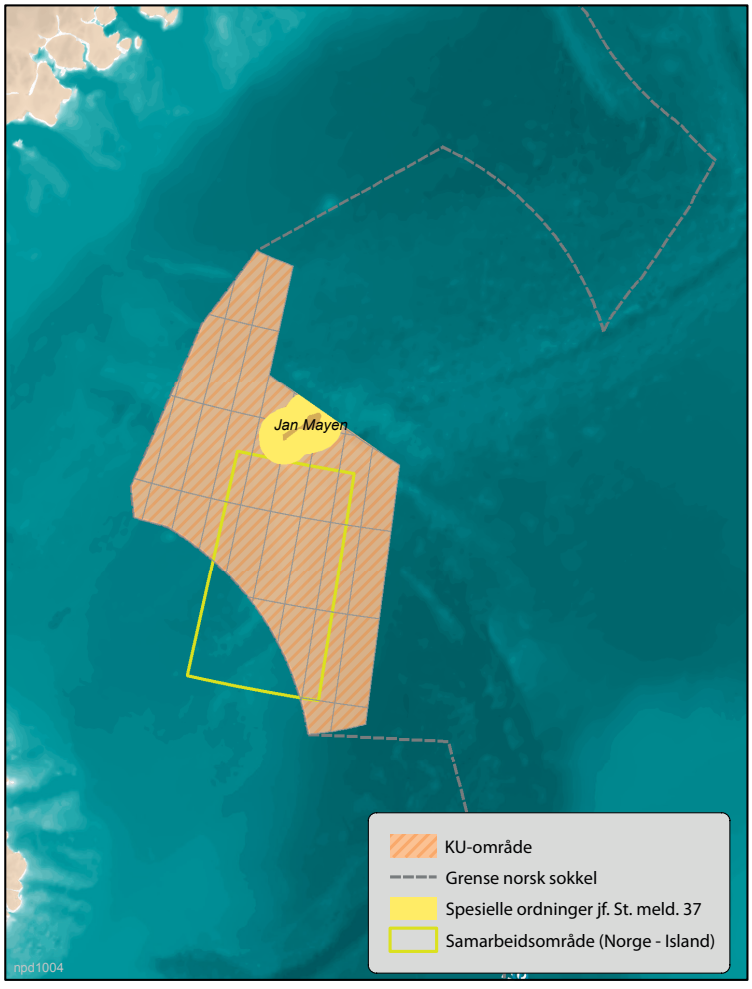
Konsekvenser av regulære utslipp til sjø

Konsekvensutredning for havområdene ved Jan Mayen
Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet



Innledning ved Olje- og energidepartementet
Åpningsprosessen for norske havområder ved Jan Mayen

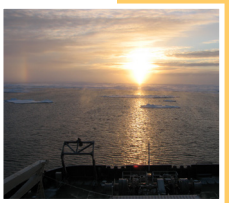
Før et område kan åpnes for petroleumsvirksomhet må det gjennomføres en åpningsprosess. En åpningsprosess har som formål å utrede det faglige grunnlaget for Stortingets beslutning om åpning av et område.

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 ved Jan Mayen. 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 ved Jan Mayen legges frem for Stortinget våren 2013.

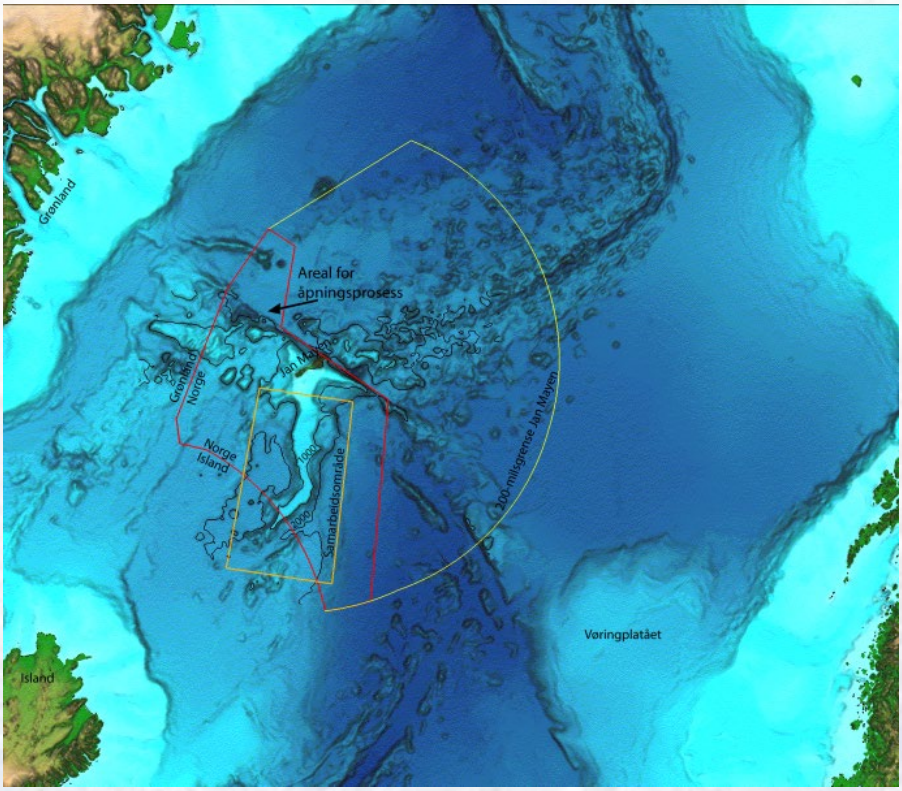
Akvaplan niva

Rapport Report

Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av havområdet omkring Jan Mayen

Regulære utslipp til sjø

Sak 12/760



Akvaplan-niva AS Rapport: 5935 - 3

Forside: **Området definert som utredningsområdet "havområdene ved Jan Mayen"**
Kilde: Olje- og energidepartementet 2010

Akvaplan-niva AS
Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur
Org.nr: NO 937 375 158 MVA
Framsenteret
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 03 00, Fax: 77 75 03 01
www.akvaplan.niva.no

Rapporttittel / Report title

Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av Region XII – havområdet omkring Jan Mayen – Regulære utslipp til sjø

Forfatter(e) / Author(s) (alphabetically)
T. Bakke (NIVA)
J. Beyer (NIVA)
K.E.T. Busch (SALT)
K.R. Iversen (SALT)
L-H. Larsen (Akvaplan-niva)
M.L. Madsen (Akvaplan-niva)
B.F. Nashoug (SALT)
L. J. Olsen (SALT)
T. Tjomsland (NIVA)

Akvaplan-niva rapport nr / report no
5935 - 3

Dato / Date
29.09.2012

Antall sider / No. of pages
81

Distribusjon / Distribution
Offentlig

Oppdragsgiver / Client
Olje- og Energidepartementet

Oppdragsg. referanse / Client's reference
Oppdragsreferanse

Sammendrag / Summary
Foreliggende studie oppsummerer kunnskap om de to største typer utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten; borekaks og produsert vann. Videre er det i tilknytning til to scenarier for mulig petroleumsvirksomhet i området omkring Jan Mayen, definert av Oljedirektoratet, foretatt en vurdering av virkninger av konsekvenser av kaks og produsert vann i mengder knyttet til de to alternativ. Vurderingene baserer seg på den oppsummerte kunnskapen og resultater av modellberegninger, foretatt med modellverktøyet GEMSS

Prosjektleder / Project manager

Lars-Henrik Larsen

Kvalitetskontroll / Quality control

Marianne Frantzen

© 2012 Akvaplan-niva AS. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva AS.

Sammendrag

Kunnskapsstatus

Petroleumsvirksomhetens regulære utslipp til sjø er planlagte og forhåndsgodkjente. Utslippene består i borefasen hovedsakelig av utboret steinmasse tilsatt godkjente kjemikalier, omfattet av en utslippstillatelse etter forurensingsloven, og hjelpestoffer sammen med borevæskekjemikalier, og i produksjonsfasen av vann som følger med oljen opp fra reservoaret. Alle utslippene til norsk sokkel reguleres av myndighetene utfra prinsippet: null utslipp av stoffer som kan gi miljøskade.

Borekaks deles inn i tre kategorier, oljebasert, vannbasert og syntetisk basert, avhengig av type basevæske som inngår i kjemikalieblandingene. Det er i dag tillatt å slippe ut borekaks med tilhørende vannbaserte borevæsker, men i utgangspunktet ikke tillatt å slippe ut borevæsker eller borekaks med rester etter oljebaserte eller syntetiske borevæsker, bortsett fra når innholdet i kaksen av formasjonsolje, annen olje eller basevæske i organisk borevæske er mindre enn ti gram per kilo tørr masse. Norsk offshore sedimentovervåking anvender fysiske, kjemiske og biologiske indikatorer til vurdering av virksomhetens påvirkning på sjøbunnen. Påvirkning av sjøbunn og bunnlevende organismer rundt offshoreinstallasjoner skyldes i første rekke utslipp fra borevirksomhet, bl.a. borekaks med vedheng av tilsatte kjemikalier. Denne miljøovervåkingen har blitt utført siden 1985, og har vist klare forbedringer etter innføring av tiltak som forbud mot utslipp av oljeholdig kaks (pr. 01.01.1993). Arealet av sjøbunnen rundt installasjonene som har en målbar kjemisk eller økologisk påvirkning er generelt lavt, men varierer med type og mengde kaks sluppet ut.

Produsert vann er vann fra reservoaret som følger med oljen til overflaten under produksjonen og blir renset på installasjonen før det slippes ut eller reinjiseres i undergrunnen. Produsert vann inneholder en lang rekke organiske og uorganiske komponenter i svært lave konsentrasjoner. Volumet av produsert vann øker desto lenger ut i produksjonsfasen et oljefelt kommer. Produsert vann kan i henhold til OSPAR krav ("Oslo-Paris Convention") ikke inneholde mer enn 30 mg dispergert olje pr liter ved utslipp. Vanlige konsentrasjoner av dispergert olje fra norske produserende felt har til nå ligget rundt eller under 20 mg/l. Utslippene av produsert vann forventes primært å kunne ha en miljøeffekt på livet i de frie vannmassene. Systematisk overvåking av mulige effekter av disse utslippene tok til midt på 1990-tallet på norsk sokkel.

Kunnskap som er innhentet gjennom overvåkningsaktiviteten og gjennom en rekke studier, har bidratt til å belyse hvilke effekter utslipp av produsert vann kan ha på det marine miljøet. Et sentralt tema har vært hvorvidt alkylfenoler og andre substanser i produsert vann kan påvirke reproduksjonsevnen hos marine organismer. Generelt viser laboratorieforsøk at formeringsevnen kan påvirkes når fisk over tid blir eksponert for produsert vann. Men - effektene oppstår først ved svært høye konsentrasjoner av alkylerte fenoler, langt over det som kan forventes i sjøen også svært nær utslippspunktet av produsert vann. I produsert vann er nivåene av kreftfremkallende og gentoksiske PAH komponenter (kPAH) (PAH = polyaromatiske hydrokarboner) svært lave, mens mindre giftige PAH komponenter, samt alkylerte former, kan forekomme i noe høyere konsentrasjoner. Fisk kan ta opp og metabolisere PAH komponenter som finnes i vannet. Gjennom metabolismen dannes reaktive og giftige metabolitter som tilhører kPAH-klassen. Disse kPAH-metabolittene kan påvirke fiskens DNA. Det dannes såkalte DNA-addukter, og slike DNA-addukter kan brukes som en sensitiv biomarkør for gentoksisk virkning av kPAH hos fisk.

I de senere årene har det vært utført en del studier som har forsøkt å avdekke om det er forskjeller i følsomhet for oljepåvirkning (av olje i lave konsentrasjoner, i motsetning til

akutte utslipp) mellom arktiske og tempererte organismer. Resultatene fra disse studiene er ikke entydige; noen viser større følsomhet hos temperere arter, noen viser større følsomhet hos arktiske arter. Andre forskjeller mellom arktiske strøk og temperere strøk, som temperatur, lysforhold, store sesongsvingninger og ulike bunndyrsammensetning kan tenkes å utgjøre forskjeller i effekter av regulære utslipp i disse områdene.

Konsekvenser av potensiell petroleumsvirksomhet i utredningsområdet

Utredningsområdet *Havområdet omkring Jan Mayen* ligger i et frontsystem mellom arktiske og atlantiske vannmasser, som medfører høy marin produksjon og dynamikk langs fronten og omkring øya. Sørøst og øst for Jan Mayen utgjør dyreplankton som raudåte og krill næringsgrunnlaget for fisk (sild, kolmule, lodde og makrell), sjøfugl og hval. I arktiske vannmasser danner ishavsåte og amfipoder næringsgrunnlaget for polartorsk (*Boreogadus saida*), sjøfugl og hval. Bunntemperaturen er lav, og dette har betydning for artssammensetning, vekst, levealder og sårbarhet til de bentiske samfunnene. Her finnes enkelte arter av arktiske bunnfisk som ikke er registrert andre steder i norske havområder, samt en sunn bestand av reker som blir større og eldre enn på andre lokaliteter, hvilket kan være en effekt av begrenset fiske. De marine økosystemene omkring Jan Mayen er lite undersøkt og behovet for ytterligere undersøkelser av de bentiske, pelagiske og is-assosierte plante- og dyresamfunnene er stort. Det er i tillegg store bestander av sjøfugl på Jan Mayen, noen av de største i Norskehavet, med dominans av et fåtall arter. Endelig utgjør Vestisen (isen øst av Grønland) et unikt habitat for grønlandssel og klappmyss, og er eneste kasteplass i hele Nordøstatlanteren for sistnevnte.

Spredningsberegningene av borekaks og produsert vann ble simulert med modellen GEMSS. Vi har benyttet modellerte strøm og vinddata fra simulerte verdier i offentlige databaser http://hycom.org/ og http://www.ncdc.noaa.gov/oa/rsad/air-sea/seawinds.html.

Det er oppgitt 5 lokaliteter ved Jan Mayen. To av disse er letelokaliteter og de resterende tre er for feltutbygging. Letelokalitetene ble modellert mht. spredning av borekaks: J-L1 med dyp 2000 m og J-L2 med dyp 200 m. To av de oljeproduserende installasjoner ble modellert mht. utslipp av produsert vann: J-O1 og J-O3.

Med de forutsetninger som er gitt for simulering av spredning fra et utslipp av produsert vann vil risiko for toksiske effekter av forventede stoffer være begrenset til en avstand på ca. 100 m fra utslippet, primært i dybdeintervallet 30-50 m. På andre dyp vil influensområdet være mindre. Varigheten av eksponeringen til konsentrasjoner som kan være toksiske vil være kort – i størrelsesorden 5-15 minutter. Dette betyr at forventede økologiske virkninger av regulære utslipp av produsert vann fra den beskrevne utbyggingen i området rundt Jan Mayen sannsynligvis vil være ubetydelige.

Effekter av utslipp av vannbasert borekaks kan forekomme både fra kakspartikler i suspensjon og etter sedimentering. Risiko for effekter av suspendert kaks fra de angitte boreoperasjonene (5 dager utslipp ved bunnen fulgt av 25 dagers utslipp nær overflaten) vil være begrenset til godt innenfor en avstand av 100 m nær bunnen og betydelig kortere nær overflaten. Eksponeringstiden for organismer i vannmassene vil være under en time og for kort til å sannsynliggjøre effekter. For fastsittende organismer (svamp, koraller) innenfor influensområdet kan eksponeringen være kronisk, men det finnes liten om sårbarheten av disse overfor suspenderte partikler.

Areal på influensområdet for sedimentert kaks fra et vedvarende utslipp i 30 dager vil være henholdsvis mindre enn 8500 m^2 og 2000 m^2 for plattform J-L1 og J-L2. Det må forventes skadevirkninger på de organismene som finnes innenfor influensområdet, men arealmessig utgjør dette en utstrekning på under 50 meter fra utslippet for begge områdene.

Eksponeringen vil være vedvarende helt til kakset enten resuspenderes, blandes ned i sedimentet under, eller dekkes av nytt sediment. Akkumulert risiko fra 10 brønnboringer på samme lokasjon er ikke modellert, men kan konservativt antas å være begrenset til innenfor ca. 450 m fra hvert utslippspunkt.

Havområdene omkring Jan Mayen er generelt lite påvirket av forurensning, og fiskeressursene er under forvaltning. Den samlede vurderingen av totalbelastningen på dette området tyder på at helhetstilstanden til økosystemet er overordnet god. Imidlertid fører pågående klimaendringer globalt til en økning av havtemperatur med derav følgende reduksjon i isdekke, og havforsuring kan føre til reduksjon i tilgjengelig kalsiumkarbonat for kalkdannende organismer. Dette forsterkes av naturlige prosesser i et vulkansk aktivt område som ytterligere senker pH-konsentrasjonene i vannsøylen. Det må likevel tilføyes at marin forsuring er et nytt forskningsfelt, og det er vanskelig å konkludere om mulige effekter.

Utredningsområdet har minimal menneskelig aktivitet, og det finnes få kilder til forurensing på land og offshore. De modellerte scenarier for potensiell utbygging av lete- og produksjonsbrønner i utredningsområdet viser økt tilførsel av olje til sjø og borekaks til havbunn. De planktoniske dyreartene som ikke har egenbevegelse, er potensielt mest sårbare for utslipp av produsert vann, mens det er de bunnassosierte artene som vil være utsatt for sedimenterende materiale på havbunnen. Kunnskapen om effekter av produsert vann og borekaks i arktiske økosystemer er begrenset. De estimerte utslippene vil trolig ikke gi effekter på bestandsnivå i utredningsområdet.

Forvaltningsregime

Norsk miljøforvaltning baserer seg på et føre-var-prinsipp når det gjelder aktivitet i områder der alle miljøkonsekvenser ikke er godt kjent. Det kreves i dag en grundig kartlegging av sårbare naturtyper i nærheten av planlagte boreutslipp, men det må anføres, at det fortsatt er usikkerheter rundt hvilke mengder og typer utslipp som medfører uakseptabel påvirkning av enkelte nøkkelorganismer, eksempelvis svamp.

Avbøtende tiltak

For utredningsområdet omkring Jan Mayen anses de forvaltningsmessige prinsippene knyttet til håndtering av regulære utslipp nedfelt i forvaltningsplanen for Lofoten-Barentshavet å være et bra utgangspunkt for petroleumsaktiviteter ved Jan Mayen. Da deler av utredningsområdet i deler av året er påvirket av is, bør produksjons- og avfallstekniske løsninger omfatte en vurdering av risikoen for uhell på grunn av påvirkning av is. Det er et grunnleggende behov for kunnskap om biologi, artssammensetning, samt økosystemrespons på regulære utslipp i området omkring Jan Mayen.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 FORORD 10

2 INNLEDNING 11

2.1 SCENARIOER FOR PETROLEUMSVIRKSOMHET I HAVOMRÅDENE VED JAN MAYEN 11

3 VIRKNINGER AV REGULÆRE UTSLIPP TIL SJØ 13

3.1 REGULÆRE UTSLIPP 13
3.1.1 Borefasen 13
3.1.2 Produksjonsfasen 13
3.2 OVERVÅKNINGSAKTIVITET KNYTTET TIL REGULÆRE UTSLIPP 15
3.2.1 Forvaltningsplaner 15
3.2.2 Tilførselsprogrammet 16
3.2.3 Operatørenes miljøovervåkning 16
3.2.4 Internasjonale overvåkningsprogrammer 17
3.2.5 Målsetning om nullutslipp 18
3.3 PÅVIRKNING PÅ ULIKE DELER AV ØKOSYSTEMET 18
3.3.1 Virkninger i vannsøylen 18
3.3.2 Virkninger på sjøbunnen 20
3.3.3 Virkninger på plankton 22
3.3.4 Virkninger på kommersielle ressurser 22
3.3.5 Virkninger på kommersiell og annen human aktivitet 24
3.3.6 Øvrige virkninger 24
3.3.7 Effekter av regulære utslipp i Arktis 24
3.4 MILJØPÅVIRKNING FRA ULIKE FASER AV VIRKSOMHETEN 25
3.4.1 Leteboring 25
3.4.2 Innstallering og oppstart 25
3.4.3 Produksjonsboring 25
3.4.4 Produksjonsfase 25
3.5 MANGLER VED DAGENS KUNNSKAP 27

4 INFLUENSOMRÅDER FOR MULIGE REGULÆRE UTSLIPP I HAVOMRÅDET RUNDT JAN MAYEN 28

4.1 INNLEDNING 28
4.2 AKTUELLE UTSLIPP (TYPE, VOLUM, SAMMENSETNING) FRA OED 29
4.2.1 Produsert vann 29
4.2.2 Borekaks 29
4.3 UTSLIPPSKOMPONENTER OG GRENSEVERDIER FOR EFFEKTER (PNEC) 29
4.3.1 Produsert vann 30
4.3.2 Borekaks 32
4.4 SPREDNINGSMODELLERING 32
4.4.1 Modellbeskrivelse 32
4.4.2 Inngangsdata, rammebetingelser 33
4.4.3 Scenarier med utslipp av produsert vann 33
4.4.4 Scenarier med utslipp av borekaks 41
4.5 IDENTIFIKASJON AV INFLUENSOMRÅDER 48
4.5.1 influensområder og eksponeringstid for utslipp av produsert vann 48
4.5.2 . Influensområde og eksponeringstid for utslipp av borekaks 50
4.6 KONKLUSJONER 51

5 KONSEKVENSER AV REGULÆRE UTSLIPP I HAVOMRÅDET OMKRING JAN MAYEN. 52

5.1 BESKRIVELSE AV NATURMILJØ I HAVOMRÅDENE OMKRING JAN MAYEN 52
5.1.1 Beskrivelse av havområdet rundt Jan Mayen (Fysiske forhold) 53
5.1.2 Biologiske komponenter og prosesser: vannsøylen/pelagisk 54
5.1.3 Biologiske komponenter og prosesser: havbunn/sedimenter 56
5.2 MULIGE KONSEKVENSER AV PETROLEUMSVIRKSOMHET 56
5.2.1 Plankton 58

5.2.2 Fisk *58*
5.2.3 Bunndyr *58*
5.2.4 Marine pattedyr og sjøfugl. *59*
5.2.5 Samlede effekter for økosystemet *59*
5.2.6 Tabellarisk oppsummering. *60*

6 RELATIV BETYDNING AV REGULÆRE UTSLIPP FRA PETROLEUMSVIRKSOMHET 62

6.1 YTRE PÅVIRKNING OG TOTAL BELASTNING JAN MAYEN 62
6.1.1 Overordnet miljøtilstand Jan Mayen *62*
6.1.2 Hovedkilder og transportveier for miljøpåvirkende stoffer for havområdene omkring Jan Mayen. *63*
6.1.3 Status klimaendring, havforsuring og fiskeri *65*
6.2 VURDERINGER TOTAL BELASTNING AV YTRE PÅVIRKNING 66

7 AVBØTENDE TILTAK 68

7.1 HÅNDTERING AV REGULÆRE UTSLIPP GJENNOM DE ULIKE FASENE AV PETROLEUMSVIRKSOMHETEN 68
7.1.1 Leteboring *68*
7.1.2 Innstalleringsfasen *68*
7.1.3 Produksjonsboring *68*
7.1.4 Produksjonsfase *69*
7.3 SÆRSKILT OVERVÅKNING 72
7.4 AVDEKKE KUNNSKAPSMANGLER 73

8 REFERANSER 74

Oversikt over figurer og tabeller

Tabell 2.1 Antall letebrønner per år for de to scenariene (OD 2012) 12
Tabell 2.2 Skisserte utbyggingsløsninger for de to scenariene (OD 2012) 12
Tabell 3.1 Oversikt over de viktigste komponentene i regulære utslipp. Data er hentet fra NIVA, NILU 14
Tabell 4.1. Kjemikaliefunksjoner og konsentrasjoner for produksjonskjemikalier (Goliat KU/Eni 2008). Kilde: Notat OED 02.07.2012. 29
Tabell 4.3. Komponenter i produsert vann (Kilde: Notat OED 02.07.2012) samt kroniske PNEC-verdier fra ulike relevante kilder. Laveste PNEC er anvendt i utredningen. i.u.: ikke utredet. 30
Tabell 4.4 Jan Mayen. Oversikt over planlagte installasjoner med posisjoner og vanndyp. Fargelagte installasjoner er modellert. 33
Tabell 4.5. Karakteristika for utslipp av produsert vann fra en oljeplatform. 34
Tabell 4.6. Borehullets dimensjoner og aggregert borelengde. 41
Tabell 4.7. Kaksvolum og –vekt per brønn 41
Tabell 4.8. Antatt kornfordeling av borekaks 41
Tabell 4.9. Konsentrasjon av utslippsstoffer ved utslipp (basert på EW snitt for sokkelen 2010, Kilde: Notat OED 02.07.2012), anvendt PNEC, antatt bakgrunnskonsentrasjon i sjøvannet, samt fortynningsfaktor for å oppnå PEC:PNEC=1 (manglende faktor betyr at fortynning ikke er nødvendig). 48
Tabell 5.1:Effekter av produsert vann på organismegrupper der det kan forekomme en direkteeffekt. 60
Tabell 5.2. Effekter av borekaks på organismegrupper der det kan forekomme en direkteeffekt. 61
Tabell 6.1. De åtte tilførselsveiene/kildene beskrevet i Tilførselsprogrammet, (Green et al. 2012) 63
Tabell 7.1: Oversikt av tilgjengelig teknologi som kan anvendes til å redusere mengden av borekaks ved lete- og produksjonsboring (Oljedirektoratet, 2011). 69
Tabell 7.2: Oversikt av tilgjengelig teknologi som kan anvendes til og redusere mengden og toksisiteten av produsert vann (Oljedirektoratet, 2011). 70

Figur 2.1: To scenarier for havområdene ved Jan Mayen. Scenario 1 øverst, områder med funn til venstre og utbyggingsløsninger til høyre. Scenario 2 nederst, områder med funn til venstre og utbyggingsløsninger til høyre (OD 2012). 11
Figur 4.1. Skjematisk skisse (sett ovenfra) av den kontinuerlige prosessen der et utslipp til sjø blandes med omgivende sjøvann. Utslippet følger strømmen og vil etter hvert nærme seg kvaliteten på det omgivende

vannet. Etter en viss innblanding vil nivået av en utslippskomponent (PEC) bli lavere enn det nivået som gir effekter (PNEC), dvs. PEC:PNEC<1 og det vil ikke lenger være risiko for skadevirkning. 28
Figur 4.2. Simulert midlere strøm i øvre 0-10 m 1. mai 2012. Kilde HYCOM. 34
Figur 4.3. Installasjon J-O1. Dyp 0 – 10 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012. 35
Figur 4.4. Installasjon J-O1. Dyp 40 - 50 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012. 36
Figur 4.5. Installasjon J-O1. Dyp 90 – 100 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann i mai 2012. 36
Figur 4.6. Installasjon J-O1. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann 3. mai 2012. A spredningsmønster i 30-40 m dyp. B: vertikalfordeling langs snittet angitt i A. De høyeste konsentrasjonene forekom mellom 0 og 50 meter. 37
Figur 4.7. Installasjon J-O3. Dyp 0 -10 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012. 38
Figur 4.8. Installasjon J-O3. Dyp 40 - 50 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.. 39
Figur 4.9. Installasjon J-O3. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann 9 mai 2012. A: spredningsmønster i 0-10 m dyp. B: vertikalt snitt vest-øst. 40
Figur 4.10. Prosentvis utsynking av kaksutslippet over tid. Størstedelen av deponiet ble dannet av utslipp nær bunnen den første uken. 42
Figur 4.11. Letebrønn J-L1. Simulert deponi av borekaks. Dybde ca. 1900 m. 43
Figur 4.12. Letebrønn J-L1. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks i overflaten i mai 2012. 43
Figur 4.13. Letebrønn J-L1. Simulert spredningsituasjon 14.mai 2012. Partikler dosert ved bunnen sedimenterte i betydelig grad nær plattformen. Partikler tilført nær overflaten ble spredt over et større areal. 44
Figur 4.14. Letebrønn J-L2. Simulert avsetning av borekaks på bunnen (gjennomsnittlig mm tykkelse pr gridrute) deponi av borekaks ved leteplatformen J-L2. Dybde ca. 200 m. 45
Figur 4.15. Letebrønn J-L2. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks i øvre 0-10 m i mai 2012. 46
Figur 4.16. Letebrønn J-L2. Simulerte maksimumkonsentrasjoner av suspenderte kakspartikler nær bunnen i mai 2012. 46
Figur 4.17. Letebrønn J-L2. Simulerte spredningssituasjon 5. mai 2012 med utslipp nær bunnen. De største partiklene sedimenterte nær utslippet, mens de minste ble transportert ut av beregningsområdet. 47
Figur 4.18. Letebrønn J-L2. Simulert spredningssituasjon 31. mai 2012 med utslipp nær overflaten. De minste partiklene ble i betydelig grad ført ut av beregningsområdet. 47
Figur 5.1: Dominerende havstrømmer og vannbevegelser i Norskehavet 52
Figur 5.2: Sårbare og verdifulle områder i det vestlige Norskehavet og Grønlandshavet. (Kilde: Klappmyss – Havforskningsinstituttet, Arktisk front og viktige områder for sjøfugl - Direktoratet for naturforvaltning). 54

1 Forord

Olje- og energidepartementet sendte høsten 2011 "Forslag til utredningsprogram for Havområdene omkring Jan Mayen" 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 Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og SALT utredet virkninger av planlagt petroleumsvirksomhet i dette området, innen temaet "regulære utslipp til sjø".

Studien omfatter en sammenstilling av eksisterende kunnskap om og analyser av utslipp, spredning og virkninger av borekaks og produsert vann.

Til grunn for de spesifikke analysene ligger to alternative scenarier for utvikling av petroleumsvirksomheten i havområdene omkring Jan Mayen, utarbeidet av Oljedirektoratet. Vurderinger og analyser baserer seg på eksisterende kunnskap fra hele norsk sokkel og internasjonalt der relevant.

Tromsø 29.09.2012

Lars-Henrik Larsen

Prosjektleder

2 Innledning

Det beskrives i foreliggende utredning hvordan operasjonelle (planlagte og tillatte) utslipp fra petroleumsvirksomheten dels påvirker marint miljø generelt, og det foretas en analyse av spredning, konsekvenser og relativt bidrag til belastning i det nordøstlige Norskehavet. Sluttelig diskuteres behov for og omfang av avbøtende tiltak.

2.1 Scenarioer for petroleumsvirksomhet i havområdene ved Jan Mayen

Som grunnlag for utredningene av virkninger av petroleumsvirksomhet har Oljedirektoratet skissert mulige aktivitetsnivå for leting, funn og produksjon fra havområdene ved Jan Mayen (Oljedirektoratet 2012). Det er skissert to scenarier for aktivitet i området. Begge aktivitetsnivå beskriver mulige antall letebrønner, typer, mengder og lokalisering av hydrokarbonfunn, og mulige tekniske utbyggingsløsninger. De foreliggende scenarioene omfatter ikke beskrivelse av forventet omfang av seismisk datainnsamling, offshore borestedsundersøkelser m.v.

Figur 2.1: To scenarier for havområdene ved Jan Mayen. Scenario 1 øverst, områder med funn til venstre og utbyggingsløsninger til høyre. Scenario 2 nederst, områder med funn til venstre og utbyggingsløsninger til høyre (OD 2012).

Omfanget av leteboringer og utbyggingsløsninger for de to aktivitetsbildene er sammenfattet i Tabell 2.1 og Tabell 2.*2*.

Tabell 2.1 Antall letebrønner per år for de to scenariene (OD 2012)

Aktivitet	**Scenario 1**	**Scenario 2**
Første brønn	2017	2017
Antall brønner	En per år til 2027	En per år til 2021
Funn	Funn i hver tredje brønn (1 gass / 2 olje)	Ett funn (olje)

Tabell 2.2 Skisserte utbyggingsløsninger for de to scenariene (OD 2012)

Område	**Scenario 1**	**Scenario 2**
Gassfunn	1 – bygges ut med flytende LNG	-
Oljefunn	2 – bygges ut med FPSO. Bøyelasting	1 – bygges ut med FPSO. Bøyelasting

3 Virkninger av regulære utslipp til sjø

3.1 Regulære utslipp

Petroleumsindustriens regulære utslipp til sjø er planlagte og forhåndsgodkjente. Under leting er det utslipp av borekaks med vedheng av kjemikalier som har størst volum, mens det er produsert vann som utgjør de største volumer i produksjonsfasen.

3.1.1 Borefasen

Under boring av brønner blir det benyttet borevæske[1] for å frakte ut borekaks, smøre og kjøle borekronen og for å kontrollere trykket i reservoaret. Det benyttes tre ulike borevæsker på norsk sokkel: oljebaserte, vannbaserte og syntetiske. Utslipp av oljeholdig borekaks og borekaks med vedheng av syntetiske borevæsker er i utgangspunktet forbudt, men det kan gjøres unntak fra forbundet når innholdet i kaksen av formasjonsolje, annen olje eller basevæske i organisk borevæske er mindre enn ti gram per kilo tørr masse. Slikt avfall blir enten transportert til land eller injisert i avfallsbrønner på havbunnen. Som følge av krav fra myndighetene har bruken av syntetiske og oljebaserte borevæsker gått ned, mens bruken av vannbaserte borevæsker har gått opp (OLF, 2012). Borevæske består av basevæske (vann eller olje) og et vektstoff, ofte barytt eller ilmenitt, som kan inneholde spor av ulike tungmetaller. I tillegg tilsettes en rekke godkjente kjemikalier for at borevæsken skal få de ønskede egenskaper (Bakke et al. 2012, Tabell 3.1).

