall/spesialavfall er det oppgitt 40 predefinerte kategorier. Farlig avfall som faller utenfor disse kategorier oppgis som annet avfall (OLF, 2009).

Tabell 5.1 Kategorier av kildesortert avfall (OLF, 2009).

Kategori	Definisjon
Matbefengt avfall	Avfall tilgriset med matrester og annet avfall som kan gi lukt og kuttskader
Våtorganisk avfall	Mat og annet organisk avfall
Papir	Alt ordinært papir som aviser, blader, kontorpapir o.l.
Papp (brunt papir)	Pappkartong og annet brunt papir.
Treverk	Defekte paller, planker, diverse trevirke.
Glass	Spylt (ikke vasket) klart og farget glass.
Plast	Plastkanner, bøtter, folie, plastsekker og annen plastemballasje.
EE-avfall	Alt utstyr som trenger elektrisk strøm eller batterier for å fungere. Kabler og ledninger.
Restavfall	Det som blir igjen etter at gjenvinnbare fraksjoner og spesialavfall er sortert ut.
Metall	Metallemballasje, rør, skrapmetall, wire o.l.

5.1.2 Spesielle regler og forhold relevant for området ved Barentshavet Sørøst

I OGP (2009) oppgis forhold som bør tas med i betraktning mht. avfallshåndtering når en operasjon planlegges utført i regioner med begrenset eller ingen understøttende infrastruktur, eller hvor regelverket med hensyn til avfallshåndtering ikke er fullt utviklet. I rapporten nevnes viktigheten av at man vurderer de lokale miljøforhold, det lokale regelverk, logistiske forhold og lokalsamfunnets holdninger. Støtte fra lokalsamfunnet ansees som essensielt for utvikling av eventuelle nødvendige nye fasiliteter for avfallsbehandlings (OGP, 2009). I henhold til DNV (2010) som omhandler en gjennomgang av internasjonale standarder for sikker leting, produksjon og transport av olje og gass i Barentshavet (som en del av det norsk-russiske industrisamarbeidet "Barents 2020"), anbefales det å følge prinsippene som er gitt i OGP, 2009.

Hensikten med DNV (2012) er å gi konkrete veiledninger til industrien med henhold til utvalgte prioriterte områder basert på utredningsarbeidet rapportert i DNV, 2010. Når det gjelder avfallshåndtering understrekes det i DNV (2012); Behovet for tilstrekkelig mottakerkapasitet, transportkapasitet og gjenbruksfasiliteter til avfallet for hele utvinningssyklusen (leting, anleggsutvikling, produksjon og avinstallering). Spesiell vekt er lagt på behovet for å designe anlegg, prosesser og utstyr på en slik måte at avfallsdannelse enten elimineres eller reduseres så mye som praktisk mulig.

5.2 Erfaring med hensyn til generering av avfall

5.2.1 Generelt

Store mengder avfall genereres offshore, og offshoreselskapene er derfor pliktet til å rapportere mengde farlig avfall og næringsavfall som genereres i forbindelse med virksomheten. Boreavfall utgjør helt klart den største andelen av farlig avfall, illustrert i Figur 5.2.

Den totale mengden farlig avfall som ble ført i land ved offshorevirksomheter på den norske sokkel i 2010 ligger på rundt 261 000 tonn. Foreløpige tall for farlig avfall i 2011 ligger på 315 772 tonn, som vist i Figur 5.2. Herav utgjør "boreavfall og annet" 97,8 %. De resterende hovedbestanddelene av ilandført farlig avfall består av oljeholdig avfall og kjemikalieblanding, på henholdsvis 0,6 og 1,6 % (OLF, 2012b).



Figur 5.2 Farlig avfall fra offshore virksomhet på norsk sokkel i 2011 (basert på tall fra OLF, 2012b).

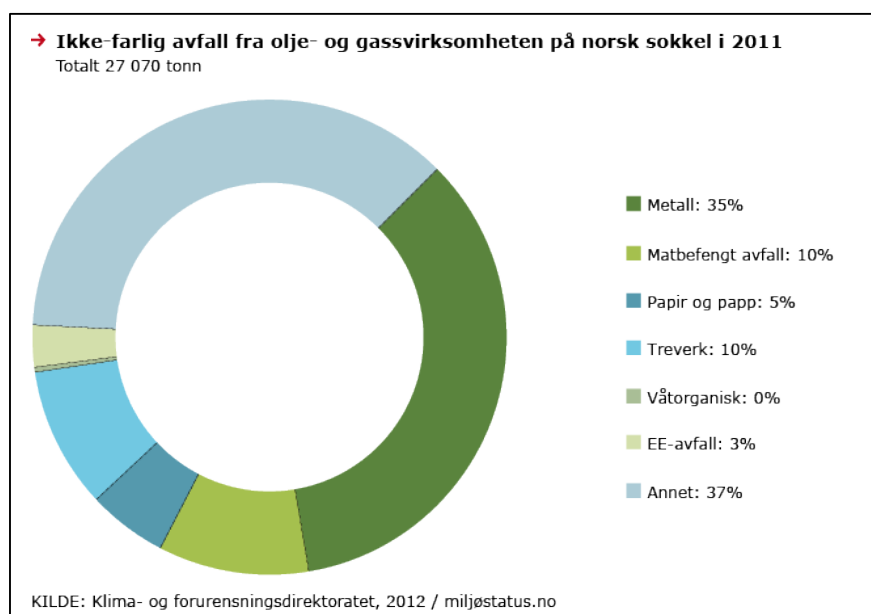
Figur 5.3 illustrerer observert økning i mengde farlig avfall generert ved offshorevirksomheter. I følge Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif), så kan denne trenden forbindes med økt bruk av oljebasert borevæske, som igjen har ført til at en større andel borekaks må transporteres til land.



Figur 5.3 Farlig avfall fra offshore virksomhet på norsk sokkel fra 1997 til 2011(OLF, 2012b).

Figur 5.3 illustrerer en markant stigning i mengde farlig avfall fra 2009 til 2011. Som nevnt tidligere, så lå mengden farlig avfall fra offshorevirksomhet i 2010 på ca. 261 000 tonn, noe som utgjør en økning på ca. 110 000 tonn sammenlignet med 2009. Tallene stiger ytterligere i 2011, noe som er en forventet trend i de kommende årene, ifølge Klima- og forurensningsdirektoratet (2011). I hovedsak skyldes denne økningen problemer med reinjeksjon av borekaks, noe som har medført at mer borekaks har blitt fraktet til land.

Figur 5.4 viser mengde ikke-farlig avfall fra offshorevirksomhet på norsk sokkel i 2011, fordelt på de ulike avfallstypene. Den total mengden ikke-farlig avfall ligger på 27 070 tonn, hvorav de største kategoriene metall og annet (ikke spesifisert) utgjør henholdsvis 35 og 37 %. Deretter kommer kategoriene matbefengt avfall og treverk, som begge ligger på 10 %.



Figur 5.4 Ikke-farlig avfall fra offshore virksomhet på norsk sokkel i 2011 (fra Klima- og forurensningsdirektoratet, 2011).

Tabell 5.2 gir en mer detaljert oversikt over de ulike kategoriene for farlig og ikke-farlig avfall fra offshorevirksomheten på norsk sokkel. Her inkluderes tall fra 2006 og frem til 2011, i henhold til rapporterte tall fra Oljeindustriens landsforening (OLF, 2012b). De tre kategoriene som er nevnt under farlig avfall består av kjemikalieblending, oljeholdig avfall samt boreavfall og annet. Kategorien kjemikalieblending inkluderer tall fra kjemikalieblending med halogener og metaller samt kjemikalieblending uten halogener og tungmetaller. Oljeholdig avfall utgjør en egen gruppe, mens boreavfall og annet inkluderer de resterende gruppene som er oppgitt i statistikk fra OLF.

Tabellen viser en økning i mengde boreavfall. Gjennomsnittet over disse 6 årene ligger på 178 470 tonn, mens den høyeste verdien lå på 308 695 tonn i 2011. Den høyeste verdien for hver gruppe illustrerer en potensiell maksimumsgrense, men andelen boreavfall er forventet å stige de neste årene, så vil denne maksimumsgrensen, som illustrerer "worst case scenario", antageligvis være for lav for boreavfall i kommende år. Mengde oljeholdig avfall har derimot hatt en gradvis nedgang frem til 2010, mens den steg igjen i 2011. Gjennomsnitt- og maksimumsverdiene for oljeholdig avfall ligger på henholdsvis 2 104 og 3 876 tonn. Verdiene for kjemikalieblending er veldig varierende fra år til år, med en gjennomsnittsverdi på 3 328 tonn og maksimumsverdi på 7 736 tonn.

Total mengde ikke-farlig avfall er noe varierende fra år til år, med en gjennomsnittlig mengde på 23 356 tonn. Den høyeste verdien er registrert i 2011, på henholdsvis 27 070 tonn. De største gruppene fra 2006 – 2011 er metall, restavfall, trevirke, papir og matbefengt avfall.

Tabell 5.2 Farlig avfall og ikke-farlig avfall fra offshorevirksomhet på norsk sokkel fra 2006 -2011 (tall fra OLF, 2012b)

Avfall fra offshorevirksomhet på norsk sokkel	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Gj.snitt	Maksimum
Farlig avfall:								
Boreavfall og annet (inkl. NORM) (tonn)	103 894	105 116	142 483	151 895	258 741	308 692	178 470	308,692
Oljeholdig avfall (tonn)	3 220	3 876	1 256	1 218	1 088	1 966	2 104	3,876
Kjemikalieblanding (tonn)	7 736	5 548	188	435	944	5 114	3 328	7,736
Total mengde farlig avfall (tonn)	114 850	114 541	143 926	153 548	260 773	315 773	183 902	320,305
Ikke-farlig avfall:								
Metall (tonn)	9 305	8 487	8 787	8 945	9 059	9 432	9 003	9 432
Matbefengt avfall (tonn)	1 464	1 922	2 026	2 198	2 622	2 781	2 169	2 781
Papp (brunt papir) (tonn)	443	521	433	414	440	483	456	521
Papir (tonn)	1 497	700	809	828	926	980	957	1 497
Restavfall (tonn)	3 707	3 381	3 132	3 079	3 718	3 750	3 466	3 780
Trevirk (tonn)	1 620	1 895	1 891	1 855	2 385	2 604	2 042	2 604
Våtorganisk avfall (tonn)	161	206	143	120	107	89	138	206
EE-avfall (tonn)	461	638	625	530	590	773	603	773
Glass (tonn)	105	103	85	98	94	115	100	115
Plast	337	457	422	490	597	635	490	635
Blåsesand	15	0	3	0	1	3	4	15
Annet	4 669	1 728	6 094	951	4 747	5 425	23 614	6 094
Total mengde ikke-farlig avfall (tonn)	23 784	20 038	24 450	19 508	25 286	27 070	23 356	27 070

Fylkesmannens miljøvernnavdeling regulerer hvem som kan motta og mellomlagre avfall fra olje- og gassvirksomheten når det kommer til land. Følgende gjelder for avfallshåndtering:

- Ikke-farlig avfall behandles sammen med det kommunale avfallet.
- Farlig avfall blir sendt videre til godkjente behandlingsanlegg.
- Ilandført borekaks kan bare behandles av aktører som har tillatelse til behandling av slikt avfall fra Klif.

5.2.2 Oljeholdig avfall

DNV (2012) inneholder en vurdering av oljeholdig avfall fra petroleumsvirksomheten til havs. I tillegg inneholder den en gjennomgang av produksjon av oljeholdig avfall fra den norske sokkel, som i det følgende vil bli analysert med den hensikt å få et overslag over mengde avfall generert av ulike offshore-aktiviteter.

Mengde borekaks som genereres ved offshore-aktiviteter vil kunne variere i forhold til flere ulike faktorer, der aktivitetsnivå, seksjonslengder, variasjon i kompleksitet og bruk av ulike typer borevæske utgjør noen eksempler. Selv om det ikke nødvendigvis er en absolutt korrelasjon mellom avfallsmengde og antall brønner som bores, så kan det allikevel være en viktig del av forklaringen på hvorfor avfallsmengden endrer seg over tid (DNV, 2012b).

Tabell 5.3 gir en illustrasjon av antall brønner som er boret i forbindelse med henholdsvis utvinning og leting på norsk sokkel i perioden 2006-2011. I tillegg er det oppgitt hvor stor andel av disse som er boret med bruk av oljebasert borevæske (OBM). I Tabell 5.4 er det oppgitt antall brønner og antall meter brønnbane boret med OBM i perioden 2006-2011.

Tabell 5.3 Utvikling i antall brønnbaner i perioden 2006 til 2011 (DNV, 2012b).

	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Utvinning	149	153	138	163	127	123
Leting	26	32	56	65	45	52
Totalt	175	185	194	228	172	175
Herav boret med OBM	117	133	125	84	138	118

Tabell 5.4 Antall meter brønnbane boret med oljebasert borevæske i perioden 2006 til 2011 (DNV, 2012b)

	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Antall meter boret med OBM	345 819	354 140	343 295	230 511	395 256	301 468
Antall brønner med OBM	117	133	125	84	138	118
Lengde pr. brønn	2 956	2 663	2 746	2 744	2 864	2 555

Tallene fra disse tabellene, samt fra en rekke ytterligere tabeller i DNV (2012) er samlet i Tabell 5.5 Formålet med dette er å få et overblikk over hvor mye avfall boring på norsk sokkel erfaringsmessig genererer.

I øverste del av Tabell 5.5 er det oppgitt informasjon om henholdsvis antall brønner og antall meter brønnbaner boret. I neste seksjon av tabellen er det oppgitt totalt produsert oljeholdig avfall, samt andelen av dette som er sendt til land. I de følgende seksjoner av tabellen er de produserte avfallsmengdene normalisert i forhold til henholdsvis totalt antall brønner og antall brønner boret med OBM.

Tabell 5.5 Norsk erfaring med hensyn til generering av oljeholdig avfall. Alle tallene er fra tabeller i DNV, 2012b.

Brønninformasjon, Norsk sokkel	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Gj.snitt	Maksimum
Antall brønnbaner	175	185	194	228	172	175	188	228
Antall brønnbaner boret med OBM	117	133	125	84	138	118	119	138
Lengde boret med OBM pr. brønn (m)	2956	2663	2746	2744	2864	2555	2755	2864
Oljeholdig avfall, produsert og sendt til land								
Oljeholdig borekaks totalt (t)	87741	98452	81903	89354	122026	102203	96947	122026
Oljeholdig borekaks sendt til land (t)	33308	48131	32795	41714	95088	88911	56658	95088
Oljeholdig boreslam totalt (t)	125817	124566	149008	135362	164091	181976	146803	181976
Oljeholdig boreslam sendt til land (t)	67612	71265	97189	89634	136653	170099	105409	170099
Slop sendt til land til behandling (t)	7875	6783	8642	12696	19451	34338	14964	34338
Oljeholdig masse sendt til land til behandling (t)	1436	2399	2526	2479	2260	3266	2394	3266
Normalisering i forhold til totalt antall brønner								
Oljeholdig borekaks totalt (t) / brønnbane	501	532	422	392	709	584	524	709
Oljeholdig borekaks sendt til land (t) / brønnbane	190	260	169	183	553	508	311	553
Oljeholdig boreslam totalt (t) / brønnbane	719	673	768	594	954	1040	791	1040
Oljeholdig boreslam sendt til land (t) / brønnbane	386	385	501	393	794	972	572	972
Slop sendt til land til behandling (t) / brønnbane	45	37	45	56	113	196	82	196
Oljeholdig masse sendt til land til behandling (t) / brønnbane	8	13	13	11	13	19	13	19
Normalisering i forhold til antall brønner boret med OBM								
Oljeholdig borekaks totalt (t) / OBM brønnbane	750	740	655	1064	884	866	814	1064
Oljeholdig borekaks sendt til land (t) / OBM brønnbane	285	362	262	497	689	753	475	753
Oljeholdig boreslam totalt (t) / OBM brønnbane	1075	937	1192	1611	1189	1542	1232	1611
Oljeholdig boreslam sendt til land (t) / OBM brønnbane	578	536	778	1067	990	1442	885	1442
Slop sendt til land til behandling (t) / OBM brønnbane	67	51	69	151	141	291	126	291
Oljeholdig masse sendt til land til behandling (t) / OBM brønnbane	12	18	20	30	16	28	20	30

Tabell 5.6 viser normalisering av mengde oljeholdig- borekaks, boreslam, masse og slop i forhold til totalt antall brønner, for henholdsvis gjennomsnittet av perioden 2006-2011 og for de maksimale årlige avfallsmengder i hver kategori.

