



SINTEF Materialer og kjemi

Postadresse: 7465 Trondheim
Besøksadresse: Brattørkaia 17B,
4. etg.
Telefon: 4000 3730
Telefaks: 930 70730

Foretaksregisteret: NO 948 007 029 MVA

SINTEF RAPPORT

TITTEL

Konsekvenser av regulære utslipp til sjø

**Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (HFNH)
Program for utredning av konsekvenser
Sektor Petroleum og Energi**

FORFATTER(E)

Henrik Rye, Trond Nordtug, Bjørn Henrik Hansen, May Kristin Ditlevsen

OPPDRAGSGIVER(E)

DNV/OED

RAPPORTNR. SINTEF A6423	GRADERING Åpen	OPPDRAGSGIVERS REF. Steinar Nesse	
GRADER. DENNE SIDE Åpen	ISBN 978-82-14-04536-9	PROSJEKTNR. 800923	ANTALL SIDER OG BILAG 61
ELEKTRONISK ARKIVKODE Final-RAPPORT-OED_april2008.doc		PROSJEKTLEDER (NAVN, SIGN.) Henrik Rye	VERIFISERT AV (NAVN, SIGN.) Øistein Johansen
ARKIVKODE	DATO 11 april 2008	GODKJENT AV (NAVN, STILLING, SIGN.) Tore Aunaas, avd. leder	

SAMMENDRAG

I regi av OED gjennomføres en vurdering av mulige konsekvenser av eksisterende og fremtidig petroleumsvirksomhet i Norskehavet. Vurderingen utgjør en del av et større planverk for å kunne balansere næringsinteressene knyttet til fiskeri, skipstrafikk og petroleumsvirksomhet innenfor rammen av en bærekraftig utvikling.

Spredning og deponering av borekaks/boreslam, samt utslipp av produsert vann er beregnet med SINTEF's DREAM modell for både eksisterende og forventede utslipp. Det er også gjennomført beregninger av eksponering av egg/larver for sild og sei.

Det er også foretatt vurderinger av utslipp av radioaktive komponenter, samt sett på andre typer utslipp til sjø fra oljesektoren (eksempelvis utslipp fra rørledninger og ved testing av BOP på sjøbunn).

STIKKORD	NORSK	ENGELSK
GRUPPE 1	Norskehavet	Norwegian Sea
GRUPPE 2	Utslipp til sjø	Discharge to sea
EGENVALGTE	Modellering	Modelling
	Effekter på larver	Impact on larvae

SAMMENDRAG

Det er foretatt en vurdering av status angående mulige påvirkningsfaktorer på det marine miljøet i Norskehavet (vannsøyle og sediment) som følge av den eksisterende og fremtidige petroleumsaktivitet i området.

Rapporten beskriver utslipp av produsert vann for årene 2006 (antatt å representere nå-situasjonen) og forventet situasjon for år 2014 (situasjonen med forventet maksimale utslipp av produsert vann). Det er også kommentert på en situasjon forventet for år 2025.

Det er foretatt beregninger av utslipp av borekaks/slam fra fem antatte letebrønner, basert på dagens praksis. Denne praksis er i rapporten antatt å bli fulgt også i årene fremover (med utslipp av kaks og vannbasert slam både direkte til sjøbunn og fra rigg). Rapporten peker på at bruk av barytt som vektstoff i boreslammet bør revurderes som følge av ny kunnskap som nå er tilgjengelig knyttet til mulige miljøeffekter av utslipp av dette stoffet i større mengder, både til vannsøylen og til sedimentet. Det er også betraktet resultater fra de siste overvåkingsundersøkelser for sediment i denne regionen. Her påpekes at det er målt økninger i konsentrasjoner av hydrokarboner (THC) i sedimentet i perioden 2003 - 2006, noe som ikke forventes ved bruk av bare vannbasert boreslam (WBM) i dette området.

Det er også foretatt kortere vurderinger av andre typer utslipp i forbindelse med petroleumsvirksomheten på Midt-Norsk sokkel. Dette inkluderer utslipp av fortrenningsvann, drenasjevann, kjølevann, utslipp ved klargjøring av rørledninger, utslipp ved testing av "blow-out preventer" (BOP), utslipp av sementeringskjemikalier, mulighetene for å skape oksygenbrist i sedimentlagene på sjøbunnen samt en oppsummering av mulige effekter fra utslipp av radionuklider (^{226}Ra) til stede i produsertvannet.

Mulige effekter av regulære utslipp på larver av sild og sei i området er undersøkt ved simuleringer med modellen DREAM. I disse simuleringene er overlapp mellom influensområdet til de samlede utslippene (boreutslipp, produsert vann utslipp) og drivende larver fra gytefeltene i området beskrevet for året 2014. Simuleringene viser svært liten eksponering av fiskelarver og det er ikke sannsynlig at regulære utslipp vil ha betydning for rekruttering av sild og sei. Det er imidlertid begrenset kunnskap om bestander og toleransegrenser for ikke-kommersielle arter, spesielt bunndyr som koraller og svamper, så effekter på bestandsnivå av disse er naturlig nok vanskelig å anslå.

Til slutt er også inkludert noen betraktninger av Dreki området ved Jan Mayen. Det er listet opp noen mulige avbøtende tiltak samt identifisert noen kunnskapshull for anbefalt videre oppfølging.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	Innledning.....	4
1.1	Generelt, avgrensning av oppgaven	4
1.2	Kartgrunnlag.....	6
1.3	DREAM modellen.....	9
1.4	Utslipp av produsert vann.....	10
1.5	Utslipp av kaks og slam.....	11
1.6	Modell- og metodeutvikling.....	14
2	Influensområder, utslipp av kaks/slam.....	17
2.1	Beregningsantagelser, forutsetninger	17
2.2	Resultater av DREAM simuleringene for boreutslipp	18
2.3	Akkumulerte utslipp på sjøbunnen fra boreoperasjoner.....	22
2.4	Resultater fra overvåking av sediment i Norskehavet.....	24
3	Influensområder, utslipp av produsert vann	26
3.1	Input data	26
3.2	Resultater for år 2006	28
3.3	Resultater for år 2014	30
3.4	Vurderinger for år 2025.....	33
3.5	Potensielt nytt oljefunn på Mørgekysten.....	33
4	Andre typer utslipp/effekter	38
4.1	Innledning.....	38
4.2	Fortrengningsvann	38
4.3	Drenasjevann	38
4.4	Kjølevann	39
4.5	Utslipp ved klargjøring av rørledninger	39
4.6	Utslipp ved testing av BOP	40
4.7	Utslipp av sementerings kjemikalier	40
4.8	Reduksjon av oksygeninnhold i sedimentet	40
4.9	Utslipp av radionuklider.....	41
4.10	Utslipp under ”jetting”	42
5	Effekter på bunnsamfunn, plankton og fisk.....	44
5.1	Ressursoversikt.....	44
5.2	Potensielle effekter av oljekomponenter i produsert vann	44
5.3	Effekter på bunnsamfunn	46
5.4	Pågående forskningsaktiviteter relevant for miljørisikovurderinger innen petroleumsvirksomheten.....	47
5.5	Overlapp mellom koraller og boreavfall. Eksempel fra en produksjonsboring	47
5.6	Effekter på plankton	50
5.7	Effekter på fisk	50
6	Dreki-området ved Jan Mayen	54
7	Avbøtende tiltak.....	55
8	Identifisering av kunnskapshull	56
9	Referanser.....	57

VEDLEGG: Oversikt over forskningsprosjekter i Forskningsrådsprogrammet ”Havet og kysten”:
Aktive prosjekter i 2008 med relevans for utslipp fra petroleumsvirksomheten.

1 Innledning

1.1 Generelt, avgrensning av oppgaven

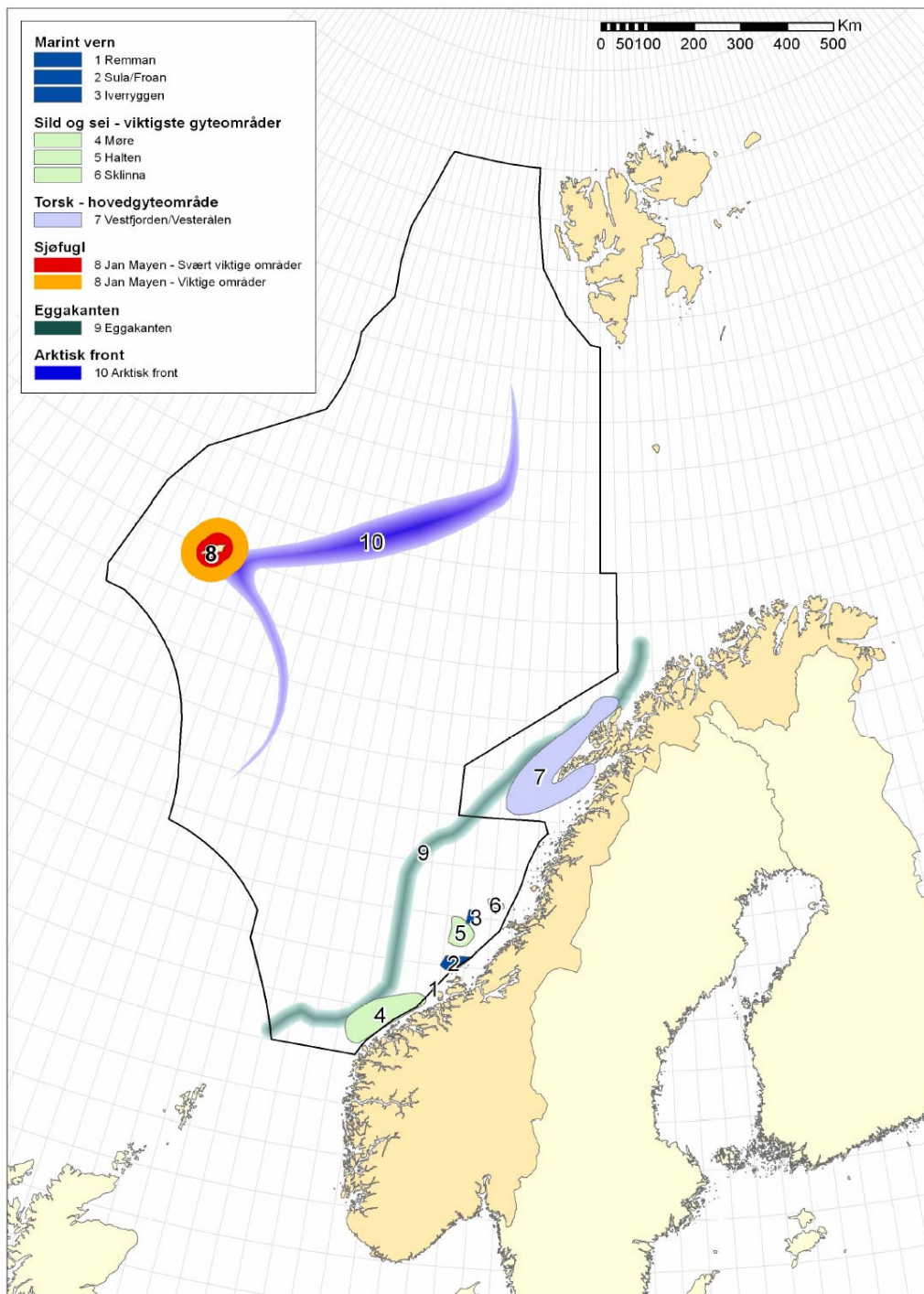
Forvaltningen ønsker å utarbeide en ”helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet” (HFNH). Denne skal danne grunnlag for en balansering av næringsinteresser knyttet til fiskeri, skipstrafikk og petroleumsvirksomhet innenfor rammen av en bærekraftig utvikling. Planen skal dekke området mellom 62 °N og 80 °N utenfor grunnlinjen som vist på Figur 1.1. Den foreliggende rapport inngår som en del av dette utredningsarbeidet.