Kaks og borevæske er utslipp som følger av lete- og produksjonsboring. Oftest slippes dette fra riggen enten over sjøoverflaten, umiddelbart under sjøoverflaten eller på sjøbunnen, sistnevnte ved boring av topphull uten riser (stigerør). Utslippet vil spres i vannmassene og store partikler vil sedimentere nær utslippsstedet, mens mindre partikler vil fraktes lengre fra utslippsstedet. Borekaks er knust steinmasse fra boreoperasjonen og består av partikler i ulike størrelser (Tabell 3.1). Det samlete utslippet av borekaks på Norsk sokkel var i overkant av 200 000 tonn i 2011 (OLF, 2012).

3.1.2 Produksjonsfasen

Produsert vann

Produsert vann følger med petroleum fra reservoaret og består både av vann som naturlig forekommer i berggrunnen og vann som pumpes ned i reservoaret for å øke utvinningen av petroleum. Produsert vann består av en rekke komponenter og inneholder blant annet dispergert olje samt vannløste mono- og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), alkylfenoler, tungmetaller, naturlig radioaktivt materiale, organiske stoffer, organiske syrer, uorganiske salter, mineralpartikler, svovel og sulfider. I tillegg til stoffene som følger med petroleum fra reservoaret, kan produsert vann inneholde kjemikalier som av ulike årsaker er tilsatt vannet som pumpes ned i reservoaret (Bakke et al., 2012, Tabell 3.1). I 2011 ble det sluppet ut 129 millioner m^3 produsert vann på norsk sokkel. Den gjennomsnittlige oljekonsentrasjonen i det produserte vannet var på 11,5 milligram per liter og totalt ble det sluppet ut 1478 tonn dispergert olje i produsert vann på norsk sokkel i 2011 (OLF, 2012). I år

[1] Borevæske blir i noen sammenhenger også omtalt som "boreslam", etter det engelske begrepet drilling-mud, der "mud" oversettes med "slam". Boreslam og borevæske er synonymer, og kun borevæske benyttes her.

uten store uhellsutslipp utgjør olje fra produsert vann majoriteten av oljeutslipp fra norsk sokkel (OLF, 2012).

Kjølevann

Oljeinstallasjoner bruker betydelige mengder kjølevann. Ved utslipp til sjø er dette vannet normalt 30 – 35°C varmt. Denne typen utslipp vil stige til overflaten og fortynnes raskt (Rye et al., 2008). For å hindre begroing i kjølevannsystemene benyttes det ofte klor. Denne bruken er begrenset til korte behandlingsintervall, oftest med relativt høye sjokk-doser, og man antar at virkningene på miljøet er små (Rye et al., 2008).

Andre regulære utslipp

Andre forhåndsgodkjente utslipp fra petroleumsvirksomheten omfatter drenasjevann, som er regnvann og vann som brukes til rengjøring av plattformene. Dette vannet samles i tanker og renses før det slippes ut sammen med kjølevann eller produsert vann. BOP-væsker slippes ut i forbindelse med testing av utblåsningsventiler (BOP) og består typisk av omlag ett tonn hydraulikkvæske. Ved klargjøring av nye rørledninger tilsettes sjøvann og stoffer som skal hindre begroing, samt fargestoff som brukes til lekkasjesporing.

Tabell 3.1 Oversikt over de viktigste komponentene i regulære utslipp. Data er hentet fra NIVA, NILU

Type utslipp	Utslippskilde	Viktigste komponenter
Produsert vann	Vann som følger petroleums-strømmen fra reservoaret, og som skilles ut i produksjonen. Består av formasjonsvann og kondensert vann, og kan også inneholde tilbakeprodusert injeksjonsvann.	• Dispergert olje • Oppløste organiske forbindelser (mono- og polysykliske aromatiske hydrokarboner, alkylfenoler) • Organiske syrer • Løste uorganiske salter • Utfelte salter • Lavradioaktive komponenter • Tungmetaller • Mineraler fra formasjonen • Rester av kjemikalier tilsatt i reservoaret eller i produksjonen
Ballast- og fortrengningsvann	Vann som lastes av tankbåter i lossehavner, og slippes ut ved lasting av olje eller gass.	• Ballastvann kan inneholde organismer, og bidra til uønsket spredning av disse til nye områder
Kjølevann	Sjøvann som benyttes for kjøling i produksjonsprosessene	• Natriumhypokloritt • Kobber
Drenasjevann	Regn- og spylevann fra innretninger og skip	• Kan inneholde forurensninger av olje, borevæske mv.
Vann fra klargjøring av rørledninger	Sjøvann eller ferskvann tilsatt kjemikalier fylles i rørledninger ved legging, og tømmes ut før oppstart av produksjon	• Fargestoff (fluorescein) • Biocid (glutaraldehyd, lut/-oksygenfjerner (natriumbisulfitt). Avhengig av metode og rørmateriale.
Hydraulikkvæske	Væske som benyttes for å operere ventiler på havbunnsbrønner. Vannbaserte åpne systemer, eller oljebaserte lukkede systemer.	• Kjemikalier
Borevæske	Væske som tilsettes i borehullet for blant annet å smøre boret, kontrollere trykk og frakte borekaks ut.	• Barytt • Bentonittleire • Tungmetaller • Kjemikalier
Borekaks	Knust bergmasse fra grunnen	• Kan inneholde hydrokarboner fra boring i hydrokarbonholdige lag. • Bergartsmineraler • Rester av kjemikalier fra borevæsken

3.2 Overvåkningsaktivitet knyttet til regulære utslipp

Det foregår en betydelig overvåkning av miljøtilstanden i norske havområder. Mandatet til overvåkningsprogrammene er nedfelt i forvaltningsplaner for de ulike havområdene, og i aktivitetsforskriften. Resultatene fra miljøovervåkningen har i de siste årene blitt samlet og analysert gjennom tilførselsprogrammet. Regulære utslipp til sjø er en av mange utslippskilder som kan påvirke miljøtilstanden i norske havområder og gjennom de nasjonale miljøovervåkningsprogrammene kan det være vanskelig å skille effekten av regulære utslipp fra andre utslippskilder. Den delen av miljøovervåkningen som er direkte knyttet til regulære utslipp, er operatørenes pålagte miljøundersøkelser rundt installasjonene, og disse gir et godt grunnlag for å evaluere de lokale effektene av regulære utslipp.

Videre er norske havområder omfattet av internasjonale miljøovervåkningsprogrammer som er initiert fra EU og Arktisk råd.

3.2.1 Forvaltningsplaner

St.meld. nr. 12 (2001-02) *Rent og rikt hav* la grunnlaget for arbeidet med helhetlige forvaltningsplaner for alle norske havområder. Den første forvaltningsplanen for havområdene fra Barentshavet til havområdene utenfor Lofoten (St.meld. nr. 8, 2005-2006) dannet i 2006 utgangspunktet for de kommende forvaltningsplanene og for senere oppdateringer. Det har også vært et politisk mål for Norge å være pådriver i det internasjonale arbeidet med helhetlig, økosystembasert forvaltning av Nordsjøen. Det overordnede arbeidet med marine forvaltningsplaner koordineres av en interdepartemental styringsgruppe som består av representanter fra ikke mindre enn syv departement.

Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten

Forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (St.meld. nr. 8, 2005-2006) var den første forvaltningsplanen for et norsk havområde. Formålet med denne og den oppdaterte forvaltningsplanen (St.meld. nr. 10, 2010-2011) er å tilrettelegge for verdiskaping gjennom bærekraftig bruk av ressurser og goder i det aktuelle havområdet og samtidig bevare økosystemets naturmangfold. Dette er prinsipper som går igjen i alt forvaltningsplanarbeid. Forvaltningsplanene skal således sikre både verdiskaping og miljøverdier i havområdene.

Allerede i den første forvaltningsplanen vedtok Stortinget at planen skulle oppdateres i 2010. Arbeidet med det faglige grunnlaget for oppdateringen av forvaltningsplanen ble koordinert av Norsk Polarinstitutt med bidrag fra 26 direktorater og institusjoner (von Quillfeldt (red.), 2010). Kunnskapsgrunnlaget ble styrket på alle områder men fokuserte spesielt på ny kunnskap innen bunnkartlegging gjennom programmet MAREANO, sjøfuglbestander gjennom SEAPOP, nye og uoppdagede petroleumsressurser gjennom innsamling av seismikkdata, tilførsler av miljøgifter gjennom en samordnet overvåking, effekter av klimaendringer og havforsuring, økosystemtjenestenes verdier og samfunnsøkonomiske forhold.

Norskehavet

Gjeldende geografisk avgrensing av forvaltningsområdene er basert på økologiske så vel som på administrative vurderinger beskrevet i St.meld. nr. 37 (2008-09), *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet*. Forvaltningsplanen for Norskehavet dekker områdene utenfor grunnlinjen i norsk økonomisk sone fra 62°N ved Stad og nord til 80°N i Framstredet nordvest for Svalbard, inkludert et dypvannsområde vest for Barentshavet, fiskevernsonen ved Jan Mayen, og det internasjonale farvannet kalt ”Smutthavet”. Internasjonalt farvann som

beskrives i forvaltningsplanen for Norskehavet omfattes ikke av geografisk bestemte tiltak. En del av Vestfjordbassenget er tatt med i denne forvaltningsplanen på grunn av betydelige miljøverdier og tematisk like aktiviteter som i Norskehavet for øvrig. I forvaltningssammenheng dekkes de nære havområdene utenfor Lofoten, Vesterålen og Senja av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.

Nordsjøen

Bakgrunnsrapportene som skal inngå i forvaltningsplanen for Nordsjøen ble lagt fram i mai 2012 og forvaltningsplanen ventes fremlagt i 2013. Klima- og forurensingsdirektoratet leder det faglige utredningsarbeidet med bidrag fra omlag 13 institusjoner. Geografisk vil dette forvaltningsområdet bli avgrenset til å gjelde området syd for 62°N ved Stad og inkludere norsk del av Skagerrak. Det legges opp til at forvaltningsplanen samkjøres med pågående internasjonalt arbeid med relevante EU-direktiver som havstrategidirektivet og vanndirektivet (Miljøstatus.no).

3.2.2 Tilførselsprogrammet

Tilførselsprogrammet ble startet opp i 2009, som en følge av at det i forvaltningsplanen for Barentshavet (St.meld. nr. 8, 2005-2006) ble pekt på inngående kunnskapsmangler om forurensningssituasjonen i de åpne havområdene. Tilførselsprogrammet opererer som et bredt anlagt overvåkningsprogram hvis formål er å på sikt kunne danne et helhetlig bilde av den generelle forurensningssituasjonen i de norske havområdene. De definerte målene til programmet er:

1) *Identifisere de viktigste kildene til olje og miljøfarlige stoffer inklusivt radioaktivitet*
2) *Gi oversikt over tilførslene og tilførselsveiene til disse regionene*
3) *Dokumentere tilstanden for utvalgte forurensingsindikatorer*
4) *Kartlegge endringer i kilder, påvirkning og tilstand over tid*
5) *Gi en helhetlig oversikt over forsuringstilstanden i norske havområder*

Programmet sammenfatter ekspertise på en rekke ulike områder fra mange norske forskningsinstanser. Programmet omfatter ”alle kjente tilførselsveier for forurensninger til havet, både havstrømmer, lufttilførsler, avrenning fra land, utlekking fra berggrunn og sedimenter i havet og tilførsler fra skipstrafikk og petroleumsvirksomhet i norske havområder”. Ett havområde har stått i fokus hvert år. Første året (2009) stod Barentshavet i fokus (Green et al. 2010), i 2010 Nordsjøen (Green et al. 2011) og Norskehavet i 2011 (Green et al., 2012). For å tilpasse tilførselsprogrammet til arbeidet med forvaltningsplanene er det planlagt en rullerende overvåkning, i første omgang i en treårig syklus. Rulleringen omfatter beregning av tilførsler av miljøskadelige stoffer og overvåkning av forurensningsindikatorene. Tilførselsprogrammet supplerer og anvender pågående overvåkningsprogrammer i regi av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif), Havforskningsinstituttet (HI), Nasjonalt institutt for ernæring og sjømatforskning (NIFES), Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Bjerknessenteret og Statens strålevern (SSV).

3.2.3 Operatørenes miljøovervåkning

Overvåking av utslipp til vann omfatter sedimentovervåkingen offshore, strandsoneundersøkelser og analyser av tungmetaller og hydrokarboner i blant annet blåskjell. Operatørselskapene er pålagt og selv utføre miljøovervåking av egen virksomhet på norsk kontinentalsokkel for å ha kunnskap om hvilke effekter på miljø virksomheten har eller kan få, og for at myndighetene skal ha et tilfredsstillende grunnlag for å regulere utslippene til sjø og luft.

Miljøovervåkingen til havs skal påvise trender i miljøtilstanden og så langt det er mulig gi grunnlag for prognoser for forventet miljøutvikling. Resultatene fra overvåkingen brukes som fakta- og beslutningsgrunnlag i oljepolitisk sammenheng. Overvåkingen av vannsøylen består av en tilstandsovervåking og en effektovervåking. Tilstandsovervåkingen ser på forurensing fra petroleumsvirksomhet på fisk og utføres hvert tredje år, mens effektovervåkingen omfatter både fisk, blåskjell og evt. flere arter og utføres isolert i ulike regioner. Overvåking av bunnhabitat, derimot, består av grunnlagsundersøkelsene som gjennomføres i forkant av lete- og produksjonsfasen, og av regulære feltspesifikke undersøkelser som utføres fortløpende gjennom hele produksjonsfasen (Klif, 2011). Landanleggene slipper ofte ut store mengder oppvarmet kjølevann og det utføres miljøundersøkelser i resipientene for å avdekke eventuelle miljøpåvirkninger fra slike utslipp (miljøstatus.no).

3.2.4 Internasjonale overvåkningsprogrammer

Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP)

Grunnleggelsen av OSPAR konvensjonen av 1992 forpliktet medlemslandene til å samarbeide om jevnlig overvåkning og tilstandsvurdering av det marine miljø. I 2010 resulterte dette samarbeidet i et fornyet rammeverk som fokuserte spesielt på implementeringen av EUs Marine Strategy Framework Directive.

CEMP er overvåkningsprogrammet under OSPAR som fortløpende overvåker og vurderer tilstanden i det nordøstlige Atlanterhavet med jevnlige kontroller på strategiske lokaliteter til bestemte tider. I inneværende periode overvåkes hovedsakelig konsentrasjoner og effekter av forurensing og næringsstoffer i sjøvann. Det fokuseres spesielt på forekomsten i biota og sediment av kjemiske stoffer som tungmetaller, PAH, PCB, bromerte flammehemmere, tributyltin (TBT), og på effekter av næringssalter og kunstgjødsel på sjøvann. Alle innsamlede data under CEMP rapporteres til International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

I den sist utgitte CEMP-rapporten konkluderes det med at forurensing i Region I (Arktiske farvann) er lavere enn i de øvrige regionene lengre sør og at forekomsten her av både tungmetaller, TBT, PCBS, PAH og kunstgjødsel er innenfor tillatte tålegrenser. Likevel, rapporten nevner spesielt at datasettene fra dette nordlige OSPAR-området er mangelfulle og begrenser mulighetene til å vurdere tilstanden i dette området med nødvendig sikkerhet (CEMP, 2009).

Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP)

AMAP er en internasjonal organisasjon som først ble etablert i 1991 for å implementere deler av den multilaterale avtalen ”The Arctic Environmental Protection Strategy” mellom hovedsakelig åtte arktiske naboland om ansvaret for miljøvern i Arktis. AMAP organiseres som ett av fem forskningsprogram under Arktisk råd hvor målet er å skaffe til veie tilstrekkelig informasjon om status og miljøtrusler mot det arktiske miljø, og gi vitenskapelig veiledning til arktiske nasjoner med handlingsplaner mot miljøforurensing i den hensikt å hjelpe regjeringene til å utføre nødvendige tiltak.

AMAP-programmet jobber integrert med både overvåking og evaluering av ivaretakelsen av det arktiske miljø for å kunne produsere oppdaterte evalueringsrapporter, identifisere eventuelle miljøforandringer, oppdage og utrede kommende miljøtrusler, og for å kunne veilede i risikohåndtering (Amap.no)

3.2.5 Målsetning om nullutslipp

I Stortingsmeldingen om miljøvernpolitikk for bærekraftig utvikling (St. meld. nr. 58, 1996-1997) ble målsetningen om nullutslipp fra norsk sokkel etablert. I Rikets miljøtilstand (St. meld. nr. 25, 2002-2003) ble denne målsetningen ytterligere spesifisert. I praksis skal alle nye installasjoner møtet kravet til null utslipp av miljøskadelige stoffer fra første dag, og eksisterende installasjoner skal ha implementert tiltak for å nå målet om nullutslipp innen 2005 (Klif, 2010a). Operatørene har valgt å imøtekomme målsetningen ved hjelp av tiltak som: reinjeksjon av produsert vann, reduksjon av miljøfarlige produksjonskjemikalier, ulike former for renseteknologi (Myhre et al. 2006). I en gjennomgang av petroleumsvirksomhetens arbeid med nullutslipp (Klif, 2010a) vises det til at målet om nullutslipp av farlige kjemikalier anses som nådd. Reduksjonen av utslipp av olje gjennom produsert vann er mindre enn forventet, men at den oppfyller OSPARs mål om 15 % reduksjon i utslipp. Utslippene av PAH er på nivå med tallene fra 2003, mens utslipp av alkylfenoler er sterkt redusert. Utslippene av tungmetaller fra petroleumsindustrien regnes som små i forhold til andre utslippskilder (Klif, 2010a). Målsetningen om 80 % reduksjon i miljørisiko ble ikke nådd og reduksjonen var langt lavere enn forventet.

3.3 Påvirkning på ulike deler av økosystemet

3.3.1 Virkninger i vannsøylen

Spørsmålet om mulige miljøskadelige virkninger av regulære utslipp fra offshorenæringen på organismer i vannsøylen har først og fremst dreid seg om produsert vann og muligheten for negative effekter på fisk og fiskebestander, selv om også andre utslippstyper (f.eks. utslipp til vannsøylen fra boreoperasjoner) og andre organismetyper (f.eks. plankton) har vært belyst. Et betydelig antall forskningsprosjekter om vannsøyleproblematikk har blitt utført av norske forskningsgrupper de siste 20 årene. En detaljert oversikt over disse er nylig utarbeidet av Bakke et al. (2012 in prep). I disse forskningsprosjektene er det først og fremst laboratoriebaserte eksperimenter som er utført der organismer (hovedsakelig fisk) har blitt eksponert for kjemiske substanser og blandinger som er relevante i forhold til utslipp av produsert vann. Feltundersøkelser av utslipp, miljøeffekter og miljøtilstand i vannsøylen kom for alvor i gang på nittitallet etter pålegg fra myndighetene.

Vannsøyleovervåkingsprogrammet på norsk sokkel startet i 1993 og data er tilgjengelig gjennom rapporter fra den regionsvise tilstandsovervåkingen (som uføres hvert tredje år) og effektovervåkingen (som i en periode har vært utført årlig på utvalgte felt). Andre spesifikke enkeltprosjekter, f.eks. BECPELAG (Aas et al. 2002; Hylland et al. 2006), har også blitt utført på bestemte offshorefelt og har bidratt med feltbaserte data om eksponering og effektvurderinger på vannsøyleorganismer. Også data fra oljenæringens egne utslippsrapporteringer og modelleringsstudier av hvordan utslipp av produsert vann eller utslipp fra boreaktivitet oppfører seg i vannsøylen, har hatt betydning for vår kunnskap om mulige virkninger for organismer i vannsøylen.

Størst oppmerksomhet i granskningen etter virkninger hos vannsøyleorganismer har de seneste 10 - 15 år vært fokusert på hvorvidt alkylfenoler og andre substanser i produsert vann, gjennom hormonelle virkningsmekanismer, kan forstyrre reproduksjonsevnen i nedstrøms fiskebestander. Effektstyrte analyser av produsert vann viser at blandingen inneholder forbindelser som kan påvirke østrogene og androgene kontrollprosesser (Tollefsen et al. 2007; Thomas et al. 2009). Dette er hormonelle prosesser som har avgjørende betydning for kjønnsutvikling og kjønnsmodning hos fisk og de fleste andre organismetyper. Visse alkylfenoler (særlig C8 og C9 alkylerte fenoler) er kjent for å ha østrogenliknende virkningsmåte (østrogen reseptor (ER) agonister eller androgen reseptor (AR) antagonister).

Tendensen til østrogenisitet varierer mye mellom ulike alkylfenoltyper. De typene som gir sterkest østrogen virkning er generelt svært lite forekommende i produsert vann. Også andre vanlige substanser i produsert vann, som for eksempel naftensyrer, kan tenkes å ha betydning for hormonelle virkninger i fisk. Muligheten for hormonelle forstyrrelser i fiskebestander nedstrøms for oljefelt utløste atskillig bekymring og dette ledet til at et betydelig antall forskningsprosjekter og publikasjoner på dette temaområdet fra norske forskningsgrupper (Boitsov et al. 2004; Hasselberg et al. 2004a; Hasselberg et al. 2004b; Meier et al. 2005; Sturve et al. 2006; Boitsov et al. 2007; Meier et al. 2007a; Meier et al. 2007b; Olsvik et al. 2007; Holth et al. 2008; Jonsson et al. 2008; Tollefsen et al. 2008; Tollefsen and Nilsen 2008; Lie et al. 2009; Sundt et al. 2009; Bohne-Kjersem et al. 2010; Meier et al. 2010; Meier et al. 2011; Tollefsen et al. 2011). Disse arbeidene som hovedsakelig er laboratoriebaserte studier er også blitt fulgt opp av feltstudier offshore, hvor en blant annet ved hjelp av utsetting av passive prøvetakere, eller fisk og blåskjell, har undersøkt forekomsten av alkylfenoler nedstrøms for plattformer (Harman et al. 2009; Harman et al. 2010; Brooks et al. 2011; Harman et al. 2011; Sundt et al. 2012). Generelt viser undersøkelsene at en rekke formeringsevnerelevante endringer inntreffer når fisk over tid blir eksponert for produsert vann, men at effektene oppstår først ved relativt høye eksponeringskonsentrasjoner i forhold til hva som vil være de forventede eksponeringsnivåer i resipienten. De mer sensitive virkingene som ble påvist i alkylfenoleksponert fisk omfattet blant annet reduksjon av mengde hannlige kjønnsceller og forsinket kjønnsutvikling hos hanner og hunner (Meier et al. 2007a; Meier et al. 2007b; Meier et al. 2011). På basis av de mest sensitive responsene i torsk ble det beregnet et LOEC (lavest observerbar effekt konsentrasjon) nivå for produsert vann relevante alkylfenoler i sjøvann på cirka 8 ng/l (Meier et al. 2011). Fisk i en offshore bestand som befinner seg i en slik eksponering over tid vil med andre ord kunne få tilsvarende formeringsrelevante forstyrrelser. Risikovurderinger hvor fiskebestandsdata i Nordsjøen blir sammenholdt med de eksponeringsnivåer som behøves viser imidlertid at bare en neglisjerbar del av fiskebestanden vil bli berørt av slike alkylfenolrelaterte reproduksjonsforstyrrelser, selv når et «worst-case» scenario av LOEC betraktninger legges til grunn (Myhre et al. 2004; Beyer et al. 2012).

PAH er en stor og kompleks gruppe av hydrofobe (lite vannløselige) organiske forbindelser som består av multiple (3 eller fler) aromatiske ringstrukturer, og er vanlig forekommende i råolje og i produsert vann (Utvik et al. 1999; Neff et al. 2011). Naftalene forbindelser som har 2 aromatiske ringstrukturer skal normalt ikke regnes til PAHene, men blir ofte tatt med likevel. Hydrofobisiteten til PAH øker med antallet ringer. PAH regnes som prioritert miljøgift, fordi noen PAH-typer er sterkt gentoksiske og kreftfremkallende (kPAH). Slik giftighet av PAH er kjent for å være svært strukturavhengig og 5-rings PAHen benzo(a)pyrene kan anses for å være en typisk representant for kPAHer. I produsert vann er nivåene av slike kPAHer typisk sett lave, mens mindre giftige mono-, di- (naphthalene) og tri-sykliske (eks. phenanthrene) typer, samt alkylerte former, er sterkt dominerende (Utvik et al. 1999; Neff et al. 2011). I produsert vann vil PAH-komponentene forefinnes i oljefasen eller vannfasen avhengig av deres spesifikke vannløselighet. I fisk skjer det et effektivt opptak av PAH, hovedsakelig via gjelleoverflaten. Etter opptak i fisk vil PAH-forbindelsene bli metabolisert og dette fører blant annet til at det dannes reaktive og giftige metabolitter av de PAH-formene som tilhører kPAH klassen. Disse kPAH metabolittene vil reagere med biomolekyler som for eksempel DNA og danne såkalte addukter. Dannelse av slike PAH-relaterte DNA-addukter er mye brukt som en sensitiv biomarkør for gentoksisk virkning av kPAH i fisk. En mengde studier viser at fisk kan danne høye nivåer av DNA-addukter etter eksponering for PAH i laboratorieforsøk eller i feltsammenheng (van der Oost et al. 2003). Også resultater fra forsøk med produsert vann viser dannelse av DNA-adduktnivåer signifikant over bakgrunnsverdiene når eksponeringsperioden er relativt lang (mer enn 16

uker) (Holth et al. 2009). Signifikant forhøyede nivåer av DNA-addukter er blitt målt i hyse fra Tampenområdet (Statfjord) i Nordsjøen (Balk et al. 2011). Funnet har fått mye oppmerksomhet ettersom plattformene i Statfjordområdet er kjent for svært store utslipp av produsert vann, og fordi mye oljeholdig boreavfall er blitt deponert i dette området. Det er foreløpig ikke klarlagt om de forhøyede adduktnivåene i hyse på Tampen henger sammen med PAH-forurensning fra oljenæringen. Videre er det uklart om de forhøyede adduktnivåene henger sammen med utslipp av produsert vann, eller oljeholdig borekaks som tidligere er deponert i området. Det finnes en rekke studerte virkninger av olje på virvelløse marine organismer. Dispergert olje er for eksempel vist å forstyrre eggutvikling hos blåskjell og forårsake DNA-skade hos blåskjellarvene etter klekking (Baussant et al. 2011). I hoppekreps er det påvist at dispergert olje og andre komponenter i produsert vann, kan modifisere gener involvert i viktige biologiske prosesser som næringsopptak, skallskifte, lagring og omsetning av fett, protein- og aminosyremetabolisme, i tillegg til forsvarssystemer mot toksisitet og oksidativt stress (Hansen et al. 2007; Hansen et al. 2008; Hansen et al. 2009; Hansen et al. 2010; Hansen et al. 2011). De eksponeringskonsentrasjoner av dispergert olje som er vist å utløse skadevirkninger i laboratoriebaserte effektstudier er imidlertid svært høye i forhold til de eksponeringsnivåer av dispergert olje som vil kunne oppstå i en fortynningssone for produsert vann.

Dersom kjemiske substanser fra utslipp av produsert vann skal føre til økologiske effekter i vannsøylen, må effektene forårsakes av en langvarig eksponering for lave kontamineringsnivåer. Feltundersøkelser antyder at en målbar kjemisk eksponering av vannsøyleorganismer kan observeres i en distanse på opptil 10 km nedstrøms for store utslipp av produsert vann i Nordsjøen (Aas et al. 2002), men at eksponering da er svært lav. En slik lav eksponering skyldes den kraftige fortynningen som skjer i de vannmassene som det produserte vannet fortynnes i. Fortynningsprosessen vil variere mye fra felt til felt, både avhengig av egenskaper ved selve utslippet og vesentlige faktorer ved resipienten (strøm, vind, dybdeforhold, sjikting, etc.). Den lave eksponeringskonsentrasjonen gjør at de måleparametere som skal kunne fange opp et kjemisk eksponeringssignal fra produsert vann i vannsøyleorganismer (som for eksempel fisk) må være svært sensitive. Forskning har vist at målinger av nedbrytningsprodukter (metabolitter) av PAH og alkylfenoler i fiskegalle, fungerer som svært sensitive eksponeringsmarkører for produsert vann (Beyer et al. 2010; Beyer et al. 2011; Sundt et al. 2012). Et tilsvarende behov for høy sensitivitet gjelder også for biologiske effektmarkører som skal benyttes i feltundersøkelser. I laboratoriebaserte studier finner man både tydelig opptak og biologiske effekter av produsert vann i fisk, men risikovurderingsstudier indikerer at den økologiske betydningen av slike forstyrrelser i bestandssammenheng vil være uhyre liten (Beyer et al. 2012). En må likevel understreke at den store kjemiske kompleksiteten til produsert vann, kombinert med langvarigheten til utslippene fra eldre produksjonsfelt, gjør at en ikke kan utelukke at det kan finnes hittil ikke-studerte komponenter og problemstillinger som kan vise seg å være relevante. Det kan derfor ikke utelukkes at eventuelle fremtidige oppdagelser av mer sensitive virkningsmekanismer (f.eks. på grunn av samvirkeeffekter) kan komme til å influere på denne risikobetraktningen.

3.3.2 Virkninger på sjøbunnen

Boreutslipp

Vurderinger av miljøforholdene på sjøbunnen har alltid vært den dominerende formen for miljøovervåking innenfor offshorenæringen, både på norsk sokkel og andre steder (Engelhardt et al. 1989). Påvirkning av sjøbunn og bunnlevende organismer rundt offshoreplattformer skyldes i første rekke deponering av boreavfall som består av borekaks (dvs. knust/fragmentert berg) med rester av borevæske og borevæskekjemikalier (Bakke et al.

1989; Reiersen et al. 1989). I perioden 1996-2006 ble det i gjennomsnitt boret 125 brønner pr. år på norsk sokkel og den typiske mengde kaks produsert fra en enkelt brønnboring er ca. 1000 tonn. Til alle borevæsker tilsettes det en rekke kjemikalier for å gi slammet spesielle boretekniske egenskaper (smøring, stabilisering, egenvektegenskaper etc.). Bariumsulfat (barytt) og ilmenitt brukes som vektstoff i borevæske, og vektstoffet som brukes i store mengder vil noen ganger kunne inneholde spor av tungmetaller. Borekjemikalier utgjør i mengde den desidert største typen kjemikalieutslipp til det marine miljø innenfor norsk offshorenæring. Næringen har i en årrekke gjort mye for å redusere bruken av miljøfarlige (svarte og røde) borekjemikalier og erstatte dem med miljøakseptable (gule og grønne) kjemikalier. Målsetningen om null miljøskadelige utslipp kom i 1997 og i perioden frem til 2008 ble utslippene av svarte og røde kjemikalier redusert fra 228 og 3933 tonn til 2 og 15 tonn, ifølge tall fra Klif. Miljøundersøkelser av sjøbunnen rundt de forskjellige offshoreplattformene har blitt utført over mange år. Resultatene viser at den skjerpede miljøreguleringen har bidratt til en klar forbedring av bunnmiljøet i form av at arealet rundt installasjonene som har en målbar kjemisk eller økologisk påvirkning er kraftig redusert.

Krav til miljøundersøkelser før, under og etter boreoperasjoner er stilt ved boringer i områder med sårbar bunnfauna som koraller og har i den senere tid blitt utviklet til å inneholde nye typer undersøkelser i nærområdet nedstrøms for utslipp av boreavfall. Det er videre stilt krav fra myndighetene om at operatørene skal kunne dokumentere at korallene ikke har tatt skade av boreaktivitet. Videre har forskere vært opptatt av å finne ut om boreutslipp og nedslamming kan føre til skader på den revdannende dypvannskorallen *Lophelia pertusa.* Foreløpige resultater indikerer at arten har relativt god toleranse mot mild nedslamming, men er sårbar for kraftig nedslamming, også når nedslammingen skjer med naturlige sedimentpartikler (Buhl-Mortensen et al. 2010; Larsson and Purser 2011). Observasjoner av god korallvekst på offshoreinstallasjoner som har hatt boreoperasjoner over lengre tid, kan også indikere en rimelig god toleranse mot partikulær påvirkning. Det er imidlertid mange spørsmål som ikke er besvart ennå, for eksempel om vedvarende påvirkning for borevæskepartikler reduserer korallers spiseevne eller forårsaker en forhøyet energibruk for selvrensing. Likeledes er potensiell sårbarhet for nedslamming hos andre økologisk viktige dypvannsarter, som for eksempel svamper, nå i fokus i pågående forskningsprosjekter.