Tabell 5.6 Oljeholdig avfall som sendes i land, normalisert i forhold til totalt antall brønner boret, som et årlig gjennomsnitt for 2006-2011 og som den maksimale årsverdi (tall fra Tabell 5.4).

Normalisering i forhold til totalt antall brønner	Gj.snitt	Maksimum
Oljeholdig borekaks sendt til land (t) / brønnbane	311	553
Oljeholdig boreslam sendt til land (t) / brønnbane	572	972
Slop sendt til land til behandling (t) / brønnbane	82	196
Oljeholdig masse sendt til land til behandling (t) / brønnbane	13	19
Totalt oljeholdig avfall sendt i land (t) / brønnbane	977	1 740

Tabell 5.7 illustrerer de samme tall for avfallsmengdene normalisert i forhold til antall brønner boret med OBM.

Tabell 5.7 Oljeholdig avfall som sendes i land, normalisert i forhold til antall brønner boret med OBM, som et årlig gjennomsnitt for 2006-2011 og som den maksimale årsverdi (tall fra Tabell 5.4).

Normalisering i forhold til antall brønner boret med OBM	Gj.snitt	Maksimum
Oljeholdig borekaks sendt til land (t) / OBM brønnbane	475	753
Oljeholdig boreslam sendt til land (t) / OBM brønnbane	885	1 442
Slop sendt til land til behandling (t) / OBM brønnbane	126	291
Oljeholdig masse sendt til land til behandling (t) / OBM brønnbane	20	30
Totalt oljeholdig avfall sendt i land (t) / OBM brønnbane	1 506	2 516

Avfallsmengdene normalisert i forhold til det totale antall brønner antas å gi det mest korrekte bilde av forventede avfallsmengder fra fremtidige boringer. Verdiene som er normalisert i forhold til antall brønner boret med OBM er for høye, da brønnene boret uten bruk av OMB også gir opphav til oljeholdig avfall. Derfor kan verdiene i Tabell 5.7 karakteriseres som konservative, d.v.s. generelt for høye. Gjennomsnittsverdiene oppgitt i Tabell 5.7 er fra vurderingen av genereringen av avfall som sendes til land i forbindelse med aktivitetene oppgitt i scenarioene i Barentshavet Sørøst og er derfor anvendt som sikkerhetsmarginer. Basert på dette antas mengde oljeholdig avfall som sendes i land pr. boret brønnbane å være ca. 1 500 tonn, fordelt som vist i Tabell 5.7.

5.2.3 Ikke-farlig avfall

Mengde farlig avfall som ble generert på norsk sokkel i 2011, vist i Tabell 5.2 og Figur 5.2, ligger på henholdsvis 315 772 tonn, hvorav "boreavfall og annet" + "oljeholdig avfall" utgjør 98,4 % av dette, dvs. ca. 310 719 tonn.

Den totale mengden oljeholdig avfall som er sendt til land i 2011 er også illustrert i Tabell 5.8. Den totale mengden oljeholdig avfall sendt i land i 2011 er beregnet til ca. 296 614 tonn. Dette utgjør et lite avvik på 14 105 tonn, i forhold til 310 719 tonn, som nevnt ovenfor. Dette kan skyldes at kategorien "boreavfall og annet" inneholder verdiene fra litt mindre kategorier som f. eks batterier, maling osv., og derfor vil selve boreavfallet være mindre enn 310 719 tonn. Det antas derfor at mengden oljeholdig avfall på 296 614 tonn kan brukes som en representativ størrelse, men med forbehold om potensielle usikkerhetskilder.

Tabell 5.8 Oljeholdig avfall som er sendt til land i 2011 og gjennomsnittet av årene 2006-2011 (tall fra Tabell 5.5).

Oljeholdig avfall sendt til land	2011	Gj.snitt
Oljeholdig borekaks sendt til land (t)	88 911	56 658
Oljeholdig boreslam sendt til land (t)	170 099	105 409
Slop sendt til land til behandling (t)	34 338	14 964
Oljeholdig masse sendt til land til behandling (t)	3 266	2 394
Totalt oljeholdig avfall sendt i land (t)	296 614	179 425

Fordelingen mellom farlig avfall og ikke-farlig avfall fra aktivitetene i Barentshavet Sørøst kan estimeres ved å bruke gjennomsnittet som ble funnet for hver kategori fra 2006 til 2011. Siden mesteparten av avfallet som genereres offshore kommer fra boring, antas det at mengdene ikke-farlig avfall kan estimeres ut ifra antagelsen om at forholdet mellom farlig og ikke-farlig avfall er konstant for hver brønnbane boret. Det vil i midlertidig ikke være en fullstendig representativ antagelse, da generering av ikke-farlig avfall ikke nødvendigvis kun er direkte knyttet til boring. Mengde ikke-farlig avfall som genereres vil kunne variere i forhold til hvilken type produksjon som skal gjennomføres. Størrelse på rigg samt antall personer involvert i aktiviteten vil også påvirke sluttresultatet. Av den grunn vil følgende beregninger kun antas som en indikasjon og mulig retningslinje for generering av ikke-farlig avfall per boret brønnbane i de ulike scenarioene som er gitt.

Ikke-farlig avfall/oljeholdig avfall: $(27\,070 \text{ tonn} / 296\,614 \text{ tonn}) \cdot 100 = 9,1 \%$

Under disse forutsetningene blir gjennomsnitts- og maksimumsmengdene ikke-farlig avfall pr. brønnbane boret estimert ut ifra mengdene funnet i Tabell 5.7, på henholdsvis 1 506 og 2 516 tonn:

Gjennomsnitt ikke-farlig avfall: $(1\,506 \cdot 0,091) = 137 \text{ tonn}$

Maksimum ikke-farlig avfall: $(2\,516 \cdot 0,091) = 229 \text{ tonn}$

Videre kan farlig og ikke-farlig avfall deles opp i fraksjoner ved bruk av de prosentforholdene som er gitt i Figur 5.2 og Figur 5.4 i avsnitt 5.2.1. Hvis det antas at samme prosentfordeling er representativ for gjennomsnittet og maksimumsgrensen som ble beregnet i Tabell 5.2, fås følgende mengder pr. brønnbane boret (Tabell 5.9):

Tabell 5.9 Estimert- og maksimumsmengde avfallsfraksjoner per brønnbane.

Avfallsfraksjoner	Estimert mengde avfallsfraksjon per brønnbane (tonn)	Maksimum mengde avfallsfraksjon per brønnbane (tonn)
Farlig avfall:	1 506	2 516
Boreavfall og annet (97,8 %):	1 473	2 461
Oljeholdig avfall (0,6 %):	9	15
Kjemikalieblanding (1,6 %):	24	40
Ikke-farlig avfall:	137	229
Metall (35 %):	48	80
Matbefengt avfall (10 %):	14	23
Papir og papp (5 %):	7	11
Treverk (10 %):	14	23
Våtorganisk avfall (0 %):	0	0
EE-avfall (3 %):	4	7
Annet (37 %):	50	85

Det skal i midlertidig understrekes at de ovenstående verdiene er et meget grovt overslag.

5.3 Avfall fra boring av brønner

Eni Norge har i 2008 utgitt en konsekvensutredning for utbygging og drift av oljefeltet Goliat som ligger i utvinningstillatelsen 229 i den sørvestlige delen av Barentshavet (Eni Norge, 2008). Eni Norge planlegger her 22 brønner, hvorav elleve er produsenter, ni er til vanninjeksjon og to er til gassinjeksjon. Tre av produsentene planlegges boret som to-grensbrønner.

Eni påpeker videre i deres konsekvensutredning at all borekaks fraktes til land, med unntak av kaks fra topphullseksjonene hvor beste miljøløsning er funnet å være utslipp på havbunnen (Eni Norge, 2008).

For de 22 planlagte brønnene forventes et totalt utslipp fra topphullet på 2 900 m³ kaks og 12 700 m³ borevæske fra de åtte havbunnsrammene. Videre forventes det at 14 100 m³ kaks transporteres til land, hvorav ca. 7 000 m³ er brukt borevæske.

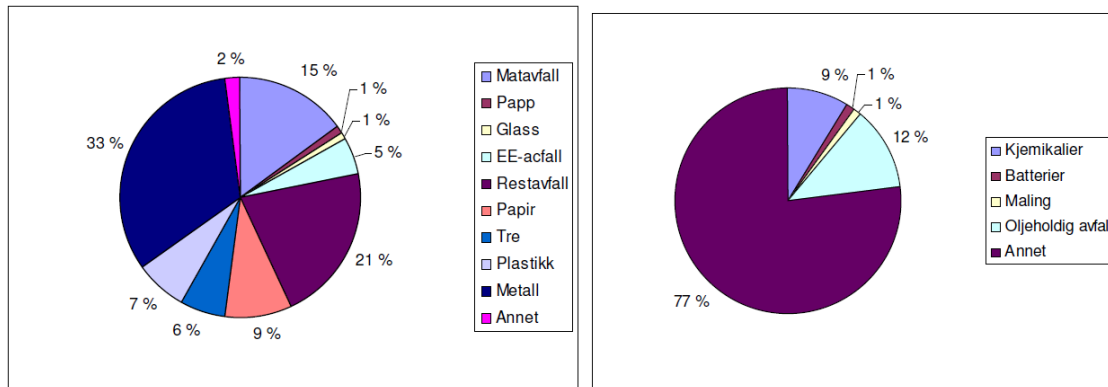
Hvis dette normaliseres i forhold til de 22 brønner, vil det si at boring av hver brønn generer ca. 640 m³ borekaks, hvorav ca. 320 m³ består av brukt borevæske.

Hvis det antas at borekaks har en bulk tetthet på 1 850 kg/m³ (eksempel fra AMEC, 2010), vil dette tilsvare ca. 1 200 tonn for de 640 m³ med borekaks. Dette stemmer meget godt overens med estimert mengde borekaks pr. brønnbane, på henholdsvis ca. 1 500 tonn.

5.4 Avfall fra flytende produksjonsinnretninger

I konsekvensutredningen fra Eni Norge undersøkes 3 alternativer, hvor alternativ 1 inkluderer utbygging til havs, der prosessering, lagring og lasting av olje skjer på feltet, dvs. med anvendelse av FPSO (Floating Production, Storage and Offloading).

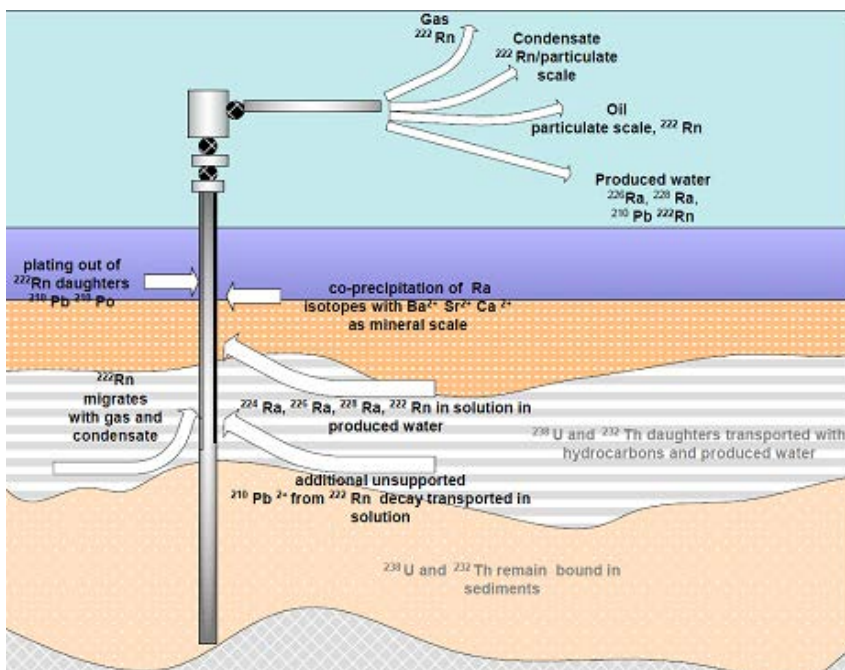
I ovenstående konsekvensutredning er avfallsmengden for en FPSO funnet som et gjennomsnitt basert på to andre flytende produksjonsinnretninger på norsk sokkel. Dette er i hovedsak avfall fra boligkvarter. I tillegg genereres det noe farlig avfall. De ulike kategoriene og fordelingene av dette er vist i Figur 5.5 (høyre). Figuren illustrerer at 77 % av det farlige avfallet kategoriseres som "annet", hvorav størstedelen består av borekaks og borevæske. Basert på rapportert avfall fra sammenlignbare FPSO-innretninger kan det antas et avfallsvolum på 50-150 tonn avfall og 30-70 tonn farlig avfall pr. år (fra Eni Norge, 2008).



Figur 5.5 Fordeling mellom avfallstyper (venstre) og farlig avfall (høyre) basert på data for to flytende produksjonsinnretninger på norsk sokkel i 2007 (fra Eni Norge, 2008).

5.5 NORM avfall

NORM er en forkortelse for Naturally Occurring Radioactive Material, som inkluderer alle radioaktive stoffer som naturlig forekommer i miljøet. NORM avfall betegnes på norsk som lavradioaktive avleiringer (LRA), mens det på engelsk også kan betegnes som materiale med Low Specific Activity (LSA) / LSA scale, eller TENORM (Technically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material). Figur 5.6 viser opprinnelsen til NORM dannet i forbindelse med olje- og gassproduksjon.



Figur 5.6 Opprinnelse og transport av NORM ved olje- og gassproduksjon (SNIFFER, 2005).

Typiske aktivitetsnivåer for NORM scale i Norge er estimert til å ligge mellom 10 - 70 Bq/g, da hyppigst i området 15 - 30 Bq/g. Ved sammenligning av nivåene kan man f.eks. se på den vanlige norske gneis (en type granitt) som inneholder rundt 0,1 Bq/g. Helt frem til år 2000 ble omtrentlig 250 tonn NORM scale produsert av energi-industrien på den norske kontinentalsokkelen. Den årlige tilveksten ligger på rundt 25 - 30 tonn, men det er forventet å øke ytterligere i årene som kommer. Frem til nylig har NORM scale blitt provisorisk lagret på land. Når den økende mengden av NORM som akkumuleres tas i betraktning, oppstår det i midlertidig et økt behov for permanent lagring (Norse Decom AS, 2009).