SINTEF er gitt i oppdrag av OED om å gjennomføre en tematisk studie innenfor området “konsekvenser av regulære utslipp til sjø” som en del av dette utredningsarbeidet. Dette inkluderer forskjellige regulære utslipp knyttet til petroleumsvirksomheten. Utslipp knyttet til uhell (blowout, forskjellige typer oljesøl eller utslipp under transport) er omtalt i andre rapporter.

Denne rapporten beskriver resultater og mulige konsekvenser av utslipp av produsert vann for eksisterende (og mulige fremtidige) felt. Det er dessuten inkludert utslipp av kaks og slam knyttet til lete- og produksjonsboring. Forventede influensområder (både i vannsøylen og sediment) er beregnet med modell DREAM (*Dose related Risk and Effect Assessment Model*) utviklet ved SINTEF. Det er sett på mulige miljøkonsekvenser både i vannsøyle og i sediment.

Det er også omtalt mulige konsekvenser av andre utslipp som eksempelvis ved oppstart av rørledninger samt ved testing av BOP (*BlowOut Preventer*). Det er også sett på mulige konsekvenser for egg/larver av sild og sei i området. Mulig påvirkning av torsk er ikke inkludert da dette ble vurdert i forbindelse med ULB utredningen (“*Utredning Lofoten Barentshavet*”). Mulige påvirkning på koraller er også inkludert basert på dagens kunnskapsnivå.

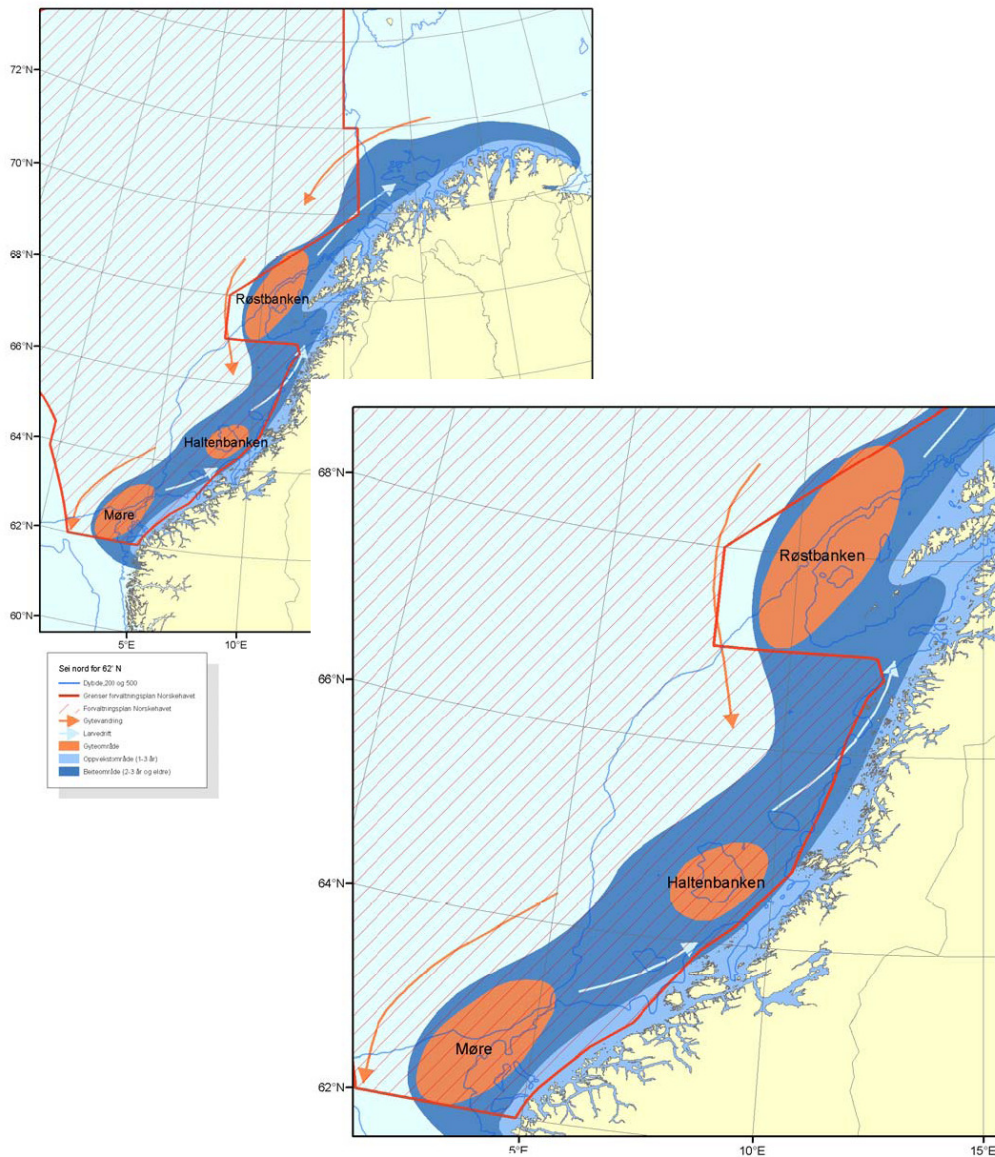
Forventede utslipp i området rundt Jan Mayen er også omtalt på mer generell basis. Virkninger av utslipp knyttet til ilandføring og prosessering innenfor grunnlinjen (f. eks. ved antatt etablering av landanlegg) er ikke inkludert i denne rapporten (se avgrensning av området vist på Figur 1.1).



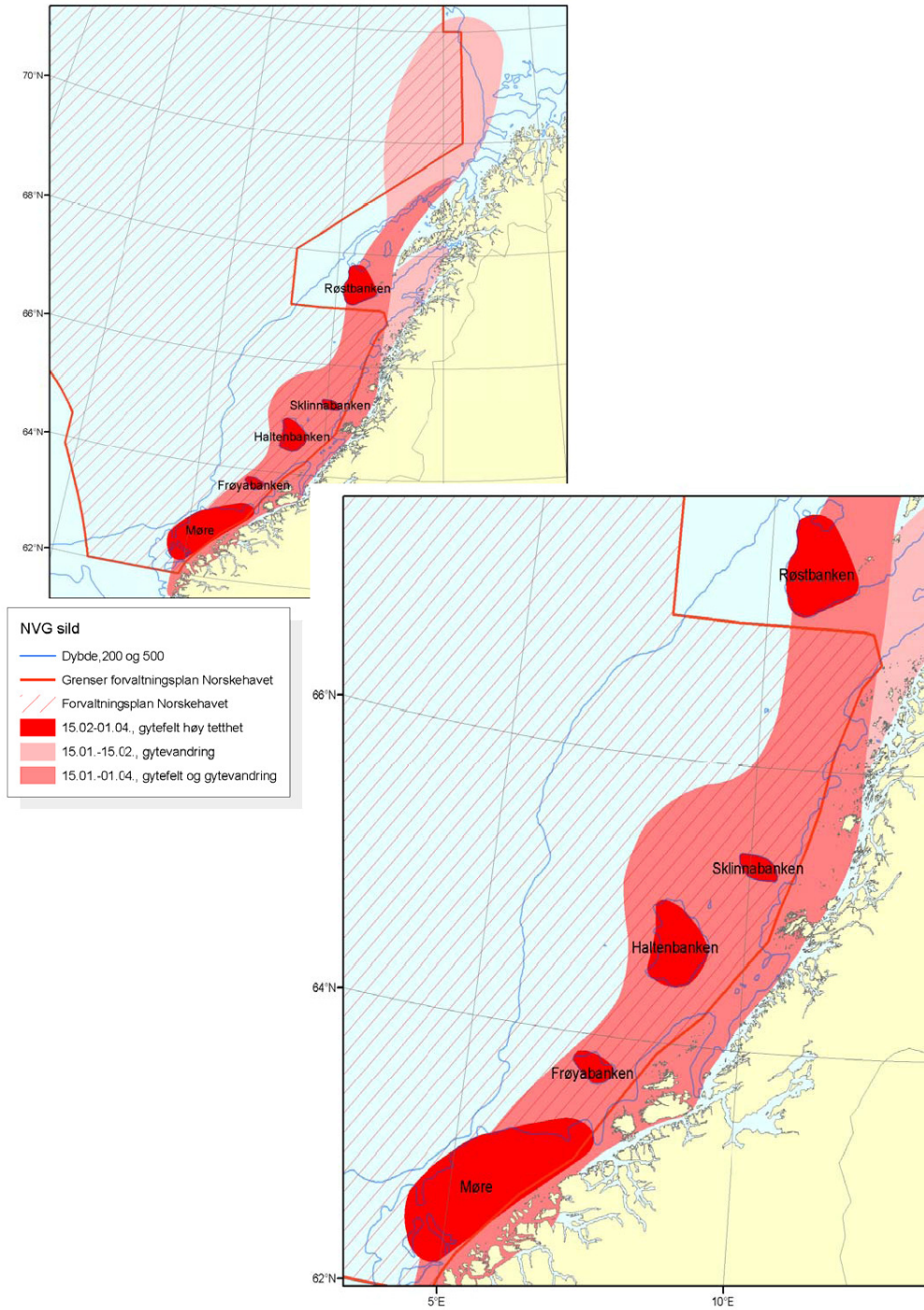
Figur 1.1 Avgrensning av området som skal vurderes samt angivelse av prioriterte særlig verdifulle områder for miljø- og naturressursene i Norskehavet begrunnet med minst ett av de to hovedvalgskriteriene, viktighet for biologisk mangfold og viktighet for biologisk produksjon. Områdene er ikke prioritert innbyrdes. Fra arealrapport HI/DN (Ottesen & Auran 2007).

1.2 Kartgrunnlag

For å vurdere potensielle miljøkonsekvenser av regulære utlipp fra petroleumsvirksomheten har vi tatt utgangspunkt i ”Helhetlig forvaltningsplanen for Norskehavet: Arealrapport med miljø og naturressursbeskrivelse, Ottesen og Auran 2007. Som grunnlag for simuleringer av eksponering av larver av sei og sild har vi benyttet kart over gyteområder vist i Figur 1.2 og Figur 1.3.