Eldre borekaksdeponier på offshorefelt der oljebasert borevæske ble mye brukt, vil i langt større grad inneholde miljøbetenkelige komponenter enn yngre kakshauger. Muligheten for at slike eldre kakshauger vil lekke forurensning i lang tid har vært en kilde til bekymring. Miljøovervåking har tidligere påvist målbar oljerelatert kontaminering av sediment opptil 7 km nedstrøms for utslippspunktet for oljeholdig kaks, og effekter på bunnfauna opptil 3-4 km fra utslippet. Etter at utslippene av oljeholdig kaks ble stoppet er det imidlertid blitt observert en markant restitusjon (både kjemisk og biologisk) i slike områder. Likevel er det sannsynlig at de gamle kaksdeponiene vil være en kilde til lokal forurensning i mange år. Leung et al. (2005), Bjørgesæter og Gray (2008) og Bjørgesæter (2009) benyttet data fra mange års miljøovervåking rundt slike kakshauger til å generere artsfølsomhetskurver (species sensitivity distribution, SSD) for bunnfauna overfor barium, kadmium og PAH. De tok utgangspunkt i fysiske, kjemiske og biologiske data fra ca. 1000 faste sedimentstasjoner som er samlet i den allment tilgjengelige MOD-databasen. Ut fra SSD-kurvene for hver kontaminanttype, beregnet de grenseverdien som beskyttet 95% av alle artene i bunnsamfunnene. Normalt er slike SSD-kurver generert fra toksisitetstester, og dekker da bare det begrensede antall arter som inngår i testene, mens disse SSD-kurvene er basert på følsomheten hos 240 – 615 bunnfaunaarter i sitt naturlige miljø rundt plattformene. De utregnede grenseverdiene for effekter av metaller og PAH, er på linje med grenseverdiene som anvendes av oljeindustrien, men strengere enn den norske miljøkvalitetsstandarden for

sedimenter basert på toksisitetstester. Grenseverdien for kadmium var for eksempel 33 ganger strengere og for PAH åtte ganger strengere enn norske nasjonale grenseverdier. Noe av grunnen til en slik systematisk forskjell er at de nasjonale grenseverdiene gjelder for hvert stoff isolert, mens grenseverdiene som ble utledet fra MOD-databasen reflekterer effektene av hvert stoff når alle forurensningsstoffene fra boreutslipp er til stede samtidig. Grenseverdiene er derfor strengt tatt bare gyldige for sedimentfaunaen på de feltene som inngår i SSD-kurvene. En foreløpig gjennomgang av nyere sedimentdata fra 14 norske petroleumsinstallasjoner indikerer imidlertid at disse grenseverdiene også er konservative nok til å beskytte sedimentfaunaen rundt andre installasjoner.

Bunnlevende fiskearter som lever i områder med tidligere deponering av oljeholdig kaks kan tenkes å komme i direkte kontakt med forurensede sedimenter, noe som i teorien vil kunne forårsake opptak og effekter av giftige kjemiske forbindelser. Tendensen til forhøyede nivåer av DNA addukter som i 2002 ble påvist i hyse fra Statfjord- og Gullfaksområdet (Tampen) i Nordsjøen (Balk et al. 2011) er interessant i denne sammenhengen. Hyse er en art som jakter etter føde på og i sedimentet og med mye direkte kontakt med selve sedimentoverflaten (i motsetning til torsk). I Statfjordområdet er det tidligere deponert store mengder oljeholdig kaks, og funnet av DNA-addukter i hyse reiser derfor et spørsmål om det er PAH fra sedimenter kontaminert med boreavfall som kan ha forårsaket disse overkonsentrasjonene av addukter. Funnet og problemstillingen er blitt fulgt opp gjennom tilstandsovervåkingen med flere gjentatte feltinnsamlinger og analyser av hyse og andre fiskearter fra Tampenområdet og andre områder av Nordsjøen (Grøsvik et al. 2010). Det er ikke endelig klarlagt om den observerte tendensen til forhøyede adduktnivåer henger sammen med PAH-forurensning fra eldre kaks deponering, eller om det kan skyldes andre forhold.

3.3.3 Virkninger på plankton

Plante- og dyreplankton er fundamentet i det marine økosystem og eventuelle påvirkninger på bestandsnivå hos disse artene vil kunne få store konsekvenser for resten av næringskjeden, særlig gjennom bioakkumulering av miljøfremmende stoffer. Følsomheten for løste hydrokarboner anses å være like stor hos plankton som hos fiskelarver, men fordi en rekke dyreplanktonarter er filtrerere vil hydrokarboner som er bundet til partikulært materiale kunne bli tatt opp hos disse artene (Jarandsen et al. 2008). Videre vil dyreplankton som foretar vertikale døgnvandringer, kunne eksponeres for sedimentpartikler fra boreavfall i deler av døgnet og laboratorieforsøk antyder at slik påvirkning kan finne sted 15 km fra et boreutslipp (Myhre et al. 2006). I mesocosmos-eksperimenter er det vist at vekstraten til ulike planteplanktonarter synker med økende konsentrasjon av råolje (oppsummert i Camus og Olsen, 2012), men oljekonsentrasjonene som ble brukt i eksperimentene var langt høyere enn dem man kan forvente å finne i nærheten av utslipp av produsert vann. Ulike bestander av planktonarter er spredt over store områder, og selv om det kan forekomme negative effekter på individnivå, er det grunn til å tro at regulære utslipp ikke vil kunne føre til effekter på bestandsnivå. Det kan likevel ikke utelukkes at små menger forurensing i plankton kan påvirke deres predatorer i form av bioakkumulering.

3.3.4 Virkninger på kommersielle ressurser

Fisk

Virkningen av regulære utslipp på fisk regnes som liten (Klif 2012), men kunnskapen om effekten av regulære utslipp på fiskebestander er begrenset. I Nordsjøen er det et stort overlapp mellom oljeinstallasjoner og gytefelt for viktige fiskebestander som hyse, torsk, sei, øyepål, makrell og tobis (Myhre et al. 2006). Av disse artene er hyse i god forfatning,

seibestanden er synkende og nærmer seg føre-var nivået, torsk er under kritisk nivå, men har hatt en viss bedring siden bunnåret 2006, øyepål har hatt dårlig rekruttering i 2010 og 2011 og har blitt kraftig redusert de siste årene, makrell er over føre-var nivået og tobis har en relativt god gytebestand, men har hatt lav rekruttering i 2010 (ICES kvoteråd for 2013, 2012). Av menneskelig påvirkning på fiskebestandene, regnes fiskeriaktivitet å utgjøre en stor belastning, langtransportert forurensing og utslipp fra land og kystnære aktiviteter regnes å ha inntil middels påvirkning, mens regulære utslipp fra offshorevirksomhet antas å ha liten konsekvens for fiskebestandene i Nordsjøen (Klif, 2012). Et mulig unntak fra fraværet av virkninger på fisk er tendensen til forhøyede nivåer av DNA addukter i hyse fra Statfjord- og Gullfaksområdet (Tampen) i Nordsjøen (Balk et al. 2011). Dette funnet er nå under nøyere granskning, men det er imidlertid ikke grunn til å tro at denne mulige virkningen representerer noen alvorlig risiko for bestanden.

Tette ansamlinger av gytebestander og egg og larver vil være sårbare for industrielle utslipp (Myhre et al. 2006) og mens man antar at større fisk vil kunne bevege seg bort fra områder med høye nivåer av hydrokarboner, er egenbevegelsen til yngre stadier av fisk for liten til å kunne unnslippe områder med høye konsentrasjoner. For å avdekke mulige effekter på tidlige livsstadier hos fisk, er det gjennomført simuleringer for sildelarver og seilarver i Norskehavet. Disse simuleringene antyder at regulære utslipp ikke vil føre til skader på populasjonsnivå hos disse artene (Jarandsen et al. 2008). Effekter av boreutslipp på fisk antas å ha størst virkning på arter som er avhengige av bestemte bunnsubstrater (for eksempel tobis) og at endringer som følge av kaksdeponier vil kunne ha en lokal negativ effekt (Myhre et al. 2006, Jarandsen et al. 2008). Det er ikke grunn til å anta at regulære utslipp vil kunne få negative effekter på bestandsnivå, men det er usikkerhet knyttet til om utslag i sensitive biomarkører kan ha økologisk relevans. I tilfeller der det foreligger et godt datagrunnlag for miljørisikosimuleringer, se for eksempel Beyer et al. 2012, vil imidlertid slik usikkerhet kunne reduseres til et akseptabelt nivå.

Skalldyr

Skalldyr er en fellesbetegnelse på krepsdyr og skjell. I Norge høstes det reker, krabber og enkelte skjellarter til konsum. Blåskjell har en vidstrakt utbredelse, er filtrerere og er følsomme for forurenset partikulært materiale. Blåskjell er derfor godt egnet som indikator i overvåkning av regulære utslipp. Nivåene av miljøgifter i blåskjell som kan tilskrives regulære utslipp er vist å være høyest nær utslippsstedet og avtagende med økende avstand fra utslippspunktet (Hylland et al. 2008). Eksponering for borevæskespartikler har vist signifikante endringer i filtreringsrate, økt nivå av DNA-trådbrudd, endret proteinmønster og vevsskader i både kamskjell og blåskjell (oppsummert i Myhre et al. 2006) og for fastsittende organismer inntil 15 km nedstrøms fra utslippsstedet vil borevæskespartikler kunne ha en negativ effekt. Det er ikke grunn til å tro at det er negative effekter av regulære utslipp for individer i en større avstand fra utslippsstedet, og dermed antas det at faren for påvirkning på bestandsnivå er liten.

Det er generelt gjennomført få økotoksikologiske effektstudier på tifotkreps (reker og krabber) (Camus og Olsen, 2012). For reker er det vist fototoksiske reaksjoner hos larver ved relativt lave konsentrasjoner av PAH (0,03 µg/l) (oppsummert i Myhre et al. 2006) og for pyntekrabbe er det vist at oljeeksponering førte til endring i hjertefrekvens (Camus et al. 2002 i Camus og Olsen, 2012). Det er trolig ikke negative effekter av regulære utslipp på bestandsnivå hos tifotkreps, men kunnskapsgrunnlaget er begrenset.

3.3.5 Virkninger på kommersiell og annen human aktivitet

Det er ikke grunn til å anta at regulære utslipp fra dagens petroleumsvirksomhet på norsk sokkel påvirker annen human aktivitet i nevneverdig grad. Per i dag foregår det meste av petroleumsvirksomheten langt fra land, mens akvakultur og rekreasjon foregår nært land. Så langt vi kjenner til, påvirker regulære utslipp i hovedsak nærområdet rundt petroleumsinstallasjonene. Fiskeriaktivitet foregår i områder med petroleumsvirksomhet og er påvirket av denne både når det gjelder arealbegrensning som følge av sikkerhetssoner rundt overvannsinstallasjoner og av seismikkaktivitet, men er så langt vi kjenner til, ikke påvirket av regulære utslipp.

3.3.6 Øvrige virkninger

Belasting fra regulære utslipp kan ha konsekvenser for sjøfugl, men kunnskapsnivået er lavt (Klif, 2012). Sjøfugler er øverste ledd i næringskjeden og er derfor være sårbar for bioakkumulering av miljøpåvirkende stoffer. I hekkesesongen er sjøfugler svært stedbundne og eventuelle forhøyede nivåer av miljøpåvirkende stoffer i byttedyrene vil kunne ha en negativ påvirkning på sjøfuglbestander.

3.3.7 Effekter av regulære utslipp i Arktis

Kunnskapen om effekter av regulære utslipp i Arktis er begrenset. Det har foregått leteboring i Barentshavet i flere tiår, men så langt er det kun Snøhvitfeltet som er i vanlig produksjon. Gass fra dette feltet utvinnes på landanlegget Melkøya og utslippene herfra er i all hovedsak kjølevann (se kapittel 3.4.4). Det er utført en rekke studier, blant annet gjennom forskningsprogrammet SAARP (Statoil-Arctos Research Programme) og PROOFNY, der potensiell effekt av olje på arktiske organismer er undersøkt. Camus og Olsen (2012) har gjennomgått tilgjengelige forskningspublikasjoner som omhandler biologiske effekter av petroleumsrelaterte komponenter på arktiske marine organismer. De fleste studiene er gjort med tanke på å undersøke effekter av akutte oljeutslipp, og forfatterne har ikke funnet studier som undersøker effekter av produsert vann og kun én studie som omhandler potensielle effekter av boreutslipp. Camus og Olsen (2012) etterlyser en standardprotokoll for å undersøke effekter av olje på arktiske organismer. Av studiene de har oppsummert, benyttes det ulike oljetyper, oljekomponenter, eksponeringstid og konsentrasjoner. Dette gjør det vanskelig å gjøre direkte sammenlikninger mellom studier. Spørsmålet om arktiske organismer er mer sensitive for oljepåvirkning kan ikke besvares entydig og svært få studier har gjort slike sammenlikninger. Resultatene fra de oppsummerte studiene viser at i noen tilfeller er arktiske arter mer sensitive, andre ganger mindre sensitive, enn temperere arter (Camus og Olsen, 2012). Dette er i tråd med konklusjonene i PROOFNY programmet, der forskjellen i sensitivitet for oljerelatert forurensing mellom arktiske og temperere arter er liten og kan gi seg utslag begge veier (Bakke et al. 2012). Videre peker Bakke et al. (2012) på at andre forskjeller enn organismenes sensitivitet mellom Arktis og temperere strøk kan gi ulike responser på oljerelatert forurensing. Her nevnes sesongvariasjon, fordeling av bestander i tid og rom, lysforhold, temperatur, klimaendringer og forskjeller i bunnfauna-sammensetning (Bakke et al. 2012). Ved en opptrapping av petroleumsvirksomhet i kalde områder bør det settes av betydelig midler til å øke kunnskapsstatus på potensielle effekter av regulære utslipp i slike områder (se kapittel 7).

3.4 Miljøpåvirkning fra ulike faser av virksomheten

3.4.1 Leteboring

For å påvise nye petroleumsforekomster må det bores letebrønner, både undersøkelsesbrønner for å påvise forekomster, og avgrensningsbrønner for å kartlegge størrelsen på nye funn. I 2010 ble det påbegynt 65 letebrønner og i 2011 ble det påbegynt 52 letebrønner (miljøstatus.no) på norsk sokkel. Leteboring foregår med boreskip eller flyttbare borerigger og det slippes ut borekaks, borekjemikalier, sementeringskjemikalier, gjengefett og ulike hjelpekjemikalier. Det slippes ut betydelige mengder kjemikalier, men svært lite miljøfarlige stoffer. For å kunne bore letebrønner må det foreligge utslippstillatelse fra myndighetene. Det er vanligvis tillatt å slippe ut borekaks med rester etter vannbasert borevæske, mens borekaks med vedheng av oljebaserte borevæsker ble forbudt i 1992 og utslipp av borekaks med syntetiske borevæsker har vært forbudt siden 2005 (miljøstatus.no). Det kan imidlertid gjøres unntak fra forbudet hvis innholdet av olje eller basevæske i organisk borevæske er mindre enn 1% på tørrvektbasis. Borekaks som ikke tillates sluppet ut på sjøbunnen kan enten injiseres i berggrunnen, eller fraktes til land.

3.4.2 Innstallering og oppstart

Før produksjonen settes i gang må det utføres brønntesting for å få informasjon om hydrokarboner i brønnen og produksjonsmuligheter, dette gjøres normalt som en forlengelse av boreoperasjonen for en lete- eller avgrensningsbrønn. Ved brønntesting kan det benyttes en ”drill stem test” for å få best mulig informasjon. Denne krever store væskeprøver og det vil normalt slippes ut væske til sjø (OED, 2003). Det finnes også en alternativ teknologi med prøvetaking i reservoaret, denne gir ikke like god informasjon som en vanlig brønntesting, men i noen tilfeller tilstrekkelig informasjon. Ved innstallering og oppstart skal rørledninger klargjøres for bruk og i den forbindelse slippes det ut vann som er tilsatt kjemikalier. Disse stoffene kan være miljøskadelige og det anbefales at utslippshastigheten er lav for å oppnå rask fortynning av miljøfremmende stoffer. Det bør unngås utslipp på gyteplasser og i gyteperioder for å hindre potensiell skade på tidlige livsstadier hos fisk (Myhre et al. 2006). Det brukes ofte fluorescein som fargestoff og glutaraldehyd som oksygenfjerner. Fluorescein er lite giftig, men sent nedbrytbart og bør derfor unngås sluppet ut nær korallrev (OED, 2003). Glutaraldehyd er giftig, men brytes ned i sjøen og effektene på torskeegg og larver regnes som begrensede (OED, 2003). Utslipp av kjemikalier som brukes i klargjøring av rørledninger gjøres normalt på produksjonsstedet.

3.4.3 Produksjonsboring

Ved produksjonsboring bores det flere brønner enn ved leteboring og det slippes derfor ut borekaks og borevæsker i større mengder enn ved leteboring. Ofte etableres det havbunnbaserte brønnrammer hvor det bores til flere brønner fra samme utgangspunkt (Rye et al., 2008). Her vil det samle seg større mengder boreavfall i form av borekaks og borevæske enn det gjør ved en enkelt leteboringsbrønn.

3.4.4 Produksjonsfase

I produksjonsfasen slippes det i hovedsak ut produsert vann, i tillegg slippes det ut drenasjevann, kjølevann og i flere tilfeller fortrengningsvann (se beskrivelse i kapittel 3.3.1). Mulighetene for å redusere utslipp av boreavfall er større i denne fasen enn i letefasen, fordi det i produksjonsfasen kan bygges tilstrekkelig infrastruktur til å håndtere de regulære utslippene. Det er en høy regularitet i reinjeksjon av produsert vann på norsk sokkel i dag.

Fra landbaserte anlegg slippes det i hovedsak ut kjølevann. Dette vil kunne gi forhøyet vanntemperatur i nærområdet rundt utslippspunktet. Det produserte vannet som slippes ut fra landanlegg blir renset gjennom flere trinn. I de eksisterende landanleggene i Norge håndteres det kun gass og kondensat hvor det i utgangspunktet er svært lite produsert vann. Vi gir her en kort oppsummering av overvåkingsresultater fra tre landanlegg, derav ett (Melkøya) i Barentshavet:

Melkøya

Som en del av Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit har Akvaplan-niva gjennomført tre grunnlagsundersøkelser av Snøhvitfeltet i forkant av produksjonsstart i 2007 på Melkøya (Carroll et al., 2000, Trannum et al., 2004, Velvin et al., 2007) og to miljøundesøkelser (Velvin et al. 2009, 2010) av landanlegget i drift, i tillegg til én miljøundersøkelse for Region IX og én for hele region IX og X, Barentshavet (Mannvik, 2011). De operasjonelle regulære utslippene til sjø fra det landbaserte LNG-anlegget består i all hovedsak av kjølevann fra gasskjøleanlegget og av en mindre del renset produsert vann. Disse utslippene skal i teorien ikke inneholde forurensende stoffer og skal dermed ikke gi målbare negative miljøeffekter. I miljøundersøkelsene som ble gjort i etterkant av driftsoppstart ble det gjort undersøkelser ved hjelp av biomarkører, både i felt og lab, undersøkelser av miljøgifter i sedimenter og undersøkelser av hardbunnssamfunn , bløtbunnssamfunn og fjæresamfunn. Resultatene fra miljøundersøkelsene etter driftsoppstart viser ingen vesentlige endringer i miljøforhold siden grunnlagsundersøkelsene (Velvin et al. 2009, 2010).

Kollsnes

Prosessanlegget på Kollsnes utenfor Bergen behandler gass fra Trollfeltet, Kvitebjørn og Visund. Sjøbunnen rundt landanlegget har blitt undersøkt jevnlig fra første grunnlagsundersøkelse i 1991 og gjennom fire oppfølgende studier både før og etter utbygging og drift. Undersøkelsene har inkludert både kjemiske, biologiske og strandsonesøk og har ikke påvist noen vesentlige negative effekter på det marine miljø som følge av gassutvinning på Kollsnes. Den foreliggende miljøundersøkelsen (Alvsvåg et al. 2008) rapporterte om en forverret miljøtilstand på tre av syv prøvestasjoner sammenlignet med tidligere undersøkelser, men at endringene ikke kunne relateres direkte til Kollsnesanlegget.

Kårstø

Gassprosesseringsanlegget på Kårstø ble bygget i 1985-1988 og senere utvidet flere ganger for å kunne prosessere gass og kondensat fra stadig nye felter. Det operasjonelle hovedutslippet har i hele perioden vært kjølevann (oppvarmet sjøvann). Kjølevannet tas inn på ca. 80 m dyp og slippes ut i ca. 10-15 m dyp. Kjølevannsmengden har også økt med økende prosessering og var i 2002 oppgitt å være 14 000 m^3/t. Dagens kjølevannsfluks ligger på ca 50 000 m^3/t (Kilde: Statoil). Avløpsvannet fra terminalens vannrenseanlegg går også inn på kjølevannsutslippet. Biologiske forhold rundt Kårstø er overvåket med ujevne mellomrom siden 1981 (1981-83 (Bakke et al., 1984), 1988-89 (Pedersen, et al. 1990), 1995-97 (Pedersen og Green, 1996, Pedersen et al., 1998), 2002-2003 (Walday et al., 2004)) og med hovedvekt på økologisk struktur i hardbunnssamfunn av alger og dyr fra tidevannssonen og ned til maksimalt 30 m dyp. Miljøstudiene har også omfattet beskrivelse av primærproduksjon i vannmassene, bløtbunnsfauna og analyse av forekomst av biotilgjengelige miljøgifter i vannmassene (Bakke, 2003). Hardbunnsovervåkingen har dekket et stort antall lokaliteter fra nærsonen og ut til anslagsvis 8 km fra terminalen. Sammensetningen av alger og dyr rundt Kårstø er typisk for vestnorsk kystområde. Samfunnsstrukturen varierer betydelig i tid og rom, primært på grunn av naturlige faktorer som substrat, bølgeeksponering og veksling mellom kalde og varme år (Pedersen et al., 1998). Etter oppstart ble det i 1988-89 funnet

svake tegn til endringer i artssammensetning i tidevannssonen ca. 1 km vest for terminalen som kunne knyttes til kjølevannsutslippet (Pedersen et al., 1990), men ut over dette er det ikke dokumentert virkninger av de regulære utslippene.

3.5 Mangler ved dagens kunnskap

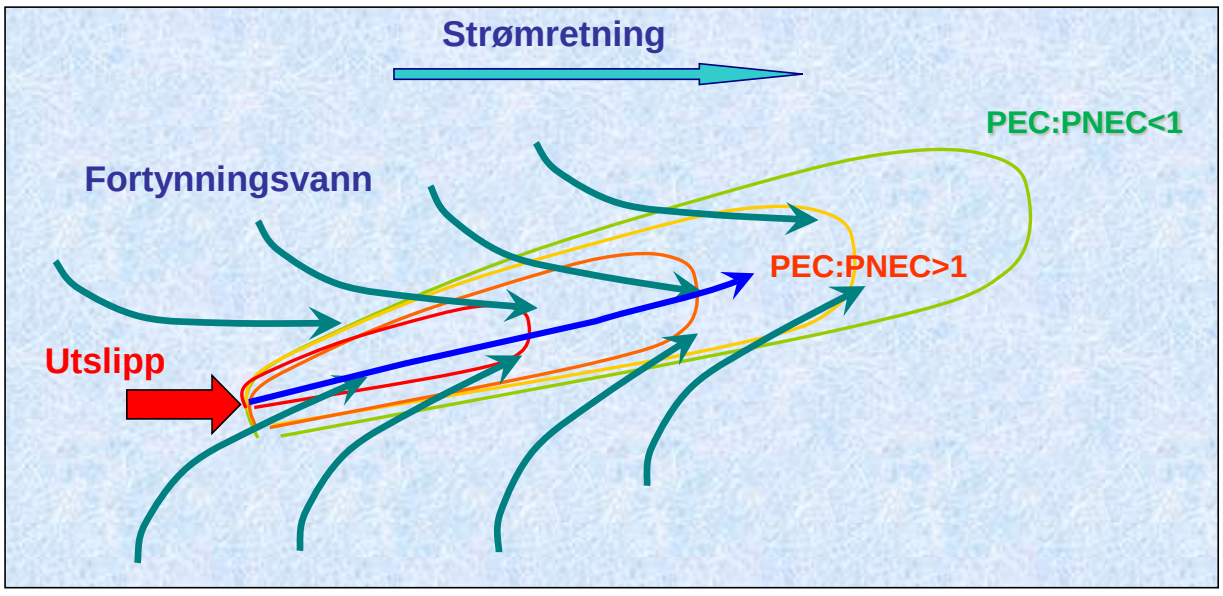
Det er fortsatt mangler i dagens kunnskap når det gjelder forholdet mellom nivå av ulike miljøgifter og effekten av disse på miljøet. Vi har relativt god kunnskap om nivåene av miljøgifter i seg selv, men mangler gode metoder for å detektere miljøeffekter (Klif, 2012). Det betyr at det er vanskelig å fastslå den reelle effekten av regulære utslipp på miljøet. Man har også begrenset kunnskap når det gjelder effekten av blanding av flere miljøgifter og enkeltforsøk viser at blanding av flere gifter kan gi en akkumulert virkning som er mange ganger summen av de enkeltstående forventede effektene (Klif, 2012). Videre er kunnskapen om langtidsvirkninger av regulære utslipp og effekten av bioakkumulering av stoffer som kommer fra regulære utslipp begrenset. Det finnes lite kunnskap om effekten av regulære utslipp i Arktis og vi vet så langt ikke om arktiske marine økosystemer er mer sårbare enn områder lengre sør (Bakke et al. 2012, Camus og Olsen, 2012). Det er lite erfaring knyttet til kystnær petroleumsvirksomhet og petroleumsvirksomhet i høyproduktive havområder.

4 Influensområder for mulige regulære utslipp i havområdet rundt Jan Mayen

4.1 Innledning

Influensområde for utslippene defineres ut fra forholdet mellom modellert spredning og fortynning av de aktuelle stoffene og omforente grenseverdier av stoffenes toksisitet eller andre virkinger overfor marine organismer. Influensområdet for hvert stoff defineres som området hvor utslippet fortsatt har så høye nivåer av utslippskomponenter at det er fare for effekter, dvs der beregnet nivå av et stoff (PEC: Predicted Environmental Concentration) overskrider grense for effekter på organismer (PNEC: Predicted No Effects Concentration). Utenfor dette området er forholdet PEC/PNEC<1 og det bør ikke være risiko for effekter. Dette er skjematisk vist i Figur 4.1. Angivelse av influensområdet bør også ta hensyn til hvor lang tid det vil ta før man oppnår PEC/PNEC<1 ved naturlig fortynning. Som konservativ tilnærming brukes kronisk PNEC i utgangspunktet for alle utslippene, men dersom fortynningen skjer raskt (størrelsesorden timer) vil også eksponeringsvarigheten i vannmassene være kort, og det kan være mest relevant på bruke PNEC for kortvarig (akutt) påvirkning. Ved langsom fortynning og for organismer som forblir vedvarende eksponert (f.eks. i sedimentene) vil kronisk PNEC være mest relevant.

Det følger av dette at influensområdet for de enkelte utslippstoffene vil være forskjellig. Utslippets totale influensområde er her definert som det største av disse. Det er ikke empirisk grunnlag for å angi influensområder basert på samvariasjon mellom stoffene.



Figur 4.1. Skjematisk skisse (sett ovenfra) av den kontinuerlige prosessen der et utslipp til sjø blandes med omgivende sjøvann. Utslippet følger strømmen og vil etter hvert nærme seg kvaliteten på det omgivende vannet. Etter en viss innblanding vil nivået av en utslippskomponent (PEC) bli lavere enn det nivået som gir effekter (PNEC), dvs. PEC:PNEC<1 og det vil ikke lenger være risiko for skadevirkning.

4.2 Aktuelle utslipp (type, volum, sammensetning) fra OED

4.2.1 Produsert vann

De aktuelle utslippsstoffene og forventede konsentrasjoner ved utslipp er gitt av OED og vist i Tabell 4.1 (produksjonskjemikalier) og Tabell 4.9 (naturlige komponenter). Utslipp av tilsatskjemikalier vil variere mye fra felt til felt.

Tabell 4.1. Kjemikaliefunksjoner og konsentrasjoner for produksjonskjemikalier (Goliat KU/Eni 2008). Kilde: Notat OED 02.07.2012.

Kjemikalietype	Konsentrasjon tilsatt	Prosesstrøm
Avleiringshemmer	30 ppm	Produksjon
Vokshemmer	250 ppm	Produksjon
Emulsjonsbryter	30 ppm	Produksjon
Skumdemper	30 ppm	Produksjon
Flokkulant	10 ppm	Produsert vann renseanlegg

4.2.2 Borekaks

OED har angitt estimert mengde kaks per brønn til 490,8 m^3 (1227 tonn), hvorav 284,2 m^3 sluppet ut ved bunnen (Tabell 4.7). Sammensetningen av boreutslipp som legges til grunn for vurderingen er gitt i Tabell 4.2. Det er forutsatt at bare vannbasert borevæske blir sluppet ut sammen med borekaks. Tallene i Tabell 4.2 i må anses som konservative anslag, og er basert på utslippssøknader. Det er ikke oppgitt utslippsrater (mengde/tidsenhet) for borekaks.

Tabell 4.2. Utslipp av rester av borevæske/kjemikalier fra boring med vannbasert borevæske.

Stoff	Samlet utslipp pr brønn (tonn/brønn)	Kommentarer
Barytt	300-500	Antatt å dominere som vektstoff. Bruk av ilmenitt bør ikke utelukkes
Bentonitt	15-30	
Sement	15-25	Utslipp nær brønnhodet for topphullseksjonene (5-10 m). Regulære utslipp fra rigg er normalt ubetydelige
Gule stoffer	60-100	Leirskiferstabilisatorer. Regnes som vanskelig nedbrytbare (Y2)

4.3 Utslippskomponenter og grenseverdier for effekter (PNEC)

Kroniske PNEC-verdier blir også kalt miljøkvalitetsstandarder. De er i stor grad definert på basis av toksisitetstester og andre relevante undersøkelser og vil være allmenngyldige for de enkelte stoffene.

4.3.1 Produsert vann

OSPAR (2012), Klif (2007) og Aquateam (2009) har utledet kronisk PNEC for de fleste av de aktuelle stoffene i produsert vann. Der slike finnes er de anvendt her.

Tabell 4.3 viser ulike relevante verdier av kronisk PNEC fra utslippsstoffene. Forventede utslippskonsentrasjoner og anvendt PNEC for de stoffene som er vurdert, er gitt i Tabell 4.9. Der det foreligger flere forslag til PNEC har vi anvendt den laveste. Tabell 4.9 angir også fortynningsfaktorene som er nødvendig for å oppnå et PEC:PNEC-forhold på 1 for produsert vann. I praksis vil det stoffet som krever høyest fortynning være styrende for utbredelsen av influensområdet.

Spredning og fortynning av tilsatte produkter forventes å følge samme spredningsmønster som for enkeltstoffer i samme utslippet. Den kjemiske sammensetningen av produktene er imidlertid ikke kjent. Det er derfor ikke mulig å fastsette gyldige PNEC-verdier, og følgelig heller ikke mulig å angi influensområder.

Tabell 4.3. Komponenter i produsert vann (Kilde: Notat OED 02.07.2012) samt kroniske PNEC-verdier fra ulike relevante kilder. Laveste PNEC er anvendt i utredningen. i.u.: ikke utredet.

		PNEC µg/l			
Komponent-gruppe	**Stoff**	**Klif TA-2229**	**OSPAR 2012**	**Aquateam 2009**	**Laveste PNEC**
BTEX	Benzen		8		8
	Toluen		7,4		7,4
	Etylbenzen		10		10
	Xylen		8		8
NPD/PAH	Naftalen	2,4	2		2
	C1-naftalen		2		2
	C2-naftalen		2		2
	C3-naftalen		2		2
	Fenantren	1,3	1,3		1,3
	Antrasen	0,11	0,1		0,1
	C1-Fenantren	1,3	1,3		1,3
	C2-Fenantren		1,3		1,3
	C3-Fenantren		1,3		1,3
	Dibenzotiofen		0,1		0,1
	C1-dibenzotiofen		0,1		0,1
	C2-dibenzotiofen		0,1		0,1
	C3-dibenzotiofen		0,1		0,1
16 EPA/PAH	Acenaftylen	1,3	0,13		0,13
	Acenaften	3,8	0,38		0,38
	Fluoren	2,5	0,25		0,25
	Fluoranten	0,12	0,0063		0,0063
	Pyren	0,023	0,023		0,023

	Krysen	0,07	0,007		0,007
	Benzo(a)antrasen	0,012	0,0012		0,0012
	Benzo(a)pyren	0,05	0,00017		0,00017
	Benzo(g,h,i)perylen	0,002	0,00017		0,00017
	Benzo(b)fluoranten	0,03	0,00017		0,00017
	Benzo(k)fluoranten	0,027	0,00017		0,00017
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,002	0,00017		0,00017
	Dibenz(a,h)antrasen	0,03	0,00014		0,00014
Fenoler	Fenol		7,7		7,7
	C1-Alkylfenoler		7,7		7,7
	C2-Alkylfenoler		7,7		7,7
	C3-Alkylfenoler		7,7		7,7
	C4-Alkylfenoler		0,64		0,64
	C5-Alkylfenoler		0,2		0,2
	C6-Alkylfenoler		0,01		0,01
	C7-Alkylfenoler		0,01		0,01
	C8-Alkylfenoler	0,12	0,01		0,01
	C9-Alkylfenoler	0,33	0,3		0,3
Organiske syrer	Maursyre			216000	216000
	Eddiksyre			126000	126000
	Propionsyre			76000	76000
	Butansyre			44000	44000
	Pentansyre			25000	25000
	Naftensyrer			9800	9800
Metaller	Arsen	4,8			4,8
	Bly	2,2	1,3		1,3
	Kadmium	0,24	0,24		0,24
	Kobber	0,64	2,6		0,64
	Krom	3,4	0,8		0,8
	Kvikksølv	0,048	0,048		0,048
	Nikkel	8,2	8,6		8,2
	Zink	2,9	4,5		2,9
	Jern	i.u.	i.u.	i.u.	-
	Barium	i.u.	i.u.	i.u.	-
NORM (bq/l)*	226Ra				
	228Ra				
	210Pb				

4.3.2 Borekaks

Borekaks som sedimenterer vil kunne virke negativt både ved toksisitet og ved fysisk nedslamming fra kakspartikler. I tillegg vil en endret kornstørrelse i forhold til det som er naturlig, kunne endre faunasammensetningen. På basis av toleranse for nedslamming for en rekke sedimentlevende dyr har Smit et al (2008) utledet en PNEC for fysisk nedslamming på 6 mm. Dette er i praksis samme som terskel for effekter av sedimentert vannbasert borekaks på 10 mm funnet av bl.a. Trannum (2011) i mesocosmforsøk med intakte bunnsamfunn. I vår utredninger er en PNEC på 10 mm anvendt, dvs influensområdet for sedimentert borekaks vil være der kakslaget er 10 mm eller tykkere. Det bør likevel understrekes at denne PNEC først og fremst er basert på sårbarhet hos sedimentfauna. Det er lite kjent om toleranse for nedslamming hos f.eks. svamp og koraller. Larsson and Purser (2011) antyder at følsomheten hos kaldtvannskorallen *Lophelia pertusa* kan være noe høyere enn den angitt PNEC, men dette er usikkert.