Den 1. januar 2011 ble strålevernforskriften fra 2003 erstattet av strålevernforskriften fra 2010, og forurensningsloven ble gjort gjeldende for radioaktivt avfall og radioaktiv forurensning. Samtidig ble det gjort gjeldende nye regler for radioaktivt avfall i avfallsforskriftens kapittel 16 (Statens Strålevern, 2011).

Det lavradioaktive avfallet fra olje- og gassindustrien inngår i kategorien oljeholdig avfall. I henhold til det nye regelverket fra 2011 gjelder særlige bestemmelser for lavradioaktivt avfall med aktivitet under 10 Bq/g. Blant annet er det innført nedre grenseverdier (1 Bq/g) for hva som skal defineres som radioaktivt avfall (Tabell 5.10) og det er innført avfallskoder for ulike typer radioaktivt avfall.

Tabell 5.10 Grenseverdier for radioaktivt avfall og radioaktiv forurensning i petroleumsindustrien (fra Statens Strålevern, 2011).

	Spesifikk aktivitet (Bq/g)	Total aktivitet per år (Bq)	Spesifikk aktivitet (Bq/g)	Total aktivitet per år (Bq)	Spesifikk aktivitet (Bq/g)	Total aktivitet per år (Bq)
Grense for radioaktivt avfall	1	–	1	–	1	–
Grense for deponeringspliktig avfall	10	10 ⁴	10	10 ⁵	10	10 ⁴
Grense for tilførsel som krever tillatelse	1	10 ³	1	10 ⁴	1	10 ³

Avfall med aktivitet over 10 Bq/g går til Stangeneset NORM deponiet i Gulen kommune, ca. 60 km nord for Bergen, mens det øvrige behandles sammen med annet farlig avfall i henhold til gjeldende regelverk (OLF, 2011). Stangeneset NORM avfallsanlegg åpnet ved mottakelse av første avfall i oktober 2008. Avfallsdeponiet ble designet ut ifra antagelsen om at det ville være en etterspørsel for deponering av 3 000 tonn NORM fra den norske olje og gass industrien over de neste 30 årene. Deponiet har en total kapasitet på 6 000 tonn NORM (NRPA, 2008).

Tabell 5.11 illustrerer mengdene NORM mottatt på Strangeneset avfallsdeponi i 2008, primært fra midlertidige opplagringer forskjellige steder i Norge. Mengdene er i midlertidig ikke et uttrykk for den årlige produksjonen av NORM avfall, men derimot en indikasjon på mengde NORM-avfall som er samlet fra midlertidige deponier til det nybygde permanente deponiet i Stangeneset.

Tabell 5.11 NORM avfall (tonn) mottatt på Stangeneset avfallsdeponi i 2008 fra midlertidige opplagringer forskjellige steder i Norge (fra Wergeland-Halsvik AS & Norse Decom AS, 2009).

Forsendelse nr.	Mottatt	Avsender	Sendt fra	Deponert	Antall fat	Mengde (kg)
1	31.10.08	Statoil	Botnaneset	25.11.08	160	77 910
2	20.11.08	Statoil	Botnaneset	03.02.09	236	106 346
Totalt mottatt 2008					396	184 256

Ifølge OLF genererer de oljeproduserende land i Nordsjøen årlig omkring 200 tonn fast spesialavfall som har et forhøyet innhold av naturlig forekommende radioaktive stoffer (OLF, 1997).

Fra og med 2011 gjelder et nytt regelverk for lavradioaktivt avfall i Norge. Avfallet inndeles i to kategorier:

- 3022-1: aktivitet over 10 Bq/g.
- 3022-2: aktivitet mellom 1 og 10 Bq/g.

Dette vil medføre at man får bedre statistikk over mengder avfall i den nedre aktivitetsklassen. I 2011 var det 51,5 tonn av 3022-1 og 68,9 tonn av 3022-2. (OLF, 2012c).

Erfaringer fra mengde NORM-avfall som genereres ved olje- og gassaktivitet på Norsk sokkel, viser at kapasiteten på det nye mottaksanlegget i Gulen er tilstrekkelig nok til å kunne håndtere NORM-avfallet som forventes produsert som følge av aktivitetene skissert i scenariene (kap. 5.2). Det kan derfor antas at aktivitetene som beskrevet i de to scenariene ikke vil føre til kapasitetsproblemer med hensyn til opplagring av NORM-avfall.

6 Forventede fremtidige avfallsmengder

6.1 Estimering av fremtidige avfallsmengder

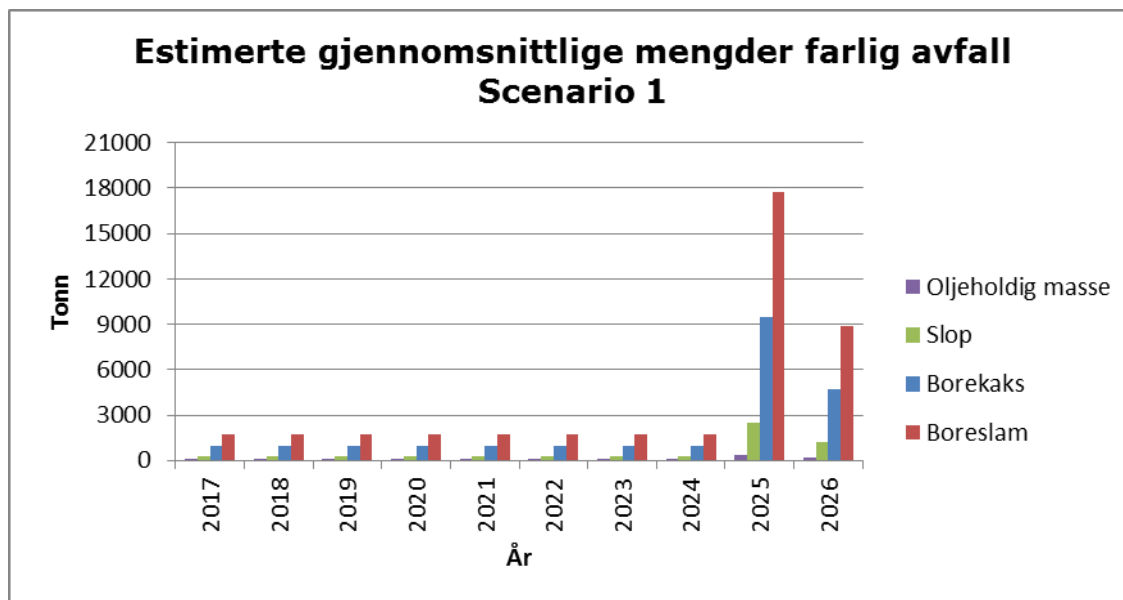
Hensikten med dette kapitlet er at forsøke og gi et overblikk over mulige avfallsgenereringer ved de ulike scenarioene gitt av Oljedirektoratet. Det følgende kapitlet viser derfor potensielle genereringer av både oljeholdig avfall samt ikke-farlig avfall ved Barentshavet Sørøst.

Ved estimering av avfallsgenerering av oljeholdig avfall er det tatt utgangspunkt i tallene fra Tabell 5.7 som illustrerer oljeholdig avfall som sendes i land. Her er gjennomsnitts- og maksimumsverdiene for hver brønnbane boret brukt oppimot antall lete- og produksjonsbrønner som er oppgitt for hvert scenario.

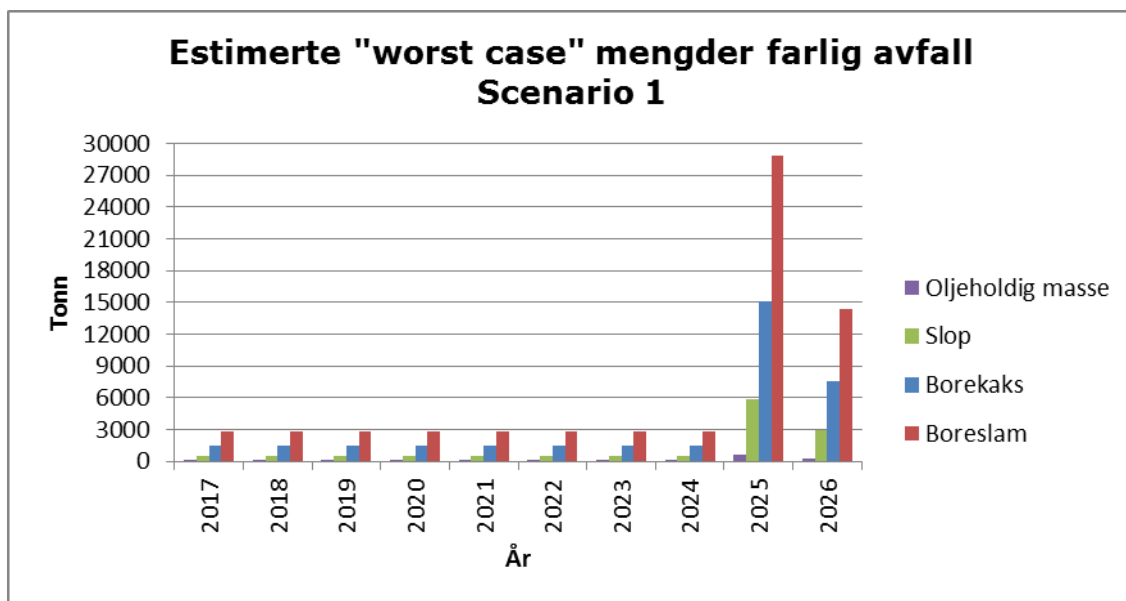
Tabell 5.9 ble brukt for å estimere mengde ikke-farlig avfall som genereres i de ulike scenarioene. Estimert- og maksimum mengde avfallsfraksjon per brønnbane ble da multiplisert med antall gitte lete- og produksjonsbrønner de ulike årene.

Det bør presiseres at dette kun er ment som en indikasjon på potensiell avfallsgenerering ved de offshore-aktivitetene som er gitt i introduksjonen.

Figur 6.2 og Figur 6.2 samt Tabell 6.1 illustrerer de estimerte mengdene for de ulike gruppene av oljeholdige boreavfall ved Barentshavet Sørøst, Scenario 1. Det er ikke oppgitt spesifikk informasjon når de små gassfunnene vil bygges ut, da disse skal bygges ut etter hvert som det er ledig kapasitet. For å kunne beregne mengde boreavfall generert ved de ulike årene, antas det derfor at disse gassfunnene bygges ut i 2029 og 2030, som vist i tabellen.



Figur 6.1 Estimerte gjennomsnittlige mengder farlig (oljeholdig) avfall, Scenario 1

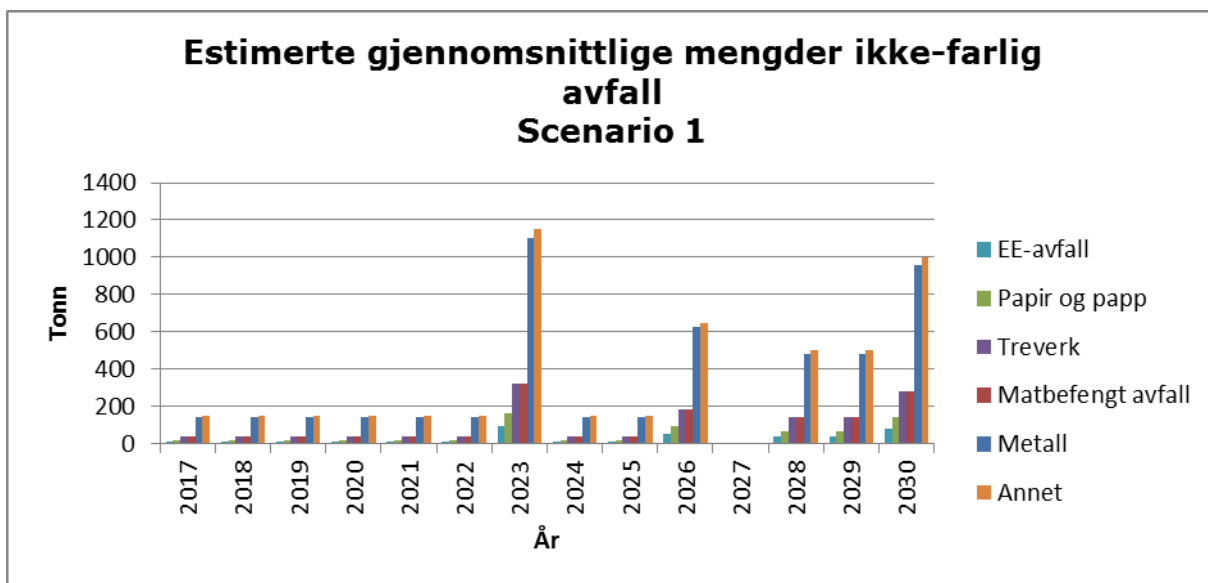


Figur 6.2 Estimerte "worst case" mengder farlig (oljeholdig) avfall, Scenario 1

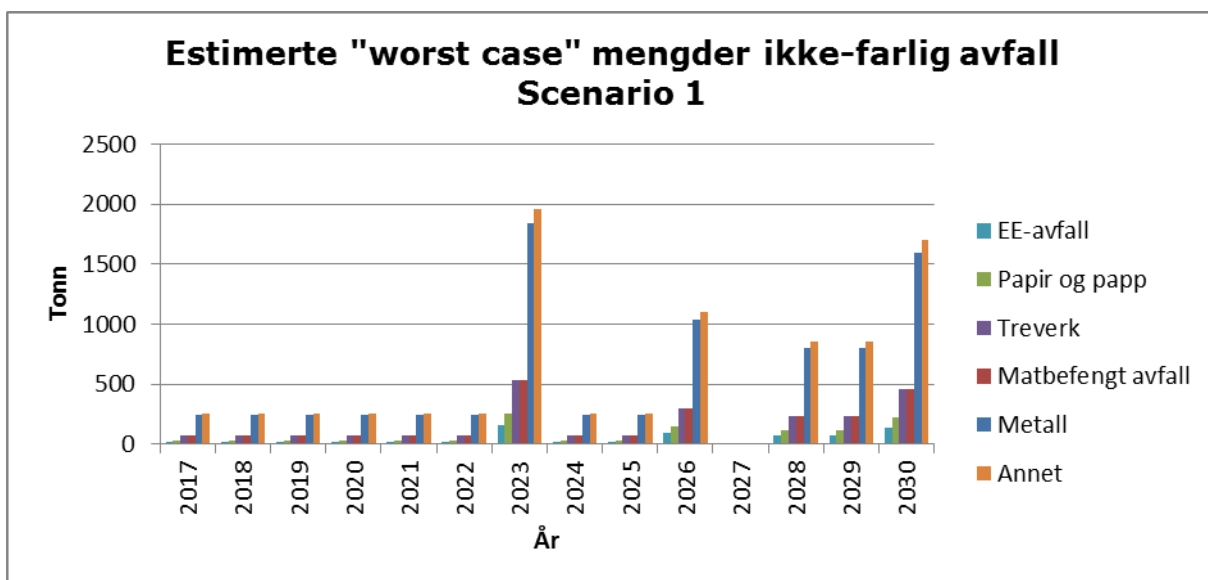
Tabell 6.1 Avfallsmengder (tonn), oljeholdig boreavfall (tonn), Barentshavet Sørøst, Scenario 1, (beregnet ut ifra Tabell 5.7).