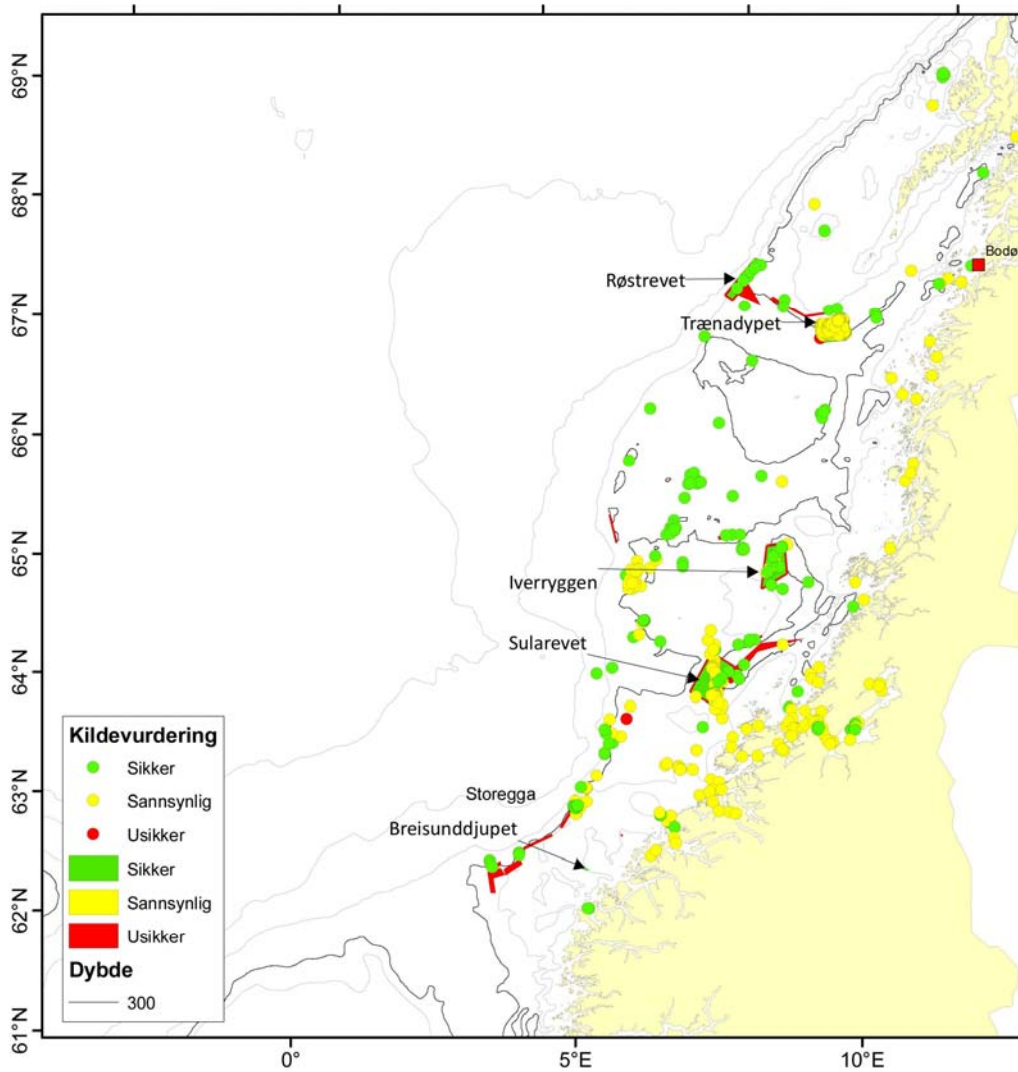


Figur 1.2 De viktigste gyteområdene for sei nord for 62°N. I det største kartet er det ”zoomet inn” på hovedgyteområdene. Kilde HI. Kart laget av Karen Bröker og Karen Gjertsen, HI. (Ottesen og Auran 2007).



Figur 1.3 De viktigste gyteområdene for Norsk vårgytende sild. I det største kartet er det ”zoomet inn” på hovedgyteområdene. Kilde HI. Kart laget av Karen Brøker og Karen Gjertsen, HI. (Ottesen og Auran 2007).

Oversikt over korallforekomster i Norskehavet på Midt-Norsk sokkel er vist på Figur 1.4.



Figur 1.4 Kart over forekomsten av koraller i Midt-Norge. Observasjoner er registreringer fra fiskere. Kartlegginger utført av Havforskningsinstituttet, Fiskeridirektoratet og Statoil. Basert på Ottesen og Auran (2007), Figur A.6.1.

1.3 DREAM modellen

Modellen DREAM er i dag et verktøy for risikostyring av oljeselskapenes utslipp til sjø. Den er i dag i bruk for beregninger av utslipp av både produsert vann og kaks/slam. For produsert vann regnes spredning i sjørisipient, og influensområde bestemmes ved å beregne spredningen ned til en konsentrasjonsgrense som kalles PNEC (*Predicted No Effect Concentration*). For kaks og slam beregnes også mulig partikkel-effekter i vannsøylen (forårsaket av partikkelinnhold i boreslammet) samt påvirkning på sjøbunn (giftighet, oksygenmangel, endringer av partikkelstørrelser i sedimentet samt begravning).

Modellen er nylig blitt revidert i regi av ERMS prosjektet (*Environmental Risk Management System*). Detaljer om modellens nåværende status kan finnes på SINTEF nett-side <http://www.sintef.com/erms>

Modellen kan også beregne eksponering av (og doser på) egg/larver samt fisk. Den kan også beregne konsentrasjonsfelt for enkeltkomponenter i utslippene. Den beregner også utslipp fra flere kilder på en gang.

Basert på data for hydrografi, strøm, samt utslippsdata er det utført beregninger av spredning og mulige influensområder i Norskehavet. Metoden benyttet for beregning av miljørisiko er i henhold til EU – TGD's retningslinjer (*TGD = Technical Guideline Document*) for miljørisikovurderinger (EU, 2003). Metoden er basert på en sammenlikning mellom forventet konsentrasjon i et aktuelt utslippsområde PEC (*Predicted Environmental Concentration*, som beregnes med DREAM modellen) og den konsentrasjonen som representerer grenseverdien PNEC. Influensområdet bestemmes til det vannvolum/utstrekning (eller areal/utstrekning for sediment) hvor forholdet PEC/PNEC er større enn 1, dvs. hvor konsentrasjonen (eller endringen) i vannsøylen/sedimentet er større enn grenseverdien/nivået PNEC.

Prinsippet for TGDs metode for beregning av den nedre effektgrensen (PNEC) for en komponent er å benytte laveste tilgjengelige effektverdi, enten akutt (EC50/LC50) eller kronisk (NOEC), dividert med en sikkerhetsfaktor som varierer avhengig av testtype, dvs. bestemt av tilgjengeligheten av kroniske effektdata i litteraturen. Sikkerhetsfaktoren er benyttet for å ta hensyn til forskjeller mellom arter som testes i laboratoriet og lokale arter, usikkerheter ved å overføre laboratoriedata til det virkelige miljø og til en viss grad ivareta muligheten for langtidseffekter. Foreligger data på kroniske effekter (f.eks vekst, reproduksjon) på minst tre organisme-grupper (alge, dyreplankton og fisk), benyttes NOEC-verdien for den mest sensitive arten dividert med sikkerhetsfaktor på 10. Foreligger det kun data fra studier på akutte effekter benyttes maksimum sikkerhetsfaktor på 1000 for den laveste av EC₅₀ eller LC₅₀ verdiene. Bruk av maksimum sikkerhetsfaktor (1000) gjelder spesielt prosesskjemikalier som tilføres under produksjonsprosessen i produsert vann. Denne fremgangsmåte for bestemmelse av PNEC nivåer er allikevel benyttet for både utslipp av kjemikalier i produsert vann og kaks/slam.

Prinsippet for beregning av miljørisiko, ved bruk av PEC/PNEC-metoden, er basert på giftighetsdata i litteraturen. Denne metoden ivaretar ikke fullt ut enkelte kjemiske stoffers evne til oppkonsentrering i næringskjeden på grunn av lav nedbrytbarhet og/eller høy bioakkumuleringsevne. For å holde høy fokus på slike kjemiske komponenter, inneholder metoden en vektning på enkeltkomponenter tilstede i produsert vann med denne typen egenskaper. Denne metoden tar utgangspunkt i SFTs kriterier for miljøklassifisering av offshore kjemikalier. Dette innebærer at resultatene fra miljørisiko-beregningene i DREAM som gir vannvolum i resipienten som overskrider PEC/PNEC = 1, vil multipliseres med en faktor 2 for komponenter med lavt nedbrytningspotensiale (BOD for 28 dager < 20%), eller med kombinasjonen nedbrytning lavere enn 60% og potensiale for bioakkumulering (dvs. kjemikalier med vann-oktanol fordelingskoeffisient $K_{ow} \geq 1000$) eller med høy bio-akkumuleringsevne ($K_{ow} > 10^5$).

Dette vil i praksis tilsvare alle ”røde og svarte” kjemikalier etter SFT’s kategorisering av offshore kjemikalie egenskaper.

Som et eksempel er vist de PNEC verdier for tiden benyttes for utslipp av naturlige komponenter (ikke tilsatte kjemikalier) i produsert vann. PNEC verdiene er gitt i ppb ($\mu\text{g/L}$) og vekt faktorene er gitt som 1 og 2. Se Tabell 1.1 under. De komponenter som er vist særlig oppmerksomhet (vektfaktor 2) er dispergert olje, 4 – 6 ring PAH (*PolyAromatiske Hydrokarboner*, som kan være kreftfremkallende) og Alkylerte fenoler (av kategori 6+, som kan gi hormonforstyrrelser).

Tabell 1.1 PNEC verdier og vekt faktorer for naturlige komponenter i utslipp av produsert vann.

Naturlige komponenter i produsert vann:	PNEC $\mu\text{g/L}$	Vekt faktor
Dispergert olje	40.4	2
BTEX mono-aromater	17	1
Naftalener	2.1	1
PAH 2-3 ring (eksklusive naftalener)	0.15	1
PAH 4 - 6 ring	0.05	2
Fenoler C0 - C3	10	1
Alkylerte fenoler C4 - C5	0.36	1
Alkylerte fenoler C6 +	0.04	2
Sink (Zn)	0.46	1
Kobber (Cu)	0.02	1
Nikkel (Ni)	1.22	1
Kadmium (Cd)	0.028	1
Bly (Pb)	0.182	1
Kvikksølv (Hg)	0.008	1

1.4 Utslipp av produsert vann

Sammen med produksjon av olje vil også vann følge med oljestrømmen opp av produksjonshullet. Dette vannet inneholder en rekke komponenter som kan representere et potensiale for miljøskade. Eksempler på slike komponenter er :

- Tilsatte kjemikalier
- Dispergert olje
- Mono-aromatiske forbindelser og PAH
- Fenoler og alkylerte fenoler
- Tungmetaller

PNEC verdier for de naturlige komponentene er vist i Tabell 1.1. Dette inkluderer de 4 siste kategoriene listet opp over. For tilsatte kjemikalier benyttes oftest EC_{50} verdier (konsentrasjoner for 50 % effekt) eller LC_{50} verdier (konsentrasjoner for 50 % dødelighet), kombinert med en sikkerhetsfaktor (assessment factor) lik 1000.

DREAM modellen baserer seg på beregnet strøm fra andre modeller. I foreliggende rapport er benyttet resultater av simuleringer med hydrodynamisk modell, som regner strøm i 3 dimensjoner og tid.

Modellen kalles ECOM-3D, og er utviklet ved Meteorologiske Institutt (met.no). Modellen simulerer alle bidrag til strøm som regnes å være vesentlige (tidevann, vekslinger med vær og vind, samt bidrag fra det generelle strømmønsteret i området, som eksempelvis Kyststrømmen). I beregningene for Norskehavet er benyttet strøm regnet ut hver annen time i dypene 0, 2, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 50, 70, 100, 150, 200, 300, 400, 500, 1000 og 1500 m.

Databasen for år 2000 er blitt brukt i DREAM simuleringene. En ting som er spesielt ved denne databasen er at det er benyttet et høy-oppløselig ”grid” på 4 km i horisontalplanet. Årsaken til dette er at i Haltenbank-området er det utpreget forekomst av virveldannelser som kan være av betydning for spredningen av utslippene. Modellen som er brukt er i stand til å representere disse virveldannelsene. Se eksempel på strømkart beregnet med ECOM-3D modellen for Haltenbanken (øyeblikksbilde eller ”snapshot” for strømmen i overflaten ved et gitt tidspunkt) vist på Figur 1.5.