Smit et al (2008) har beregnet en PNEC for effekter av øket TSM (totalt suspendert materiale) på 18 mg/l barytholdig kaks og 7,6 mg/l av ilmenittholdig kaks. Siden begge vektstoffene er aktuelle har vi konservativt brukt en økning på 8 mg/l over antatt bakgrunnskonsentrasjon som PNEC for TSM.

Vurdering av influensområde for toksisitet av borekaks-kjemikalier krever informasjon om konsentrasjon av de aktuelle stoffene i kaksutslippet. Informasjon som gjør det mulig å beregne dette er av OED bare gitt for barium, bentonitt og sement (Tabell 4.*2*). OED oppgir et kaksutslipp på 1227 tonn/brønn (Tabell 4.7), som da vil inneholde maksimum 41 % barytt (bariumsulfat), 2,5 % bentonitt og 2% sement. Ingen av disse stoffene forventes å ha en toksisk virkning av betydning. Vi har derfor ikke grunnlag for å beregne PNEC for toksisitet av stoffene i kaksutslippet.

4.4 Spredningsmodellering

4.4.1 Modellbeskrivelse

Vi har benyttet den 3-dimensjonale modellen/modellpakken GEMSS. Kjernen i modellpakken er hydrodynamiske beregninger (strøm, temperatur og saltholdighet) og transport av konservative stoffer. Dernest kan man laste inn moduler for vannkvalitet, sedimenttransport, oljespredning mm. Ved denne anledningen benyttet vi en spesial modul, GIFT. GIFT beregner hvordan en stråle bestående av væske og partikler oppfører seg fra den forlater rørledningen til den sedimenterer. For en mer detaljert beskrivelse, se Vedlegg 1.

Modellen/modellpakken er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pensylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden http://www.erm-smg.com.

De viktigste inngangsdata for modellen er:

- Utslipp: mengde væske, tetthet og utslippets varighet
- For borekaks i tillegg: mengde partikler, partiklenes tetthet og kornfordeling
- Utslippsanordning: rørets diameter, utslippets plassering (x,y,z) og retning,
- Resipient: strøm, temperatur og saltholdighet
- Digitalt dybdekart (shape)

Resultatene er også avhengig av det rutenettet vi velger som beregningsenhet. For sedimentasjon av partikler er den horisontale utbredelsen av disse beregningsenhetene 12 x 12 meter. For konsentrasjoner i suspensjon er disse beregningsenhetene økende med avstanden fra installasjonen. De minste beregningscellene der var ca. 100 x 100 meter i horisontalplanet og 10 meter i dybderetningen. De presenterte konsentrasjonene representerer følgelig middelverdien inne hvert beregningselement (rute).

4.4.2 Inngangsdata, rammebetingelser

Det er oppgitt fem installasjoner i området. Modelleringen dekker fire av disse (Tabell 4.4), to letebrønner (gule) og to produserende installasjoner (grønne). Posisjoner for disse er vist i Figur 4.2. For letebrønnene ble det simulert spredning av borekaks. For produksjonsinstallasjonene ble det simulert utslipp av produsert vann.

Tabell 4.4 Jan Mayen. Oversikt over planlagte installasjoner med posisjoner og vanndyp. Fargelagte installasjoner er modellert.

Felt/letebrønn	Geografiske koordinater	Geografiske koordinater	Havdyp (omtrentlig)
J-L1	72° 25' N	11° 10' W	-2000
J-O1	71° 09' N	11° 09' W	-1200
J-O3	68° 54' N	08° 39' W	-900
J-O2	69° 54' N	08° 06' W	-800
J-L2	70° 33' N	08° 49’ W	-200

4.4.3 Scenarier med utslipp av produsert vann

4.4.3.1. Modellforutsetninger

Vi har simulert utslipp av produsert vann i en måned, mai 2012.

Vi har benyttet simulerte strømmer, vanntemperatur og saltholdighet fra databasen HYCOM for denne perioden (Figur 4.2). Disse dataene finnes med en tetthet tilsvarende 1/12 grad både langs bredde- og lengdegrad. Dette utgjør et rutenett med ca. 4 km mellom punktene. I dybderetningen er det 30 lag, 10 meter i overflaten og eventuelt økende tykkelse nedover i dypet. For en nærmere beskrivelse se: http://hycom.org/. Figur 4.2 gir et eksempel på midlere overflatestrøm 1. mai 2012. Typisk strømhastighet var 10-30 cm/sek.

Vinddata 10 meter over havet er lastet ned fra databasen SEAWIND, http://www.ncdc.noaa.gov/oa/rsad/air-sea/seawinds.html.

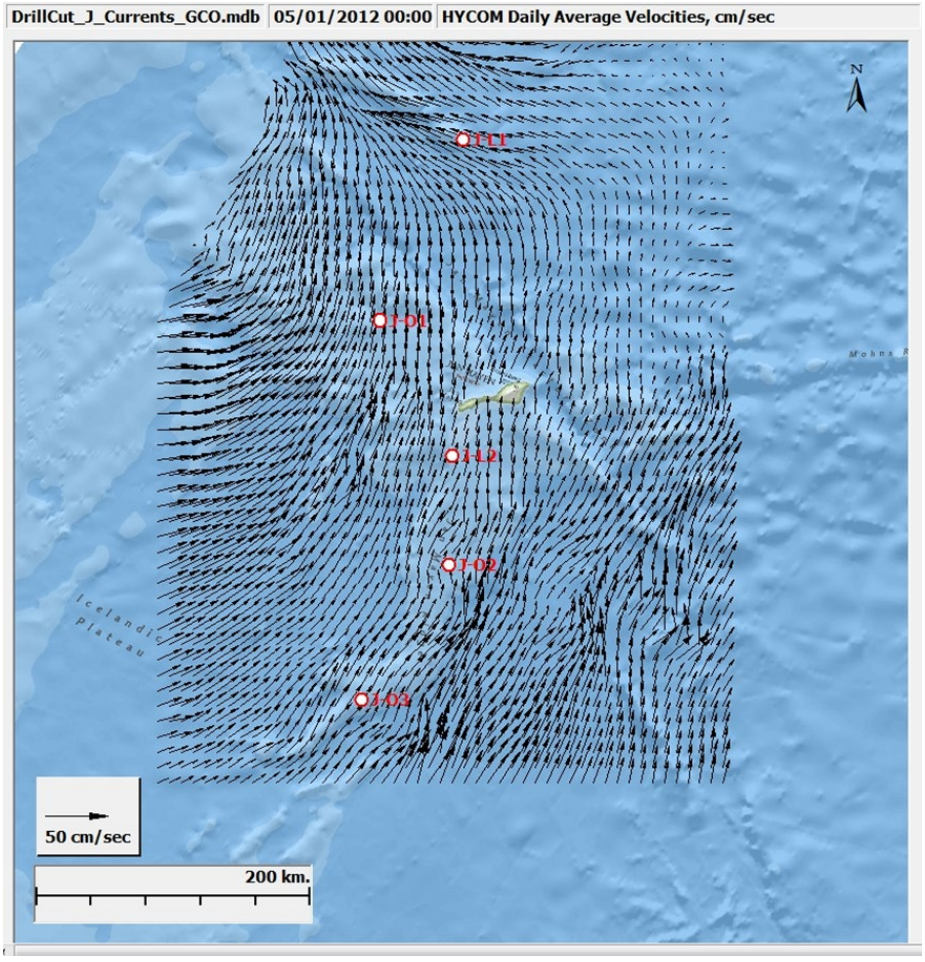
Strøm og vinddata foreligger i databasen i formatet NETCDF. Dette formatet leses direkte inn i modellen.

Utslippet av produsert vann var kontinuert via en nedoverrettet rør med utløp 30 meter under overflaten (Tabell 4.5).

Tabell 4.5. Karakteristika for utslipp av produsert vann fra en oljeplatform.

Utslippsdyp	30 m under havoverflaten
Utslippstemperatur	70 °C
Utslippsvannets tetthet	1030 kg/m^3 ved 15°C*
Utslippsrate	6646 m^3/døgn
Diameter på utslippsrør	75 cm
Retning på utslippsrør,	Vertikal nedeoverrettet
Utslippshastighet,	0,466 m/s

*Temperaturen på 15°C , spesifisert av OED.

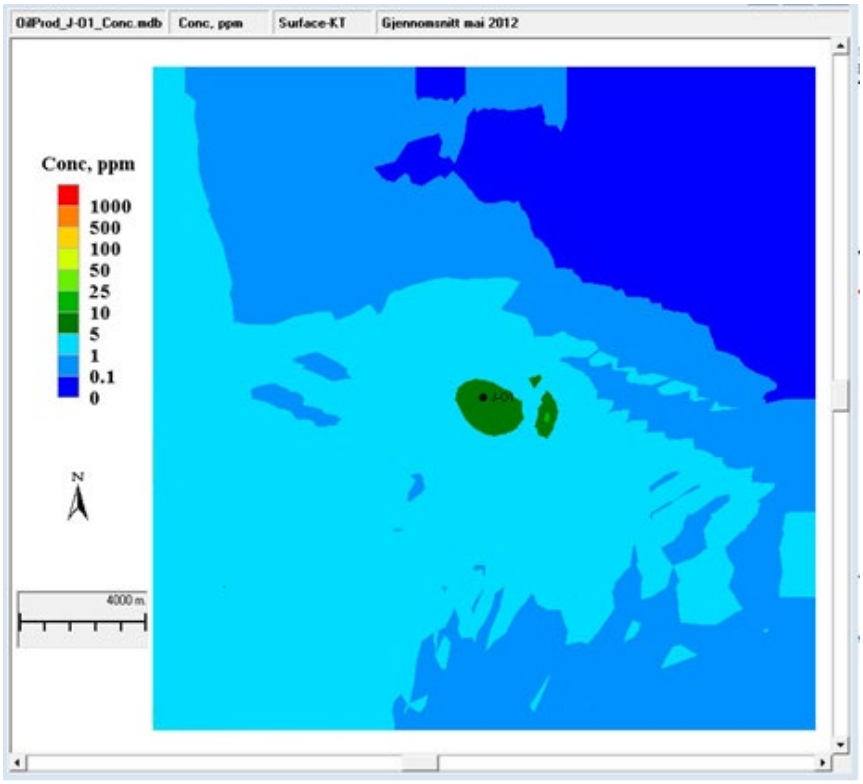


Figur 4.2. Simulert midlere strøm i øvre 0-10 m 1. mai 2012. Kilde HYCOM.

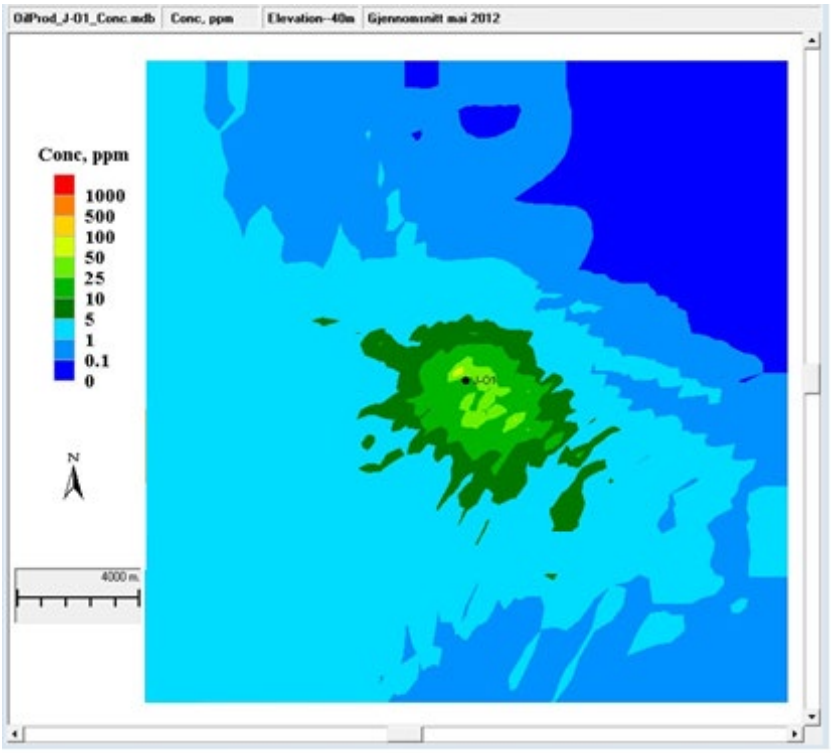
4.4.3.2. Modellresultater - produsert vann

Installasjon J-O1

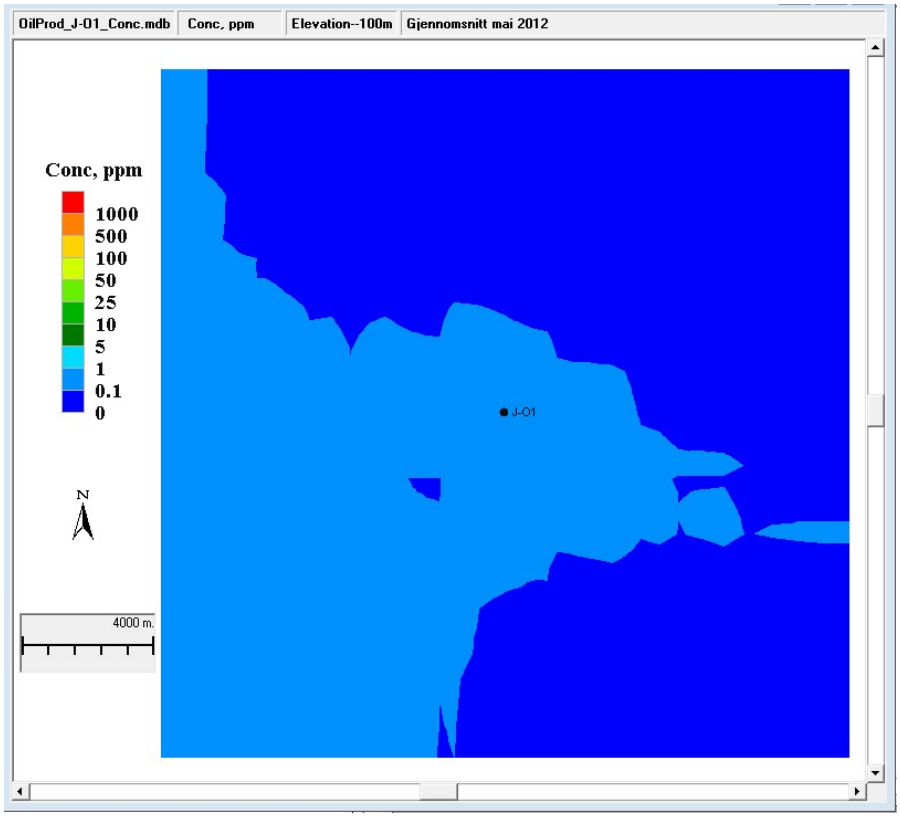
Dybden i området er ca 1200 m. Utslippsmengden av produsert vann var 6 646 m^3/døgn. Figur 4.3 til Figur 4.6 viser simulerte midlere konsentrasjoner av produsert vann i mai 2012. Nær overflaten var konsentrasjonene mellom 5 og 10 ppm i en avstand opp til ca 2 km fra installasjonen. De høyeste konsentrasjonene ble funnet på 30-40 m vanndyp, dvs i utslippsdypet. Konsentrasjonene der var over 50 ppm ut til et par km fra installasjonen. Nivåer mellom 5 og 10 ppm ble påvist ut til 5 km fra installasjonen. Konsentrasjonene på 100 m dyp var under 1 ppm.



Figur 4.3. Installasjon J-O1. Dyp 0 – 10 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

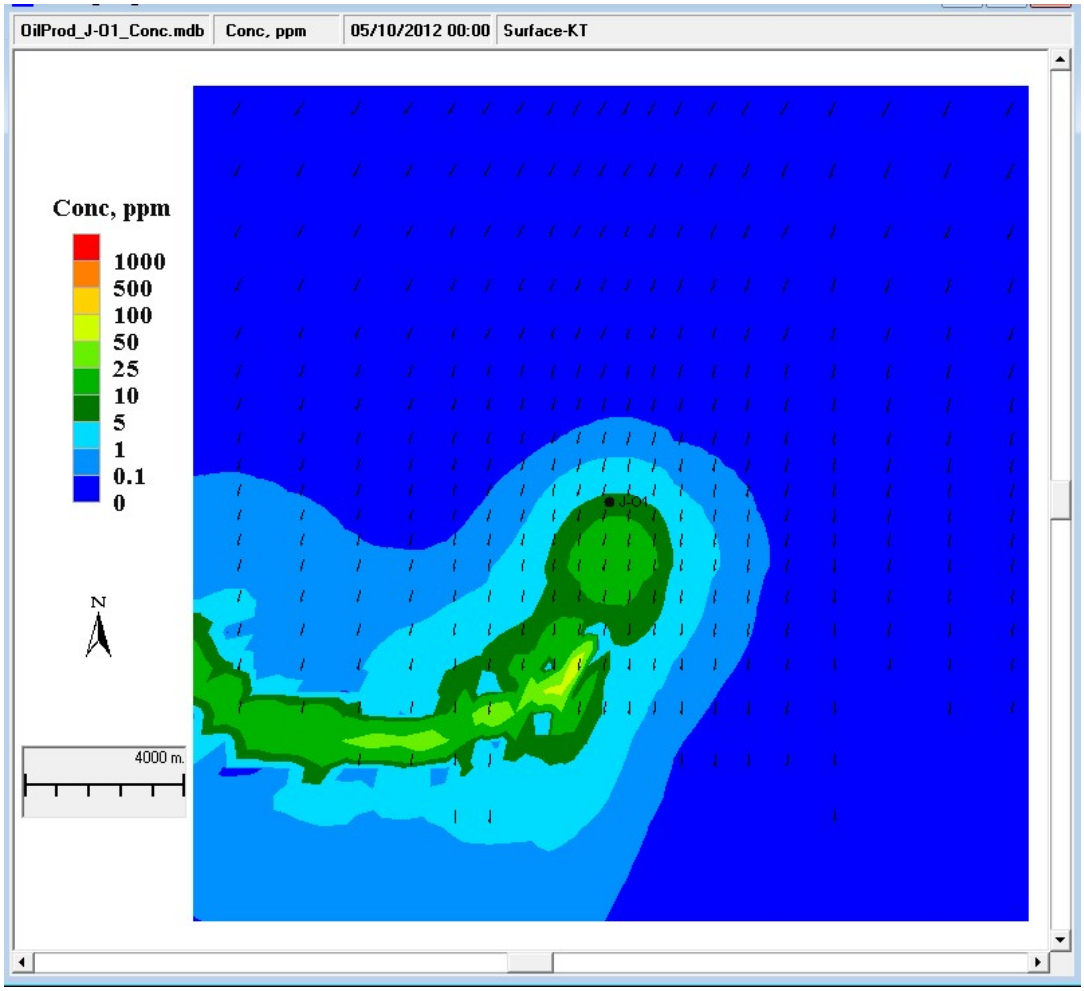


Figur 4.4. Installasjon J-O1. Dyp 40 - 50 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

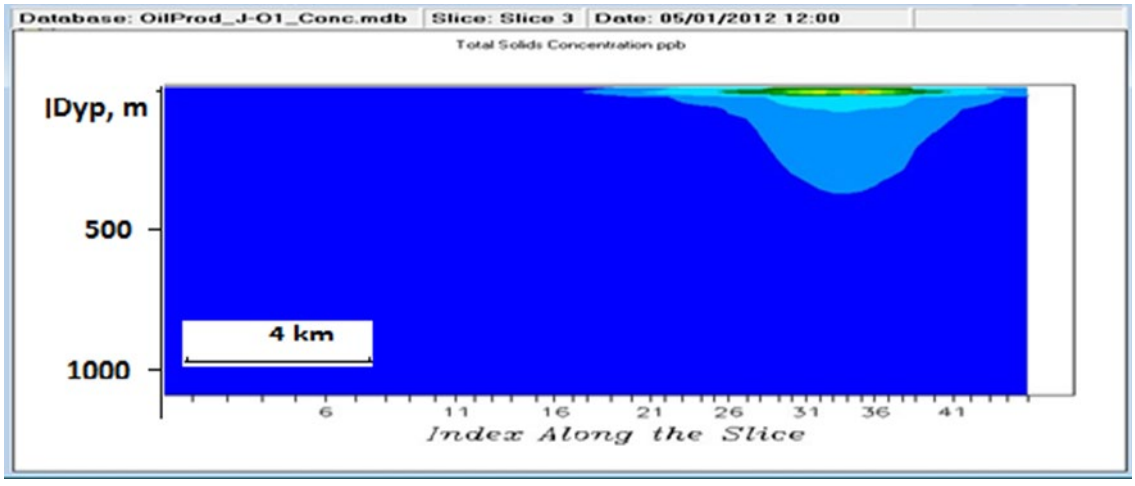


Figur 4.5. Installasjon J-O1. Dyp 90 – 100 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann i mai 2012.

A.



B



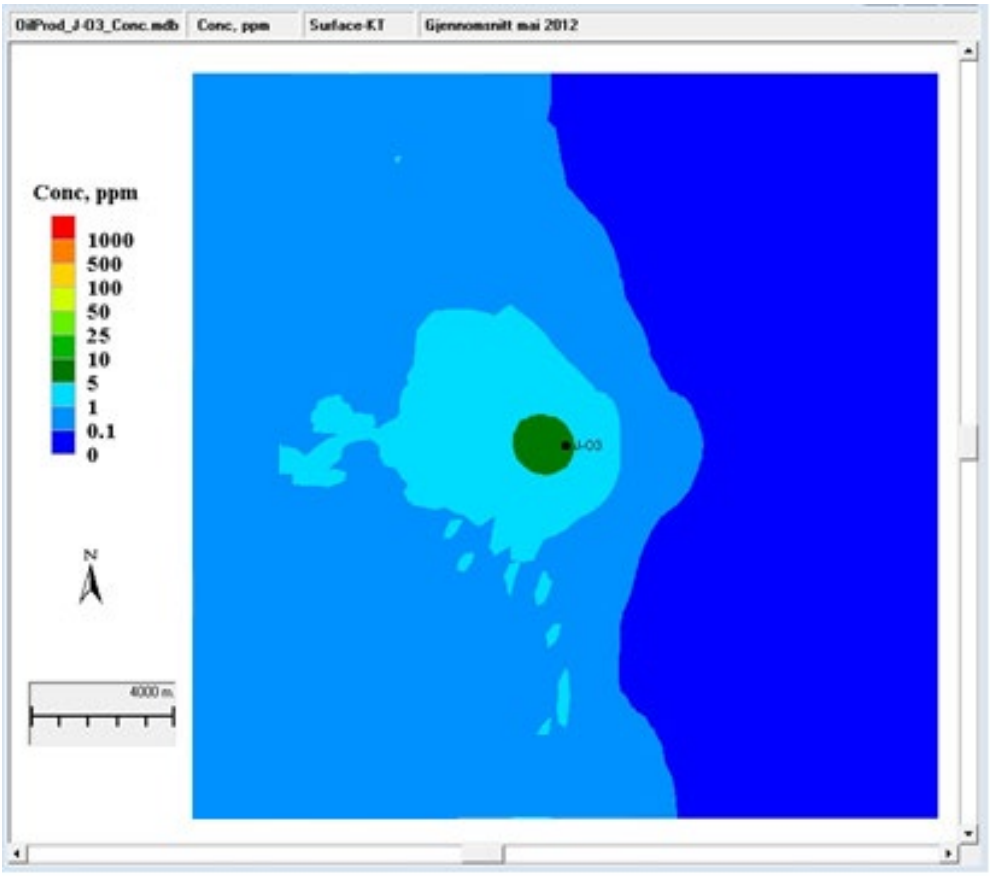
Figur 4.6. Installasjon J-O1. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann 3. mai 2012. A spredningsmønster i 30-40 m dyp. B: vertikalfordeling langs snittet angitt i A. De høyeste konsentrasjonene forekom mellom 0 og 50 meter.

Installasjon J-O3

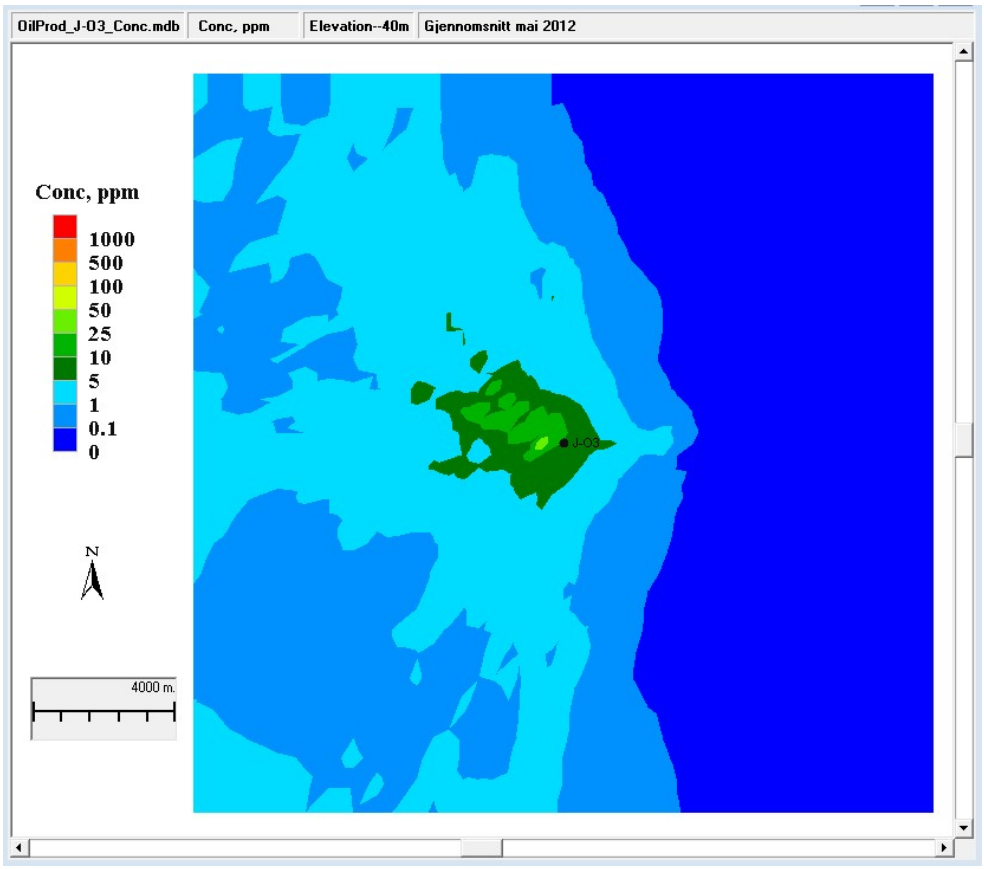
Utslippsmengden av produsert vann var 6646 m^3/døgn

Dybden i området er 900 m. Utslippsmengden av produsert vann er satt til 6 646 m^3/døgn. Figur 4.7 til Figur 4.9 viser simulerte midlere konsentrasjoner av produsert vann i mai 2012. Nær overflaten var konsentrasjonene mellom 1 og 5 ppm i et område på 1 x 2 km rett nord for installasjonen. De høyeste konsentrasjonene, mellom 10 og 50 ppm ble funnet på 30-40 m vanndyp, dvs i utslippsdypet ut til ca. 1 km. Konsentrasjonene på 100 m dyp var under 1 ppm.

Figur 4.9 gir eksempel på konsentrasjonsfordelingen på et gitt tidspunkt nær overflaten og et vertikalt snitt i samme tidspunkt. Eksemplet er representativt for en generell situasjon av hvordan produsert vann spres og innlagres i dette scenariet.

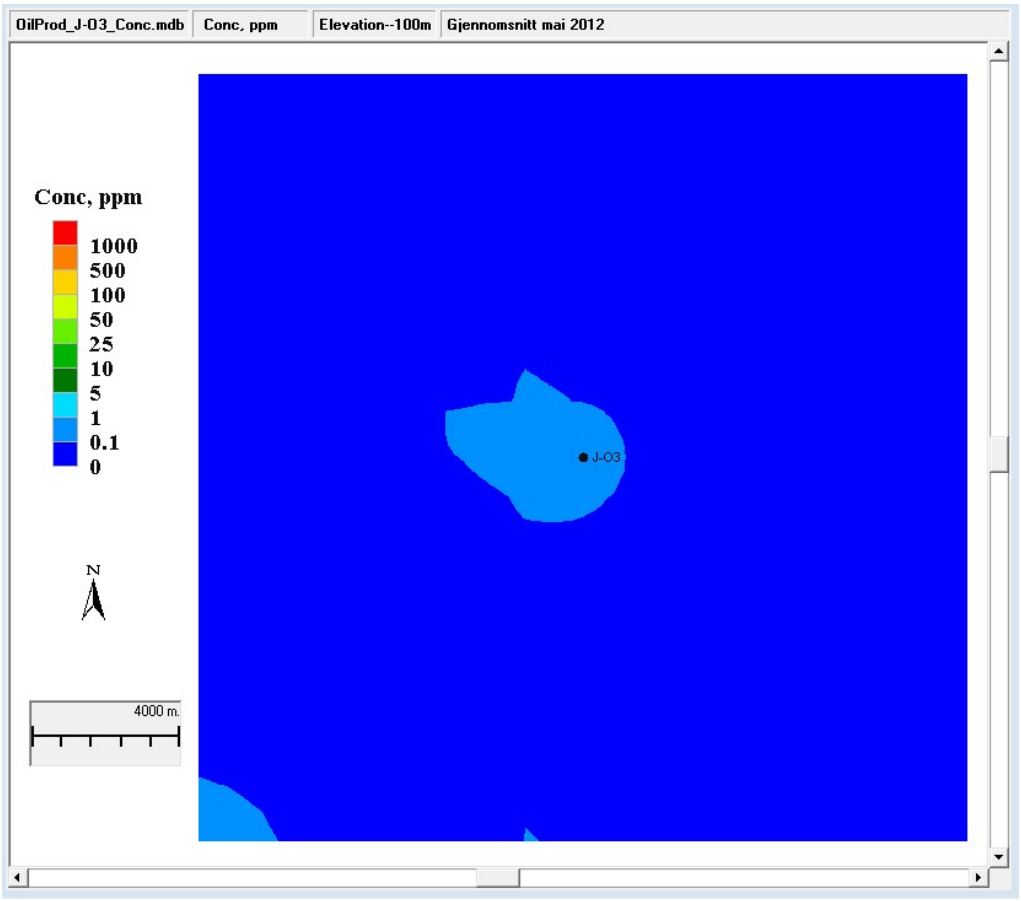


Figur 4.7. Installasjon J-O3. Dyp 0 -10 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

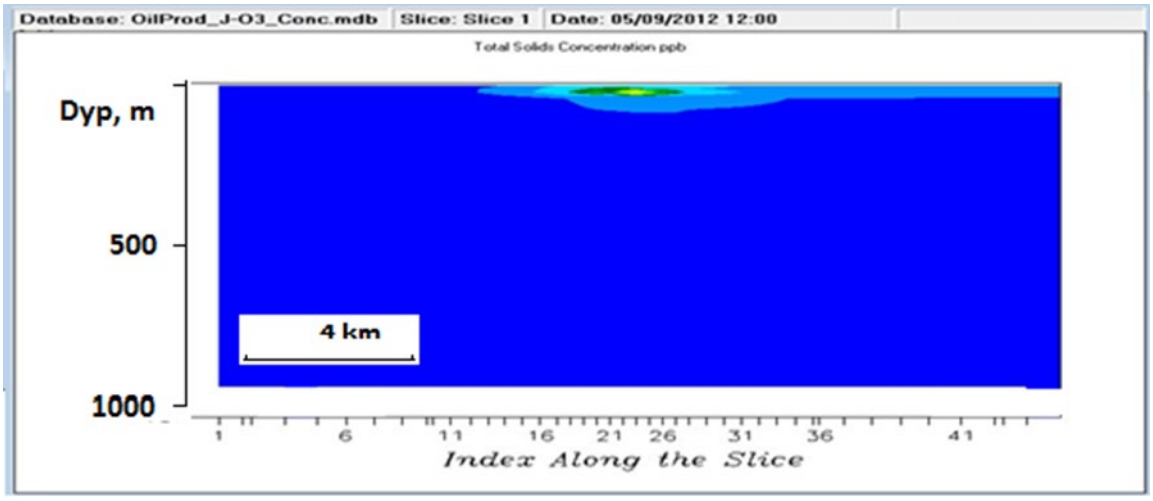


Figur 4.8. Installasjon J-O3. Dyp 40 - 50 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012..