År	Lete- brønner	Produk- sjons- brønner	Estimert mengde borekaks (tonn)		Estimert mengde boreslam (tonn)		Estimert mengde slop (tonn)		Estimert mengde oljeholdig masse (tonn)		Estimert total mengde oljeholdig boreavfall (tonn)	
			Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum
2017	3		1 425	2 259	2 655	4 326	378	873	60	90	4 518	7 548
2018	3		1 425	2 259	2 655	4 326	378	873	60	90	4 518	7 548
2019	3		1 425	2 259	2 655	4 326	378	873	60	90	4 518	7 548
2020	3		1 425	2 259	2 655	4 326	378	873	60	90	4 518	7 548
2021	3		1 425	2 259	2 655	4 326	378	873	60	90	4 518	7 548
2022	3		1 425	2 259	2 655	4 326	378	873	60	90	4 518	7 548
2023	3	20	10 925	17 319	20 355	33 166	2 898	6 693	460	690	34 638	57 868
2024	3		1 425	2 259	2 655	4 326	378	873	60	90	4 518	7 548
2025	3		1 425	2 259	2 655	4 326	378	873	60	90	4 518	7 548
2026	3	10	6 175	9 789	11 505	18 746	1 638	3 783	260	390	19 578	32 708
2027			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2028		10	4 750	7 530	8 850	14 420	1 260	2 910	200	300	15 060	25 160
2029		10	4 750	7 530	8 850	14 420	1 260	2 910	200	300	15 060	25 160
2030		20	9 500	15 060	17 700	28 840	2 520	5 820	400	600	30 120	50 320
Totalt	30	60	47 500	75 300	88 500	144 200	12 600	29 100	2 000	3 000	150 600	251 600

Figur 6.3, Figur 6.4 og Tabell 6.2 illustrerer de estimerte mengdene for ikke-farlig avfall ved Barentshavet Sørøst, scenario 1.



Figur 6.3 Estimerte gjennomsnittlige mengder ikke-farlig avfall, Scenario 1

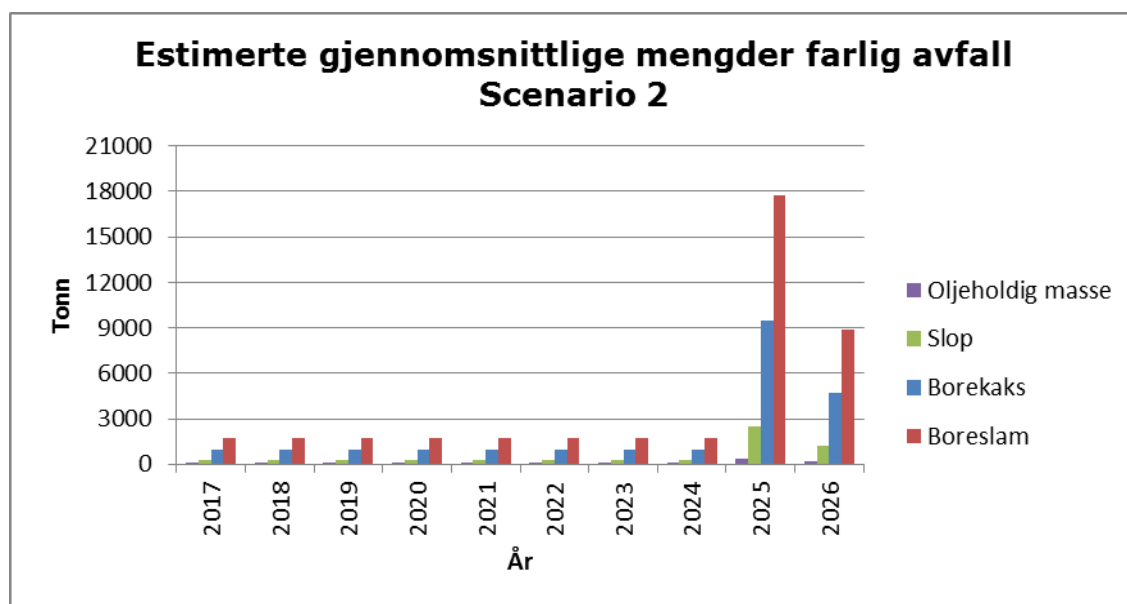


Figur 6.4 Estimerte "worst case" mengder ikke-farlig avfall, Scenario 1

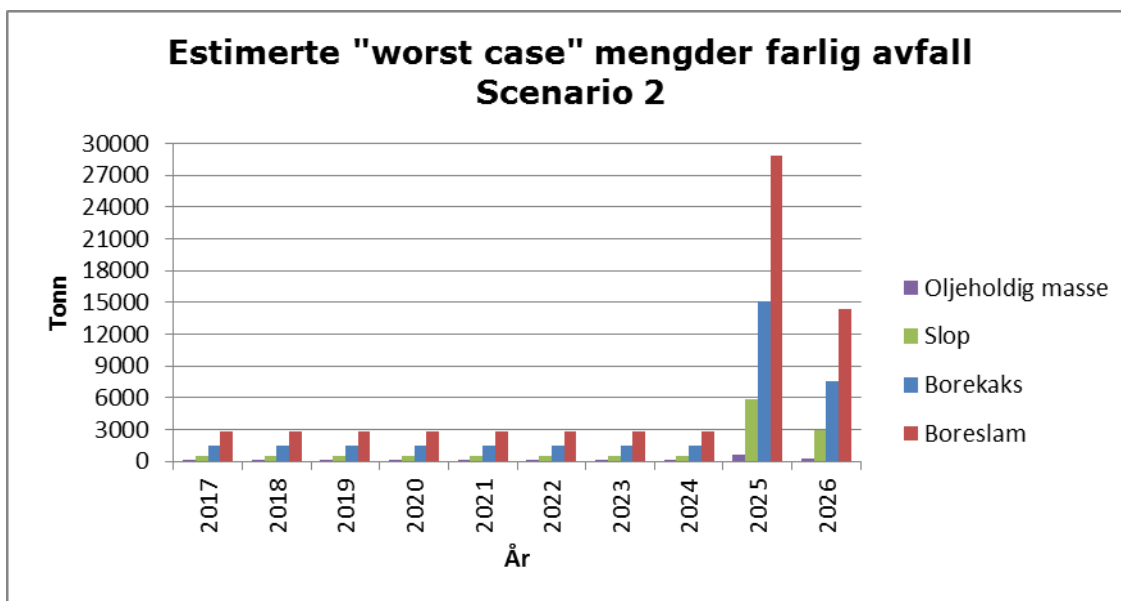
Tabell 6.2 Avfallsmengder ikke-farlig avfall, Barentshavet Sørøst, Scenario 1 (beregnet ut ifra Tabell 5.7)

År	Lete- brønner	Produksjons- brønner	Estimert mengde metall (tonn)		Estimert mengde matbelenget avfall (tonn)		Estimert mengde papir og papp (tonn)		Estimert mengde treverk (tonn)		Estimert mengde EE-avfall (tonn)		Estimert mengde annet (tonn)		Estimert total mengde ikke farlig avfall (tonn)	
			Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum
2017	3		144	240	42	69	21	33	42	69	12	21	150	255	411	687
2018	3		144	240	42	69	21	33	42	69	12	21	150	255	411	687
2019	3		144	240	42	69	21	33	42	69	12	21	150	255	411	687
2020	3		144	240	42	69	21	33	42	69	12	21	150	255	411	687
2021	3		144	240	42	69	21	33	42	69	12	21	150	255	411	687
2022	3		144	240	42	69	21	33	42	69	12	21	150	255	411	687
2023	3	20	1 104	1 840	322	529	161	253	322	529	92	161	1 150	1 955	3 151	5 267
2024	3		144	240	42	69	21	33	42	69	12	21	150	255	411	687
2025	3		144	240	42	69	21	33	42	69	12	21	150	255	411	687
2026	3	10	624	1 040	182	299	91	143	182	299	52	91	650	1 105	1 781	2 977
2027			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2028		10	480	800	140	230	70	110	140	230	40	70	500	850	1 370	2 290
2029		10	480	800	140	230	70	110	140	230	40	70	500	850	1 370	2 290
2030		20	960	1 600	280	460	140	220	280	460	80	140	1 000	1 700	2 740	4 580
Totalt	30	60	4 800	8 000	1 400	2 300	700	1 100	1 400	2 300	400	700	5 000	8 500	13 700	22 900

Figur 6.5, Figur 6.6 og Tabell 6.3 illustrerer de estimerte mengdene for de ulike gruppene av oljeholdige boreavfall ved Barentshavet Sørøst, scenario 2.



Figur 6.5 Estimerte gjennomsnittlige mengder farlig (oljeholdig) avfall, Scenario 2

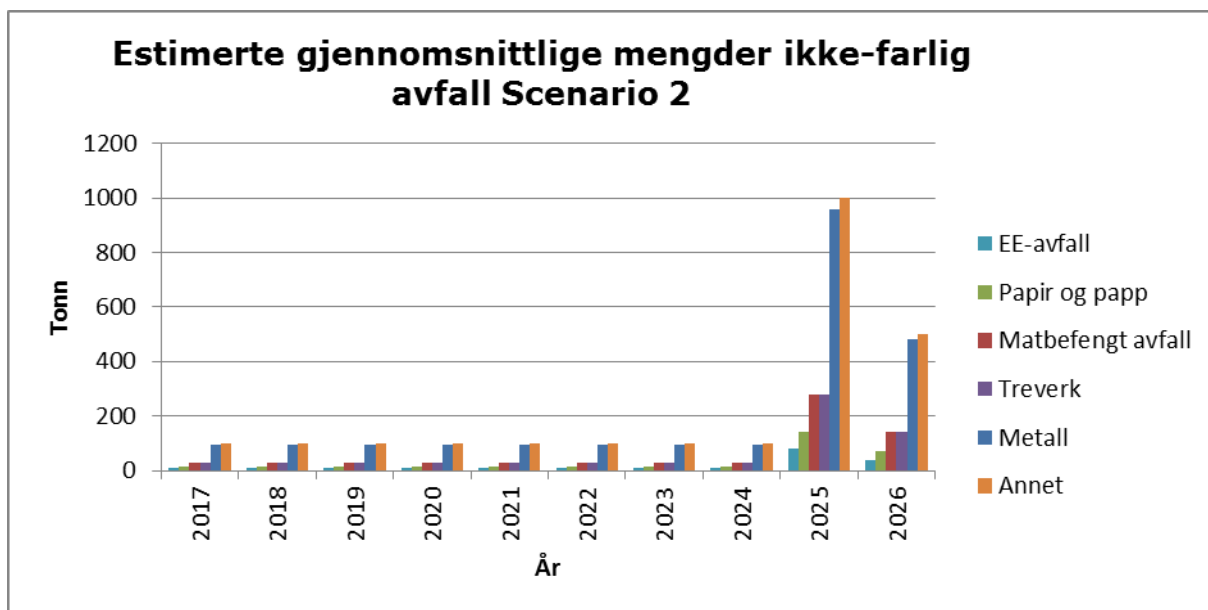


Figur 6.6 Estimerte "worst case" mengder farlig (oljeholdig) avfall, Scenario 2

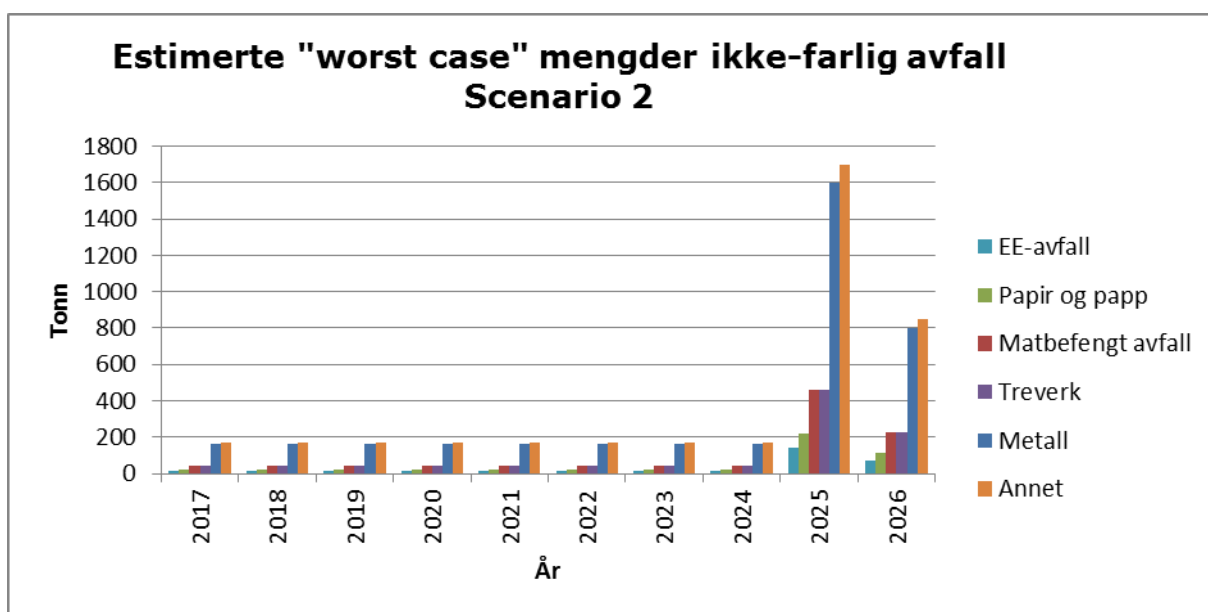
Tabell 6.3 Avfallsmengder oljeholdig boreavfall (tonn), Barentshavet Sørøst, Scenario 2, (beregnet ut ifra Tabell 5.8).

År	Lete- brønner	Produk- sjons- brønner	Estimert mengde borekaks (tonn)		Estimert mengde boreslam (tonn)		Estimert mengde slop (tonn)		Estimert mengde oljeholdig masse (tonn)		Estimert total mengde oljeholdig boreavfall (tonn)	
			Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum
2017	2		950	1 506	1 770	2 884	252	582	40	60	3 012	5 032
2018	2		950	1 506	1 770	2 884	252	582	40	60	3 012	5 032
2019	2		950	1 506	1 770	2 884	252	582	40	60	3 012	5 032
2020	2		950	1 506	1 770	2 884	252	582	40	60	3 012	5 032
2021	2		950	1 506	1 770	2 884	252	582	40	60	3 012	5 032
2022	2		950	1 506	1 770	2 884	252	582	40	60	3 012	5 032
2023	2		950	1 506	1 770	2 884	252	582	40	60	3 012	5 032
2024	2		950	1 506	1 770	2 884	252	582	40	60	3 012	5 032
2025		20	9 500	15 060	17 700	28 840	2 520	5 820	400	600	30 120	50 320
2026		10	4 750	7 530	8 850	14 420	1 260	2 910	200	300	15 060	25 160
Totalt	16	30	21 850	34 638	40 710	66 332	5 796	13 386	920	1 380	69 276	115 736

Figur 6.7, Figur 6.8 og Tabell 6.4 illustrerer de estimerte mengdene for ikke-farlig avfall ved Barentshavet Sørøst, scenario 2.



Figur 6.7 Estimerte gjennomsnittlige mengder ikke-farlig avfall, Scenario 2



Figur 6.8 Estimerte "worst case" mengder ikke-farlig avfall, Scenario 2

Tabell 6.4 Avfallsmengder ikke-farlig avfall, Barentshavet Sørøst, scenario 2.