1.5 Utslipp av kaks og slam

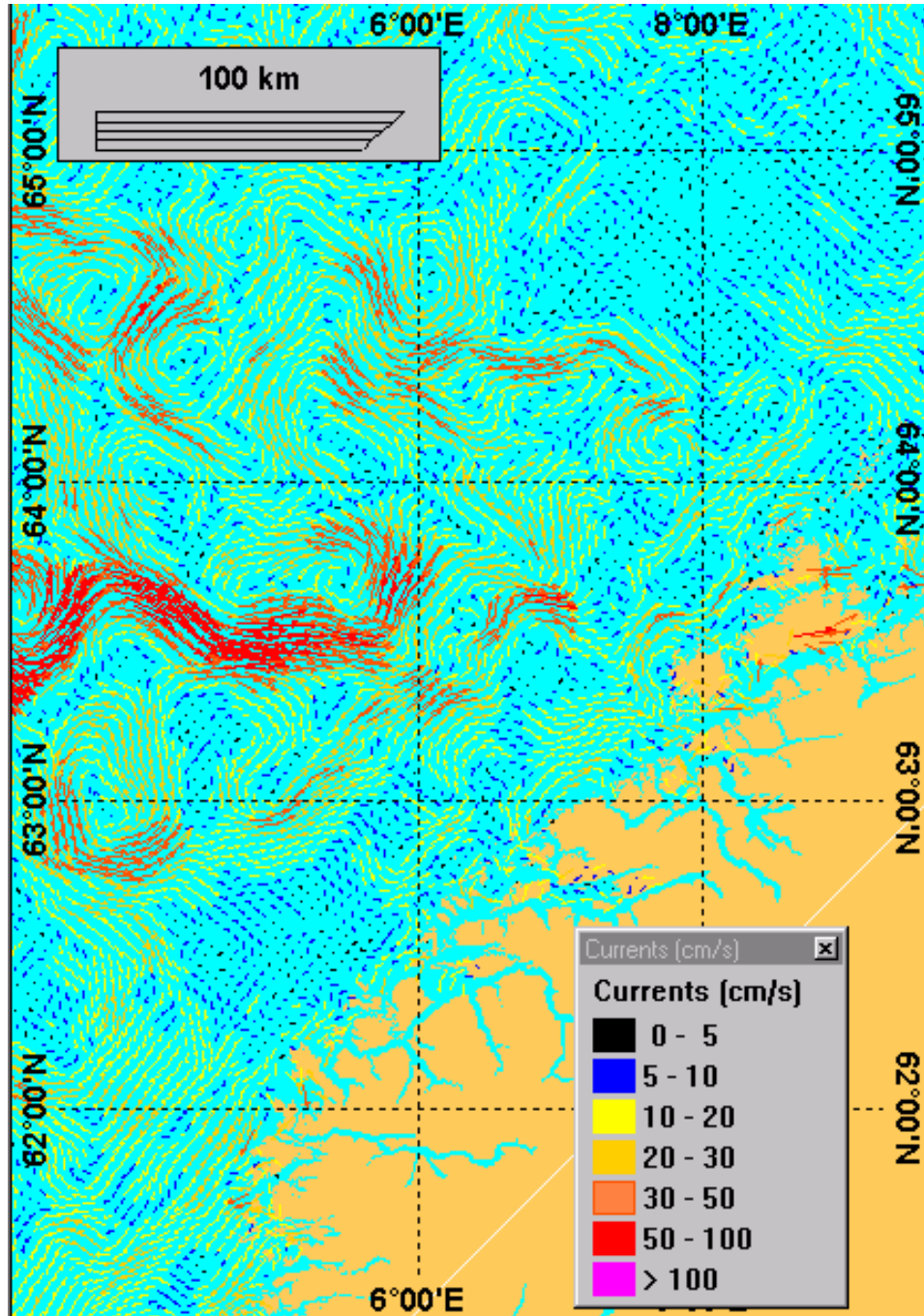
DREAM modellen beregner spredning samt deponering av utslipp av borekaks og boreslam ved lete- og produksjonsboring. Utslipet vil delvis slippes ut over sjøoverflaten (utslippet vil falle ned på sjøoverflaten og blandes med sjøvannet der), ledes ut i rør fra rigg og slippes ut under sjøoverflaten (en undervannsplume vil normalt dannes) eller slippes ut direkte på sjøbunnen (utslipp fra topphulls seksjonene 36” og 26”). Ved dannelse av undervanns plume vil denne normalt synke ned. Dette på grunn av partikkelinnholdet i utslippet som gjør utslippets tetthet vesentlig større enn sjøvannets.

Undervannsplumen inneholder sjøvann (som har trengt inn i plumen under nedsynkningen), kjemikalier samt partikler bestående av barytt og kaks. Partiklene har egenvekter som er vesentlig større enn vannets, og de største partiklene vil derfor synke ut av plumen mens denne fortynnes.

Til slutt vil plumen lagre seg inn i vannmassene. Dette vil skje delvis på grunn av lagdeling i resipienten og delvis på grunn av at de tyngre partiklene har forlatt plumen (slik at plumen får redusert tyngde).

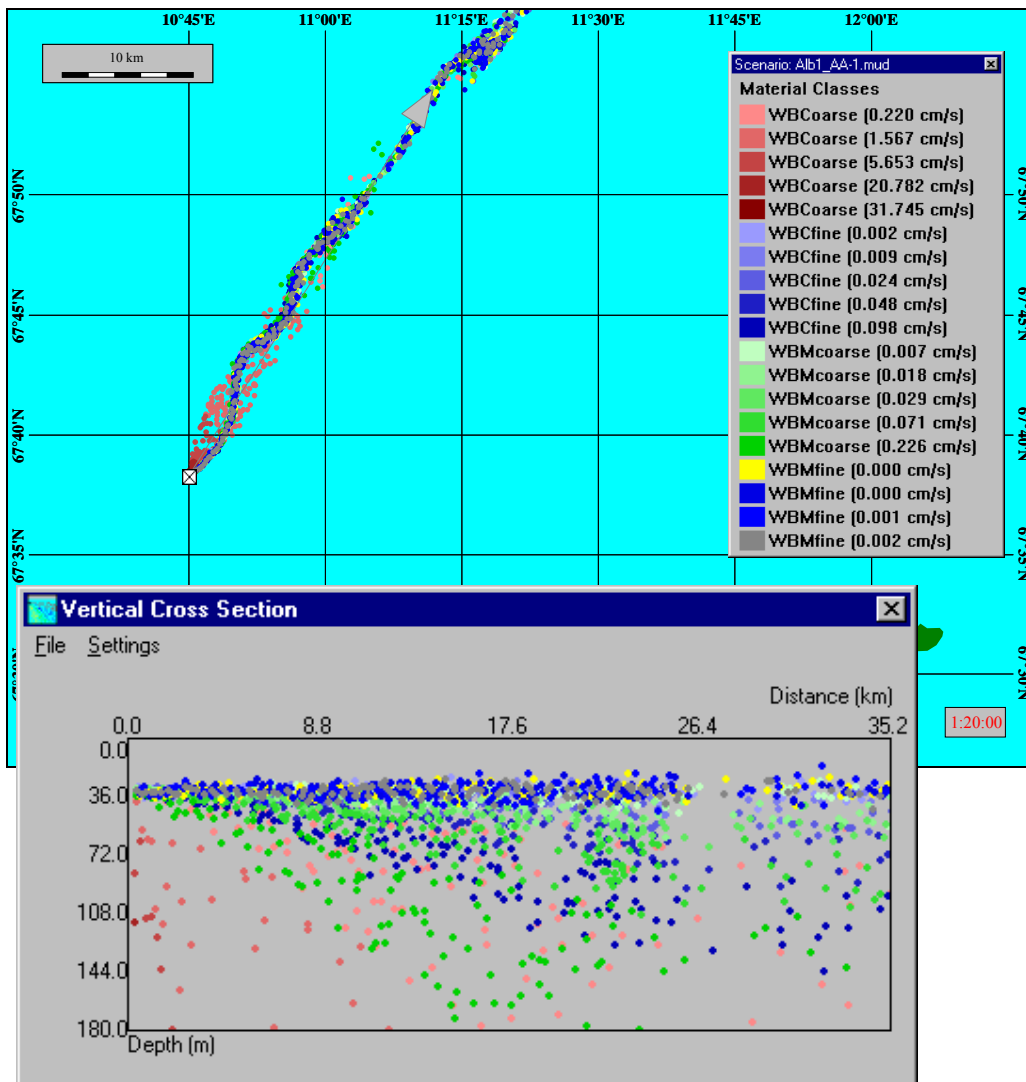
På denne måten modelleres en nedsynkende plume med partikler som etter hvert forlater plumen, de største partiklene først (da disse har størst synkehastighet).

Etter at innlagring av plumen har funnet sted, vil de ingredienser som fortsatt er til stede i plumen spres i vannmassene rundt det dyp hvor plumen har innlagret seg. Disse ingredienser vil fortrinnsvis være vannløselige kjemikalier samt den andelen av barytten med små partikkeldiametre (lav synkehastighet).



Figur 1.5 "Snapshot" av strømbilde beregnet med ECOM-3D modell for området utenfor Midt-Norge. Strøm ved overflaten. Geografisk oppløsning 4 km.

Fraksjonene som synker ned (dvs. kaks samt den grovere fraksjonen av barytten) vil til slutt akkumulere på sjøbunn. Partiklenes synkehastighet er gitt av representativ diameter samt av partiklenes egenvekt. Partiklene vil også transporteres av strømmen mens de synker ned. På denne måten vil de partiklene som synker raskest (de største partiklene) synke ned nærmest utslippssted, men de finere partiklene vil nå sjøbunnen i større avstand fra utslippssted. Figur 1.6 viser hvordan DREAM modellen sprer de forskjellige partikkelklassene ut i resipienten rundt undervannsplumens innlagringdyp. De grovere partikkelfraksjonene synker etter hvert ned mot bunnen, mens partiklene med små diametre synker lite og blir derfor igjen i vannsøylen.



Figur 1.6 Illustrasjon av fordeling av kaks- og baryttpartikler i vannsøylen. Dominerende strøm mot NØ. Øyeblikksbilde tatt ca. 2 døgn etter start. Nederste figur viser et vertikalsnitt gjennom utslippet med start på utslippssted.

Innlagringen av plumen vil være avhengig av lagdelingen i vannmassene. Det vil være sommeroppvarmingen som dominerer lagdelingen i sommerhalvåret i Norskehavet. Denne lagdeling vil føre til at undervannsplumen vil hindres i sin bevegelse nedover i dypet og lagre seg inn i et dyp typisk grunnere eller nær 50 m. Dette vises på Figur 1.6. Vannløselige komponenter (kjemikalier) i utslippet vil løses i vannmassene og spres nær innlagringsdyp, sammen med de finpartikulære komponentene i utslippet (barytt). De grovere partikulære komponentene vil synke ned på bunn.

1.6 Modell- og metodeutvikling

Det er for årene 2003 – 2006 gjennomført et større utviklingsarbeide for å forbedre evnen til å forutsi miljøkonsekvenser av boreoperasjoner på sokkelen. Resultatene av dette arbeidet er inkludert i DREAM modellen. Prosjektet ble kalt ERMS (= *Environmental Risk Management System*) og ble finansiert av 8 oljeselskap.

Arbeidet baserer seg på en PEC/PNEC tilnærmingen som nevnt tidligere. Forbedringen er fortrinnsvis rettet seg mot forbedringer i metoden for å beregne miljørisiko knyttet til boreutslipp til sjø (utslipp av borekaks og boreslam). Det betraktes påvirkning av både vannsøyle og sediment. For vannsøyle betraktes:

- Giftighet av løste, ikke-PLONOR (*Pose Little Or NO Risk to the environment*) kjemikalier eller komponenter i utslippet. Det er bare vannløselige (dvs. kjemikalier eller komponenter som har en lav lav fordelingskoeffisient, $K_{ow} < 1000$).
- Partikkelstress forårsaket av baryttpartikler eller andre partikkelgrupper. Eksempelvis har vektstoffet barytt vist seg å virke inn på filtrerende organismer (som eksempelvis kamskjell og blåskjell) ned til lave konsentrasjoner.