A



B.



Figur 4.9. Installasjon J-O3. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann 9 mai 2012. A: spredningsmønster i 0-10 m dyp. B: vertikalt snitt vest-øst.

4.4.4 Scenarier med utslipp av borekaks

4.4.4.1. Modellforutsetninger

Det er tatt utgangspunkt i en typisk varighet for en boreoperasjon på 1 mnd. Vi har simulert scenarier hvor borekaksen i de første 5 dagene ble sluppet ut 2 meter over bunnen. I de påfølgende 25 dagene ble det dosert 2 meter under overflaten. I simuleringene har vi gått ut fra at boringen fant sted i mai 2012.

Boringen skjer i dybdeseksjoner med ulik diametere. Vi har antatt en total borelengde på 2500 meter (Tabell 4.6). De øverste to seksjonene (284 tonn, *Tabell 4.7*) dumpes nær bunnen. I simuleringene har vi brukt 2 meter over bunnen. Resten slippes ut nær overflaten (-2 m).

Tabell 4.6. Borehullets dimensjoner og aggregert borelengde.

Bor diameter	Lengde, m
36”	100
26”	600
17 ½ “	1200
12 ¼ “	2000
8 ½ “	2500

Tabell 4.7. Kaksvolum og –vekt per brønn

Utslippsdyp	Mengde (m^3)	Mengde (tonn)
2 m over havbunnen	284,2	710,5
2 m under overflaten	206,6	516,5

Det er antatt utboret volum + 20 % per brønn. Tetthet: 2,5 tonn/m^3 (Tabell 4.8).

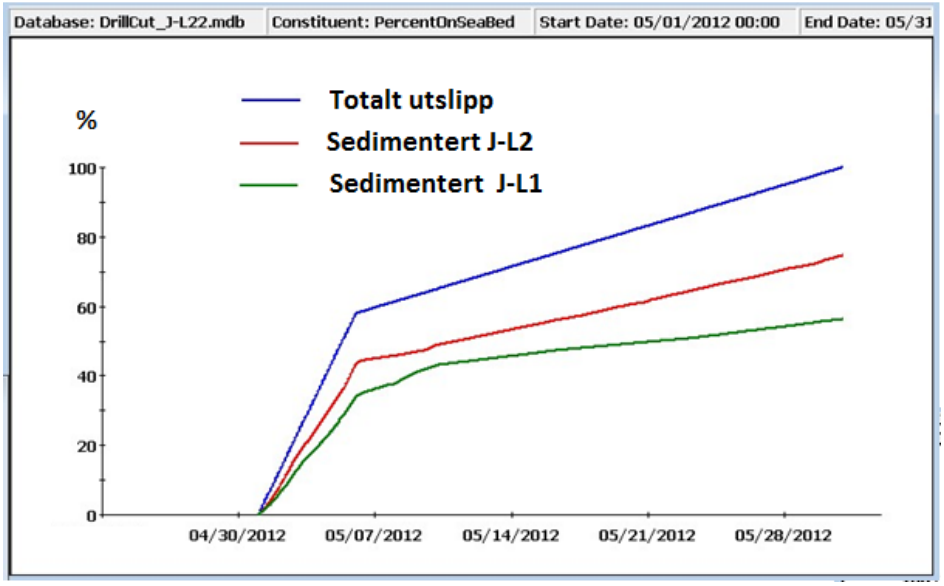
Tabell 4.8. Antatt kornfordeling av borekaks

DRILL CUTTINGS				
Diameter mm	Weight %	Density SG	Velocity m/s	Velocity m/day
0.007	10	2.5	1.9E-05	1.7
0.015	10	2.5	8.8E-05	7.6
0.025	10	2.5	2.5E-04	21.2
0.035	10	2.5	4.8E-04	41.6
0.05	10	2.5	9.8E-04	84.9
0.075	10	2.5	2.2E-03	191.0
0.2	10	2.5	1.6E-02	1356.5
0.6	10	2.5	5.7E-02	4898.9
3	10	2.5	2.1E-01	17988.5
7	10	2.5	3.2E-01	27483.8

4.4.4.2. Modellresultater - borekaks

Tidsforløp for kaks-sedimentering

Forløpet av simulert kaks-sedimentering er vist i Figur 4.10. Sedimenteringen var raskest i den første uka med utslipp nær bunnen. For brønnlokasjon J-L1 hadde 75 % av kakset sedimentert innenfor beregningsområdet etter 30 dager, for lokasjon J-L2 ca. 88 %. Forskjellene skyldtes fortrinnsvis spredning av overflateutslippene ved ulike dybdeforhold. Partiklene fra plattform J-L1, hvor dybden var ca. 1900 m, ble i større grad spredt av strømmene enn for plattform J-L2 med dybder nær 200 m.



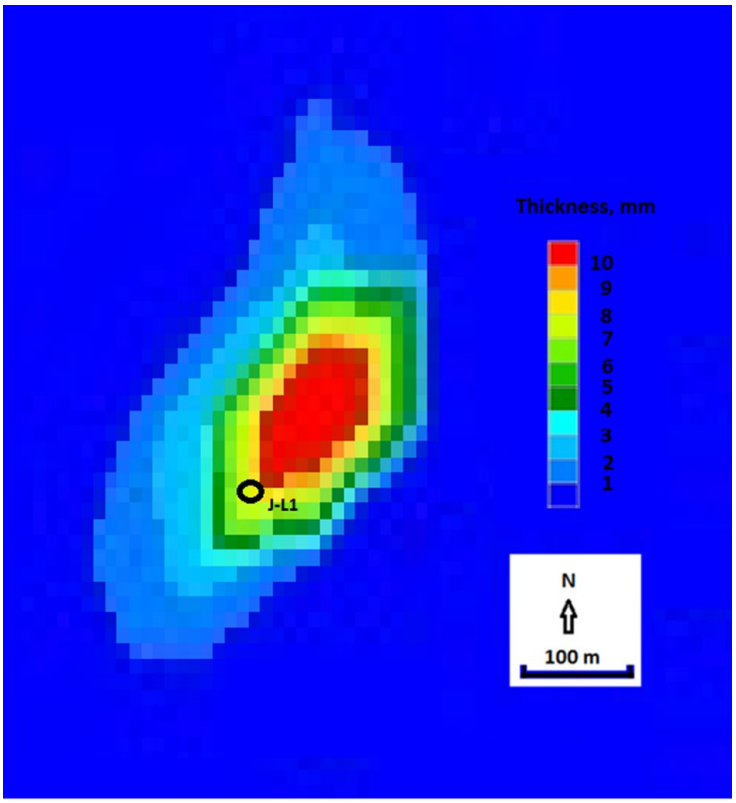
Figur 4.10. Prosentvis utsynking av kaksutslippet over tid. Størstedelen av deponiet ble dannet av utslipp nær bunnen den første uken.

Letebrønn J-L1.

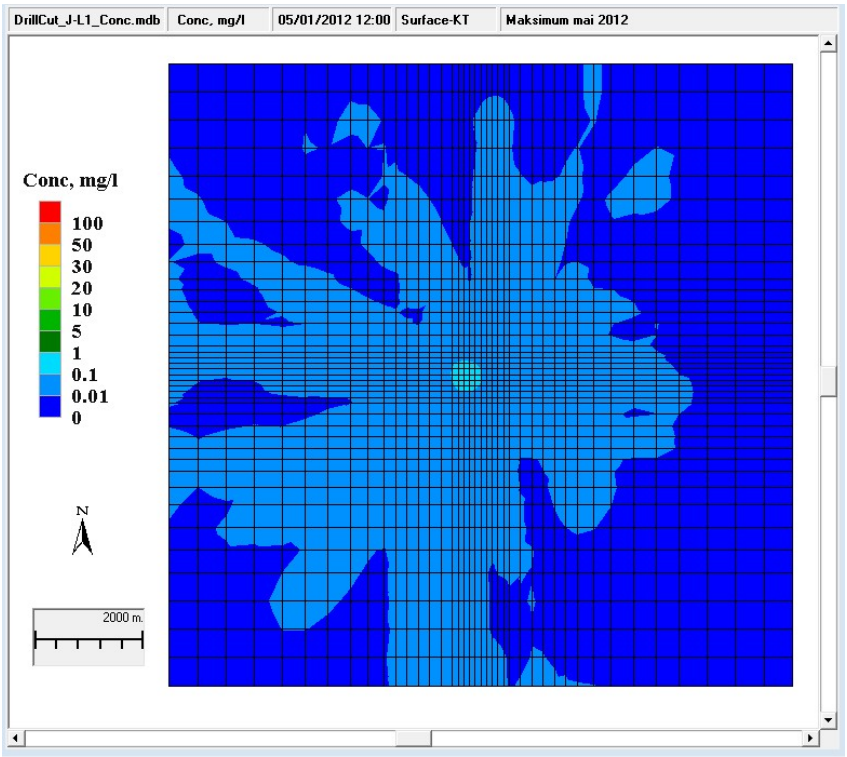
Dybden er ca. 1900 m. Utbredelse av kaks-sedimenteringen er gitt i Figur 4.11. Tykkelsen av sedimentert kaks var over PNEC på 10 mm ut til en avstand på ca. 100 m fra utslippet og tykkelser på mellom 10 og 1 mm forekommer ut til maksimalt 350-400 m. Totalt 75 % av kakset sedimentert nærmere enn 6 km fra utslippet.

Figur 4.12 og Figur 4.13 viser simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks. I overflatevannet vil PNEC på 8 mg/l over bakgrunnsnivået bare forekomme helt i nærområdet for utslippet og konsentrasjonene avtok til under 1 mg/l innen 100 m avstand. Mengdene suspendert kaks ved bunnen overskred også PNEC bare helt i nærområdet og ble redusert til under 1 mg/l innen ca. 500 meter fra utslippet.

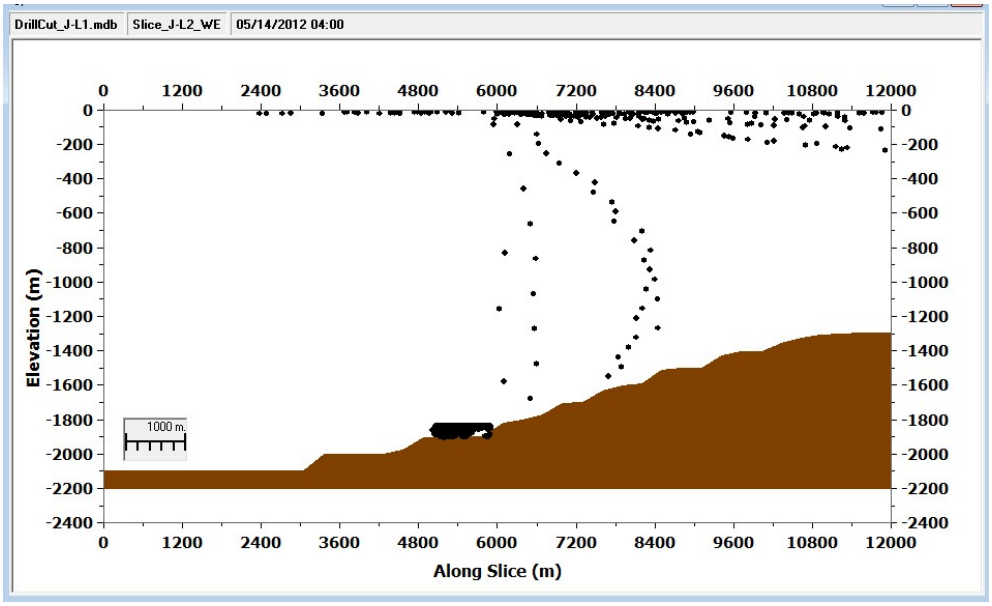
Utslipp i overflaten ble spredt over et større område enn ved utslipp nær bunnen (Figur 4.13). De største partiklene sedimenterte nær utslippet, mens de minste ble transportert ut av beregningsområdet.



Figur 4.11. Letebrønn J-L1. Simulert deponi av borekaks. Dybde ca. 1900 m.



Figur 4.12. Letebrønn J-L1. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks i overflaten i mai 2012.



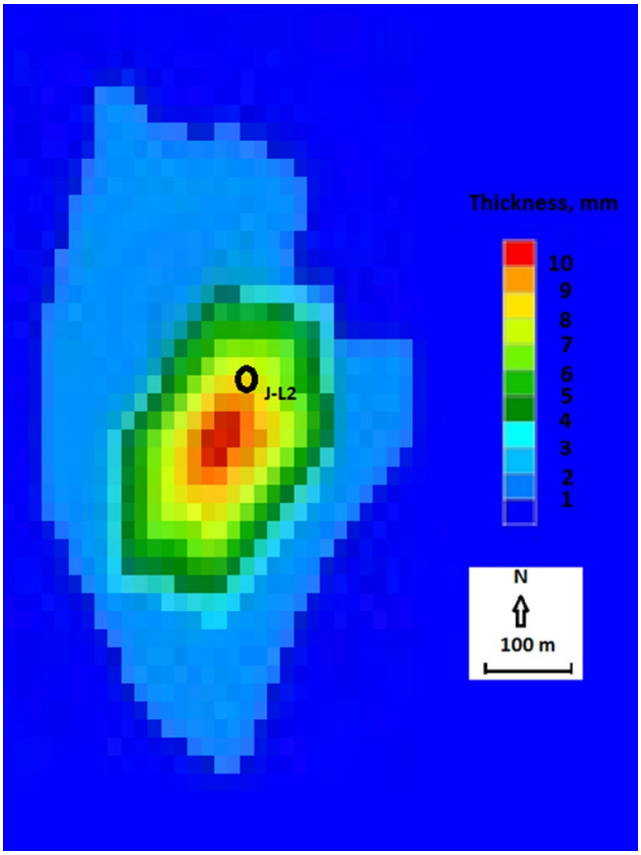
Figur 4.13. Letebrønn J-L1. Simulert spredningsituasjon 14.mai 2012. Partikler dosert ved bunnen sedimenterte i betydelig grad nær plattformen. Partikler tilført nær overflaten ble spredt over et større areal.

Letebrønn J-L2.

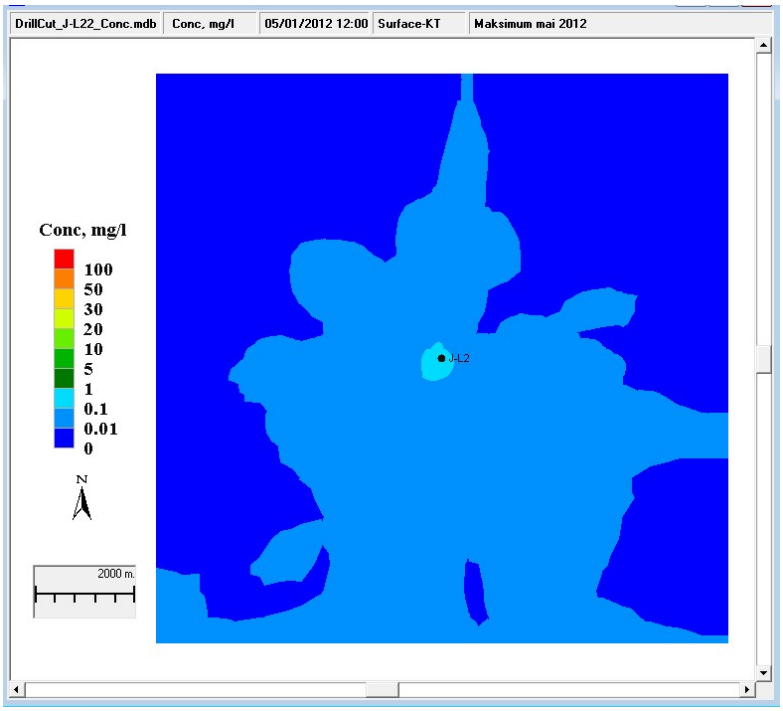
Dybden er ca. 200 m. Utbredelse av sedimenteringen er gitt i Figur 4.14. Tykkelsen av sedimentert kaks var over PNEC på 10 mm ut til en avstand på maksimum 100 m fra utslippet og tykkelser på mellom 10 og 1 mm forekommer ut til maksimalt 450 m. Totalt 88 % av kakset sedimentert nærmere enn 6 km fra utslippet.

Figur 4.15 til Figur 4.17 viser simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks. I overflatevannet vil PNEC på 8 mg/l over bakgrunnsnivået bare forekomme helt i nærområdet for utslippet og konsentrasjonene avtok til under 0,1 mg/l innen 100 m avstand. Mengdene suspendert kaks ved bunnen overskred også PNEC bare helt i nærområdet og ble redusert til under 1 mg/l innen ca. 500 meter fra utslippet.

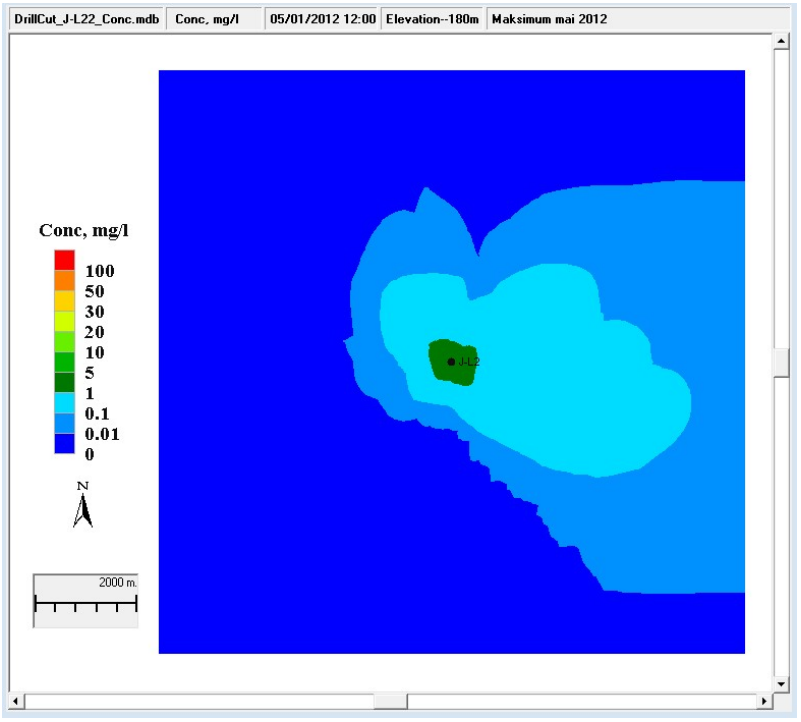
Utslipp i overflaten ble spredt over et større område enn ved utslipp nær bunnen (Figur 4.18). De største partiklene sedimenterte nær utslippet, mens de minste ble transportert ut av beregningsområdet.



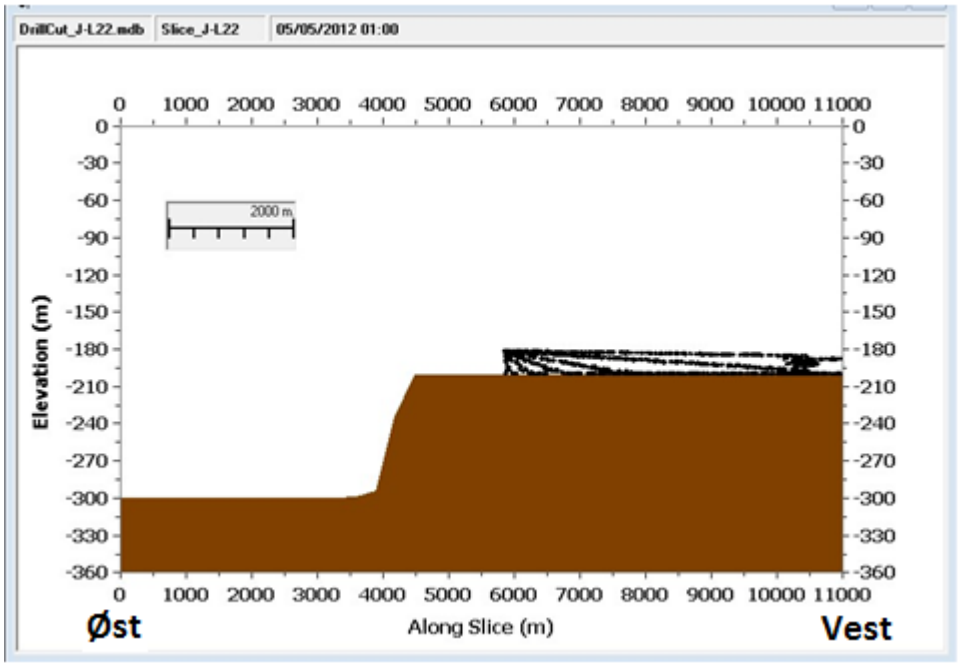
Figur 4.14. Letebrønn J-L2. Simulert avsetning av borekaks på bunnen (gjennomsnittlig mm tykkelse pr gridrute) deponi av borekaks ved leteplatformen J-L2. Dybde ca. 200 m.



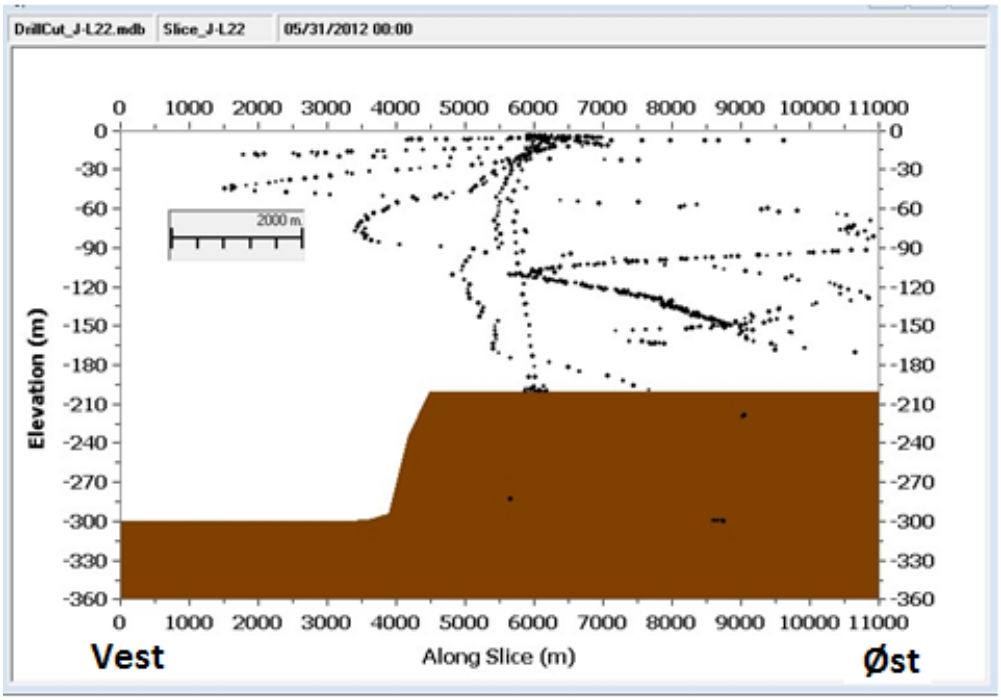
Figur 4.15. Letebrønn J-L2. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks i øvre 0-10 m i mai 2012.



Figur 4.16. Letebrønn J-L2. Simulerte maksimumkonsentrasjoner av suspenderte kakspartikler nær bunnen i mai 2012.



Figur 4.17. Letebrønn J-L2. Simulerte spredningssituasjon 5. mai 2012 med utslipp nær bunnen. De største partiklene sedimenterte nær utslippet, mens de minste ble transportert ut av beregningsområdet.



Figur 4.18. Letebrønn J-L2. Simulert spredningssituasjon 31. mai 2012 med utslipp nær overflaten. De minste partiklene ble i betydelig grad ført ut av beregningsområdet.

4.5 Identifikasjon av influensområder

Influensområdet for et utslipp avgrenses av avstanden ut til det punkt der PEC:PNEC =1 for alle utslippsstoffene. Siden man konservativt regner at ingen av stoffene degraderes innenfor modelleringstiden vil alle følge det samme spredningsmønsteret. Vi har derfor lagt til grunn at det stoffet som krever størst fortynning for å nå PEC:PNEC=1 bestemmer influensområdets utstrekning.

4.5.1 influensområder og eksponeringstid for utslipp av produsert vann

I følge Tabell 4.9 vil benzen og toluen i produsert vann kreve størst fortynning for å oppnå PEC:PNEC = 1, henholdsvis 793 og 722 gangers fortynning (1 del ufortynnet avløp blandet med 793 deler omgivende sjøvann). Fortynningsbehovet for de øvrige stoffene er lavere, og høyest for noen av 4-6 rings PAH-forbindelsene (faktor 130-400) og fenol-forbindelsene (faktor 103-196). Vi anser derfor at etter en 1000 gangers fortynning vil PEC:PNEC < 1 for samtlige stoffer som kan vurderes, og at risikoen for eventuelle toksiske effekter av betydning vil være eliminert. Dette tilsvarer en konsentrasjon av porevannet på 1000 ppm i modellsimuleringene.

I følge kapittel 4.4.3. vil den største spredningen av produsert vann skje i dybdeintervallet 30-50 m i begge scenariene, og en fortynning av utslippet med faktor 1000 oppnås innenfor innerste gridrute. Dette innebærer at et influensområde med PEC:PNEC>1 maksimalt vil strekke seg ut til anslagsvis 100 m fra kilden i begge scenariene. Modelleringen viser altså at den naturlige fortynningen av produsert vann med omgivende sjøvann er så stor at et influensområde der det er risiko for effekter av en eller flere av utslippskomponentene, er begrenset til ca. hundre meter fra utslippspunktet, og i et dyp som ikke avviker mye fra utslippsdypet. Fortynningen synes noe raskere rundt J-O3 enn rundt J-O1. Bildet stemmer godt med influensområdet som er funnet i effektovervåkingen med organismer i bur rundt plattformer i Nordsjøen (f.eks. Brooks et al 2011).

Med midlere strømhastigheter på 10-30 cm/sek vil den maksimale tiden det tar for å oppnå PEC:PNEC=1 være anslagsvis 5-15 minutter. For organismer som befinner seg i fortynningsvannet vil dette også være den maksimale eksponeringstiden til PEC:PNEC>1. Influensområdet er basert på overskridelse av en PNEC for kronisk belastning. For stoffer som er inkludert i det norske klassifiseringssystemet for miljøgifter i sjøvann er kronisk PNEC i gjennomsnitt 5 ganger lavere enn PNEC basert på akutt belastning (normalt ut fra eksponering i 96 timer) (beregnet fra Klif 2007). Dette innebærer at det reelle influensområdet for eksponering i noen minutter er betydelig lavere enn det som er angitt, og at vurderingen av økologisk risiko derfor er meget konservativ.

Tabell 4.9. Konsentrasjon av utslippsstoffer ved utslipp (basert på EW snitt for sokkelen 2010, Kilde: Notat OED 02.07.2012), anvendt PNEC, antatt bakgrunnskonsentrasjon i sjøvannet, samt fortynningsfaktor for å oppnå PEC:PNEC=1 (manglende faktor betyr at fortynning ikke er nødvendig).

Komponent-gruppe	Stoff	Gj.sn. i utslipp µg/l	Anvendt PNEC µg/l	Bakgrunn µg/l	Fortynnings-faktor
BTEX	**Benzen**	6351,38	8	0	793
	Toluen	5347,71	7,4	0	722
	Etylbenzen	318,76	10	0	31
	Xylen	1861,34	8	0	232

NPD/PAH	**Naftalen**	364,66	2	0	181
	C1-naftalen	343,51	2	0	171
	C2-naftalen	167,02	2	0	83
	C3-naftalen	131,44	2	0	65
	Fenantren	12,03	1,3	0	8
	Antrasen	0,05	0,1	0	
	C1-Fenantren	16,96	1,3	0	12
	C2-Fenantren	19,83	1,3	0	14
	C3-Fenantren	5,30	1,3	0	3
	Dibenzotiofen	3,11	0,1	0	30
	C1-dibenzotiofen	4,59	0,1	0	45
	C2-dibenzotiofen	6,70	0,1	0	66
	C3-dibenzotiofen	0,17	0,1	0	
16 EPA/PAH	**Acenaftylen**	0,63	0,13	0	4
	Acenaften	1,50	0,38	0	3
	Fluoren	8,60	0,25	0	33
	Fluoranten	0,21	0,0063	0	32
	Pyren	0,33	0,023	0	13
	Krysen	0,23	0,007	0	32
	Benzo(a)antrasen	0,06	0,0012	0	50
	Benzo(a)pyren	0,02	0,00017	0	134
	Benzo(g,h,i)perylen	0,05	0,00017	0	268
	Benzo(b)fluoranten	0,07	0,00017	0	403
	Benzo(k)fluoranten	0,01	0,00017	0	44
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,01	0,00017	0	44
	Dibenz(a,h)antrasen	0,02	0,00014	0	108
Fenoler	**Fenol**	7,7	1272,21	0	164
	C1-Alkylfenoler	7,7	1519,14	0	196
	C2-Alkylfenoler	7,7	640,15	0	82
	C3-Alkylfenoler	7,7	208,78	0	26
	C4-Alkylfenoler	0,64	66,47	0	103
	C5-Alkylfenoler	0,2	11,84	0	58
	C6-Alkylfenoler	0,01	0,95	0	94
	C7-Alkylfenoler	0,01	0,42	0	41
	C8-Alkylfenoler	0,01	0,54	0	53
	C9-Alkylfenoler	0,3	0,34	0	
Organiske syrer	**Maursyre**	216000	3770,33	0	
	Eddiksyre	126000	157966,09	0	

	Propionsyre	76000	20037,93	0	
	Butansyre	44000	3964,09	0	
	Pentansyre	25000	1842,40	0	
	Naftensyrer	9800	1367,82	0	
Metaller	**Arsen**	4,8	6,83	2	
	Bly	1,3	1,82	0,05	
	Kadmium	0,24	0,17	0,03	
	Kobber	0,64	0,68	0,3	
	Krom	0,8	1,72	0,2	1,5
	Kvikksølv	0,048	0,07	0,001	
	Nikkel	8,2	1,53	0,5	
	Zink	2,9	53,04	1,5	36
	Jern	-	6303,98	0	-
	Barium	-	53981,15	0	-
Radioaktive stoffer (bq/l)*	**226Ra**	-	0,0039	0	-
	228Ra	-	0,0042	0	-
	210Pb	-	0,00014	0	-

4.5.2 . Influensområde og eksponeringstid for utslipp av borekaks

OED har i sine forutsetninger for spredningsmodellering lagt til grunn at utslippet fra boring av en brønn har 30 dagers varighet, hvorav de 5 første med utslipp ved bunnen. Det geografiske utbredelsesmønsteret for sedimentering av borekaks som følge av et utslipp med 30 dagers varighet er vist i Figur 4.11. og Figur 4.14. Her er også angitt utbredelsen av influensområdene med et topplag av kaks tykkere enn PNEC på 10 mm for nedslamming. Største gjennomsnittlige tykkelse innenfor en gridrute var 10-15 mm. For borelokasjon J-L1 viser Figur 4.11. at kakstykkelsen er under PNEC innen 100 m avstand. Det samme ble funnet for lokasjon J-L2. Figurene antyder at influensområdet rundt J-L1 er omtrent 8500 m^2 og rundt J-L2 omtrent 2000 m^2. Arealet av influensområdet rundt plattform J-L1 tilsvarer en sirkel med radius ca. 50 m.

OD har uttrykt behov for å få vurdert kumulativ virkning av at det kan bores flere brønner pr lokalitet. Dette scenariet er ikke simulert. Vi har gjort en vurdering basert på 10 brønner boret over anslagsvis 2 år (i praksis betyr dette en brønn pr 2 mnd). Vi har også konservativt antatt at sedimenteringen vil være additiv, dvs en kakstykkelse på 10x det som forårsakes av én brønnboring. Den reelle tykkelsen av sedimentert lag er antakelig mindre fordi det kan påregnes en viss resuspensjon og videre spredning av sedimentert kaks, og siden bioturbasjonen (dyrs graveaktivitet) gradvis vil blande kakset med underliggende sediment slik at sedimenteringen ikke blir additiv. Forutsatt additivitet bør PNEC for nedslamming fra en enkelt brønn da settes til 1 mm. Figur 4.11. og Figur 4.14 viser at en slik sedimentering vil være begrenset til innenfor ca. 400-450 m fra hvert av utslippspunktene.

Influensområdet for effekter av suspenderte kakspartikler er bedømt ut fra en PNEC for øket TSM på 8 mg/l (se kapittel 4.2.2). For letebrønn J-L1 er høyeste modellerte konsentrasjon i overflaten innenfor en grid-rute 0,1 - 1 mg/l, dvs kaks-TSM vil være fortynnet til under 1 mg/l

ca 100 m fra utslippet (Figur 4.12). Influensområdet med TSM > 8 mg/l av suspenderte kakspartikler vil ligge godt innenfor en avstand av 100 m fra utslippet. For letebrønn J-L2 vil TSM ved overflaten være fortynnet til under 0,1 mg/l ca 100 m fra utslippet (Figur 4.15). Det betyr at også her er influensområdet ved overflate ubetydelig. Ved bunnen er høyeste modellerte TSM-konsentrasjon 1 - 5 mg/l. Denne kan strekke seg ut til ca 500 m avstand. Utbredelsen av TSM>8 mg/l vil være betydelig mindre enn dette, og slikt nivå vil bare forekomme i innerste grid-rute.