År	Lete- brønner	Produk- sjons- brønner	Estimert mengde metall (tonn)		Estimert mengde matbefengt avfall (tonn)		Estimert mengde papir og papp (tonn)		Estimert mengde treverk (tonn)		Estimert mengde EE-avfall (tonn)		Estimert mengde annet (tonn)		Estimert total mengde ikke farlig avfall (tonn)	
			Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum	Gj.snitt	Maksimum
2017	2		96	160	28	46	14	22	28	46	8	14	100	170	274	458
2018	2		96	160	28	46	14	22	28	46	8	14	100	170	274	458
2019	2		96	160	28	46	14	22	28	46	8	14	100	170	274	458
2020	2		96	160	28	46	14	22	28	46	8	14	100	170	274	458
2021	2		96	160	28	46	14	22	28	46	8	14	100	170	274	458
2022	2		96	160	28	46	14	22	28	46	8	14	100	170	274	458
2023	2		96	160	28	46	14	22	28	46	8	14	100	170	274	458
2024	2		96	160	28	46	14	22	28	46	8	14	100	170	274	458
2025		20	960	1 600	280	460	140	220	280	460	80	140	1 000	1 700	2 740	4 580
2026		10	480	800	140	230	70	110	140	230	40	70	500	850	1 370	2 290
Totalt	16	30	2 208	3 680	644	1 058	322	506	644	1 058	184	322	2 300	3 910	6 302	10 534

6.2 Mottakskapasitet for fremtidige avfallsmengder

6.2.1 Potensielle områder for mottakelse av avfall

Ved utpekning av potensielle områder for mottakelse av avfall ved eventuelle kommende Etterforskning & Produksjon aktiviteter i havområdet ved Barentshavet Sørøst, er det nødvendig å påpeke den manglende eksisterende logistikk ved disse områdene.

Det relevante området i Barentshavet Sørøst ligger tett ved den nordnorske og den russiske kysten. Det vil derfor være relevant å undersøke mulighetene for å benytte eksisterende eller etablere avfallsmottak i disse områdene.

6.2.2 Mottakskapasitet for avfall i Nord-Norge

Det følgende avsnittet er basert på informasjon mottatt fra Perpetuum, som vennlig har stilt seg til rådighet (Perpetuum Waste Management, 2012).

Generelt er det slik at man i dag mangler sluttbehandlingskapasitet for offshore avfall i det nordlige Norge. Nærmeste behandlingsanlegg for slopvann og oljebasert borekaks ligger i Sandnessjøen (pr i dag kun Oiltools sitt anlegg). Anlegget til SAR er ikke operativt da den mobile TCC enheten (Thermomechanical Cuttings Cleaner) for behandling av kaks er sendt ut av landet).

Bakgrunnen for manglende sluttbehandling i nord er at aktiviteten hittil har vært liten og ustabil. Eneste sluttbehandlingsløsning etablert i Troms og Finnmark er to ulike alternativer for sluttbehandling av vannbasert borekaks. Dette på grunn av at andre tilbud ikke eksisterte, da man hadde spesielle krav i Barentshavet. Nå er særkravene i Barentshavet historie, slik at vannbasert borekaks neppe kommer til å bli tatt på land i særlig omfang fremover, og disse to anleggene må antas å bli overflødige.

Med unntak av ett anlegg i Sandnessjøen (og anlegg for vannbasert borekaks) har man altså per dags dato kun mottaksanlegg i nord, som er basert på at avfallet transporteres videre sørover. Det man trenger av faste installasjoner for å kunne ta i mot avfall i en havn/forsyningsbase er primært tankanlegg for flytende avfall, da øvrige fraksjoner kan tas i mot og fraktes videre ved hjelp av mobilt utstyr.

Tankanlegg finnes i dag i:

- Kirkenes (Perpetuum -relativt lite anlegg, men kan utvides)
- Hammerfest (Perpetuum, SAR, MWM – god kapasitet)
- Repparfjord (Finnmark Gjenvinning)
- Alta (Finnmark Gjenvinning – relativt lite)
- Tromsø (Perpetuum, antas ferdigstilt tidlig i 2013)
- Salangen (Perpetuum)
- Harstad (Perpetuum)

Videre sørover er det god kapasitet i Sandnessjøen, og evt. ytterligere noen mindre anlegg tilhørende Østbø og Nordmiljø.

Flere av lokalitetene vil nok ha begrenset mottakskapasitet hvis aktiviteten blir stor, men med økende aktivitet, vil kapasiteten de fleste steder fort kunne utvides. Så lenge man snakker om å sende avfallet videre, vil nok kapasiteten raskt kunne tilpasses behovet. Det er først når man snakker om eventuelle fremtidige sluttbehandlingsanlegg, primært for de to store avfallsfraksjonene sloppvann og oljebasert borekaks, at kapasiteten vil bli kritisk. Men uansett vil man da ha muligheten til å sende avfallet sørover.

Som redegjort for i avsnitt 5.5 er det god kapasitet i Stangeneset avfallsdeponi til å motta de få tonn NORM som kan forventes i forbindelse med scenariene.

6.2.3 Mottakerkapasitet for avfall, Murmansk-området

Shtokman Development AG (SDAG) og deres miljørådgivere foretok en gjennomgang av de eksisterende avfallsmottaksfasiliteter i Murmansk i 2011 (SDAG, 2011). Formålet med gjennomgangen var å identifisere om de eksisterende anleggene har kapasitet til å motta avfall fra de innledende stadier av Shtokman prosjektet.

Konklusjonen av undersøkelsen var at mer eller mindre alt fast avfall og forbruksavfall dannet ved de innledende stadier av Shtokman prosjektet kan behandles på eksisterende spesialiserte firmaer i Murmansk og Kola regionene. Dette er dog under den forutsetning at de oppfyller de russiske og internasjonale miljømessige sikkerhetsstandarder. I nærmeste fremtid vil SDAG utarbeide krav til avfallsmottaksanlegg. Dette vil skje i et samarbeide mellom SDAG eksperter og representanter fra Murmansk Oblast Government for Ecology and Land Tenure Regulations (SDAG, 2011).

6.2.4 Forventet fremtidig avfallslogistikk

Hensikten med dette kapitlet er å fremheve potensielle fremtidige avfallssituasjoner ved Barentshavet sørøst. Dette er utført ved å ta i bruk de estimerte avfallsmengdene samt informasjon om den gjeldende infrastrukturen i nærheten av disse områdene. Manglende logistikk ved disse områdene, gjør det nødvendig å vurdere alternative løsninger for mulige avfallshåndteringer i fremtiden.

Ved vurdering av potensielt farlig avfallsgenerering i scenario 1 (avsnitt 1.2.1) for Barentshavet sørøst ble den totale mengde oljeholdig boreavfall estimert til 150 600 tonn (34 638 tonn i året med størst mengde). Ved et "worst case" scenario kan avfallsmengden derimot komme helt oppi 251 600 tonn (57 868 tonn i året med størst mengde).

Estimert mengde ikke-farlig avfall som vil genereres i scenario 1 er på 13 700 tonn (3 151 tonn i året med størst mengde), mens "worst case" scenario ligger på 22 900 tonn (5 267 tonn i året med størst mengde). Disse tallene kan derimot være noe misvisende, da generering av ikke-farlig avfall vil være avhengig av andre faktorer enn kun antall brønner som bores. Det vil i midlertidig kunne gi en viss indikasjon på hva man kan forvente seg av mengde ikke-farlig avfall.

Scenario 2 (avsnitt 1.2.2) inneholder færre lete- og produksjonsbrønner og vil som forventet generere en mindre mengde avfall sammenlignet med scenario 1. Gjennomsnittlig- og maksimum mengde oljeholdig boreavfall ligger på henholdsvis 69 276 tonn (30 120 tonn i året med størst mengde) og 115 736 tonn (50 320 tonn i året med størst mengde). Ikke-farlig avfall er også forventet mindre, på henholdsvis 6 302 tonn (2 740 tonn i året med størst mengde) og 10 534 tonn (4 580 tonn i året med størst mengde) for gjennomsnitts- og maksimumsmengde.

Siden den potensielle mengde avfall som genereres vil kunne variere veldig ut ifra hvor mange olje- og gass funn som registreres i de gitte områdene og dermed også produksjonsbrønner, vil det være essensielt og ha tilstrekkelig kapasitet på den (de) avfallsfasilitet(er) som velges. Ved å ta utgangspunkt i en "worst case" scenario har man mulighet til å sikre at kapasiteten er tilstrekkelig nok.

På grunn av det stadig økende norsk-russiske samarbeid om E&P aktiviteter i Barentshavet, kan det forventes muligheter for å benytte eksisterende og kommende avfallsmottaksanlegg i Murmansk og Kola regionen til avfall fra E&P aktiviteter i havområdet ved Barentshavet Sørøst.

Muligheten for å frakte avfallet til Norge bør imidlertid også vurderes. Situasjonen i Nord-Norge er foreløpig at det kun finnes mottaksanlegg og ikke behandlingsanlegg, som vil medføre at alt avfall må fraktes sørover for videre behandling. Kapasiteten på disse behandlingsanleggene skal være stor nok, men hvis aktiviteten blir stor i nord kan det være gunstig å vurdere om det lar seg opprette et behandlingsanlegg her. Om dette ikke lar seg gjøre vil alternativet være å frakte avfallet sørover for sluttbehandling. Dette bør da sammenlignes oppimot potensiell avfallshåndtering i Russland, samt en mulig kombinasjon mellom disse to alternativene.

Når det gjelder en potensiell generering av NORM avfall ved de oppgitte scenarioer finnes det kun ett deponi for høyere stråleklasser, nemlig i Gulen lokalisert utenfor Bergen. Dvs. at alt potensielt NORM avfall som genereres ved Barentshavet sørøst vil bli fraktet til Gulen. Erfaringer fra mengde NORM-avfall som genereres ved olje- og gassaktivitet på den norske sokkelen, viser imidlertid at kapasiteten på det nye mottaksanlegget i Gulen er tilstrekkelig nok til å kunne håndtere NORM-avfallet som forventes produsert som følge av en potensiell produksjon ved Barentshavet sørøst.

7 Effekter av petroleumsrelatert undervannsstøy

7.1 Innledning

Vann er et ypperlig medium for transport av lyd. I løpet av de siste tiårene har oljeleting og anleggsvirksomhet langs kontinentalsokler gradvis flyttet utover mot dypere og fjerntliggende områder, noe som fører til økt spredning av undervannsstøy tilknyttet denne industrien. De viktigste kildene til undervannsstøy fra petroleumsaktiviteter er seismiske undersøkelser, boreaktiviteter, pæling og skipstrafikk. I foreliggende utredning har vi hatt fokus på effekter av støy på marine organismer. Undervannsstøy kan også påvirke utbytte av fiskeriaktivitet, men problematikk rundt seismikk og fiskeri er diskutert i en annen utredning, og omtales ikke videre her.

7.2 Kilder til undervannsl lyd

7.2.1 Skipsfart

Skipsfart er en av de viktigste kildene til akustisk "forurensning" i havet (Pavan, 2009), spesielt i områder med mye brukte seilingsleder eller havner. Nye offshore petroleumsaktiviteter fører til økt skipstrafikk (seismikkfartøy, supplybåter o.l.) i de nyåpnede områdene. Støy fra små båter øker generelt støynivået i et område med 10 – 40 dB (Malinowski *et al.* 2002). Generelt ser det ut til at støybildet fra båter er dominert av frekvenser fra 10 Hz til 1 kHz. Det mest følsomme høreområdet for fiskearter er 50-300 Hz, for sel 0,150-60 kHz, for tannhval 4-100 kHz og bardehval fra noen få Hz og opp til 20 kHz. Det er derfor hevet over tvil at skipsstøy ligger innenfor høreområdene til både fisk og sjøpattedyr.

7.2.2 Bore- og pæleaktiviteter

Ved boreaktiviteter skapes det en jevn during med lavfrekvent lyd rundt 100-125 Hz. Studier i andre havområder har vist at lyd fra en borende rigg kan detekteres 11 km fra riggen (McCauley, 1998).

Ved pæling bankes stålrør på ca. 70 cm i diameter ned i havbunnen for å stabilisere de øvre deler av bunnsedimentet der dette er for mykt til vanlig boring. Dette genererer støtvis lyd som kan nå frekvenser opp til 1000 Hz (Bach *et al.* 2010).

7.2.3 Seismiske undersøkelser

Seismisk datainnsamling er en viktig metode for å lokalisere og overvåke offshore olje- og gassressurser. Det brukes spesielt utstyrte fartøy til seismiske undersøkelser. En serie av hydrofoner (streamere), som virker som reseptorer for seismiske lydbølger slepes bak skipet etter transekter ved undersøkelsesområdet, samtidig som luftkanoner kontinuerlig skyter lydbølger ned i vannet. Streamerne er vanligvis 3 - 8 kilometer lange, men de kan være opp til 12 kilometer lange avhengig av vanddyp (OGP 2011). Luftkanoner produserer lydbølger som skytes ned i dypet, og mengden reflekterte og absorberte impulser av seismiske bølger brukes for å detektere tettheten og strukturen i bunnen (Encyclopedia Britannica, 2012).

Seismiske undersøkelser gjennomføres fra den tidlige letefasen til produksjonsfasen av et reservoar. I produksjonsfasen overvåkes reservoaret for bl.a. å vurdere om drenasjestrategien

bør endres. Life-of-field seismikk (LoFS) er en ny metode for overvåkning av et oljefelt ved hjelp av en permanent matrise av seismiske mottakere installert på sjøbunnen. Teknikken gir høyere kvalitet (4D) enn konvensjonelle teknikker og gjør det mulig å utføre hyppige og kostnadseffektive undersøkelser. Seismikk er således en aktivitet som inngår i alle faser av petroleumsvirksomheten.

Det finnes i tillegg mer avanserte teknologier for datainnsamling. Multi-Azimuth (MAZ) og Wide-Azimuth er to eksempler på mer komplekse slepestreamer undersøkelser.

En seismisk kilde krever vanligvis en eller flere luftkanoner med en rekke volumer (OGP, 2011). Volumet av kammeret i hver luftkanon vil påvirke lydtrykknivået (SPL) de produserer. SPL er et logaritmisk mål av det effektive trykket av en lyd i forhold til en referanseverdi. SPL av en puls måles i desibel (dB), og er avhengig av varigheten av hver luftkanonpuls. Under en undersøkelse, slipper luftkanonene ut lydpuiser hvert 10. -15. sekund med en kort stighet og et meget høyt lydtrykknivå (Løkkeborg *et al.* 2012). Den primære utgangen fra en luftkanonkilde har generelt det meste av energien i frekvensbåndet mellom 10 og 200 Hz (OGP, 2011). Denne båndbredden kan imidlertid økes for spesialiserte undersøkelser.

7.3 Overføring av lyd i det marine miljø

Lyd beveger seg i sjøvann med en fart på 1500 m/s. Lyden reflekteres av havbunnen og overflaten, og hvordan den spres, dempes og endres i vannet avhenger av oseanografiske forhold (temperatur/termokliner, strømforhold, type bunnsediment, bunntopografi m.m.). Lyd som opptas i avstand fra lydkilden kan oppfattes svært annerledes enn den gjorde i utgangspunktet (Dalen *et al.* 2007). Ettersom avstanden til lydkilden øker vil miljøfaktorer ha stadig mer å si på spredning og lydstyrke. For eksempel kan lyd ledes med lite tap over store avstander ved å bli fanget i "lydkanaler" som kan dannes der vannmassene er lagdelt på grunn av temperaturgradienter (termokliner). I tropiske og tempererte farvann ligger vanligvis termoklinen relativt dypt, mens den i kaldere farvann kan ligge nær overflaten. I kalde farvann kan lyd derfor forplante seg med minimal interaksjon med bunnen og da potensielt overføres over svært lange avstander (Nedwell & Edwards, 2004; Thode *et al.* 2010). Arter som da befinner seg på overflaten vil være mer utsatt for støyen enn bunnlevende arter.