Utviklingsarbeidene gjennomført i årene 2003 – 2006 fokuserte også på mulige miljøeffekter ved bruk av barytt. Dette stoffet brukes i relativt store mengder (av orden 50 000 – 100 000 tonn pr år på norsk sokkel) for å kontrollere trykket i borehullet (egenvekt er på rundt 4200 kg/m³). Barytt består vesentligst av bariumsulfat (BaSO₄) men inneholder også små konsentrasjoner av tungmetaller. Barytt er partikulært, og legger seg på sjøbunnen ved utslipp til sjø. Baryttpartiklene er for en stor del meget små, og kan derfor spres i vannmassene over lange avstander før de setter seg på sjøbunnen.

Metallene i barytt er mineralsk bundet til bariumsulfatet. Dette har ført til en oppfatning om at metallene i baryttpartiklene er lite biotilgjengelige. Senere undersøkelser har imidlertid endret på denne oppfatning. Det har vist seg at baryttpartikler i sediment frigjør metaller i løst form (metallene blir mer biotilgjengelige) i meget større grad enn metallene i baryttpartikler som befinner seg i vannsøylen. Dette baserer seg på resultater fra nyere laboratorieforsøk, hvor også forholdene i sediment tas med i betraktningen (Neff, 2008). Simuleringer med DREAM modellen med utslipp av vannbasert slam (og barytt) viser at det ofte er metallene fra barytt som dominerer miljørisiko i sediment når de nye laboratorieresultatene er blitt implementert i modellen.

Også for utslippene som sprer seg i vannsøylen er det ofte barytt som dominerer miljørisikoen. Det er påvist effekter av barytt på filtrerende organismer ned til et konsentrasjonsnivå på 0.5 mg/l (ppm) i vannsøylen, Cranford et. al., (1999). Beckmann og andre (2008) har gjennomført laboratorieforsøk med tilsetninger av brukt boreslam (WBM), brukt barytt eller ilmenitt partikler. Konsentrasjoner ned til 0.5 ppm for brukt boreslam (WBM) i sjøvannet ble brukt under forsøkene. Som vektstoff for boreslammet ble brukt barytt. Selv på laveste konsentrasjonsnivå (0.5 ppm) ble funnet effekter på

filtreringsevnen til kamskjell (*sea scallops*) samt utslag på biomarkører for blåskjell, kamskjell og torsk. Det ble også funnet effekter ved tilsetninger av barytt eller ilmenitt på torsk, men på et høyere konsentrasjonsnivå.

For barytt brukes en PNEC grense på 0.2 ppm i DREAM simuleringene (Smit og andre, 2006) for partikkeeffekter i vannsøylen. Siden barytt slippes ut i store mengder (spesielt når utslippene skjer fra rigg), kan influensområdene bli relativt store. Det vil derfor være behov for å redusere influensområdene ved utslipp av barytt, selv om utslippene til vannsøylen kan være av relativt kort varighet. OLF (1995) har utgitt retningslinjer for bruk av barytt på norsk sokkel. Det påpekes her at et krav fra SFT er at det skal benyttes barytt med lavt metallinnhold. OLF har også satt opp anbefalte grenseverdier for innhold av tungmetaller i barytt. Allikevel viser erfaringen at metallinnholdet i barytt er ikke spesielt lavt for barytt brukt i Norge, sammenlignet med hva som benyttes i USA (Neff, 2008). Tabell 1.2 viser erfaringstall med bruk av barytt på norsk og amerikansk sokkel. Tungmetall innholdet er til dels vesentlig større i barytt brukt på norsk sokkel. Grenseverdiene på metallinnholdet i barytt anbefalt av OLF (1995) bidrar ikke til å motivere operatørene for å redusere metallinnholdet. Dette vil være hensiktsmessig å gjøre, da simuleringer med DREAM verktøyet viser at man reduserer ofte influensområdene (i både vannsøylen og sedimentet) betraktelig ved å redusere både mengder som slippes ut samt metallinnholdet i barytten.

På grunn av økt fokus på barytt både med hensyn til innhold av tungmetaller og mulige effekter baryttpartikler har vist å ha på filtrerende organismer i enkelte studier, så har oljebransjen begynt å ta i bruk andre vektstoffer enn barytt. Et alternativ her er bruk av ilmenitt som vektstoff. Det gjennomføres for tiden boringer med bruk av ilmenitt som vektstoff som et alternativ til bruk av barytt.

Tabell 1.2 Innhold av metaller i barytt brukt på norsk og amerikansk sokkel. Fra Neff (2004). Tallene er basert på resultater gitt i Trefry et. al. (1986) for amerikansk sokkel, og basert på resultater for norsk sokkel i 2001 gitt i Schaanning et al. (2002). Konsentrasjoner er gitt i mg/kg tørrvekt (ppm).

Metal	U.S. Barite	Norwegian Barite
Arsenic	2.2	2.0
Cadmium	0.03	0.7
Chromium	11	13.1
Copper	9.7	76.6
Iron	10,100	24,800
Lead	7.8	54.5
Mercury	0.12	0.31
Nickel	NA	1.2
Zinc	8.6	42.9

NA not analyzed.

For sedimentet er 4 forskjellige påvirkninger inkludert:

- Giftighet forårsaket av kjemikalier som følger med partiklene ned på sjøbunnen. Bare kjemikalier med høy fordelingskoeffisient $K_{ow} \geq 1000$ (dvs. kjemikalier som er lite vannløselige) er inkludert. Disse antas ikke løst i vannsøylen. Giftigheten forårsakes ved at kjemikaliet (med tiden) løses ut i porevannet og forårsaker giftighet her. Det er også inkludert virkninger av metaller til stede i barytt (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb og Zn) og i eventuelt andre partikkelgrupper (ilmenitt, bentonitt). Etter at barytten er deponert på sjøbunnen, blir noe av metallene løst ut fra barytten og dermed øker metallkonsentrasjonene i porevannet. Dette kan også gi opphav til toksisitet i porevannet.
- Bionedbrytning av kjemikalier i sediment konsumerer det frie oksygenet i porevannet. Dermed oppstår oksygenbrist i sedimentlaget. Dette er vanlig ved utslipp og deponering av organiske komponenter i sedimentet. PNEC nivået er angitt ved overskridelse av en viss reduksjon av det frie oksygenet i porevannet i sedimentet.
- Tykkelse av laget deponert på sjøbunnen. PNEC nivået er angitt ved overskridelse av tykkelsen på et visst nivå.
- Det er også inkludert beregninger av endringer i substratet på sjøbunnen ved at partiklene som deponerer har en annen diameter enn det naturlige sedimentet på stedet (etablering av ”eksotisk” sediment). PNEC nivået er satt til en overskridelse av en viss tillatt grense for endring i partikkelstørrelse.

Alle de faglige forhold omtalt under punktene over er i dag implementert i DREAM modellen. En rekke fagrapporter er utarbeidet som beskriver metoden som brukes i DREAM modellen i mer detalj. Disse er tilgjengelige på: <http://www.sintef.com/erms>.

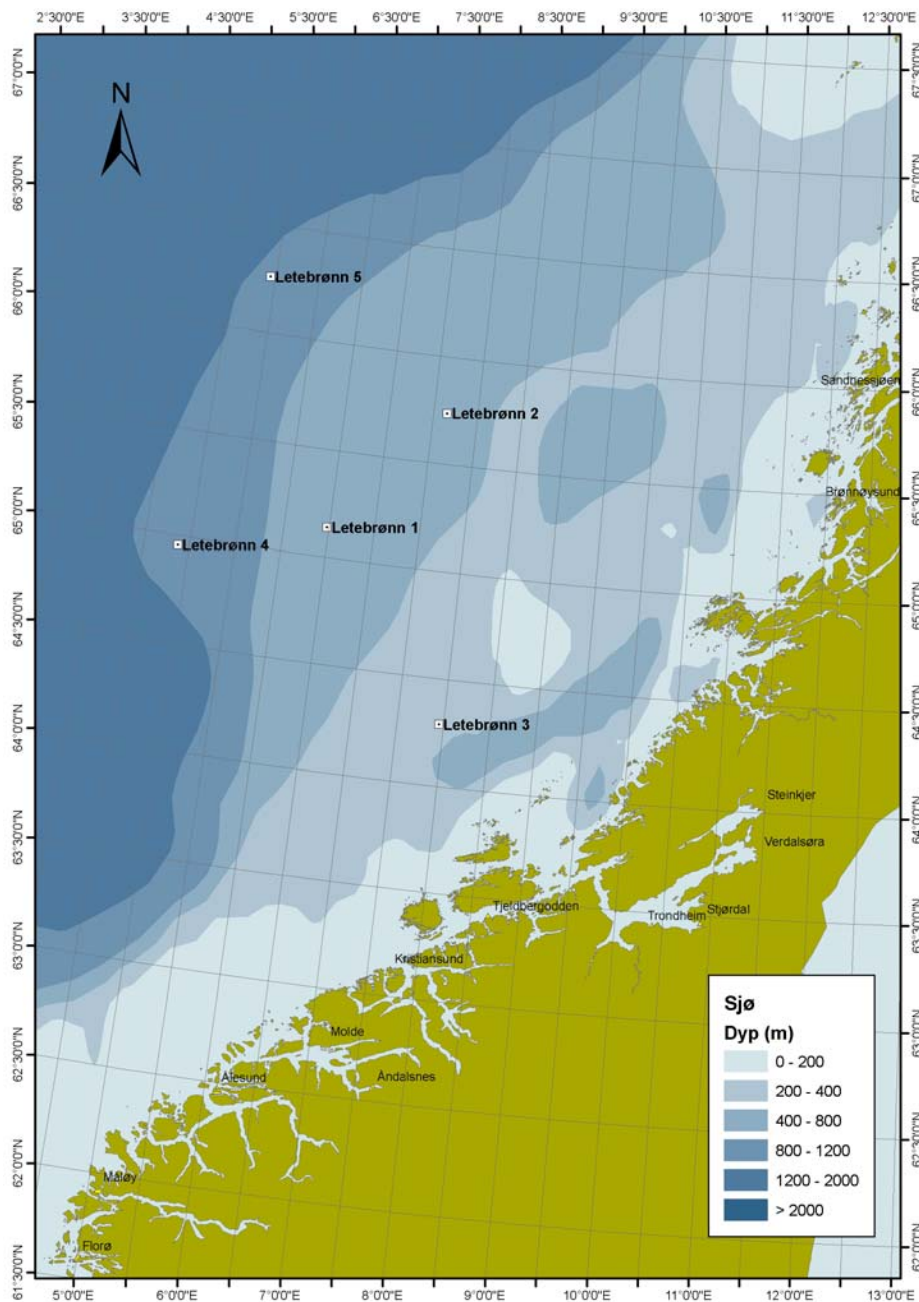
Dagens praksis i Norskehavet er at boring med bruk av syntetiske eller oljeholdige borevæsker (dette er borevæsker som gjennomgående har kjemikalier med $K_{ow} \geq 1000$) ikke slippes ut til sjø. Disse tas til land for lagring og/eller behandling der. Det slippes derfor bare ut kaks samt vannbaserte borevæsker WBM (*Water Based Mud*) som vedheng til kaks under ordinære boreoperasjoner. Disse slippes ut direkte til sjøbunn (ved boring av topphullsseksjonene som normalt er 36” og 26”), eller de slippes ut fra rigg (ved boring av dypere boreseksjoner som eksempelvis 17 1/2”, 12 1/4” og 8 1/2” seksjonene). De vannløselige kjemikaliene følger derfor ikke med ned til sjøbunnen, men løser seg i vannsøylen. Beregninger av disse utslippene med DREAM modellen gir derfor typisk påvirkning i vannsøylen ved spredning av vannløselige (ikke-PLONOR) kjemikalier og barytt. For sediment er de dominerende bidragene til miljørisiko oftest fra metallene i barytt (toksisitet) samt endring i sedimentets substrat. Bidrag fra begravning er bare til stede nær utslippsstedet. Oksygenbrist i sedimentet unngås ved bruk av vannløselige borekjemikalier.