Ved en bunnstrømhastighet på eksempelvis 5 cm/s vil eksponeringstiden til suspendert kaks på over 8 mg/l (ut til maksimalt 100 m) være ca. 30 minutter eller mindre i begge de modellerte situasjonene. Det er liten grunn til å forvente at så kort eksponering til økt TSM vil kunne gi effekter av betydning på organismer i vannmassene, men for fastsittende organismer innenfor influensområdet kan eksponeringen til suspendert kaks være vedvarende. Dette vil være organismer innenfor en radius av langt mindre enn 100 m og eventuelle effekter vil bare ha økologisk betydning dersom dette området utgjør en spesielt verneverdig lokalitet.

Eksponeringen til sedimentert kaks vil være vedvarende helt til kakset enten eroderes og føres videre, blandes ned i det naturlige sedimentet ved bioturbasjon eller dekkes til av nytt sediment. I praksis utgjør tilslammingen derfor en kronisk belastning der en kronisk PNEC på 10 mm kaks er gyldig.

4.6 Konklusjoner

Under de forutsetningene som er gitt for vurderingen, vil risiko for toksiske effekter av en eller flere av utslippskomponentene i produsert vann være begrenset til ca. 100 meter fra utslippspunktet, og i et dyp som ikke avviker mye fra utslippsdypet. På andre dyp vil influensområdet være mindre. På grunn av endringer i vannbevegelse vil varigheten av eksponeringen til konsentrasjoner som kan være toksiske være kort – i størrelsesorden 5-15 minutter. Dette betyr at forventede økologiske virkninger av regulære utslipp av produsert vann fra den beskrevne utbyggingen i området rundt Jan Mayen vil være ubetydelige.

Effekter av utslipp av vannbasert borekaks kan forekomme både fra kakspartikler i suspensjon og etter sedimentering. Laboratorieforsøk har sannsynliggjort at effektene i hovedsak forårsakes av fysisk stress, ikke toksisitet. Risiko for effekter av suspendert kaks fra de angitte boreoperasjonene (5 dager utslipp ved bunnen fulgt av 25 dagers utslipp nær overflaten) vil være begrenset til godt innenfor en avstand av 100 m nær bunnen og betydelig kortere nær overflaten. Eksponeringstiden for organismer i vannmassene vil være under en time og for kort til å sannsynliggjøre effekter. For fastsittende organismer (svamp, koraller) innenfor influensområdet kan eksponeringen være kronisk, men det finnes liten/ingen kunnskap om sårbarheten av disse overfor suspenderte partikler

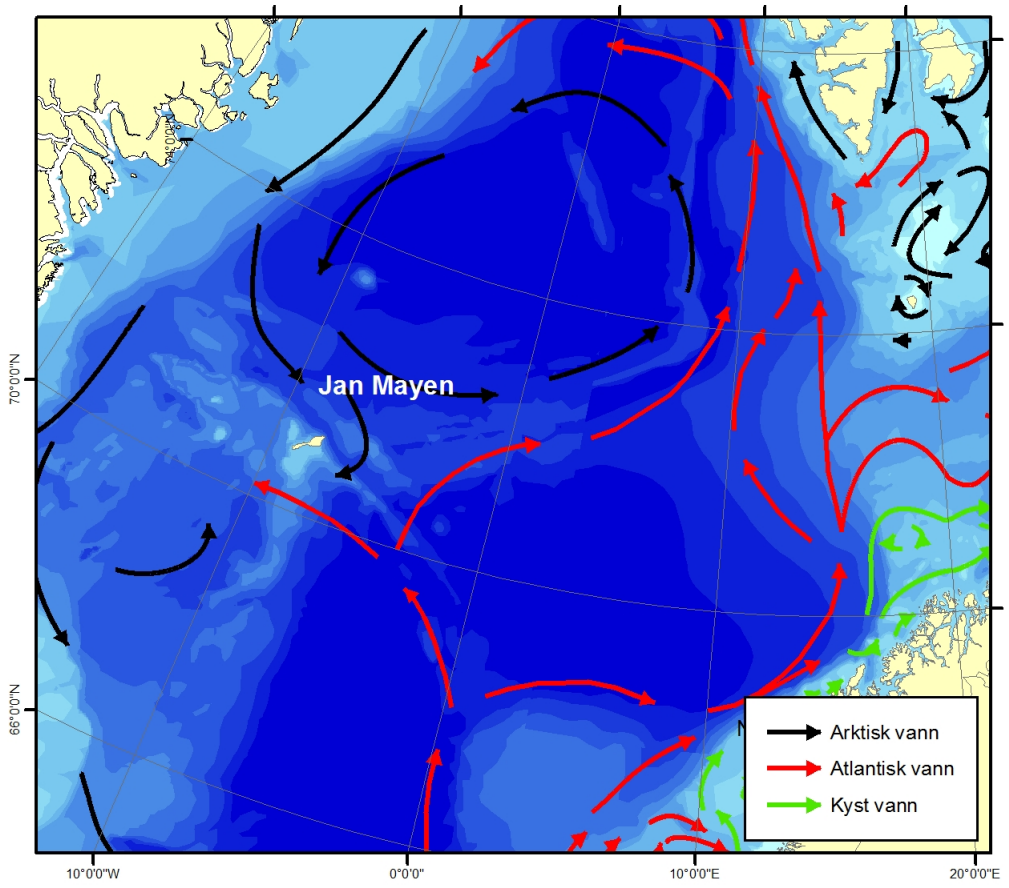
Influensområdet på bunnen for sedimentering av kaks fra et vedvarende utslipp i 30 dager vil være henholdsvis mindre enn 8500 m^2 og 2000 m^2 for plattform J-L1 og J-L2. Det må forventes skadevirkninger på de organismene som finnes innenfor influensområdet, men arealmessig utgjør dette en utstrekning på under 50 meter fra utslippet. Eksponeringen vil være vedvarende helt til kakset enten resuspenderes, blandes ned i sedimentet under, eller dekkes av nytt sediment. Akkumulert risiko fra 10 brønnboringer på samme lokasjon er ikke modellert, men kan konservativt antas å være begrenset til innenfor ca. 450 m fra hvert utslippspunkt.

5 Konsekvenser av regulære utslipp i havområdet omkring Jan Mayen.

5.1 Beskrivelse av naturmiljø i havområdene omkring Jan Mayen

Norskehavet er en betydelig del av Atlanterhavet som ligger mellom fastlands-Norge, Svalbard og Island. Norskehavet grenser til Barentshavet i øst, mot Nordsjøen i sør, mot Atlanterhavet i sørvest og mot Grønlandshavet i vest. Norskehavet er dobbelt så stort som Barentshavet og hele åtte ganger så stort som Nordsjøen (Green et al., 2012). Arealet av Norskehavet er stort, nærmere 2,6 millioner km^2 og har et totalt volum på 4,1 millioner km^3.

Norskehavet består av alt fra kontinentalsokkelens grunne banker som varierer fra <50 til 300 meter, til dyphav ned mot 4000 meter, med et gjennomsnittlig dyp på 1800 meter. To dypvannsbassenger dominerer; Norskehavsbassenget og Lofotbassenget med dyp mellom 3000 og 4000 meter. Norskehavet er skilt fra de andre havområdene i vest av Jan Mayen-ryggen og Mohnsryggen, som går sør og nordøst for Jan Mayen (Havforskningsinstituttets temasider, juli 2012).



Figur 5.1: Dominerende havstrømmer og vannbevegelser i Norskehavet

Bunntopografien er i stor grad det som bestemmer strømforholdene i Norskehavet. Strømforholdene domineres av *Den norske Atlanterhavsstrømmen* (Golfstrømmen) på østsiden. Dette er en nordgående strøm av relativt varme vannmasser. På vestsiden finner vi *Østgrønlandsstrømmen*, som er en sørgående strøm av relativt kalde vannmasser. Det er en forholdsvis skarp arktisk front mellom disse varme og kalde vannmassene, hvor det varme vannet fra Atlanterhavet møter det kalde og mindre salte arktiske vannet (smeltevann reduserer salinitet). Bunntopografien er også sentral for sirkulasjon og fordeling av vannmasser, og Grønland-Skottland-ryggen isolerer de dype vannmassene i Atlanterhavet fra de dypere lag i De Nordiske hav (Norskehavet, Grønlandshavet og Islandshavet). Dypvannet i De Nordiske hav er derfor karakterisert av arktiske vannmasser med temperatur under 0°C.

Norskehavet er i særstilling med tanke på klimatiske variasjoner; både sesongmessige og store variasjoner fra år til år: Variasjoner i temperatur i det innstrømmende atlanterhavsvannet, i mengden av kaldt arktisk vann fra vest og i varmetap til atmosfæren gir store årlige svingninger. Det varme vannet fra Atlanterhavet som strømmer inn i Norskehavet avgir mye varme til atmosfæren, noe som er avgjørende for det milde klimaet i Nord-Europa. Dette varme vannet som strømmer inn fra Atlanterhavet resulterer i at Norskehavet er isfritt og har høy biologisk produksjon (Havforskningsinstituttets temasider, juli 2012).

5.1.1 Beskrivelse av havområdet rundt Jan Mayen (Fysiske forhold)

Jan Mayen ligger i grensesonen mellom arktiske og atlantiske vannmasser, noe som i høy grad påvirker det marine økosystemet. Utredningsområdet dekker et areal på ca. 623 000 km^2. Mot nord ligger Grønlandshavet, mot sør Islandshavet og mot øst Norskehavet. Havområdet vest og nord for Jan Mayen er dominert av arktiske vannmasser med lav temperatur og saltholdighet, transportert ut av Polhavet med den sørgående Øst-Grønlandstrømmen. Vannmassene med arktisk opprinnelse er homogene med liten grad av lagdeling. Vannmassebevegelser styres i høy grad av bunntopografien og følger de dominerende undervannsstrukturer; Mayen-ryggen og Mohn-ryggen, henholdsvis sør og nordøst for Jan Mayen (se Figur 5.1). Her dannes den arktiske fronten i møtet mellom en sidegren av Øst-Grønlandstrømmen og den nordgående norske atlanterhavsstrøm med varmere og mer saltholdig vann med opprinnelse i atlantiske vannmasser. Sør for Jan Mayen er plasseringen av fronten ganske variabel, men den følger kanten mellom Islandsplatået og Norskehavet. Mot nordøst følger fronten Mohn-ryggen ganske tett (Skjoldal et al, 2004).

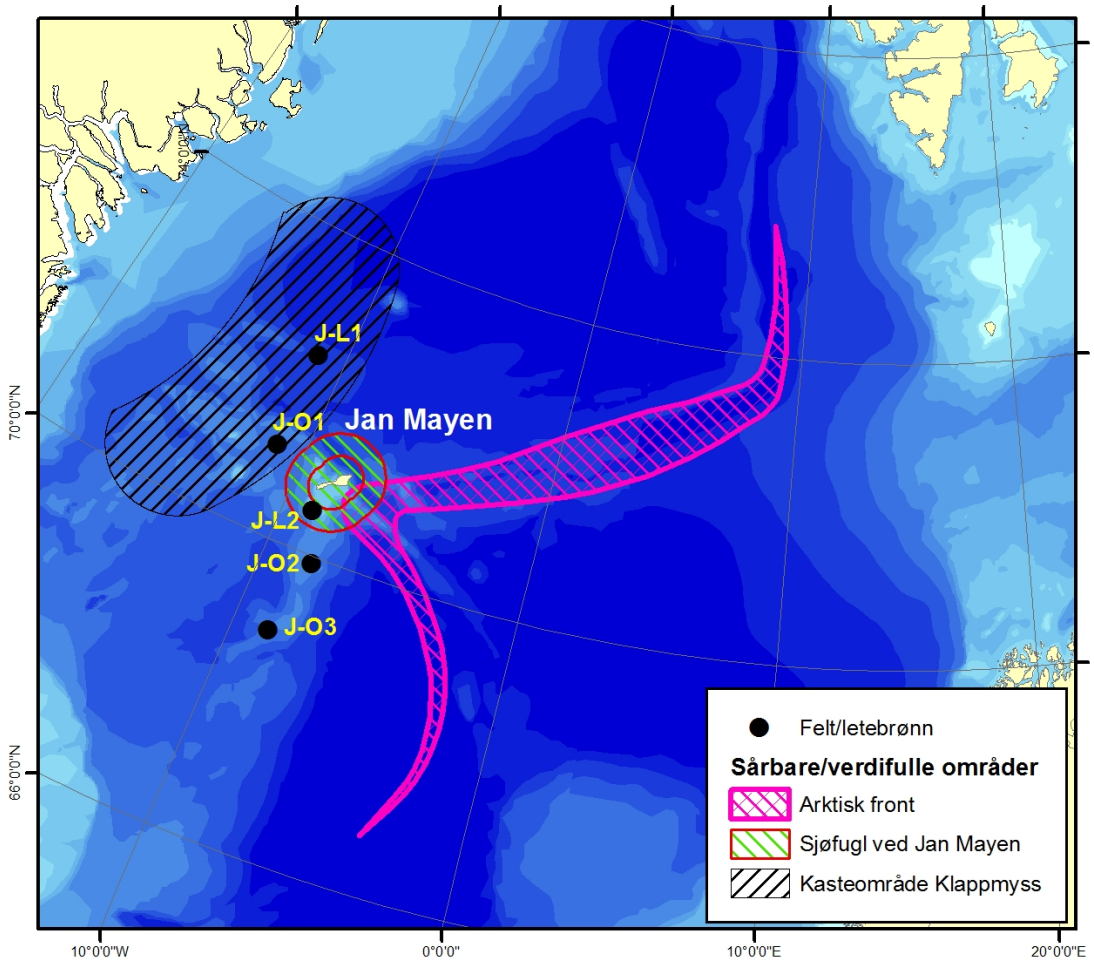
Nord for Jan Mayen er det funnet flere dyphavsfjell som kan være viktige habitater for både fisk og evertebrater. Den norske regjeringen har vernet dyphavsfjell i det nordlige Atlanterhav siden 2004. Nord og nordøst for Jan Mayen, langs Mohn-ryggen, er det også funnet såkalte *hydrotermale skorsteiner* (*black smokers)* som slipper ut metalsulfider og som er unike mikrohabitater for bakterier og forskjellige bunndyr.

Vestisen som er et drivisbelte langs den Østgrønlandske sokkelen, består av is, transportert med Øst-Grønlandstrømmen ut av Polhavet, og is dannet på sokkelen samme året. Typisk observeres maksimalt isdekke i begynnelsen av april og minimalt isdekke i september. Mellom år varierer isutbredelsen og på våren kan iskanten ligge et godt stykke øst for Jan Mayen, men generelt har utbredelsen av Vestisen minket siden 1990-tallet (Fossum et al., 2012).

Der er et generelt stort behov for kunnskapsinnhenting i utredningsområdet og kartlegging av biologien og habitattypene i områder som vurderes aktuelle for leteboringer, er nødvendig.

5.1.2 Biologiske komponenter og prosesser: vannsøylen/pelagisk

Det er gjort veldig få undersøkelser i havområdene rundt Jan Mayen, og ofte er de begrenset til en bestemt periode av året, når isforholdene har gjort området tilgjengelig. Havområdene ved Jan Mayen har en betydelig og variabel produktivitet (Skjoldal et al., 2004). Arktiske og subarktiske pelagiske økosystemer er i høy grad lipidstyrt, gjennom opplagring av energiressurser i form av lipid. Vannmassene ved fronten øst for Jan Mayen er høyproduktive og har stor betydning for flere arter av sjøfugl, fisk, sel og hval (se Figur 5.2), enkelte arter av disse er utelukkende registrert i dette området av Norskehavet (klappmyss og en ålebrosmeart) (Fossum et al., 2012). Frem til 1960-tallet pågikk stor fangst av sel (klappmyss og grønlandssel), noe som desimerte bestanden av disse til en brøkdel av nivået før fangst.



Figur 5.2: Sårbare og verdifulle områder i det vestlige Norskehavet og Grønlandshavet. (Kilde: Klappmyss – Havforskningsinstituttet, Arktisk front og viktige områder for sjøfugl - Direktoratet for naturforvaltning).

Primærproduksjon

I de åpne havområder med større dybder utføres primærproduksjonen av planteplankton. Lagdeling av vannsøylen som følge av økt temperatur, evt. kombinert med smeltning av havisen, skaper grunnlaget for våroppblomstringen av planteplankton. I Grønlandshavet nord for Jan Mayen begynner denne tidlig i mai og topper i juni (Rey et al, 2000). I områder som er påvirket av atlantiske vannmasser skjer oppblomstringen noe tidligere og

disse områdene har en høyere produksjonen enn i vannmasser som har opphav i arktiske vannmasser.

Dyreplankton

Pelagialen på Mayen-ryggen, sør for Jan Mayen domineres av større dyreplankton, spesielt kalanoide hoppekreps av slekten *Calanus* (*C. finmarchicus* (raudåte) og *C. hyperboreus* (ishavsåte)), samt krill, mindre hoppekrepsarter ogamfipoder (Fossum et al., 2012). Krill og de store hoppekrepsene av slekten *Calanus* er viktig føde for mange arter av fisk (f.eks. polartorsk (*Boreogadus saida*), sild, makrell, lodde og larver og juvenile stadier av mange fiskearter), sjøfugl (alkekonge) og hval. Mens krill finnes i de høyeste tetthetene sør og sørøst for Jan Mayen er amfipoder observert med de høyeste tetthetene nordøst for Jan Mayen. Krill finnes også i Grønlandshavet, men opptrer her i lavere tetthet enn i frontområdet sør/sørvest for Jan Mayen (Fossum et al., 2012).

I tillegg til krepsdyrene nevnt over er forskjellige arter av maneter samt pilormer vanlige grupper i dyreplanktonet.

Fisk og reker

I frontsystemet finnes flere kommersielt viktige arter, herunder en del som er assosiert til atlantiske vannmasser. Torsk, norsk vårgytende sild, kolmule og makrell, men også laks og rognkjeks finnes øst og sør for Jan Mayen. Lodde finnes i størst antall sørvest og vest for Jan Mayen, nærmere Island. Polartorsk finnes i arktisk påvirkede vannmasser sørvest, vest og nord for Jan Mayen. Høyest tilstedeværelse er registrert fra mai/juni til august, noe som sammenfaller med økningen i dyreplanktonkonsentrasjonen.

Det finnes lite informasjon om gyteplasser og aktivitet til forskjellige fiskearter rundt Jan Mayen. Vandrende arter som lodde, sild, kolmule, makrell og torsk gyter lengre sør eller øst i Norskehavet, men arter som polartorsk og de fleste bunnlevende (stasjonære) fiskearter kan gyte lokalt i havområdet omkring Jan Mayen, noe som kan være essensielt for opprettholdelsen av de lokale bestandene. Det finnes lite informasjon om gyteplasser i Arktiske vannmasser.

Rekebestanden rundt Jan Mayen er utsatt for et variabelt og begrenset fiskeri. I dette område, som sannsynligvis er på den arktiske grensen av utbredelsen for denne arten, er veksten langsom, levealderen høy og størrelsen stor. De høyeste tetthetene av reke er på dybder fra 200-300 meter. Reker lever på bunnen og de største individene (som er hunner) dominerer på dyp over 300 meter (Nilssen & Aschan, 2009).

Sjøpattedyr

Ti hvalarter (bardehval og tannhval) samt to selarter oppholder seg i havområdet rundt Jan Mayen. Det er et viktig beiteområde for flere hvalarter, blant annet vandrende hval på vei mot Svalbard og Barentshavet. De fleste observasjoner gjøres i sommermånedene (juni), og dette korrelerer med dyreplanktonoppblomstringen. Kunnskapen om hval i disse havområdene er svært begrenset, og det mangler data og informasjon om hvor mye hval det finnes og hvor lenge de oppholder seg her. Påvirkninger fra bruk av sonar eller seismikk kan påvirke adferden til hvaler (endrede dykkemønstre, vokalisering og vandringsmønster) (Fossum et al. 2012).

Finn-, våge- og knølhval observeres i både atlantiske og arktiske vannmasser ved Jan Mayen; vågehvalen finnes i størst antall (~30 000 individer) innenfor forvaltningsområdet og det er satt en fangstkvote for denne arten. Rundt Jan Mayen er det på grunn av vær og klima lite fangst på hval. Havområdene ved Jan Mayen utgjør også et habitat for blåhvalen som er rødlisteregistrert (truet art) og grønlandshval (kritisk truet; bare et titalls individer i

Grønlandshavet). De fleste observasjoner av tannhval er gjort øst og sør for Jan Mayen, noe som kan forklares ved fødepreferanser til de forskjellige artene: Spermhval og nebbhval beiter på blekksprut og fisk, og spekkhogger følger sildens vandringer. Alle disse artene finnes primært i vannmasser med atlantisk vann (Fossum et al. 2012).

Klappmyss, en av de største selartene i Nord-Atlanteren er avhengig av Vestisen som kaste- (føde) og oppvekstplass (se Figur 5.2). Vestisen er eneste kjente kasteplass for klappmyssen i norske farvann. Bestanden ble frem til 1960-tallet beskattet hardt og har enda ikke kommet seg, selv om jakt på denne arten er redusert. Lavt bestandsestimat kan skyldes reduksjonen i Vestisens utbredelse de siste 20 årene og effekt av miljøgifter på reproduksjon og immunsystem. Antallet av grønlandssel i Vestisen har økt siden jakten ble regulert og begrenset. Begge disse artene overvåkes, fordi havisen er et viktig habitat i deres livssyklus og disse artene er dermed spesielt utsatt ved en ytterligere reduksjon i isutbredelsen.

Sjøfugler

Fuglekoloniene på Jan Mayen er noen av de viktigste i Norskehavet og i 2011 ble Jan Mayen klassifisert som nøkkellokalitet i SEAPOP (se Figur 5.2). Det finnes 22 kolonier på Jan Mayen, hvor arter som havhest, polarlomvi og alkekonge hekker i stort antall (Ottersen & Auran, 2007). Sjøfuglene finner føde i havområdene rundt Jan Mayen og kan fly inntil 100 km for å finne føde. Forskjellige arter har forskjellige beiteområder i varierende avstand fra kolonien.

Det er hittil ikke dokumentert målbare konsekvenser på sjøfugler av regulært utslipp av produsert vann med en oljekonsentrasjon under det tillatte nivå på 30 mg/l (Christensen-Dalsgaard, 2008).

5.1.3 Biologiske komponenter og prosesser: havbunn/sedimenter

Det er begrenset kunnskap om de bentiske samfunnene i området omkring Jan Mayen, og behovet for ytterligere undersøkelser er stort. Havforskningsinstituttet foretok i 2011 en av de grundigste undersøkelsene på Jan Mayen-ryggen (Fossum et al., 2012) og konkluderte at dette området kjennetegnes ved en høyere biodiversitet enn forventet på de observerte bunntypene. Bunntypene er mindre varierte enn i Norskehavet og Barentshavet og er typisk leireblandet mudder med isolerte steiner, som opptrer som "hotspots" for fastsittende (sessile) organismer. Enkelte lokaliteter ble registrert som hardbunn. Fjærstjerner opptrer i uvanlig høye tettheter på dybder ned til 800 m. En art av bløtkorall dominerte de grunneste stasjonene. Slangestjerner forkommer også i stort antall (Fossum et al, 2012).

I området nord og nordvest for Jan Mayen er det lite tilgjengelig data, men forskjellige arter av pigghuder, børstemark og svamper ble karakterisert som representative arter på dybder over 700 meter i et studie på sokkelkanten mot Østgrønland (Mayer & Piepenburg, 1996).

Det er usikkert om revdannende kaldtvannskoraller (*Lophelia pertusa*) som typisk observeres i vann med en saltholdighet på minimum 34 og temperaturer mellom 4 og 8 °C (Bruntse & Tendal, 2001), er tilstede i de kalde vannmassene omkring Jan Mayen. Det finnes imidlertid tidlige observasjoner sør for Færøyene av *Lophelia pertusa* ved -0,3°C (Thomson, 1873).

5.2 Mulige konsekvenser av petroleumsvirksomhet

Modelleringen av regulære utslipp fra to leteboringer (borekaks) og to oljeproduserende plattformer (produsert vann) omkring Jan Mayen er beskrevet i kapittel 4. Studier på konsekvensene av regulære utslipp i boreale og tempererte systemer er ikke nødvendigvis

overførbare til arktiske / subarktiske marine økosystemer, fordi både fysiologiske prosesser (stress- og forurensningstoleranse), tidspunkt for kjønnsmodning og antatt levetid kan være betydelig annerledes for arter tilpasset til et liv i Arktis (Lee & Neff, 2011). Dette er relevant når man skal vurdere i hvilken grad et *økosystem* er i stand til å motstå eller komme seg etter en ytre påvirkning som de beskrevne petroleumsaktivitetene kan utgjøre. Det er også et stort behov for ytterligere studier på konsekvensene av oljeaktiviteter, herunder konsekvenser av regulære utslipp i isdekte farvann, som i Vestisen.

Det finnes toksisitetstester fra 48 arter i arktiske marine økosystemer (pelagisk og bentisk). Likevel er disse dataene ikke dirkete anvendelige i forhold til risikovurderinger i forbindelse med utslipp, fordi de ikke er sammenlignbare på grunn av forskjeller i metodikk og anvendte konsentrasjoner. De tilgjengelige dataene på effektene av olje i Arktis er ikke tilstrekkelige til å kunne benyttes som grunnlag for risikovurderinger i forbindelse med oljeaktiviteter i Arktis (Camus & Olsen, 2012). Det finnes ingen studier på toksisitet av produsert vann og bare èn publikasjon på effekt av borekaks på arktiske organismer (Camus & Olsen, 2012).

Borekaks

Utslipp av vannbasert borekaks er avgrenset i tid, med en potensiell permanent tildekning av et avgrenset bunnareal i umiddelbar nærhet av plattformen.

Dybden i området for utslippet har stor betydning for spredningen av kaks; ved leteplattform J-L2 (dybde: 200 m) sedimenterer 88 % av massen innenfor 6 km avstand fra plattformen mot 75 % ved plattform J-L1 (dybde: 1900 m). Dybden har lite betydning for sedimentering og spredning av borekaks frigitt ved bunnen, men stor betydning for borekaks frigitt nær overflaten, og dette forklarer forskjellen på 13 %. Effekten av utslippet, målt som tykkelsen av deponiet er lokal; influensområdet med et topplag av kaks tykkere enn 10 mm for J-L1 er mindre enn 8500 m^2 (tilsvarer et areal på ca. 50 m fra utslippspunktet) og deponiets tykkelse avtar til under 1 mm i en avstand på mindre enn 450 m fra plattformen. For leteplattform J-L2 var dette arealet av influensområdet med et topplag av kaks tykkere enn 10 mm på 2000 m^2 (tilsvarer et areal på mindre enn 50 m rundt utslippet) og tykkelsen av deponiet avtok til under 1 mm mindre enn noen hundre meter fra plattformen. Det kan være en effekt av deponeringen på fastsittende organismer i umiddelbar nærhet til utslippet, men den økologiske effekten på bunnfaunaen i utredningsområdet vil være ubetydelig på grunn av det begrensede eksponeringsarealet.

Produsert vann

Utslipp av produsert vann ved oljeproduserende plattformer til de øvre vannmassene pågår kontinuert mens produksjonen foregår. De modellerte scenariene dekker to dyp: J-O1 (1200 m) og J-O3 (900 m) med et simulert utslipp i dybdeintervallet 30-50 m fra overflaten. Fortynningen av produsert vann er så stor at risikoen for en toksisk effekt av en eller flere av komponentene i utslippet er begrenset til ca. 100 meter fra utslippspunktet i dybdeintervallet 30-50 m.

Ut fra de modellerte mengder, tidsintervaller og eksponeringsområder vil ikke de modellerte scenariene ha betydelige effekter på bestandsnivå. Individer som befinner seg innenfor influenssområdet kan utsettes for akutte eller kroniske eksponeringer for produsert vann eller borekaks (se Tabell 5.1 og

Tabell 5.2).

5.2.1 Plankton

Havområdene omkring Jan Mayen er dels arktisk influerte og høyproduktive frontområder, som har en betydelig sesongbasert biologisk produksjon. Plante- og dyreplankton vil kunne få en akutt, men kortvarig eksponering av produsert vann. Kunnskapen om effekter av produsert vann i arktiske og høyproduktive områder er liten (Lee & Neff, 2011) og det er et stort behov for mer dokumentasjon og forskningsbaserte modelleringer i slike områder. Det kan ikke utelukkes at produsert vann kan ha en effekt i næringsnettet gjennom bioakkumulering.

Komponenter i borekaks kan påvirke økosystemer som har en tett kobling mellom bunndyr og de frie vannmassene, som for eksempel med vertikalt vandrende krepsdyr. Det finnes heller ikke systematisk overvåking av hverken plante- eller dyreplankton i området rundt Jan Mayen.

5.2.2 Fisk

Voksen lodde, sild, torsk og kolmule oppholder seg periodevis i havområdet omkring Jan Mayen og er en viktig komponent i næringsnettet. Det samme gjelder for polartorsk , en arktisk torskefisk, som befinner seg i de arktiske vannmassene ved Jan Mayen hele året. Dette er vandrende fiskearter som kan bevege seg bort fra et eventuelt utslipp, forutsatt at de registrerer utslippet. Det finnes ingen informasjon om hvor polartorsken gyter langs Østgrønland. Eggene til polartorsken flyter og vil plassere seg under isen i isdekte farvann. Etter klekkingen finner polartorskelarvene beskyttelse og føde i og under isen. Egg og larver av polartorsk transporteres med vannmassene.

Stasjonære (bunnlevende) arter kan eksponeres over lengre tid, og vil kunne oppholde seg i et område påvirket av regulære utslipp i forbindelse med gyting og jakt etter føde. Langtidseffektene på stasjonær fisk er ikke godt nok kartlagt, men det er observert hormonelle effekter av enkelte komponenter i produsert vann, som f.eks. alkylfenoler. Effekten av en langvarig eksponering for en lav konsentrasjon er ikke undersøkt. Det er likevel lite sannsynlig at det skulle være en direkte effekt av produsert vann på bunnlevende fiskearter på grunn av det modellerte utslippets vertikale stabilitet.

Deler av området er periodevis isdekket og komponenter fra produsert vann vil da kunne finnes i nærheten av isen, et viktig habitat for polartorsk og deres byttedyr.

5.2.3 Bunndyr

Bunnassosierte organismer som korall, svamp og bløtdyr vil kunne være kronisk eksponert for borekaks i leteperioden og dermed bli nedslammet og begravd. Som det kommenteres i kapittel 4, kan borekaks som sedimenterer virke negativt både ved toksisitet og ved fysisk nedslamming fra kakspartikler. Det finnes få studier på utbredelse og habitatvalg til bunndyr omkring Jan Mayen. Det er lite kjent om nedslammede svamper lar seg restituere, men langsom vekst gjør dem ekstra sårbare og det er sannsynlig at de *ikke* lar seg restituere. Fiskeegg som gytes på havbunnen i eksponeringsområdet vil antageligvis være svært utsatt for nedslamming. Det er sannsynlig at den modellerte letebrønnen J-L1 vil ha et influensområde med PNEC > 10 mm på rundt 8500 m^2, hvilket tilsvarer en sirkel med radius på 50 m. For letebrønn J-L2 er de tilsvarende tall 2000 m^2. I tillegg vil kakspartiklenes kornstørrelse variere fra den naturlige bunnsammensettingen og dermed kunne endre faunasammensetningen. På basis av toleranse for nedslamming for en rekke sedimentlevende dyr har Smit et al (2008) utledet en PNEC for fysisk nedslamming på 6 mm. Det er lite

sannsynlig at bunndyrene påvirkes direkte av utslipp av produsert vann på grunn av det modellerte utslippets vertikale stabilitet.

5.2.4 Marine pattedyr og sjøfugl

Hvalarter som spekkhugger og nebbhval, samt flere arter av bardehvaler (blant annet blåhval og grønlandshval) oppholder seg og beiter i havområdene omkring Jan Mayen. Det er usikkert hvordan hvalene indirekte blir influert av utslipp via bioakkumulering (temasider for Direktoratet for Naturforvaltning, august 2012). På lik linje med de fleste andre marine pattedyr vil også selartene i disse områdene, klappmyss og grønlandssel, være utsatt for mulig bioakkumulering av forskjellige fettløselige stoffer. I perioden hvor ungene dier vil disse stoffene bli overført til ungene gjennom melken til hunnen. Vestisen er som tidligere nevnt, eneste kjente kasteplass for klappmyss i Nord-atlanteren. I kasteperioden vil aktiviteter i nærheten av sel, både klappmyss og grønlandssel kunne stresse dyrene. Det er usikkert om aktivitet som pågår gjennom lengre tid kan ha en effekt på hunner eller unger. Ved aktivitet i nærheten av sel i biologisk viktige perioder er det pålagte restriksjoner på ferdsel. Det finnes lite informasjon om effektene av menneskelig aktivitet på sel i Arktis, og det anbefales å benytte føre-var prinsippet ved aktivitet i nærheten av sel.

Direkteeffekter av produsert vann på sjøfugl er lite sannsynlig på grunn av den vertikale stabiliteten til de modellerte utslippene. Hekkende fugl har imidlertid begrenset aksjonsradius og eventuelle miljøgifter opptatt gjennom føden vil kunne bioakkumuleres.