7.4 Generelle effekter av undervannsstøy på marine dyr

Studier har vist at menneskeskapt undervannsstøy kan påvirke marine organisms fysiologi og adferd (E&P Sound and Marine Life Program JIP, 2009; MMC, 2007; Wartzok *et al.* 2005; Moore & Clarke, 2002). Studier av effekter av undervannsstøy har særlig fokusert på marine pattedyr, ettersom disse bruker lyd som et viktig kommunikasjonsmiddel. Det er også bevist at noen former for menneskeskapt undervannsstøy kan ha skadelige effekter på tidlige livsstadier hos fisk og krepsdyr.

En av de viktigste utfordringene med å forstå konsekvensene av menneskeskapt undervannsstøy er mangel på kunnskap om hvordan marine organismer oppfatter og fortolker lydimpulser. Mange marine organismer er avhengige av hørselen som en av sine primærsanser.

En seismisk lydimpuls kan påvirke et dyrs hørsel hvis den er innenfor hørselsfrekvensområdet og høy nok. Det er gjennomført studier av de frekvensområder der ulike arter og grupper er mest følsomme, og det er avdekket terskelverdier og mekanismer for deteksjon av lyd hos ulike arter av sjøpattedyr og fisk (Au *et al.* 2000). Potensielle effekter på marine dyr inkluderer (fra MMC, 2007 og Richardson *et al.* 1995):

- Fysiske skader.
- Fysiologisk dysfunksjon (for eksempel midlertidig eller permanent tap av hørsel).
- Adferdsendringer (for eksempel endringer i beiteadferd, habitatbruk og vandringsmønster, eller separasjon av mor-kalv par hos hval).
- Maskering (manglende evne til å oppdage viktige lyder på grunn av økt bakgrunnsstøy).

7.4.1 Adferd

Et dyrs adferd kan påvirkes dersom det eksponeres for en støykilde. Graden av endring avhenger av type lyd, lydens varighet og styrke, dyrets tidligere erfaring med den type lyd og det berørte dyrets tilstand (Houser *et al.* 2012). Flukt fra støykilder kan bl.a. føre til avbrutt beiting, avbrutt reprodutiv aktivitet, endringer i kommunikasjon, og forstyrrelse av stimer eller familiegrupper hos både fisk og pattedyr.

Kortsiktige adferdsendringer er rapportert og ofte godt dokumentert. Hvor alvorlig ulike adferdsendringer er på lang sikt og hva de eventuelt betyr for overlevelse er imidlertid lite undersøkt.

7.4.2 Fysiologiske effekter

Et dyr som eksponeres for høy lyd kan bli stresset. Kronisk stress som følge av lydeksponering kan øke et dyrs sårbarhet overfor andre typer påvirkning, som for eksempel sykdom eller endringer i næringstilgang. Sterk støy kan føre til hjernerystelse, fysisk skade på vev og organer (særlig luftfylte hulrom som f.eks. svømmeblære hos fisk), kavitasjon (bobledannelse), og hørselskader, og kan påvirke bl. a. balanseorganer og reproduksjons- og nervesystem. Det diskuteres også om gjentatt eksponering til støy kan føre til konsekvenser på populasjonsnivå, spesielt hos truede arter eller små populasjoner (Wright, 2012; Erbe, 2012).

7.4.3 Maskering

Maskering oppstår når en ekstern lyd forstyrrer et dyrs evne til å oppdage en annen lyd. Tap av følsomhet for lyder som dyrene normalt kan høre, f.eks. kritiske orienteringssignaler, ekkolokalisering og sosial kommunikasjon (Stocker & Reuterdaahl, 2012; Slabbekoorn *et al.* 2010), kan resultere i manglende evne til å effektivt navigere, beite og kommunisere (Branstetter *et al.* 2011). Maskeringseffekter avhenger av flere aspekter, herunder varighet av dyrets eksponering til lyden, frekvensen av signalet, og lokalisering av kilden i forhold til interfererende signaler (Fay, 2012).

7.5 Effekter av undervannsstøy på ulike dyregrupper

7.5.1 Marine pattedyr

Mange marine pattedyr, spesielt hvaler, er avhengig av akustisk informasjon for flere aktiviteter og adferdsmessige interaksjoner, f.eks. kommunikasjon, geografisk orientering og matsøk. Flere arter har et komplekst sosialt samspill som avhenger av lydutveksling for å fungere (samhandling, advarsler, og mor-barn relasjoner). Hver art har en egen akustisk nisje innenfor et større akustisk habitat (André *et al.* 2012). Ved utenforstående støy kan akustisk

kommunikasjon reduseres, noe som kan få konsekvenser for dyregruppers sosiale interaksjoner. Southall *et al.* (2007) antydte at område- og artspesifikke faktorer har en avgjørende rolle for adferdsresponsen.

Studier viser at hvalers pustefrekvens, tid brukt på overflaten og beiteaktivitet kan endres når dyrene utsettes for seismisk støy (Dalen *et al.* 2007). Adferdsstudier tyder på at sjøpattedyr reagerer på seismisk støy ved å forlate områder hvor slik aktivitet foregår, enten på grunn av direkte innvirkning på enkeltindivider eller på grunn av konsekvenser for arter som sjøpattedyrene beiter på. Man vet ikke hvilke konsekvenser slik stedvis fordrivelse vil ha på populasjoner av ulike arter. Nyere studier viser at dyrenes reaksjoner bl.a. avhenger av deres tilstand og aktivitetsnivå. McCauley *et al.* (2000) observerte f.eks. at grupper av knølhval, bestående av voksne og kalver i ro, var mer følsomme og viste fluktreaksjoner når de ble eksponert for seismisk støy, mens dyr på aktiv vandring ikke viste den samme responsen (Dalen *et al.* 2007).

Effekten av lyd på sjøpattedyr avhenger også av hvilke frekvenser dyrene kan høre (Richardson *et al.* 1995). Tannhvaler, delfiner og niser ut til å være mest følsomme for lyder over 10 kHz, selv om de er i stand til å oppdage frekvenser så høye som 200 kHz. Moderate, høyfrekvente lyder brukes hovedsakelig i kommunikasjon mellom individer eller grupper av tannhval, mens de høyeste frekvensene brukes til ekko-lokalisering (Harwood & Wilson, 2001).

Bardehvaler, f.eks. blåhval og finnhval, kommuniserer over store havområder med lavfrekvente lyder (i området under 1 kHz), med noen faktisk så lave som 20 Hz (Evans, 1987; Würsig and Evans, 2001). Frekvensene som brukes av bardehvalene overlapper med frekvensene som brukes under seismiske undersøkelser. Disse artene vurderes derfor å være mer sårbare for seismiske forstyrrelser enn andre hvalarter (Evans & Nice, 1996; Dalen *et al.* 2007).

Bach *et al.* (2010) gjennomførte studier av forekomst av nise (*Phocoena phocoena*) under boreaktiviteter ved Valdemarplattformene i Nordsjøen. I forkant av boring måtte det slås pæler ned i bunnen, noe som genererte støtvis høy lyd. Det ble ikke funnet noen endring i forekomst av nise under boring, men pæling skremte dyrene vekk fra området i tiden mens aktiviteten pågikk og noen dager etter endt aktivitet.

Sel er i stand til å frembringe lyder under vann, begrenset til frekvensområdet lavere enn 1 - 4 kHz. Steinkobbe kan oppdage lyder med frekvenser så høye som 180 kHz, men har lav følsomhet for lyder over 60 kHz (Harwood & Wilson, 2001; Dalen *et al.* 2007). Virkninger av seismiske undersøkelser på sel har hittil ikke vært fokus i vitenskapelige studier. Noen observasjoner har vist at dyrenes naturlige instinkter og aktivitetsnivå kan fortrenge den direkte effekten av forstyrrelsene. I tilfeller der reproduksjon og fôringsaktiviteter er involvert, kan enkelte selarter tåle sterke lydpuiser før de utviser en fluktrespons (Richardson *et al.* 1995; Dalen *et al.* 2007).

Det er ikke alle arter som reagerer negativt på seismisk støy. Noen arter er i stand til å bruke seismiske lydbølger til egen fordel ved f.eks. å tolerere støyen som oppstår for så å spise byttedyr som påvirkes innenfor det støyutsatte området. Men forskjellige arter tilpasser seg lydbølger fra seismiske luftkanoner på ulike måter, og det er ofte vanskelig å forstå og tolke hva som faktisk er "normal" og upåvirket atferd (Barry *et al.* 2012).

Det foreligger flere studier av virkningene av menneskeskapt støy på sjøpattedyr. Imidlertid har kompleksiteten i disse dyrenes atferd, og usikkerheter om lydnivået dyrene faktisk blir utsatt for, resultert i at tolkning av mange vitenskapelige studier er utfordrende og subjektive (Houser *et al.* 2012). Selv om det finnes bevis for kortsiktige effekter av seismikk på hval, er

det vanskelig å gjennomføre kontrollerte eksperimenter, særlig på større hvalarter. Utvikling av nye og forbedrede studiemetoder er nødvendige for økt kunnskap og bedrede risikovurderinger (Boebel *et al.* 2012).

7.5.2 Fisk

All fisk er i stand til å høre lyd, og flere fiskearter er rapportert å være i stand til å skille mellom egne og andre arters lyder eller kunstig akustiske stimuli (Slabbekoorn *et al.* 2012; Lugli *et al.* 2004; McKibben & Bass, 1998; Myrberg & Spires, 1972; Rollo & Higgins 2008), og i spesielle tilfeller, gjenkjenne artsfeller akustisk (Myrberg & Riggio, 1985).

Fiskearter med gassfylte svømmeblære (f.eks. sild og torsk) er mer følsomme for lydtrykk enn fisk uten (f.eks. flyndre og makrell). Fisken oppfatter lyden indirekte ved at volumet av fiskens gassfylte svømmeblære endres som et resultat av lydtrykket fisken utsettes for. Slike volumendringer kan forplante seg til fiskens otolittorganer og stimulere disse. Følsomheten for lydtrykk vil avhenge av hvor effektivt volumendringer i svømmeblæren, eller andre typer gassfylte struktur i fisken, overføres til det indre øret (se Popper *et al.* 2003 for en oversikt over fiskehørsel).

Det er observert adferdsendringer hos fisk eksponert for menneskeskapt støy. Reaksjoner spenner generelt fra frykt- og fluktrespons til mer subtile reaksjoner, som f.eks. endringer i svømmeaktivitet, vertikal distribusjon og gyteatferd. En nyere studie gjennomført ved filming av fisk (vanlig uer) på 300 meters dyp under passasje av et seismikkfartøy viste imidlertid ingen fluktreaksjoner eller tegn på forstyrrelse; fisken spiste og var tilsynelatende uanfektet av seismikkskytingen (Karlsen & Hansen, 2011).

Følsomhet for og respons på lydbølger fra luftkanoner varierer mellom arter med ulike hørbare frekvensområder. Studier har vist at fisk som lever i forskjellige habitater reagerer forskjellig på seismisk lyd. F.eks. er fluktresponser observert i pelagisk fisk og fisk som lever nært en relativ flat og ensformig sjøbunn (Chapman & Hawkins, 1969; Engås *et al.* 1996; Slotte *et al.* 2004). Fisk som finnes i områder med undervannsstrukturer (f.eks. skjær, steinbunn) er ofte mer stasjonære og vil trolig ikke svømme bort under seismisk aktivitet (Skalski *et al.* 1992; Wardle *et al.* 2001). Dette kan stemme med observasjonene av manglende fluktrespons hos vanlig uer referert i avsnittet foran.

Det finnes rapporter som viser tydelige sammenhenger mellom lydnivå og styrken på responsen (Blaxter *et al.* 1981). En typisk fryktrespons (også kalt C-start respons) får fisken til å vri seg i form av en C som peker bort fra lydkilden. Denne reaksjonen er den mest intensive responsen på lyder observert hos fisk og finner generelt sted under pulserende høye lyder med en rask stigetid (Blaxter *et al.* 1981). I tillegg kan fisk også utvise fluktreaksjoner, økt svømmeaktivitet og forflytning til andre dyp ved seismiske luftkanonpulser.

Noen eksperimentelle studier viser at naturlig lyd under vann har en nøkkelrolle i orientering og kolonisering av pelagiske larver hos flere økologisk og økonomisk viktige fiskearter (Stanley *et al.* 2012). I tidlige livsstadier av fiskens utvikling (egg, larver og yngel) har organismene begrenset evne til å flykte fra berørte områder under seismiske aktiviteter (Popper *et al.* 2005), noe som innenfor begrensede områder kan føre til økt dødelighet (akutte effekter, innenfor en avstand av 2 m) og/eller sub-letale skader (innenfor en avstand av 5 m fra lydkilden). Sekundære effekter varierer fra en reduksjon i fiskens evne til å tilegne seg mat, til en negativ innvirkning på svømmeevnen som øker deres sårbarhet for predatorer (Dalen *et al.* 2007).

I norske farvann er det forbud mot seismikkinnsamling i de viktigste gyteområder mens gytingen pågår. Dette for å forebygge stress hos gytende fisk og fisk på vandring til viktige gytefelt.

7.5.3 Evertebrater (virvelløse dyr)

Til tross for den sentrale rolle de har i marine økosystemer er den vitenskapelige kunnskapen om hørsel og lydfølsomhet hos marine evertebrater begrenset (Webster et al. 1992, Mooney et al. 2012). Ettersom evertebrater ikke har gassfylte strukturer, som f.eks. svømmeblære, antas det ofte at de vil være lite følsomme for trykkbølger. Det er imidlertid vist at enkelte evertebrater oppfatter lyd og kan respondere på lydstimuli.

Mange arter av blekksprut er i stand til å dra nytte av lydoppfattelse for å oppdage rovdyr, navigere eller finne mat (Mooney et al. 2012). Tidligere arbeid på blekksprut (*Loligo vulgaris*, *Octopus vulgaris* og *Sepia officinalis*) avslørte at disse artene kan detektere stimuli fra 1 - 100 Hz, tilsynelatende ved å bruke statocystorganet som sanseorgan. Blekksprut har også et sidelinjeorgan analogt med det som fisk bruker til deteksjon av vibrasjoner i vann, og det er sannsynlig at blekksprut sanser lydtrykk på samme måte som fisk, og responderer tilsvarende (McCauley et al. 2003; Budelmann, 1994; Mooney et al. 2012). Menneskeskapt støy ligger oftest i lave frekvenser, dvs. i et frekvensområde der blekksprut er mest sensitive (Packard et al. 1990). Det kan derfor ikke utelukkes at blekksprut kan være sårbare for virkningene av maskering eller utvise fysiologiske og atferdsmessige responser til menneskeskapt støy (McCauley et al. 2000).

Christian et al. (2003) gjennomførte seismiske lydeksperimenter på snøkrabbe (*Chionoecetes* sp.). Snøkrabbens egg ble utsatt for seismisk støy på nært hold (2 meter) og observert over en 12-ukers inkubasjonstid i laboratoriet. Det ble konstatert effekter på egg og utviklingsstadier. I tillegg viser resultater fra et bredt spekter av arter og steder at undervannslyd spiller en betydelig rolle i rekrutteringen til krabbepopulasjoner. Det er derfor mulig at menneskeskapt støy kan forstyrre rekrutteringsprosesser hos krabbepopulasjoner (Stanley et al. 2012).

Når det gjelder konsekvenser av seismisk aktivitet på plankton og bunndyr, er få studier gjort. Til tross for at det er lite kommersiell interesse for dyregruppene, er de nøkkelarter i økosystemet. Plankton og bunndyr har imidlertid en meget vid utbredelse og det er derfor lite sannsynlig at effekter på samfunn vil oppstå.