I neste kapittel er vist beregningsresultater fra 5 antatte leteboringer foretatt i Norskehavet. Beregningene er foretatt med DREAM modellen basert på metoden beskrevet over.

2 Influensområder, utslipp av kaks/slam

2.1 Beregningsantagelser, forutsetninger

Det er foretatt beregninger av utslipp av kaks/slam fra 5 tenkte letebrønner i Norskehavet. Lokalitetene er fordelt innenfor aktuelt område som vist på Figur 2.1.



Figur 2.1 Utslippkilder i Norskehavet for valgte lokaliteter for beregning av utslipp fra leteboring.

Utslippets sammensetning er antatt å være kaks og vannbasert slam for en typisk brønn boret i området. Sammensetningen av utslippet er vist i Tabell 2.1.

Tabell 2.1 Inputdata for de 5 letebrønnene som er inkludert i simuleringene.

Bore seksjon:		36"	26"	17.5"
Seksjons lengde, m:		73	525	1420
Bore rate m/time		10	20	25
Utslipps dyp, m		1 over havbunn	1 over havbunn	Fra rigg
Varighet, timer ¹⁾ :		7.3	26.25	56.8
	Komponent	Mengde	Mengde	Mengde
Utslippstype		tonn	tonn	tonn
Partikler	Kaks	119.8	449.6	550.88
Partikler	Bentonitt	35.4	22.5	0
Partikler	Barytt	50	60	540
Kjemikalie	Drilling Chemical 1	0	0	10.6
Kjemikalie	Drilling Chemical 2	0	0	10.8
	Sum MUD²⁾	509.4	759.5	911.4
	Metall konsentrasjon i barytt, ppm (mg/kg)			
Metall	Cadmium Cd	0.543	0.543	0.543
Metall	Chromium Cr	2.6	2.6	2.6
Metall	Copper Cu	81.8	81.8	81.8
Metall	Mercury Hg	0.0192	0.0192	0.0192
Metall	Lead Pb	95.7	95.7	95.7
Metall	Zinc Zn	168.6	168.6	168.6

1) Bare effektiv boretid er inkludert. Reell boretid er vesentlig lengre.

2) Her er også PLONOR kjemikalier samt vann inkludert

I denne rapporten er vurdert utslipp for 3 år: 2006 (dagens situasjon), 2014 (for situasjon med maksimum utslipp av produsert vann) og for 2025 (fremtidig situasjon). Beregningene for utslipp av kaks og slam ventes å ha gyldighet for alle de valgte årene 2006, 2014 og 2025. Det vil si at man venter ingen spesielle endringer i sammensetningene av utslippet i denne perioden, antatt at det utslippsregime som gjelder i dag for dette området opprettholdes.

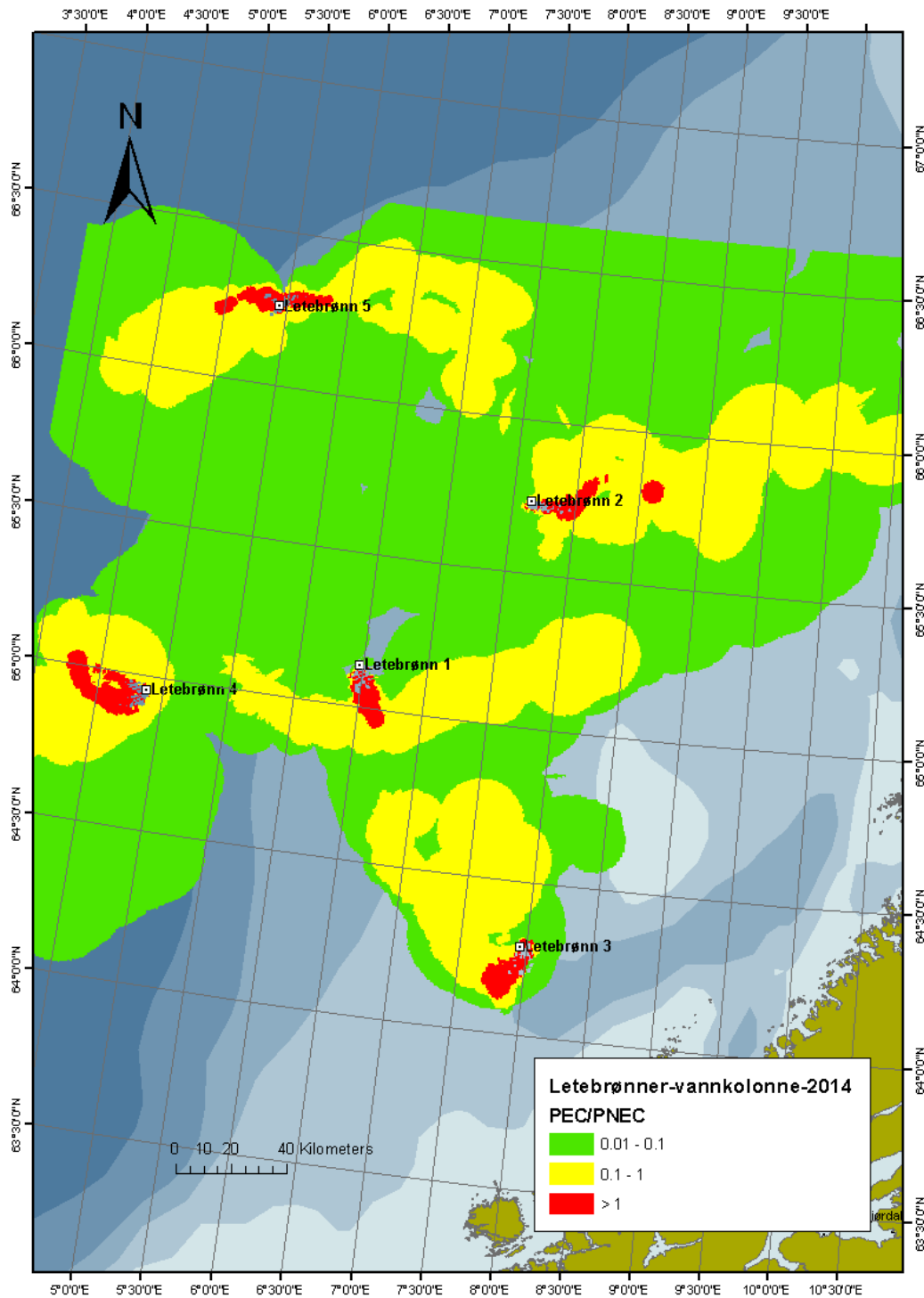
Utslipet består av vannbasert slam og kaks. Vektstoffet barytt er benyttet. Det er utslipp fra 3 boreseksjoner, nemlig utslipp direkte til sjøbunnen (36" og 26" boreseksjon) samt utslipp fra rigg (17 1/2" boreseksjon).

Modellen benytter også partikkelfordelinger både for kaks og barytt. Fordelingene som er brukt er valgt å være typiske for denne type vurderinger. Generelt er partikkelfordelingen for kaks noe grovere enn for barytt.

2.2 Resultater av DREAM simuleringene for boreutslipp

DREAM modellen har beregnet konsentrasjoner, deponeringer, samt tilhørende miljørisiko (dvs. forholdet PEC/PNEC for forskjellige bidrag til miljørisiko) for både vannsøyle og sediment. Forholdet PEC/PNEC definerer forventet mulig influensområde for disse utslippene, både for påvirkning i vannsøylen og i sediment. Figur 2.2 viser PEC/PNEC forholdet i vannsøylen beregnet for de 5 valgte

borelokalitetene. Det er barytt som viser seg oftest å dominere miljørisikoen i vannsøylen (mulig partikkeleffekt på filtrerende organismer).



Figur 2.2 Maksimum risiko akkumulert i vannkolonnen for 5 letebrønner i Norskehavet. For boreutslippene regnes resultatene å være representative for alle årene valgt for visning av resultater (2006, 2014 og 2025).

Det er områdene farget med rødt som indikerer områder med miljørisiko (PEC/PNEC > 1). Områdene som er vist indikerer steder hvor det *en eller annen gang i simuleringsperioden* har oppstått overskridelser av PNEC-nivået. Det er spesielt barytt i vannsøylen som bidrar til miljørisiko.

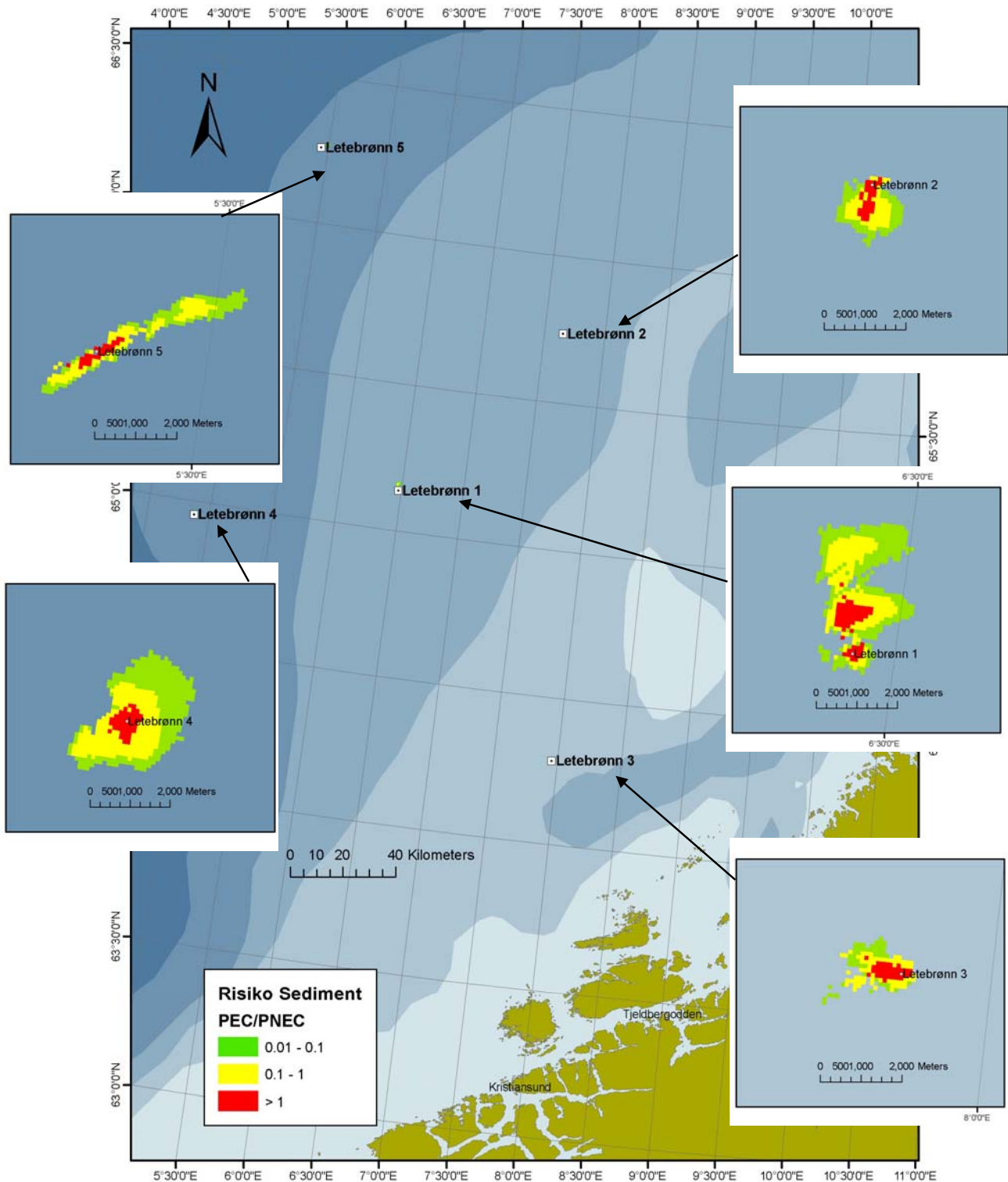
Det bør legges til at i vannsøylen vil varigheten av påvirkningen bare være noen dager (bare effektiv boretid medregnet) for hvert borested. Dette fordi utslippet opphører når boringen stopper. Det er spesielt utslippet av barytt for 17 ½" boreseksjon som bidrar til miljørisiko i vannsøylen.