5.2.5 Samlede effekter for økosystemet

Effekter i vannsøylen har en utbredelse i rom, mens effekter av oljeleting og produksjon på bunnen er betydelige over tid. De modellerte lete- og produksjonsbrønnene vil trolig ikke gi effekter på bestander i det viktige økosystemet i havområdene omkring Jan Mayen, men det er en viss usikkerhet assosiert til effekter på visse nøkkelarter. De pelagiske artene som ikke har egenbevegelse; plankton, egg og yngel av fisk, er potensielt mest utsatt for produsert vann. I tillegg har mange arktiske og subarktiske arter høye lipidnivåer, noe som øker risikoen for bioakkumulering av komponenter i olje.

Det er et stort behov for kunnskap om effekter av produsert vann på organismene i arktiske og høyproduktive områder, og spesielt på effekter i isdekte områder. Sårbare sessile (fastsittende) bentiske arter som for eksempel svamper er de artene som er mest utsatt for borekaks og nedslamming av havbunn. Områdene rundt et letefelt vil bli nedslammet av borekaks og eksponeringen til sedimentert kaks vil være vedvarende til borekakset enten eroderes og føres videre, blandes ned i det naturlige sedimentet ved bioturbasjon eller dekkes av nytt sediment.

Effekten av regulære utslipp på arktiske organismer kan forsterkes dersom disse allerede er under fysiologisk eller økologisk stress som følge av endrede fysiske (temperatur, salinitet, isdekke eller pH) og biologiske (endringer i fødetilgjengelighet og -sammensetting) forhold, som følge av klimaendringer eller havforsuring.

Det konkluderes, med en viss usikkerhet, grunnet i manglende data om artssammensetningen, habitattype, økotoksikologien til arktiske arter, samt klimaendringenes effekt på arktiske arters toleranse mot påvirkning fra oljekomponenter, at de modellerte scenariene ikke vil få noen effekt på økosystemet omkring Jan Mayen som helhet.

5.2.6 Tabellarisk oppsummering.

Tabell 5.1:Effekter av produsert vann på organismegrupper der det kan forekomme en direkteeffekt.

Organismegruppe	Beskrivelse	A: Eksponeringstid B: Eksponeringsområde C: Alvorlighetsgrad	Kommentar
Planteplankton	Store sesongsvingninger. Svært høy produksjon under våroppblomstringen/ iskantoppblomstringen	**A:** <30 minutter **B:** ~100 meter fra utslippspunkt **C:** Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om effekter av produsert vann på arktiske organismer er begrenset.
Dyreplankton	Store sesongsvingninger. Svært høy produksjon under våroppblomstringen/ iskantoppblomstringen	**A:** <30 minutter **B:** ~100 meter fra utslippspunkt **C:** Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om effekter av produsert vann i arktiske og høyproduktive områder er liten.
Fisk og reker	Polartorsk, sild, lodde, kolmule, torsk og reker oppholder seg i utredningsområdet.	**A:** <30 minutter **B:** ~100 meter fra utslippspunkt **C:** Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Større fisk antas å kunne bevege seg bort fra områder med høye konsentrasjoner. Kunnskapen om effekten av regulære utslipp på fiskebestander er begrenset.

Tabell 5.2. Effekter av borekaks på organismegrupper der det kan forekomme en direkteeffekt.

Organismegruppe	Beskrivelse	A: Eksponeringstid B: Eksponeringsområde C: Alvorlighetsgrad	Kommentar
Dyreplankton	Store sesongsvingninger. Høy produksjon under våroppblomstringen/ iskantoppblomstringen.	**A:** 0-kronisk eksponering **B:** 8500 m^2 **C:** Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om effekter av produsert vann på arktiske organismer er begrenset, men komponenter i borekaks kan påvirke dyreplankton som vandrer opp fra sediment eller de nedre vannmassene til overliggende vannmasser (Myhre, L. P. et al 2006).
Tidlige livsstadier av fisk	En del bentiske fiskearter antas å ha lokal gyting i utredningsområdet; egg og yngel vil derfor kunne finnes i utredningsområdet	**A:** 0-kronisk eksponering **B: O**pp til 8500 m^2 **C:** Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om reproduksjon av fisk i utredningsområdet er mangelfull. Fiskeegg som gytes på bunn er utsatt for nedslamming fra sedimenterende borekaks
Fisk – voksne individer	Bentiske og pelagiske fiskearter kan eksponeres for borekaks ved fødesøking	**A:** 0-kronisk eksponering **B:** 8500 m^2 **C:** Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Individer fra stasjonære arter vil kunne eksponeres ved direktekontakt med forurensede sedimenter (Grøsvik 2010)
Bunndyr	Kunnskapen til bentiske samfunn er liten, men følsomme grupper som svamper er registrert i utredningsområdet.	**A:** Kronisk **B:** 8500 m^2 **C:** Alvorlige konsekvenser (nedslamming) for svamp innen et meget avgrenset område, jvf resultatene fra modelleringen (Buhl-Mortensen, L . et al 2010b). Liten eller ingen effekt på svamp utenfor dette området.	Svamp innenfor influensområdet vil bli nedslammet og man bør søke å unngå at borekaks ødelegger sårbare bunnhabitater. Restitusjon: Svamp: ukjent.

6 Relativ betydning av regulære utslipp fra petroleumsvirksomhet

6.1 Ytre påvirkning og total belastning Jan Mayen

6.1.1 Overordnet miljøtilstand Jan Mayen

Miljøtilstand, ytre påvirkning og total belastning

I følge forvaltningsplanen for Norskehavet er tilstanden til det marine økosystemet rundt Jan Mayen god (Jarandsen, 2008). Forurensingsnivåene i marine sedimenter karakteriseres som lave eller meget lave uten tegn til menneskeskapt forurensing på de undersøkte lokalitetene, og dette støttes av andre studier (Fossum et al., 2012). Havområdene omkring Jan Mayen har betydelige fiske- og rekebestander i god forfatning og liten fiskeriaktivitet. Menneskelig aktivitet i havområdet omkring Jan Mayen er primært et begrenset trålfiske etter reker og norsk vårgytende sild, jakt på sel i Vestisen, samt et lite uttak av vågehval. Fuglekoloniene på Jan Mayen er blant de viktigste i Norskehavet og øya ble i 2011 klassifisert som nøkkelhabitat i *Miljøovervåkingsystem for Svalbard og Jan Mayen* (MOSJ), og er underlagt kartlegging og overvåkning i regi av SEAPOP-programmet, og dette øker kunnskapen om sjøfugl i området. Det vestlige Norskehavet er vanskelig tilgjengelig og lite undersøkt både når det gjelder marint liv og sjøfugl. Det finnes ikke systematisk overvåking av plante- og dyreplankton eller bunndyr.

Jan Mayen med Vestisen og Polarfronten er blitt identifisert som *særlig verdifulle og sårbare områder* (SVO) St.meld. nr. 37 (Ottersen og Auran, 2007).

Ved en vurdering av samlet belastning på økosystemets struktur, produktivitet og naturmangfold finnes det ikke tilstrekkelige data til å trekke konklusjoner i forhold til om det har vært store endringer på økosystemnivå i havområdet siden 2007. I forhold til total ytre påvirkning viser området imidlertid tegn på påvirkning av den globale klimaoppvarmingen, med en signifikant reduksjon av Vestisens utbredelse. Påvirkninger på de marine økosystemene fra skipsfart er små og det er enda ingen målbar påvirkning fra petroleumsvirksomhet (Green et al, 2012; Fossum, 2012).

Kort om tilførselsprogrammet og de åtte tilførselsveiene:

Tilførselsprogrammet for henholdsvis Norskehavet (Green et al. 2012) og Barentshavet og Lofoten-området (Green et al. 2010) ble etablert som en direkte oppfølging av forvaltningsplanene for å kunne gi et helhetlig bilde av den generelle forurensningssituasjonen i de norske havområdene. Åtte tilførselsveier og kilder til disse (tilførsler av ulike miljøfarlige stoffer, olje og radioaktivitet) ble satt i system. Se Tabell 6.1.

Tabell 6.1. De åtte tilførselsveiene/kildene beskrevet i Tilførselsprogrammet, (Green et al. 2012)

Kilde	Beskrivelse	Leverandør
1	Avrenning fra land/elver i Norge	NIVA
2	Lufttilførsler fra Norge	NILU
3	Tilførsel via havstrømmer fra områder utenfor Norge	NIVA og NRPA
4	Tilførsel via luftstrømmer fra området utenfor Norge	NILU
5	Petroleumsaktivitet på Norsk sokkel	Klif
6	Skipsfart/båttrafikk i norske havområder	DNV
7	Naturlig utlekking fra berggrunn/havbunn, spesielt petroleum	Klif
8	Utlekking/remobilisering fra sedimenter/jord	Klif

6.1.2 Hovedkilder og transportveier for miljøpåvirkende stoffer for havområdene omkring Jan Mayen.

Hovedinntrykket av resultatene fra tilførselsprogrammet er at det er små tilførsler av miljøfarlige stoffer til havområdene omkring Jan Mayen i forvaltningsområde Norskehavet. Tilførsel via atmosfæren dominerer for de aller fleste miljøgiftene. Tilførsler fra regulære utslipp til havområdene omkring Jan Mayen er ikke kvantifiser, og antas å være uten betydning i området, på grunn av den store avstanden til oljeproduserende anlegg. Jan Mayen ligger i grensesonen mellom arktiske og atlantiske vannmasser og transporten av miljøgifter og metaller med arktiske vannmasser antas å være veldig liten.

Det er et stort behov for bedre tilførselstall for enkeltstoffer og –kilder som skal benyttes som utgangspunkt for optimalisering av overvåkningsprogrammene. Dette skal gi en mer målrettet overvåkning og forvaltning av havområdene med mindre usikkerhet. I dette ligger også at det må bli tilegnet bedre informasjon om utslippskilder utenfor regionene (offshoreaktvitet utenfor Norges grenser, elveavrenning m.m.).

Havstrømmer kan ikke betraktes som direkte kilder for regionene men de fordeler stoffer fra de andre kildene rundt til ulike deler av havmassene. Reduksjon av konsentrasjon skjer via transport med havstrømmer og mekanismer knyttet til nedbrytning og sedimentering innen regionen.

Tilførsler fra land og offshoreinstallasjoner:

Tilførsler fra Jan Mayen er av liten betydning, da det finnes få kilder til forurensning fra land- eller kystbasert virksomhet på øya. Søppelfyllinga på Jan Mayen er en lokal PCB-kilde. Det er ingen offshoreinstallasjoner i området omkring Jan Mayen, som ligger geografisk isolert med omlag 500 km til nærmeste land. Tilførsler fra land er ubetydelige i forhold til tilførsler fra luft.

Utlekking av olje fra havbunnen:

Det bør utføres beregninger med bruk av oppdaterte data og utlekkingskoeffisienter, da det er en mulighet for at det er en betydelig tilførsel av olje fra naturlig havbunnslekking på norsk sokkel. Denne mengden kan være opp mot det dobbelte av tidligere beregnede estimater.

Kjemiske målinger av PAH som en indikator for oljeutlekking har vist veldig lave nivåer, og det konkluderes med at det ikke er påvisbare utslipp fra havbunnen (Fossum et al, 2012) i det undersøkte område på Jan Mayen-ryggen.

Skipstrafikken i området rundt Jan Mayen er veldig begrenset. Skipstrafikken er eneste potensielle kilde til tilførsel av olje til området (modellberegning fra det maksimalt tillatte utslipp i tankvaskevann ved lasting av olje fra petroleumsinstallasjoner) (Green, 2012). Skipstrafikken i området rundt Jan Mayen forventes hverken å bidra med utslipp til luft eller sjø av nevneverdig størrelse. Med økt aktivitet i forbindelse med oljeleting og produksjon kan økte utslipp forventes. Prøver til bestemmelse av total hydrokarbon konsentrasjon (THC) nivå, som indikator for oljeforurensning, ble ikke innsamlet av Green et al (2012), men i sedimentprøver fra Jan Mayen ryggen innsamlet i 2011 fantes nivåer tilsvarende bakgrunnnivåer (Fossum et al, 2012).

For tilførsler fra luft er det tilførsler av miljøgifter som dominerer. Oftest langtransportert forurensning og da tørravsetninger fra luft av PCB og PAH; som har langt større avsetning enn tidligere beregnet. Modellering har vist at luft over polhavet og Nord-Atlanteren er hovedkilde for flere miljøgifter til Jan Mayen (økt atmosfærisk avsetning). Modellen indikerer at nedfall fra luft er den største kilde for tilførsel av PCB, PAH, kvikksølv, bly, krom og kadmium.

Det er store kunnskapsmangler vedrørende utslippskilder til luft, atmosfærisk transport og avsetning av miljøfarlige stoffer til de aktuelle havområdene. Tilførselsrapporten indikerer at innsatsen fremover må fokuseres på de komponenter og havområder der man allerede nå har en sterk indikasjon på at avsetning fra luft til hav utgjør et signifikant bidrag til miljøbelastninger for å redusere usikkerheten i det totale miljøgiftregnskapet det ønskes å etablere for disse havområdene. En forbedret kunnskap om utslipp og tilførselsveier er relevant og verdifull for evaluering av mulige fremtidige kontrolltiltak, nasjonalt og/eller internasjonalt for de komponentene der tilstedeværelse i hovedsak domineres av atmosfæriske tilførsler. Resultater kan forbedres ved verifikasjon og validering av modellparametre gjennom prøvetakning i vann og sediment. Bedre utregningsmodeller vil også forbedre resultatene og forminske usikkerheten ved optimalisering.

Miljøindikatorer

Tilførselsprogrammet har generelt analysert *torsk og sedimenter* for miljøgifter. Torsk var relevant å bruke som miljøindikator fordi denne arten også ble brukt som indikatororganisme for overvåkningen igangsatt i forbindelse med utarbeidelsen med forvaltningsplanen for Norskehavet. I tillegg har NIFES benyttet seg av målinger på torsk i lange sammenhengende tidsserier for overvåkning i både Barentshavet og Nordsjøen. Sjøbunn og sedimenter er store mottagere av forurensninger og fungerer som et lager for miljøgifter og kan derfor være en kilde til spredning av forurensning i bl.a. fjorder og bidra til opptak av miljøgifter i organismer. Prøvetaking fra sedimenter kan gi et godt bilde på forurensning, både av havbunnen, men også av resten av vannsøylen da sedimentprøver kan indikere hvilken og hvor omfattende forurensning havet over har blitt påvirket av (nedbrytning, presipitering, dispergering). Det ble ikke innsamlet sedimentprøver for analyse av metaller og miljøgifter fra området omkring Jan Mayen i forbindelse med (Green, 2012). I denne rapporten benyttes i stedet konsentrasjoner fra Havforskningsinstituttets sitt tokt til Jan Mayen-ryggen i oktober 2011 (Fossum et al, 2012), hvor det ble innsamlet sedimentprøver fra fem lokaliteter.

På norsk sokkel er måling av forurensning i sedimenter en del av den generelle overvåkning av aktiviteten rundt leting etter petroleumsressurser; det gjennomføres faste programmer og denne indikatoren vil på sikt kunne utvikles til et godt verktøy for å studere endringer i organisk og ikke-organisk forurensning av havbunn og sedimenter. Det er avgjørende at

inkluderes i denne overvåkningen, spesielt med henblikk på etablering av en baseline for innholdet av miljøgifter i alle trofiske nivåer og habitattyper i området.

Miljøgifter i torsk. Målinger at de forskjellige miljøgiftene ble utført fra prøver i torskelever. Miljøgifter i torsk innsamlet på sokkelen sør for Jan Mayen ble gjennomgående målt til tilstandsklasse I (bakgrunnsnivå) eller tilstandsklasse II (lite forurenset). Konsentrasjonen av PCB i torskelever ble målt til 139,1 µg/kg (bakgrunnsnivå). Pesticidinnholdet (målt som HCB) var det høyeste målt i torsk (28,4 µg/kg (lite forurenset)) fra de tre stasjoner i Norskehavet.

Miljøgifter i sediment. Ifølge Klifs klassifiseringssystem (Bakke et al. 2007) er det detektert lave nivåer av miljøgifter i sedimenter i Norskehavet. Det har i de seneste årene vært utført regelmessig overvåkning av tungmetaller, klororganiske miljøgifter og hydrokarboner fra Norskehavet generelt, og disse nivåene holder seg godt innenfor tilstandsklasse II (god). Overvåkning av PCB og pesticider har ikke vært utført regelmessig i sedimenter fra Norskehavet, men der det finnes data ser man at konsentrasjoner av PCB og pesticider i sedimenter ble målt til tilstandsklasse I (bakgrunnsverdier) ved alle målestasjoner.

Miljøgiftanalysene fra oktober 2011 (Fossum, 2012) bekrefter det generelle bildet fra Norskehavet med *lave* og *meget lave* nivåer av miljøgifter i sedimentet. Rapporten konkluderer at det ikke er noe som tyder på menneskeskapt forurensing på de testede lokaliteter. De har i tillegg målt lave nivåer av PAH-forbindelser (tilstandsklasse I og tilstandsklasse II) og konkluderer ut fra den relative sammensetningen at det ikke er lokale kilder (seeps fra havbunnen) som er opphav til de lave nivåer av PAH, men derimot en eventuell langtransport. THC nivåene, som en indikator på oljeforurensing, er meget *lave* (bakgrunn).

Tungmetaller finnes generelt i lave nivåer (tilstandklasse I-II), men nikkel ble funnet i høyere konsentrasjoner (klasse III moderat forurenset). Rapporten konkluderer at lite tyder på menneskeskapt forurensing på lokalitetene, og at geografisk variasjon, samt naturlige kilder (som eksempelvis vulkanske bergarter) kan forklare de høyere nivåene (Fossum, 2012).

6.1.3 Status klimaendring, havforsuring og fiskeri

Klimaendring

Arktis er den delen av jorden som opplever de største endringene som følge av den globale oppvarmningen. Vestisens utbredelse og plasseringen av den arktiske fronten har avgjørende betydning for økologien i havområdet rundt Jan Mayen. Isutbredelsen på den østgrønlandske sokkelen, østover mot Jan Mayen, har minket siden 1990-tallet. Isen er et viktig habitat for blant annet sel, isbjørn og polartorsk, og reduksjonen kan være en av årsakene til at klappmysspopulasjonen har stabilisert seg på et lavt nivå, sett i forhold til tidligere bestandsstørrelser.

Komplekse sammenhenger og et utilstrekkelig kunnskapsnivå gjør det vanskelig å forutsi med sikkerhet hva konsekvensene av klimaendringer vil være. Det er publisert veldig få resultater om de biologiske konsekvensene av klimaendringer i området omkring Jan Mayen (Wassman et al, 2010).

Forurensende miljøgifter og havforsuring

Norskehavet og havområdene omkring Jan Mayen har generelt et lavt forurensningsnivå (se kapittel 6.1.2). Langtidsmålinger indikerer at nivåer av regulerte miljøgifter er noe nedadgående, mens nye miljøgifter som det er lite overvåkning på, stadig blir introdusert (von

Quillfeldt et al, 2010). Ny og økt aktivitet i området vil føre til nye potensielle forurensningskilder og belastninger i havmiljøet ved Jan Mayen.

I Arktis generelt er det påvist forhøyede nivåer av miljøgifter i de øverste trofiske nivåene, som isbjørn, sel, hval og mennesker. I klappmyss fra Vestisen er det påvist forhøyede nivåer av miljøgifter (Fossum et al, 2012).

Forsuring av havet er et økende og svært alvorlig problem. Som følge av opptak av CO_2 i vannet, blir havet gradvis surere og dette fører til at mindre kalsiumkarbonat blir tilgjengelig i vannet. Øvre deler av havet er naturlig overmettet av karbonat, og under et gitt metningsdyp er det ikke mulig å danne kalkskall. Svært mange marine arter som koraller, plankton og krepsdyr er avhengig av kalk for å danne kalkskall (kalsifisering). En reduksjon i tilgjengelig kalsiumkarbonat får direkte følger for kalkdannende organismer og indirekte, alvorlige konsekvenser for alle arter som lever av disse kalkdannende artene (temasider for Direktoratet for naturforvaltning, august 2012). Kaldt havvann kan løse opp mer CO_2 enn varmere vann og opptrer derfor mindre overmettet enn varmt havvann for de vanligste formene av kalsiumkarbonat. Dette vil kunne gi alvorlige konsekvenser i de kalde havområder omkring Jan Mayen, men med den dramatiske økningen av CO_2 er dette et scenario som vil kunne gi store negative konsekvenser for resten av økosystemet i Norskehavet også. Det er få studier på biologisk respons på havforsurning rettet mot flerbestands- og økosystemrespons på forsuring (von Quillfeldt et al, 2010).

I tillegg er området ved Jan Mayen vulkansk aktivt og det frigis betydelige mengder CO_2 fra havbunnen til havet omkring øya. CO_2 nivået er derfor naturlig høyere, hvilket betyr at en del kalkdannende organismer allerede kan være påvirket. En ytterligere øking i CO_2 konsentrasjonen som følge av oppløst atmosfærisk CO_2, vil dermed kunne ha større effekt her enn i andre områder.

Fiskerier:

Fiskeaktiviteten rundt Jan Mayen er veldig lav, og er stort sett konsentrert i området på sokkelen sør for Jan Mayen, samt ved fronten sørøst for øya. I de to første kvartalene fiskes det på sokkelen etter reker og i tredje å fjerde kvartal er det fisket etter norsk vårgytende sild som dominerer. I perioden 2002-2011 ble følgende totale fangster registrert: Sild: 10072 tonn (1007 tonn/år); reke: 4558 tonn (456 tonn/år); kolmule 5577 tonn (558 tonn/år), blåkveite 361 tonn (36 tonn/år) og makrell: 65 tonn (6,5 tonn/år). Fangster og aktivitet varierer mye mellom år (Fiskeridirektoratet, 2012).

6.2 Vurderinger total belastning av ytre påvirkning

Havområdene omkring Jan Mayen er høyproduktive og danner næringsgrunnlag for store bestander av sjøfugl, sel og hval, som oppholder seg i området i kortere eller lengre perioder. Norskehavet og spesielt området omkring Jan Mayen har lave nivåer av miljøpåvirkende stoffer og all tilførsel av betydning kommer fra andre regioner.

Den totale belastningen fra ny petroleumsvirksomhet vil også øke i takt med nye utbygginger, og selv om scenariene som her er skissert, utgjør relativt små utslipp, vil en tilleggsbelastning fra framtidig større utbygging av havområdet kunne utgjøre en vesentlig økning i menneskelige utslipp i utredningsområdet. Utslipp av boreavfall på havbunnen kan gi en negativ påvirkning på lokal skala, men det er liten grunn til å tro at boreavfall fra de skisserte

leteboringene vil utgjøre et vesentlig bidrag til økt belastning av utredningsområdet forutsatt at man tar hensyn til sårbare naturtyper, på havbunnen, slik som marine svamper.

I framtiden må man anta at skipstrafikken i havområdene utenfor Jan Mayen vil øke, klimaendringer vil få stadig større effekt og havforsuring kan potensielt ha en svært negativ påvirkning på økosystemet. Kombinerte, samvirkende effekter av klima, havforsuring og miljøgifter er lite kartlagt. Klimaendringer og havforsuring er to av de største utfordringene for fremtiden og endringer vil kunne påvirke transport, deponering, omsetning og akkumulering av miljøgifter (von Quillfeldt et al, 2010). Tilleggsbelastningen som følge av regulære utslipp fra den skisserte utbyggingen, vil som beskrevet være liten, men det kan ikke utelukkes at en større utbygging og tilleggsaktivitetene som følger med denne, vil kunne utgjøre vesentlige bidrag til totalbelastningen i området.

7 Avbøtende tiltak

I den reviderte forvaltningsplanen for Lofoten-Barentshavet har man valgt å gå bort fra kravet om nullutslipp av boreavfall og produsert vann (St.meld. nr. 8, 2005-2006) og i stedet stille de samme kravene til petroleumsvirksomhet i Barentshavet – Lofoten som på resten av norsk sokkel (St.meld. nr 10, 2010-2011). Det oppdaterte forvaltningsplanen slår likevel fast en rekke prinsipper for petroleumsvirksomheten i området og to av disse er:

"Operasjonelle utslipp fra virksomheten i området skal ikke medføre skade på miljøet, eller bidra til økninger i bakgrunnsnivåene av olje eller andre miljøfarlige stoffer over tid."

"Aktiviteter i særlig verdifulle og sårbare områder skal foregå på en måte som ikke truer områdenes økologiske funksjoner eller biologisk mangfold. Skade på marine naturtyper som anses som truete eller sårbare, skal unngås. I marine naturtyper som er særlig viktige for økosystemenes funksjon, struktur, produktivitet og dynamikk, skal aktiviteter foregå på en slik måte at alle økologiske funksjoner opprettholdes."

Deler av utredningsområdet omkring Jan Mayen er et særlig verdifullt og sårbart område og følgelig skal en eventuell petroleumsvirksomhet i dette området ikke true områdenes økologiske funksjoner eller biologiske mangfold. De modellerte scenariene (kapittel 4) gir ikke grunn tro at regulære utslipp fra de tenkte utbyggingene vil true økologiske funksjoner eller biologisk mangfold i utredningsområdet. Men, med betydelige kunnskapsmangler omkring langtidsvirkninger av regulære utslipp, effekter av regulære utslipp i arktiske økosystemer og habitatsammensetningen i utredelsesområdet er det grunn til å vise stor aktsomhet og anvende føre-var prinsippet.

7.1 Håndtering av regulære utslipp gjennom de ulike fasene av petroleumsvirksomheten

7.1.1 Leteboring

Det forutsettes at man følger gjeldende retningslinjer og benytter vannbaserte borevæsker og unngår borekaks med rester av olje. Det bør søkes å redusere utslipp av kaks i leteboringsfasen, dette kan gjøres ved hjelp av tynnhullsboring eller redusert antall hullseksjoner (se Tabell 7.1), men det advares mot uttesting av ny teknologi i et sårbart område. Det må gjøres en grundig kartlegging av havbunnen, slik at man sikrer at borekaks ikke dekker til sårbare naturtyper (f.eks. svampområder).

7.1.2 Innstalleringsfasen

Utslipp og av kjemikalier i forbindelse med klargjøring av rørledninger bør reduseres til et minimum og utslippsraten må være tilstrekkelig lav til å sikre at farlige kjemikalier fortynnes til lave konsentrasjoner nær utslippsstedet.

7.1.3 Produksjonsboring

Boreslam og –kaks med oljerester må reinjiseres i reservoaret, eller renses for oljerester (Tabell 7.1). Det vurderes derimot lite hensiktsmessig å transportere borekaks uten oljevedheng til landdeponier, slik det er skissert i "Utredning av konsekvenser av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet" (OED, 2003). Det er mulig å gjøre dette, men det vil øke trafikken til og fra oljeinstallasjonene og vil bidra til store mengder

borekaks som skal håndteres på land. I de skisserte scenariene vil arealet med kaksdybde >10mm for det største borehullet (J-L1) utgjøre et areal på 8500 m^2 (kapittel 4), noe som tilsvarer et areal på ca. 50 m omkring plattformen. Forutsatt at deponiene legges på steder uten sårbare naturtyper, vurderes dette som akseptabelt. Ved bruk av CTS kan borekaks plasseres utenfor områder med sårbare arter.

7.1.4 Produksjonsfase

Reinjisering av produsert vann er en utprøvd teknologi (Tabell 7.2) og vil i mange tilfeller kunne utføres uten store ekstrakostnader. Ved å installere doble systemer for reinjisering vil man kunne redusere perioder med uforutsette utslipp til sjø til mindre enn 5% (OED, 2003).

Tabell 7.1: Oversikt av tilgjengelig teknologi som kan anvendes til å redusere mengden av borekaks ved lete- og produksjonsboring (Oljedirektoratet, 2011).

Teknologi	*Beskrivelse*	*Fordele / ulemper*
Eksisterende teknologi		
CTS (Cutting Transport System)	Borekaks pumpes via rør, til områder i opp til 2 km avstand.	CTS gjør det mulig å transportere borekaks til mindre miljøsensitive områder.
RMR (Riserless Mud Recovery)	Utboret masse returneres til rigg, hvor kakset blir skilt fra borevæsken, som kan gjenbrukes. Kaks kan transporteres til land eller reinjiseres. Kan benyttes på dyp inntil 400 m	Man unngår utslipp av kaks og borevæske offshore. Usikkert om det er en miljømessig fordel av å samle opp kaks som må transporteres til land for deponering når bunnfaunaen på lokaliteten ikke er spesielt sårbar, og omfang av effekt er helt lokal. Transporten og behandlingen på land krever energi og gir utslipp til luft, beslaglegger landområder og kan gi utslipp fra deponi.
Reinjeksjon	Borekaks injiseres i et egnet reservoar eller føres tilbake i brønnen, om denne ikke skal brukes senere.	Liten forstyrrelse av bunnfaunaen. Det er lite sannsynlig at en injeksjonsløsning for en enkel, isolert brønn vil være økonomisk attraktiv. Kan gi problemer med lekkasje til havbunn.
Tynnhullsboring	Bore brønner med tynnere tverrsnitt i alle brønnseksjoner noe som er med på å redusere boreavfall og energiforbruk	Anvendes ofte i dagens leteboringer. Mengden av borevæske, sement og kaks kan reduseres betraktelig, opptil 70 % for enkelte brønner
Redusert antall hullseksjoner	Denne teknologien går ut på å holde hulldiameteren konstant gjennom hele brønnbanen. Dette krever bruk av ekspanderbare fôringsrør for å opprettholde brønnstabiliteten.	50 % mindre borekaks.
"Monobore" brønndesign	Hulldiameteren holdes konstant gjennom hele brønnbanen. Dette krever bruk av ekspanderbare fôringsrør for å opprettholde	Redusert plassbehov for lagring av fôringsrør på borerigg, redusert boretid, opptil 50 % redusert bruk av borevæske og metoden genererer 50

	brønnstabiliteten.	% mindre borekaks.
Pæling av lederør/ forankringsrør	Lederørene hamres ned i formasjonen uten at det genereres kaks. Krever bløte toppsedimenter.	Mindre utslipp av borekaks, borevæske eller sement ved boring av topphull. Ned til 1000 meter.
Potensielle teknologier		
Oppsamlingsposer	Oppsamling av borekaks fra topphull på sjøbunn ved hjelp av oppsamlingsposer. Etter endt operasjon kan posene transporteres til et egnet område.	Metoder som baserer seg på oppsamling og håndtering av borekaks på riggen vil medføre merkostnader, som må vurderes mot miljøgevinsten. Ved oppsamling på sjøbunnen unngås dette.
Badger teknologi	Badger Explorer er et frittstående verktøy som borer seg ned til mulige hydrokarboner, logger formasjonen underveis og sender denne sammen med informasjon om forhold i grunnen tilbake til sjøbunnen gjennom en tynn kabel.	Kakset, som bores ut uten bruk av borevæske, trykkes kontinuerlig sammen bak verktøyet og tetter hullet etter hvert bak verktøyet uten bruk av fôringsrør og sement.

Tabell 7.2: Oversikt av tilgjengelig teknologi som kan anvendes til og redusere mengden og toksisiteten av produsert vann (Oljedirektoratet, 2011).