7.5.4 Sjøfugl

Mange sjøfuglarter bruker lang tid på sjøen og de fleste arter dykker etter mat. I områder hvor næringssøk pågår samtidig som seismikkundersøkelser utføres, vil fuglene kunne utsettes for ubehagelige impulser under dykking. Det finnes få studier av hvordan støy påvirker sjøfugl og vi vet lite om sjøfuglenes undersjøiske hørsel.

7.6 Konsekvenser av seismiske undersøkelser for dyreliv i utredningsområdet

Det er ikke mulig uten større modelleringer å si hvordan lyden fra seismiske undersøkelser vil bre seg i området til ulike årstider. Det er derfor vanskelig å si noe om de faktiske konsekvensene av lyd generert fra petroleumsindustrien, men man kan anta at effekter for dyreliv i området vil være lik det som er skrevet i kap. 7.5. Utredningsområdet har ikke økologiske forhold som skiller seg ut som spesielle, men er generelt betydningsfullt for noen av våre viktigste fiskeressurser. Utredningsområdet har ikke økologiske forhold som skiller

seg ut som spesielle, men er generelt betydningsfullt for noen av våre viktigste fiskeressurser. Det er det såkalte atlantiske fiskesamfunnet som dominerer. Dette samfunnet er også utbredt mot vest og øst. Lodde i ulike aldersgrupper finnes i området hele året, men det brukes mest sannsynlig ikke til gyting. Betydelige forekomster av torsk, hyse og ungsild (0-3 år), eldre fisk av lusuer og snabeluer, samt spredte forekomster av blåkkeite finnes i mesteparten av området (Fosså *et al.* 2012).

Tannhvalen kvitnos beiter innenfor utredningsområdet hele året. Utredningsområdet dekker deler av beitehabitatet for bardehvalene vågehval, finnhval og knølhval tidlig om sommeren (i sør) og seinsommer (i nord). Disse hvalene er som nevnt sårbare for seismisk lyd ettersom frekvensene de bruker til kommunikasjon overlapper med frekvenser av seismisk lyd. Ettersom disse hvalene kan opptre i større antall på sommeren i området kan seismisk aktivitet på denne årstiden få direkte konsekvenser på bestanden hvis de skades av dette. Finnhval står som truet av på rødlista, noe som betyr at ytterligere forholdsregler bør tas ved planlegging av industrielle aktiviteter i området.

Lyd i kalde farvann kan bevege seg i "lydkanaler" over lange avstander (se avsnitt 7.3), slik at hval som befinner seg langt fra punktet for seismiske undersøkelser kan bli påvirket. Derfor er utførelsen av seismiske undersøkelser potensielt farlig for hval i området hele året.

Grønlandssel migrerer gjennom utredningsområdet vår og høst, men det er usikkert i hvilken grad området blir brukt til beiting. Hvordan sel oppfatter lyd under vann er lite kjent og effektene av seismikk og annen undervannsstøy er derfor vanskelig å forutse. For å være føre-var inntil ny og bedre kunnskap foreligger, er det kanskje best å unngå seismisk aktivitet i området i migrasjonstiden til selene.

Som avbøtende tiltak i norske farvann har det vært vanlig å begrense seismikkskyting til tider av året da arter som kan påvirkes av seismikk er minst mulig sårbare. Dette bør også gjelde for utredningsområdet i Barentshavet sørøst, og seismikkskyting i sommerhalvåret burde ikke utføres da det oppholder seg flest sårbare hvalarter her i perioden april til september.

I forkant av undersøkelser bør detaljert kunnskap om geografiske og oseanografiske forhold være tilgjengelig, og modeller av lydutbredelsen i vannet ved undersøkelsestidspunktet kan muligens brukes til å danne en sikkerhetssone der marine pattedyr ikke skal være innenfor ved seismikkskyting. Dersom dyr blir observert innenfor sikkerhetssonen, og da særlig mor-kalv par av hval, burde seismikkskyting utsettes eller opphøre for i størst mulig grad å hindre skader på dyrene, både fysiologisk og adferdsmessig.

8 Referanser

- Aas, P.M., Saue, M., Aarsnes, J., 2009. Design predictions and measurements during installation of suction anchors with and without water-flow system to help installation through layered soil profiles. Offshore Technology Conference, 4-7 May 2009, Houston, Texas, ISBN 978-1-55563-244-1.
(<http://www.onepetro.org/mslib/servlet/onepetropreview?id=OTC-20294-MS&soc=OTC>)
- AMEC, 2010. Drill Cuttings Deposition, Produced Water, and Storage Displacement Water Dispersion Modelling for the Hebron Project. AMEC Earth and Environmental, September 2010. 62 p + Appendices.
- André, M., van der Schaar, M., Zaugg, S., Houégnigan, L., Sánchez, A.M., Castell, J.V. 2011. Listening to the Deep: Live monitoring of ocean noise and cetacean acoustic signals, Marine Pollution Bulletin, Volume 63, Issues 1–4, 2011, Pages 18–26.
- Andrulewicz, E., Napierska, D., Otremba, Z., 2003. The environmental effects of the installation and functioning of the submarine SwePol Link HVDC transmission line: A case study of the Polish Marine Area of the Baltic Sea. Journal of Sea Research 49: 337–345.
- Anon, 2001. Snøhvit LNG konsekvensutredning.
<http://www.laohamutuk.org/Oil/LNG/Refs/097SnohvitKonsekvensutredning.pdf>
- Anon, 2004. Pressemelding 04.06.2004. Miljødepartementet.
http://www.regjeringen.no/nb/dokumentarkiv/Regjeringen-Bondevik-II/md/Nyheter-og-pressemeldinger/2004/enestaende_kystnatur_i_troms_fylke.html?id=253547
- Anon 2011. Norwegian action plan for the Lesser White-fronted Goose Anser erythropus. DN-report 4-2011. http://www.dirnat.no/multimedia/48474/DN-rapport-4-2011_net.pdf&contentdisposition=attachment
- Aschan MM, Trannum HC (2006) Community structure and species biodiversity in benthic fauna in the deeper Barents Sea. ICES CM 2006/D:10
- Au, W. W. L., Popper, A. N., Fay, R. R. (eds), 2000. Hearing by whales and dolphins. Springer-Verlag. New York.
- Bach, S.S., SPE, Maersk Oil, Skov, H. Danish Hydraulic Institute, Piper, W. Biologisch-landschaftsökologische-Arbeitsgemeinschaft, 2010. Acoustic Monitoring of Marine Mammals around Offshore Platforms in the North Sea and Impact Assessment of Noise from Drilling Activities. SPE International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production, 12-14 April, Rio de Janeiro, Brazil. ISBN 978-1-55563-286-1.
- Barry, S. B., Cucknell, A. C., Clark, N., 2012. A Direct Comparison of Bottlenose Dolphin and Common Dolphin Behaviour During Seismic Surveys When Air Guns Are and Are Not Being Utilized. In: Popper AN and Hawkins A (eds). The Effects of Noise on Marine Life. Advances in Experimental Medicine and Biology 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.

- Blaxter, J. H. S., Gray, J. A. B., Denton, E. J., 1981. Sound and startle responses in herring shoals. *J Mar Biol Assoc UK* 61: 851-870.
- Boebel, O., Breitzke, M., Burkhardt, E., Borneman, H., 2012. Strategic assessment of the risk posed to marine mammals by the use of airguns in the Antarctic: concepts, methods, results, and controversies. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Marine Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- Branstetter, B.K., Trickey, J.S., Finneran, J.J., 2011. On the Relationship Between Environmental Noise, Critical Ratios, and Comodulation Masking Release in the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) In: *The Effects of Noise on Aquatic Life. Volume 730. Advances in Experimental Medicine and Biology.* (eds): Arthur N. Popper, A. D. Hawkins. Springer, 2012. ISBN: 1441973117, 9781441973115. 695 p.
- Budelmann, B. U., 1994. Cephalopod sense organs, nerves and the brain: Adaptations for high performance and life style, *Mar Behav Physiol* 25:13-33.
Doi:10.1080/1023624909378905.
- Carter, L., Burnett, D., Drew, S., Marle, G., Hagadorn, L., Bartlett-McNeil, D., Irvine N., 2009. Submarine Cables and the Oceans – Connecting the World. UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 31. ICPC/UNEP/UNEP-WCMC.
- Chapman, C. J., Hawkins, A. D., 1969. The importance of sound in fish behaviour in relation to capture by trawls. *FAO Fish Rep* 62: 717-729.
- Christian, J.R., Mathieu, A., Thomson, D.H., White, D., and Buchanan, R.A., 2003. Effects of Seismic Energy on Snow Crab (*Chionoecetes opilio*). Report from LGL Ltd. and Oceans Ltd. for the National Energy Board, File No.: CAL-1-00364, 11 April 2003.
- Cochrane SKJ, Denisenko SG, Renaud PE, Embrow CS, Ambrose WG, Ellingsen IH, Skarðhamar J (2009) Benthic macrofauna and productivity regimes in the Barents Sea – Ecological implications in a changing Arctic. *Journal of Sea Research* 61:222–233
- Dalen, J., Hovem, J.M., Karlsen, H.E., Kvadsheim, P.H., Løkkeborg, S., Mjelde, R., Pedersen, A. og Skiftesvik, A.B., 2007. Kunnskapsstatus og forskningsbehov med hensyn til skremmeeffekter og skadevirkninger av seismiske lydbølger på fisk og sjøpattedyr. (Engelsk sammendrag og figurtekster). Rapport til Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet og Statens Forurensningstilsyn fra spesielt nedsatt forskergruppe. Bergen, 19. desember 2008. 69 s.
- Dernie, K.M., Kaiser, M.J., Richardson, E.A., Warwick, R.M., 2003 a. Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 285–286; 415– 434.
- Dernie, K. M., Kaiser, M. J., Warwick, R. M., 2003b. Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. *Journal of Animal Ecology* 72; 1043–1056.
- DNV, 2010. Barents 2020 - Assessment of international standards for safe exploration, production and transportation of oil and gas in the Barents Sea. Final Report, Phase 3. Report no. 2009-0626.
- DNV, 2012a. Barents 2020 - Assessment of international standards for safe exploration, production and transportation of oil and gas in the Barents Sea. Final Report, Phase 4. Report no. 2012-0690.
- DNV, 2012b. Vurdering av oljeholdig avfall fra petroleumsvirksomheten til havs. Oljeindustriens Landsforening, Rapport 2012-4087, 2012-06-08, Rev. 01.

- Encyclopedia Britannica, 2012. Seismic survey. [online] Available at:
<http://www.britannica.com/EBchecked/topic/532921/seismic-survey#tocBiblio>
- Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., Soldal, A. V., 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) or haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Can J Fish Aquat Sci* 53: 2238-2249.
- Eni Norge, 2008. Plan for utbygging og drift av Goliat - Del 2, Konsekvensutredning med underliggende rapporter. 2008-11-07. 242 p.
- E&P Sound and Marine Life Program Joint Industry Program, 2009. Annual report 2009. [online] Available at: www.soundandmarinelife.org
- Erbe, C., 2012. Effects of Underwater noise on Marine Mammals. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Marine Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- Eriksen, V., Tvedten, Ø., Skadsheim A., 2002. Konsekvenser av fysiske inngrep på havbunnen – RKU Norskehavet. Rogalandsforskning Rapport 2002/157.
- Evans, P. G. H., 1987. *The Natural History of Whales and Dolphins*. New York.
- Evans, P. G. H., Nice, H., 1996. Review of the effects of underwater sounds generated by seismic survey on cetaceans. Sea Watch Foundation, Oxford.
- Fay, R., 2012. Listening in Noise. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media.
- Fernández-Juricic, E., Deisher, M., Stark, A. C., Randolet, J., 2012. Predator Detection is Limited in Microhabitats with High Light Intensity: An Experiment with Brown-Headed Cowbirds. *Ethology* 118: 341–350.
- Fiskeridirektoratet 2012. Beskrivelse av fiskeriaktiviteten i Sørøstlige Barentshav – Tidligere omstridt område.
- Foden, J., Rogers, S.I., Jones, A.P., 2011. Human pressures on UK seabed habitats: a cumulative impact assessment. *Marine Ecology Progress Series* 428, 33-47.
- Forbes, B. C., Ebersole, J. J., Strandberg, B., 2000. Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar arctic ecosystems. *Conservation Biology* 15, no. 4, 954-969.
- Fosså, J. H., Aglen, A., Børsheim, Y., Chierici, M., Eriksen, E., Hvingel, C., Johannesen, E., Jørgensen, L., Knutsen, T., Naustvoll, L.-J., Skern-Mauritzen, M., Sundet, J., Vikebø, F., 2012. Kunnskap om marine naturressurser i Barentshavet sørøst. Rapport fra Havforskningen. HI-prosjektnummer 14179. Havforskningsinstituttet.
- Frantzen, M., Larsen, L.H., Dahl-Hansen, I., 2011. Environmental Impact Assessment for seismic data acquisition on the Norwegian Continental Shelf. Akvaplan-niva report no. 5245.01.
- Freiwald, A., Fosså, J.H., Grehan, A., Koslow, T., Roberts, J.M., 2004. Cold-water Coral Reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Gass, S. E., Roberts, J. M., 2006. The occurrence of the cold-water coral *Lophelia pertusa* (Scleractinia) on oil and gas platforms in the North Sea: Colony growth, recruitment and environmental controls on distribution. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 52, issue 5, pp. 549-559.

- Harwood, J., Wilson, B., 2001. The implications of developments on the Atlantic frontier for marine mammals. *Continental Shelf Res.* 21: 1073-1093.
- Henry, L.-A., Kenchington, E. L.R., Silvaggio, A., 2003. Effects of mechanical experimental disturbance on aspects of colony responses, reproduction, and regeneration in the cold-water octocoral *Gersemia rubiformis* Can. J. Zool. 81: 1691–1701.
- Hogg, M. M., Tendal, O. S., Conway, K. W., Pomponi, S. A., van Soest, R. W. M., Gutt, J., Krautter, M., Roberts, J. M., 2010. Deep-sea Sponge Grounds: Reservoirs of Biodiversity. UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 32. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Houser, D., Yeates, L., Crocker, D., Martin, S. W., Finneran, J. J., 2012. Controlled Exposure Study of Dolphins and Sea Lions to Midfrequency Sonarlike Signals. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- Isaksen, K., Farbro, H., Blikra, L. H., Johansen, B., Sollid, J. L., Eiken, T., 2008. Five-Year Ground Surface Temperature Measurements in Finnmark, Northern Norway. Ninth International Conference on Permafrost
- Jones, D. O. B., Wigham, B. D., Hudson, I. R., Bett, B. J., 2007. Anthropogenic disturbance of deep-sea megabenthic assemblages: a study with remotely operated vehicles in the Faroe-Shetland Channel, NE Atlantic. *Mar. Biol.* 151: 1731–1741.
- Karlsen, H.E., Hansen, R. R., 2011. Effects of seismic sound pulses on behaviour and feeding in free-ranging golden redfish (*Senasteds marinus*) at the Visund platform in the North Sea. Universitetet i Oslo, Institutt for biologi. Rapport datert 04.12.2011. 25 sider.
- Klima- og forurensningsdirektoratet, 2011. Miljøstatus i Norge, Avfall fra Offshore. (<http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Olje-og-gass/Avfall-fra-offshore/>)
- Kociolek, A.V., Clevenger, A.P., Clair, C.C.S., Proppe, D.S., 2011. Effects of road networks on bird populations. *Conservation Biology* 25(2) 241–249.
- Kosheleva, V. 1992. The impact of air guns used in marine seismic explorations on organisms living in the Barents Sea. Contr. Petro Piscis II '92 Conference F-5, Bergen, 6-8 April, 1992.
- Kovacs, K. (IUCN SSC Pinniped Specialist Group) 2008. *Cystophora cristata*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. www.iucnredlist.org. Downloaded on 08 August 2012.
- Kumpula, T., Pajunen, A., Kaarleja, E., Forbes, B. C., Stammer, F., 2011. Land use and land cover change in Arctic Russia: Ecological and social implications of industrial development. *Global Environmental Change* 21, 550–562.
- Kyba, C. C. M., Ruhtz, T., Fischer, J., Hölker, F., 2011. Cloud coverage acts as an amplifier for ecological light pollution in urban ecosystems. *PLoS ONE* 6(3): e17307. doi:10.1371/journal.pone.0017307.
- Kystverket, 2010. Mulige oljebasehavner i Øst-Finnmark. Vurdering av lokaliteter. Kystverket, region Troms og Finnmark på oppdrag fra Fiskeri- og kystdepartementet (ref. 200800650/BBL). Rapport datert februar 2010.
- Larsen, L.-H., Andrade, H., 2012. NFDA (Norwegian Former Disputed Area) in the Barents Sea—mapping project 2011-2012 - Environmental issues. Akvaplan-niva report no. 5196–2.