Merk at figuren viser PEC/PNEC forhold helt ned til 0.01. Dette er nivåer hvor miljørisiko er meget lav. Det er bare de røde områdene som antyder potensiale for påvirkninger. Også innen dette området vil mulige påvirkninger være meget diskutabile da det er anvendt sikkerhetsfaktorer som gjør at de reelle konsentrasjonsnivåene for mulig påvirkning er sannsynligvis meget høyere enn de PNEC nivåene som er benyttet i beregningene ("føre var"-prinsippet).

Figur 2.2 viser potensielle influensområder for utslipp av barytt i Norskehavet. DREAM modellen beregner samtidig også miljørisiko (potensiell påvirkning) for sedimentet som følge av de 5 boreutslipp. Disse er vist på Figur 2.3. Her er det potensielle påvirkningsområdet så lite at det er vanskelig å skjelve på hovedfiguren. Det er derfor lagt inn egne figurer med angitt påvirkningsområder for de 5 utslippene. For påvirkningen på sjøbunnen (influensområdene) er arealene vesentlig mindre, men varigheten av påvirkningene vil vedvare også etter at utslippet har opphørt. Nær utslippsstedet vil påvirkningene kunne strekke seg over flere år. Det er spesielt metallene i barytt deponert på sjøbunnen som dominerer risikobidraget i bunnsedimentene.

Erfaringer fra leteboringer med bruk av vannbasert slam er at det er vanskelig å påvise effekter på fauna utenfor innerste målestasjon som oftest ligger 250 m fra borested. Beregningene som er gjennomført bekrefter dette bildet ved at påvirkningsområdet beregnet er relativt lite. Størrelsen på påvirkningsområder som er vist på Figur 2.3 strekker seg allikevel utover 250 m fra utslippssted, men dette medfører ikke nødvendigvis at det vil være observerbare endringer i sedimentet utover de nevnte 250 m fra borested. En av grunnene til dette er at det er (som nevnt over) benyttet sikkerhetsfaktorer som medfører at det reelle påvirkningsområdet vil oftest være vesentlig mindre enn hva som er vist på Figur 2.3 ("føre var" prinsippet).

Det er nylig gjennomført måleprogrammer hvor sedimentprøver tas betraktelig nærmere enn 250 m fra borestedet (på SVAN feltet i Nordsjøen og på Goliat feltet i Barentshavet). Et pågående NFR prosjekt (PEIOFF FAME under PROOF programmet) har som mål å sammenligne beregninger og målinger i sediment av mulig påvirkning nærmere borestedet for disse to lokalitetene. Dessuten har oljebransjen selv etablert et prosjekt (kalt "SERPENT") som går ut på å benytte ROV farkoster ved plattformene for prøvetaking av sediment innenfor 250 m fra borested. Også her planlegges for tiden (2008) prosjekter rettet mot bestemmelse av influensområder samt å foreta sammenligninger mellom målinger og modelleringsresultater.



Figur 2.3 Maksimum risiko akkumulert i sediment for 5 letebrønner, liten figur er vist i zoom for hver brønn. Beregningene gjelder for dagens situasjon (2006), for maks året inkludert (2014) samt for fremtidsscenariet (2025).

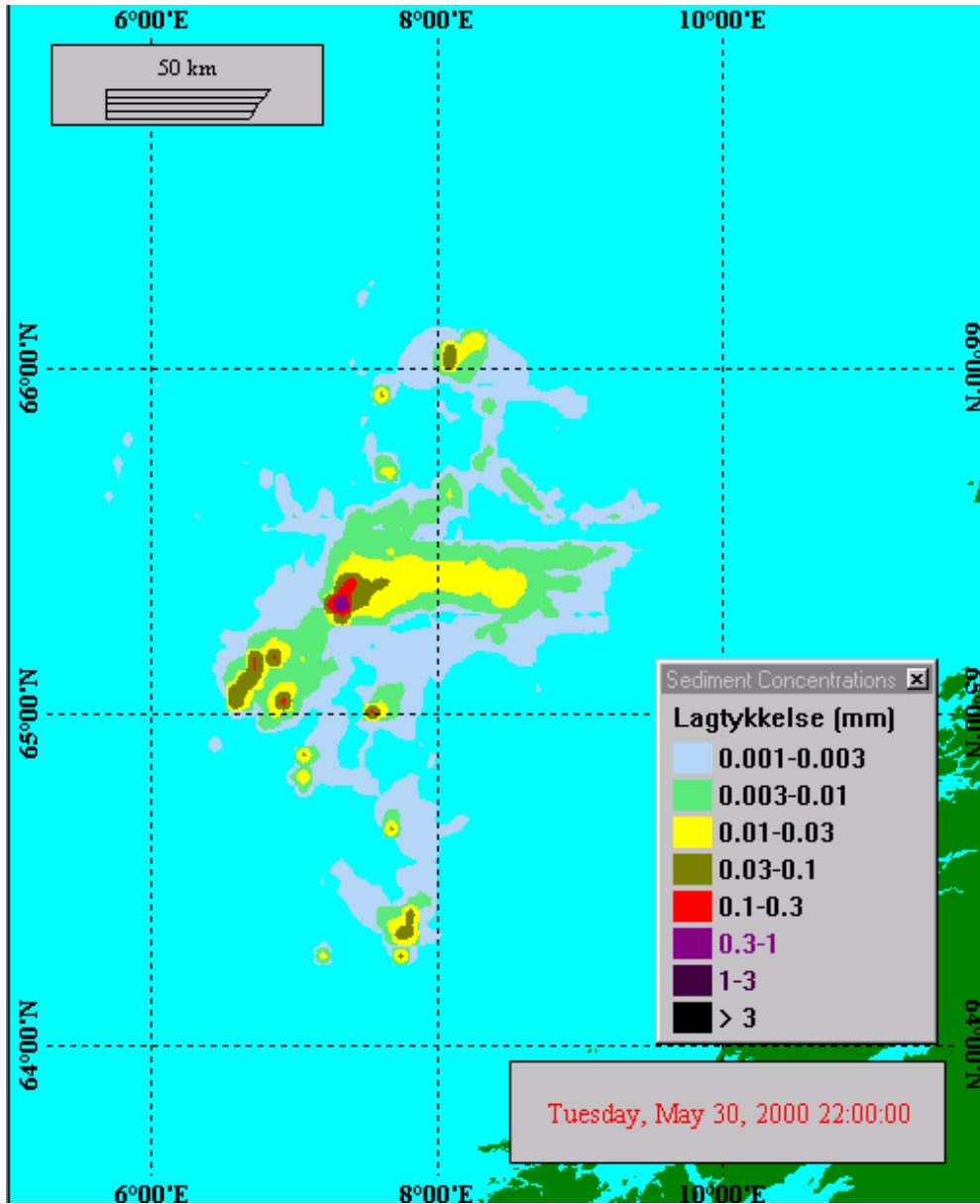
2.3 Akkumulerte utslipp på sjøbunnen fra boreoperasjoner

Det er i en tidligere utredning for Norskehavet (Skadsheim et. al., 2002) foretatt beregninger av akkumulerte kaks- og slam mengder for Norskehavet. Beregningene ble basert på det grunnlaget som forelå for vurdering av antall brønner boret (og forventet boret frem til år 2015) i 2002. Det ble foretatt beregninger av deponering på sjøbunn for alle utslipp (både for leteboringer og for produksjonsboringer) frem til år 2015. Det ble beregnet akkumulerte kaks/og slammengder på sjøbunnen da disse forventes å addere seg opp ettersom nye boringer blir gjennomført. Hensikten var å betrakte til hvilke nivåer man forventer oppbygging av deponerte masser på sjøbunnen som følge av gjentatte boringer, spesielt på steder med produksjon av olje og gass.

Når det vises resultater på et regionalt nivå, så er hensikten å vise mulig overlappende bidrag fra forskjellige nabofelt. Et eksempel på en slik beregning er vist på Figur 2.4. Her er vist resultater for utslipp av både kaks og slam forårsaket av både eksisterende og forventede produksjonsboringer i Norskehavet (uten Ormen Lange) frem til år 2015 (beregningen er gjennomført i år 2002). Overlapp fra nabofelt er til stede, men på et "lavt" nivå, dvs. at de forventede lagtykkelser som representerer bidrag fra overlappende felt vil være mindre enn av orden 0.01 mm lagtykkelse.

Den samlede akkumulering av sedimenter på bunnen på regional skala blir å sammenligne med den naturlige sedimentering i området. Denne er målt til å være opp til flere meters tykkelse bygget opp etter siste istid (ca. 10 000 år siden) i et akkumulasjonsområde for sediment (NGU, 2000). Det meste av dette ble sannsynligvis bygget opp like etter siste istid. Det er store geografiske variasjoner, i enkelte områder er det ingen oppbygging da denne er erodert bort. Man har konstatert områder med naturlig erosjon, men også foretatt målinger i dyprenner som har preg av å være akkumulasjonsområder for sediment (Suladjupet, Sklinnadjupet og Trænadjupet). For størstedelen av sokkelområdet utenfor Midt-Norge er akkumulasjon av sediment etter siste istid på under 0.4 m (NGU 2002), hvilket vil si at den midlere naturlige sedimenteringsrate i området er på maksimalt 0.04 mm i året. Da det meste av dette er sannsynligvis sedimentert like etter siste istid, kan et rimelig anslag for naturlig sedimentering i området i dag ligger i området rundt 0.01 – 0.02 mm/år.

Skal man sammenligne med de naturlige deponeringer av organisk/uorganisk materiale i området blir det mer riktig å sammenholde med naturlig deponering over et visst tidsrom, eksempelvis 10 år. Da blir det "rødt område" som vist på Figur 2.4 som angir tilleggsdeponering tilsvarende naturlig sedimenterte masser (deponering over 0.1 mm). Dette vil kunne forekomme fortrinnsvis rundt Heidrun feltet, da det er etablert spesielt mange produksjonsbrønner i dette området.



Figur 2.4 Sum av kaks og barytt deponert på sjøbunnen for produksjonsbrønnene på Haltenbanken. Leteboringer er ikke inkludert. Produksjonsbrønner forventet boret frem tom år 2014. Fra Skadsheim et. al., 2002.

Beregningene som er foretatt inkluderer ikke effekter av resuspensjon. Dette kan skje som følge av eksempelvis bølgeaktivitet som kan virvle opp bunnsediment slik at dette transporteres videre. Imidlertid ventes resuspensjon fra bølger bare i områder hvor dybden er grunnere enn ca. 150 m, og det foregår lite boring i slike områder på Midt-Norsk sokkel. Stort sett er dybdene større enn ca. 200 m, bortsett fra et område nær (64° 45' N, 9° 00' Ø), hvor det forekommer dybder under 100 m (selve Haltenbanken). I slike områder må både resuspensjon og erosjon av sedimenterte bunnmasser påregnes.

Det kan også legges til at den naturlige sedimenteringsraten i Norskehavet er vesentlig lavere enn hva man finner f. eks. i nordre delen av Nordsjøen, hvor naturlige sedimenteringsrater i Norskerenna har vært målt til oppunder 10 mm/år (NGU, 1997). Årsaken til denne forskjellen er blant annet masser fra grunne (sørlige) deler av Nordsjøen som virvles opp med bølger og transporteres nordover. Slike områder er det lite av i Norskehavet, da dette havet er overveiende vesentlig dypere.