Teknologi	Beskrivelse	Fordele / ulemper
Eksisterende teknologi		
Injeksjon av produsert vann	Kan enten være reinjeksjon av produsert vann som trykkstøtte i et produserende reservoar eller som injeksjon i egnet formasjon (deponering). Jo bedre vannet er renset innen reinjeksjon jo lettere er injiseringen.	Reinjeksjon medfører normalt ikke ekstra energiforbruk, da det erstatter sjøvanninjeksjon. Injeksjon som deponering krever ekstra energi og gir økte utslipp til luft. Boring av en dedikert injeksjonsbrønn øker driftskostnader, boreutslipp og utslipp til luft.
Vannavstengning	Vannavstengning er fysisk eller kjemisk avstengning av ulike produksjonssoner i brønnene som produserer for mye vann.	Økt oljeutvinning, samtidig som en unngår at vannet når prosessanlegget og reduserer dermed energibehovet. Problem å finne egnede kjemikalier som oppfyller dagens miljøkrav.
Rensing av produsert vann		
Hydrosyklon	Olje separeres fra vann ved hjelp av sentrifugalkrefter skapt ved at vann med olje strømmer inn i hydrosyklonkammeret og dermed settes i rotasjon. Oljen samles sentralt i hydrosyklonen og tas ut som et "overløp". Vann samles ytterst i syklonen og tas	Metoden fjerner normalt 75-80% av den dispergerte oljen fra det produserte vannet på oljefelt. En hydrosyklon kan ikke gi to rene væskestrømmer og det strømmer mye vann (>90%) ut sammen med oljen. Tilsetning av koagulant og/eller flokkulant

	ut som et "underløp". Kan optimeres ved bruk i kombinasjon med PECT filter eller Mares Tail	forekommer ofte for å bedre renseeffekten.
Kompakt flotasjon (CFU)	En kompakt flotasjonsenhet (CFU), er en "softsyklon" som får oljedråper til å slå seg sammen ved hjelp av mekaniske innretninger og flotasjonsgass. Det produserte vannet strømmer inn i en stor tank og roterer slik at olje og gass samles i midten. Naturgass eller nitrogengass tilsettes og bidrar til å løfte oljedråpene opp til overflaten mens vannet tappes ut fra bunnen av tanken.	CFU renseteknologi fjerner oljedråper ned til 5 µm, med mulighet for å gå ytterligere ned ved hjelp av injeksjon av flokkulant. Fjerning av dispergert olje for 1 trinns CFU er 30-50 % og totalt 50-70 % ved 2. trinns rensing. Teknologien har også vist god renseeffekt for delvis løste forbindelser som naftalener, PAH og tyngre fenoler.
C'Tour prosess	Kombinasjon av dråpekoalescens og ekstraksjon utført oppstrøms hydrosykloner. Kan også brukes oppstrøms CFU. Kondensat pumpes inn i produsertvannstrømmen og dispergeres ved hjelp av en mikser. Dispergert kondensat ekstraherer de løste komponentene fra vannfasen, koalescerer med dråper som finnes i vannet og dråpene vil videre bli separert i hydrosykloner eller annet renseutstyr.	På tester oppnås 70 – 95 % økt rensing av PAH, 50 – 80 % av C6+fenoler og 60 -70 % av dispergert olje. Teknologien er anvendbar for store vannmengder, men er avhengig av et visst trykk og temperatur, pluss tilgang på kondensat.
Tradisjonelle flotasjonsceller	En tradisjonell flotasjonscelle er en langstrakt tett tank hvor vann med oljedråper tilsettes gass. Gassbobler fester seg ved oljedråpene og løfter disse til vannoverflaten. For å oppnå kondensatdråper som har stor nok størrelse til å bli forent med gassbobler er det oftest nødvendig å tilsette hjelpekjemikalie, dvs. koagulant eller flokkulant.	Flotasjonsteknologien vil være relativt rimelig i anskaffelse, men vil ha høye driftskostnader pga. mye tilsyn og vedlikehold samt høyt kjemikalieforbruk. Dette er teknologi som har høy kapasitet, men trenger relativt lang oppholdstid og er plasskrevende. Flotasjonsenheter er lite egnet for flytende innretninger.
MPPE (macro porous polymer extraction)	MPPE fjerner flyktige, oppløste og dispergerte upolare hydrokarboner fra vannstrømmen ved at vannet blir ekstrahert med et ekstraksjonsmedium.	
Hydroflokk og G-floc	Metoder som øker dråpestørrelsen av olje i produsert vann	
Crudeep	Renser utslippsstrømmen for dispergert olje, partikler og noen	

	oppløste organiske forbindelser	
CrudeSorb	Filtreringssystem med filtermasse som kan reinjiseres eller forbrennes. Benyttes i forbindelse med CrudeSep.	
Potentielle teknologier		
Nedihullsseparasjon	Vann skilles fra olje/gass nede i produksjonsbrønnen. Vannfasen blir injisert i reservoaret eller i en annen egnet formasjon. I en enklere variant kan vannet tas til overflaten i et separat løp og deretter reinjiseres.	Teknisk krevende, dyrt og stiller store krav til vedlikehold. Nedihullsseparasjon vil kunne redusere mengde produsert vann for det enkelte anlegg med inntil 90 %.
Havbunnsseparasjon	Vannet separeres fra olje ved hjelp av sentrifuger. Teknologien bør kombineres med reinjeksjon av vannet og fortrinnsvis for felt hvor det er behov for trykkstøtte.	Havbunnsseparasjon vil også kunne redusere energibehovet og dermed utslipp til luft i forhold til reinjeksjon fra plattform. Havbunnsseparasjon har et høyt potensial på egnede felt og forventes tatt i bruk på flere utbygginger i fremtiden.

7.3 Særskilt overvåkning

Det bør vurderes å innføre særskilte overvåkningstiltak for utredningsområdet. Det bør designes et overvåkningsprogram for området omkring Jan Mayen som settes i gang i god tid før eventuell petroleumsvirksomhet igangsettes. Med et godt designet program vil man kunne etablere baseline-studier for utvalgte indikatorarter som vil kunne følges opp med jevnlig overvåkning gjennom lete-, produksjons- og avslutningsfasen av eventuell petroleumsvirksomhet. I et slikt overvåkningsprogram bør det rettes et spesielt fokus på plankton og tidlige livsstadier hos fisk, som er grunnlaget for resten av næringskjeden.

Det pågår forskningsaktivitet for å etablere gode sanntidsovervåkningsmetoder. Her inngår fysiske, hydrografiske og kjemiske målinger, der resultatene kan overføres i sanntid til overvåkningsstasjoner på land. Videre kan overvåkning ved hjelp av levende organismer være gode indikatorer på forhøyede nivåer av miljøfremmende stoffer. Også kameraoverføringer fra havbunn og fra utslippsområdet kan være hensiktsmessig. Sanntidsovervåkningen bør settes i gang i god tid før eventuell petroleumsaktivitet tar til for å kartlegge baseline-nivåer av aktuelle parametere.

7.4 Avdekke kunnskapsmangler

Kunnskapsmangler i forhold til effekter av regulære utslipp er omtalt i kapittel 3.5. At vi står uten sikker kunnskap i forhold til langtidsvirkninger av regulære utslipp og lite erfaring knyttet til petroleumsvirksomhet i høyproduktive og i arktiske områder, er en betydelig utfordring. Ved en eventuell petroleumsaktivitet i havområdet omkring Jan Mayen, bør det derfor settes av betydelige ressurser til å øke kunnskapen om effekten av regulære utslipp på sårbare eller økologisk viktige arter. Komplekse økologiske sammenhenger gjør det svært vanskelig å anskaffe god kunnskap om langtidsvirkninger av regulære utslipp, både på individnivå og på økosystemnivå. Det bør gjennomføres felt- og laboratoriestudier for å forsøke å avdekke mulige økotoksikologiske virkninger på arktiske indikatorarter (inkl. plankton, benthos, tidlige livsstadier av fisk, gytefisk, marine pattedyr og sjøfugl. Innføring av systematisk overvåkning av havområdene omkring Jan Mayen vil dessuten være av avgjørende betydning få å få basal viten om biologien i utredningsområdet gjennom året.

Gjennom ulike forskningsprosjekter forsøker man å utvikle komplekse modeller som skal kunne gi bedre kunnskap om mulige langtidsvirkninger i et økosystemperspektiv, en slik tilnærming vil kunne gi en bedre forståelse av hvordan regulære utslipp kan påvirke organismer direkte og indirekte via bioakkumulering. Videre bør det etableres gode protokoller for testing av sensitivitet for påvirkning av regulære utslipp hos arktiske organismer (jf. kap 3.5), slik at studiene kan sammenliknes og bidra til å få et helhetsbilde av sensitivitet hos arktiske organismer. Kalde områder har en større andel epifauna i forhold til infauna sammenliknet med temperete områder (Bakke et al. 2012) og man bør gjennom felt- og laboratoriestudier forsøke å avdekke hvordan arktisk epifauna responderer på regulære utslipp. Studier som kan belyse hvordan regulære utslipp påvirker det arktiske økosystem gjennom store sesongsvingninger mtp. lys og temperatur, vil også bidra til å avdekke viktige kunnskapshull.

8 Referanser

Aas, E., G. Jonsson, R. Sundt, S. Westerlund and S. Sanni (2002) "PAH metabolites and metals in bile from cod caged in the North Sea serve as indicators of pollution."

Amap.no (06.08.2012) Arctic Monitoring and Assessment Programme.

Aquateam (2009). Henninge, LB., og Weideborg, M.: Determination of EIF and PNEC properties of organic acids. Desktop study. Aquateam rapport nr 08-064.

Bakke, T., G. Breeveld, T. Källqvist, A. Oen, E. Eek, A. Ruus, A. Kibsgaard, A. Helland og K. Hylland, (2007). Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Klif TA-nr. 2229/2007.

Bakke, T., J. A. Berge, K. Næs, F. Oreld, L. O. Reiersen and K. Bryne (1989). "Long term recolonization and chemical change in sediments contaminated with oil-based drill cuttings." Pp 521-544 in Engelhardt FR, Ray JP, Gillam AH (eds) Drilling wastes Proc 1988 Intern Conf on Drilling Wastes, Elsevier, London.

Bakke, T., J. Klungsøyr and S. Sanni (2012). Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten: Resultater fra ti års forskning. Oslo Norway, Norges forskningsråd: 40.

Bakke, T., J. Klungsøyr and S. Sanni (in prep). "Long term environmental impact of discharges from the Norwegian petroleum industry. Review of a 10 year research programme." xxx xxx.

Bakke, T., N.W. Green, I. Haugen, K. Kvalvågnes & A. Pedersen, (1984). Petrokjemianlegg på Kårstø. Fastsittende alger og dyr. Undersøkelser 1981 - 1983. NIVA Rapport, L-1602. 166 s.

Balk, L., K. Hylland, T. Hansson, M. H. G. Berntssen, J. Beyer, G. Jonsson, A. Melbye, M. Grung, B. E. Torstensen, J. F. Borseth, H. Skarphedinsdottir and J. Klungsøyr (2011). "Biomarkers in Natural Fish Populations Indicate Adverse Biological Effects of Offshore Oil Production." Plos One 6(5).

Baussant, T., M. Ortiz-Zarragoitia, M. P. Cajaraville, R. K. Bechmann, I. C. Taban and S. Sanni (2011). "Effects of chronic exposure to dispersed oil on selected reproductive processes in adult blue mussels (Mytilus edulis) and the consequences for the early life stages of their larvae." Marine Pollution Bulletin 62(7): 1437-1445.

Beyer, J., G. Jonsson, C. Porte, M. M. Krahn and F. Ariese (2010). "Analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollutants in fish bile: A review." Environmental Toxicology and Pharmacology 30(3): 224-244.

Beyer, J., L. P. Myhre, R. C. Sundt, K. E. Tollefsen, R. Vabø, J. Klungsøyr and S. Sanni (2012). "Environmental risk assessment of alkylphenols from offshore produced water on fish reproduction." Marine Environmental Research 75: 2-9.

Beyer, J., R. C. Sundt, S. Sanni, M. O. Sydnes and G. Jonsson (2011). "Alkylphenol Metabolites in Fish Bile As Biomarkers of Exposure to Offshore Oil Industry Produced Water in Feral Fish." Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues 74(7-9): 569-581.

Bjørgesæter, A. (2009). "Environmental effects of oil and gas exploration on the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. An analysis using the OLF-database." PhD dissertation, University of Oslo, Norway.

Bjørgesæter, A. and J. S. Gray (2008). "Setting sediment quality guidelines: A simple yet effective method" Marine Pollution Bulletin 57: 221-235.

Bohne-Kjersem, A., N. Bache, S. Meier, G. Nyhammer, P. Roepstorff, O. Saele, A. Goksøyr and B. E. Grøsvik (2010). "Biomarker candidate discovery in Atlantic cod (*Gadus morhua*) continuously exposed to North Sea produced water from egg to fry." Aquatic Toxicology 96(4): 280-289.

Boitsov, S., S. A. Mjos and S. Meier (2007). "Identification of estrogen-like alkylphenols in produced water from offshore oil installations." Marine Environmental Research 64(5): 651-665.

Boitsov, S., S. Meier, J. Klungsøyr and A. Svardal (2004). "Gas chromatography-mass spectrometry analysis of alkylphenols in produced water from offshore oil installations as pentafluorobenzoate derivatives." Journal of Chromatography A 1059(1-2): 131-141.

Brooks SJ, Harman C, Grung M, Farmen E, Ruus A, Vingen S, Godal BF, Barsiene J, Andreikenaite L, Skarpheðinsdottir H, Liewenborg B, Sundt RC (2011) Water Column Monitoring of the Biological Effects of Produced Water from the Ekofisk Offshore Oil Installation from 2006 to 2009. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues 74:582-604.

Bruntse, G. and Tendal, O.S. (2001). *Lophelia pertusa* and other cold water corals in the Faroe area. Pp. 22-32 in Bruntse, G. and Tendal, O.S. (eds). Marine biological investigations and assemblages of benthic invertebrates from the Faroe Islands. Kaldbak Marine Biological Laboratory. The Faroe Islands. 80 pp.

Buhl-Mortensen, L. , Hodnesdal, H., og Thorsnes, T. (2010a) Til bunns i Barentshavet, MAREANO, 2010, 127 sider

Buhl-Mortensen, P., J. Klungsøyr, S. Meier, A. Purser, E. Tenningen and L. Thomsen (2010b). "Environmental monitoring report. Morvin 2009-2010." Institute of Marine Research, Norway 2010.

Busch. T.,K., E., Iversen., R., K. Og Larsen. L.H. (2012) Kystnære fiskerier utenfor Lofoten, Vesterålen og Senja. Olje – og energidepartementet. 96 sider.

Camus, L., Olsen G.H. (2012) Literature review on the biological effects of petroleum-related compounds on Arctic marine organisms

Carroll, M., Velvin, R., Evenset, A., Larsen, L-H., Kroglund, T., Bahr, G., Vögele, B. (2000) Marin grunnlagsundersøkelse ved Melkøya, Hammerfest kommune, Finnmark 1989-99. Akvaplan-niva rapport 412.1491

CEMP. (2009) CEMP assessment report: 2008/2009. Assessments of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota. OSPAR Commission.

Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J.O., Follestad, A., Systad, G.H., Mittet Eriksen , J., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. (2008). Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. NINA Rapport 338: 161pp. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.

Direktoratet for naturforvaltning (red.) 2006. Konsekvenser av samlet påvirkning på Lofoten-Barentshavet med dagens aktiviteter og i 2020. 77 sider.

Engelhardt, F. R., J. P. Ray and A. H. Gillam, Eds. (1989). Drilling Wastes. Proceedings of the 1988 International Conference on Drilling Wastes

Fiskeridirektoratet (2012). Beskrivelse av fiskeriaktiviteten i fiskerisonen rundt Jan Mayen. Fiskeridirektoratet v/ Utviklingsseksjonen

Fossum, P., Mork K.A.,Tverberg V.,Boitsov S., Bagøien, E., Rønning, J., Slotte, A., Vollen, T., Wienerroither, R., Dahle, G., Buhl-Mortensen, P., Øien, N., Øigård, T.A., Fauchald P. (2012), Beskrivelse av miljø og levende marine ressurser i havområdene ved Jan Mayen. Rapport fra Havforskningen: Nr. 16-2012.

Green, N. W., Heldal. H. E., Måge. A., Aas. W., Gäfvert. T., Schrum. C., Boitsov. S., Breivik. K., Iosjpe. M., Yakushev. E., Skogen. M., Høgåsen. T., Eckhardt. S., Christiansen. A. B., Daae. K. L., Durand. D., Debloskaya E. (2011) Tilførselsprogrammet 2010. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Nordsjøen.. Klima- og forurensningsdirektoratet

Green, N. W., Molvær. J., Kaste. Ø., Schrum. C., Yakushev. E., Sørensen. K., Allan. I., Høgåsen. T., Christiansen. A. B., Heldal. H. E., Klungsøyr. J., Boitsov. S., Børsheim. K. Y., Måge. A., Julshamn K., Aas. W., Braathen. O. A., Breivik. K., Eckhardt. S., Rudjord. A. L., Iosjpe. M., og Brungot. A. L.(2010) Tilførselsprogrammet 2009. TA 2660. Overvåkning av tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet og Lofotenområdet. Klima- og forurensningsdirektoratet

Green. N. W., Heldal. H. E., Måge. A., Aas. W., Gäfvert. T., Schrum. C., Boitsov. S., Breivik. K., Iosjpe. M., Yakushev. E., Skogen. M., Høgåsen. T., Eckhardt. S., Christiansen. A. B., Daae. K. L., Durand. D., Ledang. A. B., og Jaccard. P. F.(2012) Tilførselsprogrammet 2011. TA 2935. Overvåkning av tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet. Klima- og forurensningsdirektoratet.

Grøsvik, B. E., S. Meier, B. Liewenborg, G. Nesje, K. Westrheim, M. Fonn, O. S. Kjesbu, H. Skarphéðinsdóttir and J. Klungsøyr (2010). "PAH and biomarker measurements in fish from condition monitoring in Norwegian waters in 2005 and 2008." ICES annual Science Conference 20-24 September 2010. Paper ICES CM 2010/F:06.

Hansen, B. H., D. Altin, A. Booth, S. H. Vang, M. Frenzel, K. R. Sorheim, O. G. Brakstad and T. R. Storseth (2010). "Molecular effects of diethanolamine exposure on *Calanus finmarchicus* (Crustacea: Copepoda)." Aquatic Toxicology 99(2): 212-222.

Hansen, B. H., D. Altin, K. M. Hessen, U. Dahl, M. Breitholtz, T. Nordtug and A. J. Olsen (2008). "Expression of ecdysteroids and cytochrome P450 enzymes during lipid turnover and reproduction in *Calanus finmarchicus* (Crustacea : Copepoda)." General and Comparative Endocrinology 158(1): 115-121.

Hansen, B. H., D. Altin, S. F. Rorvik, I. B. Overjordet, A. J. Olsen and T. Nordtug (2011). "Comparative study on acute effects of water accommodated fractions of an artificially weathered crude oil on *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis* (Crustacea: Copepoda)." Science of the Total Environment 409(4): 704-709.

Hansen, B. H., D. Altin, T. Nordtug and A. J. Olsen (2007). "Suppression subtractive hybridization library prepared from the copepod *Calanus finmarchicus* exposed to a sublethal mixture of environmental stressors." Comparative Biochemistry and Physiology D-Genomics & Proteomics 2(3): 250-256.

Hansen, B. H., T. Nordtug, D. Altin, A. Booth, K. M. Hessen and A. J. Olsen (2009). "Gene Expression of GST and CYP330A1 in Lipid-Rich and Lipid-Poor Female *Calanus finmarchicus* (Copepoda: Crustacea) Exposed to Dispersed Oil." Journal of Toxicology and Environmental Health-

Part a-Current Issues 72(3-4): 131-139.

Harman, C., E. Farmen and K. E. Tollefsen (2010). "Monitoring North Sea oil production discharges using passive sampling devices coupled with in vitro bioassay techniques." Journal of Environmental Monitoring 12(9): 1699-1708.

Harman, C., K. V. Thomas, K. E. Tollefsen, S. Meier, O. Boyum and M. Grung (2009). "Monitoring the freely dissolved concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and alkylphenols (AP) around a Norwegian oil platform by holistic passive sampling." Marine Pollution Bulletin 58(11): 1671-1679.

Harman, C., S. Brooks, R. C. Sundt, S. Meier and M. Grung (2011). "Field comparison of passive sampling and biological approaches for measuring exposure to PAH and alkylphenols from offshore produced water discharges." Marine Pollution Bulletin 63(5-12): 141-148.

Hasselberg, L., S. Meier and A. Svardal (2004a). "Effects of alkylphenols on redox status in first spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Aquatic Toxicology 69(1): 95-105.

Hasselberg, L., S. Meier, A. Svardal, T. Hegelund and M. C. Celander (2004b). "Effects of alkylphenols on CYP1A and CYP3A expression in first spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Aquatic Toxicology 67(4): 303-313.

Holth, T. F., B. A. Beylich, H. Skarphedinsdottir, B. Liewenborg, M. Grung and K. Hylland (2009). "Genotoxicity of Environmentally Relevant Concentrations of Water-Soluble Oil Components in Cod (*Gadus morhua*)." Environmental Science & Technology 43(9): 3329-3334.

Holth, T. F., R. Nourizadeh-Lillabadi, M. Blaesbjerg, M. Grung, H. Holbech, G. I. Petersen, P. Alestrom and K. Hylland (2008). "Differential gene expression and biomarkers in zebrafish (Danio rerio) following exposure to produced water components." Aquatic Toxicology 90(4): 277-291.

Hylland, K., J. Beyer, M. Berntssen, J. Klungsøyr, T. Lang and L. Balk (2006). "May organic pollutants affect fish populations in the North Sea?" Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues 69(1-2): 125-138.

Hylland, K., Tollefsen, K-E., Ruus, A., Jonsson, G., Sundt, R.C., Sanni, S., Utvik, T.I.R., Johnsen, S., Nilssen, I., Pinturier, L., Balk, L., Barsiene, J., Marigomez, I., Feist, S.W., Børseth, J.F. (2008) Water column monitoring near oil installations in the North Sea 2001-2004. Marine Pollution Bulletin 56, s414-429.

ICES kvoteråd for 2013 (2012) www.imr.no/radgivning/kvoterad/kvoterad_for_2013/nb-no

Jarandsen, B., Årstad, I., Green, A.M.V, Hofstad, K., Nesse, S. (2008) Helhetlig forvaltningsplan Norskehavet. Konsekvenser av petroleumsaktivitet og andre energiformer til havs. Olje- og energidepartementet. 155 sider.

Jonsson, G., A. Cavcic, T. U. Stokke, J. Beyer, R. C. Sundt and C. Brede (2008). "Solid-phase analytical derivatization of alkylphenols in fish bile for gas chromatography-mass spectrometry analysis." Journal of Chromatography A 1183(1-2): 6-14.

Klif (2007) Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Klif TA-2229/2007.

Klif (2010a) Petroleumsindustriens arbeid med nullutslipp. TA2637

Klif (2010b) Avvikling av utrangerte offshoreinstallasjoner. TA2463

Klif (2011) Retningslinjer for miljøovervåking for petroleumsvirksomheten på norsk kontinentalsokkel. TA 2848

Klif (2012) Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerak. Samlet påvirkning og miljøkonsekvenser.

Larsson, A. I. and A. Purser (2011). "Sedimentation on the cold-water coral *Lophelia pertusa*: Cleaning efficiency from natural sediments and drill cuttings." Marine Pollution Bulletin 62(6): 1159-1168.

Lee, Kenneth, Neff, Jerry (Eds) (2011). Produced Water. Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies. Springer.

Leung, K. M. Y., A. Bjørgesæter, J. S. Gray, W. K. Li, G. C. S. Lui, Y. Wang and P. K. S. Lam (2005). "Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distributions." Environmental Science & Technology 39(14): 5148-5156.

Lie, K. K., S. Meier and P. A. Olsvik (2009). "Effects of environmental relevant doses of pollutants from offshore oil production on Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology 150(2): 141-149.

Mannvik, H-P., Wassbotten, I.H., Cochrane, S. (2011) Miljøundersøkelse i Region IX og X, Barentshavet 2010. Akvaplan-niva. Rapport 5000-03

Mayer, M., Piepenburg, D. (1996), Epibenthic community patterns on the continental slope off East Greenland at 75°N. Marine Ecology Progress series, Vol 143:151-164

Meier, S., H. C. Morton, E. Andersson, A. J. Geffen, G. L. Taranger, M. Larsen, M. Petersen, R. Djurhuus, J. Klungsøyr and A. Svardal (2011). "Low-dose exposure to alkylphenols adversely affects the sexual development of Atlantic cod (*Gadus morhua*): Acceleration of the onset of puberty and delayed seasonal gonad development in mature female cod." Aquatic Toxicology 105(1-2): 136-150.

Meier, S., H. C. Morton, G. Nyhammer, B. E. Grøsvik, V. Makhotin, A. Geffen, S. Boitsov, K. A. Kvestad, A. Bohne-Kjersem, A. Goksøyr, A. Folkvord, J. Klungsøyr and A. Svardal (2010). "Development of Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to produced water during early life stages Effects on embryos, larvae and juvenile fish." Marine Environmental Research 70(5): 383-394.

Meier, S., J. Klungsøyr, S. Boitsov, T. Eide and A. Svardal (2005). "Gas chromatography-mass spectrometry analysis of alkylphenols in cod (*Gadus morhua*) tissues as pentafluorobenzoate derivatives." Journal of Chromatography A 1062(2): 255-268.

Meier, S., T. C. Andersen, K. Lind-Larsen, A. Svardal and H. Holmsen (2007a). "Effects of alkylphenols on glycerophospholipids and cholesterol in liver and brain from female Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology 145(3): 420-430.

Meier, S., T. E. Andersen, B. Norberg, A. Thorsen, G. L. Taranger, O. S. Kjesbu, R. Dale, H. C. Morton, J. Klungsøyr and A. Svardal (2007b). "Effects of alkylphenols on the reproductive system of Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Aquatic Toxicology 81(2): 207-218.

Miljøstatus.no (2012). Miljøgifter i det marine miljø http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Miljogifter_marint/ & http://www.miljostatus.no

Myhre, L. P., Henriksen, G., Kjeilen-Eilertsen, G., Skadsheim, A. og Tvedten, Ø.F . 2006. RKU Nordsjøen- Konsekvenser av regulære utslipp til sjø, Rapport IRIS-2006/113, International Research Institute of Stavanger, IRIS.

Myhre, L. P., T. Baussant, R. Sundt, S. Sanni, R. Vabø, H. R. Skjoldal and J. Klungsøyr (2004). Risk Assessment of reproductive effects of alkyl phenols in produced water on fish stocks in the North Sea. Stavanger, Norway, RF-Akvamiljø: 81.

Neff, J., K. Lee and E. M. DeBlois (2011). Produced water: Overview of composition, fates, and effects. Produced Water. K. Lee and J. Neff. New York, USA, Springer.

Nilssen, E., Aschan, M. (2009), Catch, survey and life-history data for shrimp (Pandalus borealis) off Jan Mayen. Deep-Sea Research II, 56: 2023-2036

OED (2003) Utredning av konsekvenser av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten – Barentshavet. Sammendragsrapport.

OLF (2012) Miljørapport 2012

Oljedirektoratet (2011) Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerak. Sektorutredning for petroleumsvirksomhet. TA-2828/2011

Oljedirektoratet (2011) Miljøteknologi. Oljedirektoratet.

Oljedirektoratet (2012). Scenarier for petroleumsvirksomhet i det sydøstlige Barentshavet. Notat datert 18.06.12.

Olsen, E. og Auran, J. A., (red.), Sårbarhet for særlig verdifulle områder i forhold til petroleumsvirksomhet, fiskeri, skipstrafikk og annen påvirkning. Underliggende rapport for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Meld, St. 37, 2008-2009

Olsvik, P. A., K. K. Lie, A. K. Stavrum and S. Meier (2007). "Gene-expression profiling in gill and liver of zebrafish exposed to produced water." International Journal of Environmental Analytical Chemistry 87(3): 195-210.

Pedersen A & N. W. Green. (1996). Sleipnerkondensat på Kårstø. Overvåking av det marine miljø. Hardbunn 1995-96. NIVA Rapport L- 3585. 165 pp. (In Norwegian).

Pedersen A, Bakke T, Walday M, (1998). Prosessanlegget på Kårstø. Supplerende undersøkelser av det marine miljø. Årsvariasjon – Hardbunnssamfunn. NIVA Rapport L-3813, 85 s.

Pedersen, A., T. Bakke, B. Rygg & N.W. Green, (1990). Biologiske undersøkelser av den marine resipienten ved Kårstø. Sammenfatning 1981 - 1989. NIVA Rapport L-2440.

Postmyr, E., Lilleng, D.,Thorvik, T., Stenevik, E., Slotte, A., Røyset, J-A., Fjærbu, R.J., Jarandsen, B., Syvertsen, E., Nilsen, M., Nybakke, K., Koefoed, J.H. (2008) Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Konsekvenser av samlet påvirkning. Interessekonflikter mellom næringer og mellom næring og miljø. Direktoratet for naturforvaltning. 36 sider.

Reiersen, L. O., J. S. Gray and K. H. Palmork (1989). "Monitoring in the vicinity of oil and gas platforms: results from the Norwegian sector of the North Sea and recommended methods for forthcoming surveillance." Pp 91-117 in Engelhardt FR, Ray JP, Gillam AH (eds) Drilling wastes. Proc 1988 Intern Conf on Drilling Wastes, Elsevier, London.

Rey, F., Noji, T.T., Miller, L.A. (2000). Seasonal phytoplankton development and new production in the central Greenland Sea. Sarsia, 85: 329-344.

Rye, H., Nordtug, T., Hansen, B.H., Ditlevsen, M.K. (2008) Konsekvenser av regulære utslipp til sjø. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (HFNH) Program for utredning av konsekvenser Sektor Petroleum og Energi. SINTEF A6423

Smit MGD, Holthaus KIE, Trannum HC, Neff JM, Kjeilen-Eilertsen G, Jak RG, Singsaas I, Huijbregts MAJ, Hendriks AJ (2008) Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial, and grain size change in the marine environment. Environmental Toxicology and Chemistry 27:1006-1012

St. meld. nr. 25 (2002-2003) Regjeringenes miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand. Miljøverndepartementet

St.meld. nr. 10 (2010-2011) Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Miljøverndepartementet

St.meld. nr. 12 (2001-2002) Rent og rikt hav. Miljøverndepartementet

St.meld. nr. 37 (2008-2009) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet (forvaltningsplan). Miljøverndepartementet

St.meld. nr. 58 (1996-1997) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida. Miljøverndepartementet

St.meld. nr. 8 (2005-2006) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan). Miljøverndepartementet

Sturve, J., L. Hasselberg, H. Falth, M. Celander and L. Forlin (2006). "Effects of North Sea oil and alkylphenols on biomarker responses in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Aquatic Toxicology 78: S73-S78.

Sundt, R. C., S. Meier, G. Jonsson, S. Sanni and J. Beyer (2009). "Development of a laboratory exposure system using marine fish to carry out realistic effect studies with produced water discharged from offshore oil production." Marine Pollution Bulletin 58(9): 1382-1388.

Sundt, R., A. Ruus, H. Jonsson, H. Skarphéðinsdóttir, S. Meier, M. Grung, J. Beyer and D. Pampanin (2012). "Biomarker responses in Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to Produced Water from a North Sea oil field: laboratory and field assessments." Marine Pollution Bulletin 64: 144-152.

Thomas, K. V., K. Langford, K. Petersen, A. J. Smith and K. E. Tollefsen (2009). "Effect-Directed Identification of Naphthenic Acids As Important in Vitro Xeno-Estrogens and Anti-Androgens in North Sea Offshore Produced Water Discharges." Environmental Science & Technology 43(21): 8066-8071.

Thomson,C. Wyville (1873). The depths of the sea. Macmillan & Co., N.Y. and London.

Tollefsen, K. E. and A. J. Nilsen (2008). "Binding of alkylphenols and alkylated non-phenolics to rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) hepatic estrogen receptors." Ecotoxicology and Environmental Safety 69(2): 163-172.

Tollefsen, K. E., C. Blikstad, S. Eikvar, E. F. Finne and I. K. Gregersen (2008). "Cytotoxicity of alkylphenols and alkylated non-phenolics in a primary culture of rainbow trout (Onchorhynchus mykiss) hepatocytes." Ecotoxicology and Environmental Safety 69(1): 64-73.

Tollefsen, K. E., C. Harman, A. Smith and K. V. Thomas (2007). "Estrogen receptor (ER) agonists and androgen receptor (AR) antagonists in effluents from Norwegian North Sea oil production platforms." Marine Pollution Bulletin 54(3): 277-283.

Tollefsen, K. E., R. C. Sundt, J. Beyer, S. Meier and K. Hylland (2011). "Endocrine Modulation in Atlantic Cod (*Gadus morhua* L.) Exposed to Alkylphenols, Polyaromatic Hydrocarbons, Produced Water, and Dispersed Oil." Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues 74(7-9): 529-542.

Trannum HC (2011) Environmental effects of water-based drill cuttings on benthic communities - biological and biogeochemical responses in mesocosm- and field-experiments. PhD dissertation, University of Oslo, Norway

Trannum, H.C., Pettersen, A., Oug, E. (2004) Grunnlagsundersøkelse på Snøhvit og Område C i Barentshavet, 2003, Akvaplan-niva. Rapport APN-411.2785-1

Utvik, T. I. R., G. S. Durell and S. Johnsen (1999). "Determining produced water originating polycyclic aromatic hydrocarbons in North Sea waters: Comparison of sampling techniques." Marine Pollution Bulletin 38(11): 977-989.

van der Oost, R., J. Beyer and N. P. E. Vermeulen (2003). "Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review." Environmental Toxicology and Pharmacology 13(2): 57-149.

Velvin, R., Walday, M., Vögeke, B., Frantzen, M. Falk, A. H. (2010) Statoils mijøovervåkningsprogram for Snøhvit. Marin overvåkingsundersøkelse av kystmiljø i forbindelse med drift på LNG anlegg på Melkøya 2010. Akvaplan-niva. 116 sider.

Velvin, R., Beyer, J., Walday, M., Vögele, B., Evenset, A. (2009) StatoilHydros mijøovervåkningsprogram for Snøhvit. Akvaplan-niva. Rapport 4019-1. 164 sider.

Velvin, R., Beyer, J., Walday, M., Vögele, B., Evenset, A. (2007) Marin grunnlagsundersøkelse av kystmiljø i forbindelse med LNG anlegg på Melkøya, 2006. Akvaplan-niva Rapport: APN-412.3478

Vinje, T. (2001) Anomalies and Trends of Sea-Ice Extent and Atmospheric Circulations in the Nordic Seas during the Period 1864-1998. Det Norske Polarinstituttet, Oslo.

von Quillfeldt, Cecilie H. (red.) Det faglige grunnlaget for oppdateringen av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (2010). Fisken og havet, særnummer 1a-2010. Havforskningsinsitiuttet

Walday, M., Moy, F. og Tveiten, L. (2004). Undersøkelser av marine hardbunnsorganismer i området utenfor Kårstø gassprosesseringsanlegg 2002 og 2003. NIVA-rapport L- 4807.

Wassmann, Paul, Duarte, Carlos M., Agustí, Susana, Sejr, Mikael K. (2010). Footprints of climate change in the Arctic marine ecosystem, Global Change Biology, Vol. 17 (2), 1235-1249

Foto: Jan Stenløkk, Havforskningsinstituttet og Oljedirektoratet
Trykk: Departementenes servicesenter - 09/2012