- Larsen, L.-H., Dahl-Hansen, G., Vögele, B., Trannum, H. C., 2004. Miljøundersøkelse i forbindelse med utslipp av gruveavgang fra North Cape Minerals, Stjernøya, Finnmark. Akvaplan-niva Rapport APN-411.3138.
- Larsson, A. I., Purser, A., 2011. Sedimentation on the cold-water coral *Lophelia pertusa*: Cleaning efficiency from natural sediments and drill cuttings. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1159-1168.
- Lid, J., 2005. Norsk Flora. Det Norske Samlaget, Oslo, NO.
- Lugli, A., Pavan, G., Torricelli, P., 2004. The response of the male freshwater goby to natural and synthetic male courtship sound playback following exposure to different female sexual stimuli. *Ethol Ecol Evol* 16: 55-70.
- Løkkeborg, S., Ona, E., Vold, A., Salthaug, A., 2012. Effects of Sounds From Seismic Air Guns on Fish Behaviour and Catch Rates. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- McCauley, R. D., Fewtrell, J., Duncan, A. J., Jenner, C., Jenner, M-N., Penrose, J. D., Pince, R. I. T., Adihyta, A., Murdoch McCabe, K., 2000. Marine seismic surveys: Analysis and propagation of air gun signals and effects of air gun exposure on humpback whales, sea turtles, fishes and squid. Centre for Marine Society and Technology and the Australian Petroleum Production and Exploration Association, Curtin University, Perth, WA, Australia.
- McCauley, R. D., Fewtrell, J., Popper, A. N., 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *J Acoust Soc Am* 113:638-642. MMC – Marine Mammal Commission, 2007.. *Marine Mammals and Noise – A Sound Approach to Research Management. A Report to Congress from the Marine Mammal Commission.*
- McKibben, J. R., Bass, A. H., 1998. Behavioural assessment of acoustic parameters relevant to signal recognition and preferences in a vocal fish. *J Acoust Soc Am* 104:3520-3533. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- Molenaar, De. J. G., Sanders, M.E., Jonkers, D.A., 2006. Roadway lighting and grassland birds: local influence of road lighting on a Black-tailed Godwit population. Pages 114–136 in C. Rich and T. Longcore, editors. *Ecological consequences of artificial night lighting*. Island Press, Washington, D.C.
- Mooney, T. A., Hanlon, R., Madsen, P. T., Christensen-Dalsgaard, J., Kettern, D. R., Nachtigall, P. E., 2012. Potential for sound sensitivity in cephalopods. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- Moore, S. E., Clarke, J., 2002. Potential impacts of offshore human activities on gray whales (*Eschrichtius robustus*). *Fisheries Science* 5(1): 19-25.
- Myrberg, A. A., Spires, J. Y., 1972. Sound discrimination by bicolor damselfish, *Eupomacentrus partitus*. *J Exp Biol* 57: 727-735.
- Myrberg, A. A., Riggio, R. J., 1985. Acoustically mediated individual recognition by a coral-reef fish (*Pomacentrus partitus*). *Anim Behav* 33: 411-416.

- Nedwell, J.R., Edwards, B., 2004. A review of measurements of underwater man-made noise carried out by Subacoustech Ltd, 1993-2003. Subacoustech Report ref:534R0109.131 pp.
- Nguyen, D. H., Nguyen, D. T., Quek, S. T., Sørensen, A. J., 2012 Control of marine riser end angles by position mooring, *Control Engineering Practice*, Vol. 18, iss.,9, p. 1013-1021.
- Norse Decom AS, 2009. About LSA scale. From <http://www.norse-decom.no/en/lra.htm>, 11 July 2012.
- NRPA, 2008. Norwegian Radiation Protection Authority, Deponi for radioaktivt avfall fra petroleumsvirksomhet. Strålevern Info 1-08.
- Nøland, S.A., Dragsund, E., Bakke, S. M., Nesse, S., Nissen-Lie, T. R., Møskeland, T., 1999. Konsekvensutredning for habitater på sokkelen - Disponeringsalternativer for rørledninger og kabler. Det Norske Veritas rapport nr. 99-3254.
- OGP, 2009. Guidelines for waste management with special focus on areas with limited infrastructure. Report No. 413, Rev. 1, updated March 2009.
- OED, 2011. Forslag til program for konsekvensutredning etter petroleumsløven for det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet Sør. Høringsdokument. Olje- og Energi Departementet (OED), November 2011. 26 p.
- OGP, 2011. An overview of marine seismic operations. Report No. 448. April 2011. The International Association of Oil and Gas Producers. International Association of Geophysical Contractors (IAGC).
- OLF, 1997. Lavradioaktive avleiringer (LRA). Et temahefte utgitt av Oljeindustriens Landsforening.
- OLF, 2009. Veiledning til den Årlige Utslippsrapportering. Gjelder: Vedlegg til Opplysningspliktforskriften; Krav til rapportering fra offshore petroleumsvirksomhet på norsk kontinentalsokkel. 2009-01-13.
- OLF, 2011. Miljørapport 2011. Olje- og gassindustriens miljøarbeid. Fakta og utviklingstrekk.
- OLF, 2012a. Anbefalte retningslinjer for avfallsstyring i offshorevirksomheten. 2004-02-01. 26 p + Vedlegg. Under revisjon, forventet ferdigstilt oktober 2012.
- OLF, 2012b. Statistikk, Tabell 31 (Kildesortert avfall) og tabell 32 (Farlig avfall). (<http://reports.olf.no/statistikk/>)
- OLF, 2012c. Miljørapport 2012. Olje- og gassindustriens miljøarbeid. Fakta og utviklingstrekk.
- OLF & Federation of Norwegian Industry, 2005. NORSOK Standard S-003. Environmental Care. Rev. 3, December 200533 p.
- Oljedirektoratet, 2011. [http://www.npd.no/Global/Norsk/3-Publikasjoner/Presentasjoner/Fire%20framtidsbilder/2Godkjent_OD_pdf_-_200dpi_26.8\[1\].pdf](http://www.npd.no/Global/Norsk/3-Publikasjoner/Presentasjoner/Fire%20framtidsbilder/2Godkjent_OD_pdf_-_200dpi_26.8[1].pdf)
- Oljedirektoratet, 2012. Scenarier for petroleumsvirksomhet i Barentshavet Sørøst. 2012-06-18. 7 p.
- Packard, A., Karlsen, H. R., Sand, O., 1990. Low frequency hearing in cephalopods. *J Comp Physiol A* 166: 501-505.

- Pavan, G., 2009. Effects of underwater noise on marine mammals. Università degli studi di Pavia. Centro interdisciplinare di bioacustica e ricerche ambientali. Paper published on the ACCOBAMS Bulletin, number 4, 2002.
- Perpetuum Waste Management, 2012. E-mail fra John Barlindhaug, daglig leder, 2012-08-07.
- Petroleumstilsynet 2006: Forankring av innretninger på norsk sokkel. Ptil-05-07.
- Popper, A.N., Fay, R.R., Platt, C., Sand, O., 2003. Sound detection mechanisms and capabilities of teleost fishes. In: Collin SP & Marshall JN (eds) *Sensory Processing in the Aquatic Environment*. pp. 3-38. New York and Heidelberg: Springer Verlag.
- Popper, A. N., Smith, M. E., Cott, P.A., Hanna, B. W., MacGillivray, A. O., Austin, M. E., Mann, D. A., 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. *J Acoust Soc Am* 117: 3958–3971.
- Richardson, W. J., Greene, Jr. C. R., Malme, C. I., Thomson, D. H., 1995. *Marine Mammals and Noise*, Academic Press, San Diego.
- Rollo, A., Higgins, D., 2008. Differential acoustic response specificity and directionality in the ground goby, *Neogobius melanostomus*. *Am Behav* 75: 1903-1912.
- Santos, M.F.L., Lana, P.C., Silva, J., Fachel, J.G., Pulgati, F.H., 2009. Effects of non-aqueous fluids cuttings discharge from exploratory drilling activities on the deep-sea macrobenthic communities. *Deep-Sea Research II*, 56: 32–40.
- SDAG, 2011. Capacity of the Murmansk companies to dispose the offshore production and consumption waste assessed by the Shtokman Development AG environmental specialists. Press release (<http://www.shtokman.ru/en/press/news/2011/114/>), Shtokman Development AG (SDAG), 2011-01-31.
- Skalski, J. R., Pearson, W. H., Malme, C. I., 1992. Effects of sound from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (*Sebastes* spp.) *Can J Fish Aquat Scie* 49: 1357-1365.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A. N., 2010. A noisy spring: The impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol Evol* 25: 419-427.
- Slabbekoorn, H., Verzijden, M., May, C., 2012. Cichlid courtship acoustics: signals and noise influence reproductive behaviour. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Marine Life*. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- Slotte, A., Kansen, K., Dalen, J., Ona, E., 2004. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fish Res* 67: 143-150.
- Smit, M.G.D., Holthaus, K.I.E., Trannum, H.C., Neff, J.M., Kjeilen-Eilertsen, G., Jak, R.G., Singsaas, I., Huijbregts, M.A.J., Hendriks, A.J., 2008. Species sensitivity distributions for suspended clays, burial and grain size change in the marine environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 1006–1012. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18333685>.
- SNIFFER, 2005. Technical Summary Report Project UKRSR07, Identification and assessment of alternative disposal options for radioactive oilfield wastes, January 2005.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene, C. R. Jr, Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J.

- A., Tyack, P. L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquat Mamm* 33: 411-522.
- Statens Strålevern, 2011. Veileder 13. Veiledning om radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall fra petroleumsvirksomheten.
- Stanley, J. A., Radford, C. A., Jeffs, A. G., 2012. Effects of underwater noise on larval settlement. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Marine Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media, LLC 2012.
- Statoil og Hydro 1998, ved Fossan, B., Røstum, A. J. Snøhvit – Melding med forslag til utredningsprogram for Snøhvit LNG.
- Stocker, M., Reuterdaahl, 2012. Is the Ocean Really Getting Louder? In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media.
- Thode, A., Kim, K. H., Greene, C. R., Roth, E., 2010. Long range transmission loss of broadband seismic pulses in the Arctic under ice-free conditions. *J. Acoust. Soc. Am.* 128.
- Tranum, H. C., Nilsson, H. C., Schaanning, M. T., Øxnevad, S., 2010. Effects of sedimentation from water-based drill cuttings and natural sediment on benthic macrofaunal community structure and ecosystem processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Vol. 383, p. 111–121.
- Vold, A., Løkkeborg, S., Tenningen, M. M., 2012. Using catch statistics to investigate effects of seismic activity on fish catch rates. In: Popper AN and Hawkins A (eds). *The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology* 730. Springer Science+Business Media.
- Wan Hussin, W. M. R., Paterson, D. M. Cooper, K., 2012a. Measurement of changes in marine benthic ecosystem function following physical disturbance by dredging. *Phd Biology theses, University of St Andrews*.
- Wan Hussin, W.M.R, Cooper, K.M, Barrio Frojan, C. R.S., Defew, E.C., Paterson, D. M., 2012b. Impacts of physical disturbance on the recovery of a macrofaunal community: A comparative analysis using traditional and novel approaches. *Ecological Indicators* 12, p. 37–45.
- Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A. M., Hampson, G., Mackie, D., 2001. Effects of seismic air guns on marine fish. *Cont Shelf Res* 21:1005-1027.
- Wartzok, D., Altmann, J., Au, W., Ralls, K., Starfield, A., Tyack, P. L., 2005. Marine mammal populations and ocean noise: determining when noise causes biologically significant effects. *National Academy Press, Washington DC*.
- Webster, D. B., Fray, R. R., Popper, A. N., (eds), 1992. *The evolutionary biology of hearing*. Springer-Verlag, New York.
- Wergeland-Halsvik, A. S., Norse Decom AS, 2009. Årsrapport 2008, Stangeneset LRA-deponi. Rapport ND/E-40/09.
<http://www.lradeponi.no/dokumenter/Stangeneset%20LRA-deponi%20%C5rsrapport%20for%202008-an.pdf>.

- Wright, A. J., 2012. Noise-related stress and cumulative impact assessment. In: Popper AN and Hawkins A (eds). The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology 730. Springer Science+Business Media.
- Würsig, B., Evans, P. G. H., 2001. Cetaceans and humans: Influences of noise. In: Evans, PGH and Raga JA (eds.), Marine Mammals: Biology and Conservation, Kluwer Academic/Plenum Publishers: New York: 565-587.
- Velvin, R., Beyer, J., Walday, M., Evenset, A., Vögele, B., 2009. StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Marin overvåkingsundersøkelse av kystmiljø i forbindelse med drift på LNG anlegg på Melkøya 2008. Akvaplan-niva rapport 4019-1. 164 sider.

Internettside	Internettadresse	Hentet
www.bladeoffshore.com	http://bladeoffshore.com/our-company/blade-offshore-remote-drilling	27.08.12
www.bp.com	http://www.bp.com/genericarticle.do?categoryId=9003561&contentId=706758	27.08.12
www.ngi.no	a) http://www.ngi.no/en/Contentboxes-and-structures/Reference-Projects/Reference-projects/Torpedo-Anchors---A-new-anchor-technology/ b) http://www.ngi.no/no/Aktualiteter/Bunnsolid-forankring-pa-Skarv-feltet/	27.08.12
www.imr.no	http://www.imr.no/temasider/fisk/lodde/lodde/kopi_av_lodde/nb-no	29.08.12
www.offshoremoorings.org	http://www.offshoremoorings.org/moorings/2006/Groep7/index_bestanden/Page1331.htm	29.08.12
www.offshore.no	a) http://www.offshore.no/sak/34186_her_lurer_han_doeden b) http://www.offshore.no/sak/Hai_sitter_fast_i_subseastruktur	14.09.12 14.09.12
http://www.deepwater.com	http://www.deepwater.com/fw/main/Transocean-Arctic-83C16.html?LayoutID=17	21.09.12
www.nopef.no	http://www.nopef.no/art.asp?id=11311	29.08.12
www.miljolare.no	http://miljolare.no/data/ut/art/?or_id=602	29.08.12