2.4 Resultater fra overvåking av sediment i Norskehavet

Det gjennomføres prøvetaking av sedimentet rundt borestedene på regional basis hvert 3. år. På Haltenbanken ble siste undersøkelse gjennomført i 2006 rundt de boresteder som vist i Figur 2.5 (Nøland, 2007). Noen av feltene som er vist på figuren har eksistert i lengre tid (Heidrun, Njord, Draugen, Norne) mens andre felt har begynt å produsere ganske nylig (Kristin). Andre felt kan igjen betraktes som satellitter knyttet til eksisterende felt (Urd, Garn).

Det måles en rekke parametere i sedimentet som eksempelvis er relatert til biota på sjøbunnen, innhold av tungmetaller, totalt organisk materiale (TOM) og innhold av hydrokarboner (THC). I dag benyttes vannbasert slam under boring (WBM) i dette området, mens det tidligere har vært tillatt med utslipp av også oljeholdig slam. Resultatene av overvåkingen viser derfor spor av tidligere praksis ved forhøyede verdier av hydrokarboner (THC) i sedimentet.

Resultatene for 2006 viser at på stasjonene rundt borestedene ligger THC innholdet i sedimentet generelt på mellom 4 og 20 mg/kg sediment. Felt hvor nivåene er sammenlignbare med bakgrunnsverdier av THC i sedimentet er Alve, Draugen, Garn Central, Hans og Rogn Sør. Feltene Heidrun, Kristin, Njord, Norne og Åsgard er de borestedene med de høyeste konsentrasjonene av THC (konsentrasjoner opp mot 100 – 1000 mg/kg sediment). På feltene Kristin, Njord, Norne og Åsgard er THC innholdet av samme type som for boreslamolje. Dette kan delvis stamme fra oljeslam benyttet i den tid dette var tillatt. På noen av stasjonene på Kristin er det påvist store økninger i THC i forhold til tidligere undersøkelser (2003). Da Kristin også er et relativt nytt etablert felt, ser det ut til at utslipp av ikke-vannbasert boreslam har funnet sted her i løpet av perioden 2003 – 2006.

Nøland (2007) foretar også en sammenligning mellom resultater fra overvåkingsundersøkelser gjennomført i 1997, 2000, 2003 og 2006. Generelt viser undersøkelser av denne type (for forskjellige områder på norsk sokkel) at THC konsentrasjonene går ned med tiden etter at operatørene har faset ut utslipp av oljeholdig slam. Imidlertid er det for region Haltenbanken konstatert en liten økning av gjennomsnitts- (og også median-) konsentrasjonene av THC fra år 2003 til 2006. Dette er ikke forventet med tanke på den utfasing av utslipp av oljeholdige borevæsker som har funnet sted i dette området. Det er derfor mulig at operatørene har et forbedringspotensiale her. En annen mulighet kan være (for enkelte felt) at oljeholdig slam dypere nede i sedimentet har blitt ført opp til overflatelagene i sedimentet (via bioturbasjon) og har dermed påvirket de lagene av sedimentet som prøvetas under feltarbeidet.



Figur 2.5 Oversikt over felt inkludert i sedimentovervåking på Haltenbanken (region VI) i 2006. Kopiert fra Nøland et al., 2007.

3 Influensområder, utslipp av produsert vann

3.1 Input data

Oljeselskapene på norsk sokkel foretar årlig rapportering av sine utslipp av produsert vann til SFT. I disse rapportene inngår oversikter over mengder og innhold i det produserte vannet som slippes ut. Disse rapportene er benyttet til å beregne nå-situasjonen (2006) for produsertvann utslippene i Norskehavet.

Det er også foretatt beregninger av fortykning og spredning av utslippene av produsert vann med DREAM modellen for år 2014 (året for forventet maksimale utslipp av produsert vann). Input data som er benyttet i beregningene er vist i Tabell 3.1.

Tabell 3.1 Input data av naturlige komponenter for de 7 produsert-vann brønnene som er inkludert i simuleringene (årene 2006 og 2014). Bare naturlige komponenter er vist. Produksjonskjemikalier kommer i tillegg. Alle konsentrasjoner er i ppm (mg/L) gitt for selve utslippet. Haltenbanken Nord er et antatt fremtidig felt med utslippsegenskaper som for Norne. Lokalitetene til feltene er vist i Figur 2.1. PNEC verdiene for de naturlige komponentene som pr. i dag benyttes i DREAM modellen er vist i Tabell 1.1. For utslippene angitt for år 2014 er bare effekter av "vedtatte" tiltak inkludert.

	Åsgard	Kristin	Heidrun	Njord	Haltenbanken Nord	Norne	Draugen
Utslippsmengde 2006 (tonn/dag)	632	190	830	442	0	15859	14960
Utslippsmengde 2014 (tonn/dag)	1370	949	630	548	3288	35616	32877
BTEX	34.02	84.19	3.72	24.68	23	23	3.0916
Naftalen	1.5031	1.986	0.739	0.8934	1.601	1.601	0.334
2-3 rings PAH	0.117	0.219	0.1127	0.0502	0.1192	0.1192	0.04187
4 ring+ PAH	0.0018	0.004	0.0027	0.0007	0.00179	0.00179	0.00091
Fenol C0-C3	14.1278	5.509	2.0037	2.6442	6.31	6.31	0.17049
Fenol C4-C5	0.0425	0.03	0.0237	0.1732	0.293	0.293	0.00219
Fenol C6+	0.0019	0.0013	0.0044	0.0001	0.0023	0.0023	0.00076
Dispergert olje	17	24.3	45.5	15.8	14.82	14.82	18
Zink (Zn)	0.00875	0.2356	0.11474	0.3833	0.0019	0.0019	0.00375
Kobber (Cu)	0.00078	0.0003	0.00025	0.0226	0.00076	0.00076	0.00040
Nikkel (Ni)	0.0081	0.0187	0.02368	0.0144	0.00116	0.00116	0.00074
Kadmium (Cd)	0.00003	0.00003	0.00003	0.0001	0.00026	0.00026	0.00003
Bly (Pb)	0.00105	0.0004	0.00015	0.1362	0.00126	0.00126	0.00390
Kvikksølv (Hg)	0.00024	0.0006	0.00015	0.0005	0.00004	0.00004	0.000001

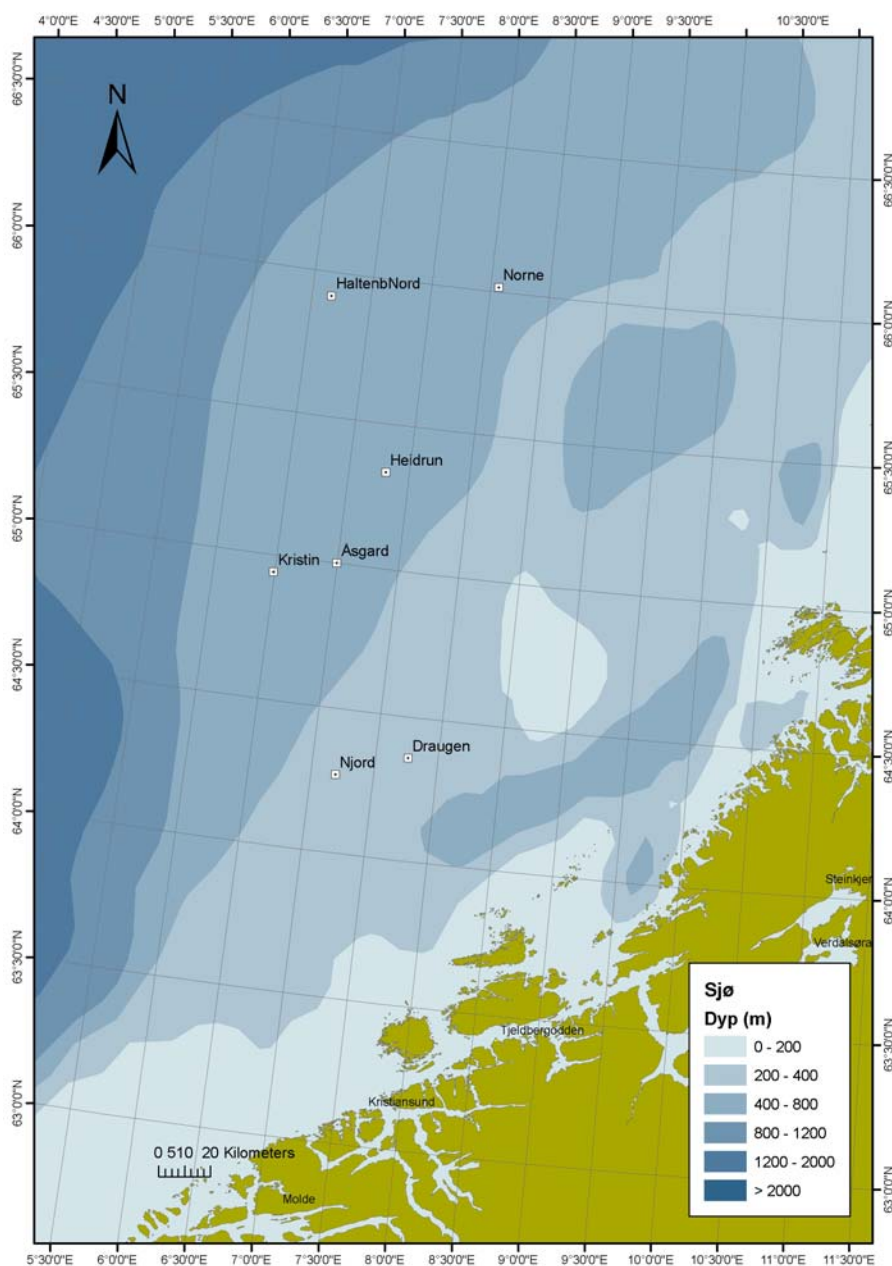
Beregninger av utslipp av produsert vann for år 2014 vil være beheftet med usikkerhet da oljeselskapene arbeider kontinuerlig med tiltak for å redusere mulig påvirkning på resipienten. Dette går både på reduksjon av vannmengder (re-injeksjon) samt å redusere nivåene på mulige miljøskadelige komponenter i utslippet (både naturlige komponenter i produsert vann som angitt i Tabell 1.1 og tilsatte kjemikalier som følger vannstrømmen til sjø). De angitte konsentrasjoner og utslippsmengder som er angitt i Tabell 3.1 kan derfor være noe for høye for enkelte av utslippene.

De største utslippmengdene er knyttet til utslippene fra Draugen og Norne. Dette gjelder både for årene 2006 og 2014, se Tabell 3.1. På Draugen planlegges re-injeksjon av produsert vann som vil kunne redusere utslippsmengdene med 80 – 90 %. Tiltaket er ikke besluttet, men sannsynligheten for at dette vil være implementert i år 2014 er stor. I Tabell 3.1 er antatt at re-injeksjon ikke er foretatt. På Norne er installert et ”Epcon” filter som bidrar til reduksjon av dispergert olje (samt tyngre PAH komponenter) i utslippet. For år 2014 er innhold av dispergert olje antatt i de presenterte beregningene å være 14.82 ppm (mg/L), se Tabell 3.1. Denne konsentrasjon er sannsynligvis for høy for år 2014, da man allerede for år 2007 har redusert dispergert oljekonsentrasjonene ned til rundt 7 mg/L. Da vannmengdene på Norne ventes å omtrent fordobles frem til år 2014, planlegges en oppgradering av Epcon anlegget til omtrent dobbel kapasitet fra år 2009.

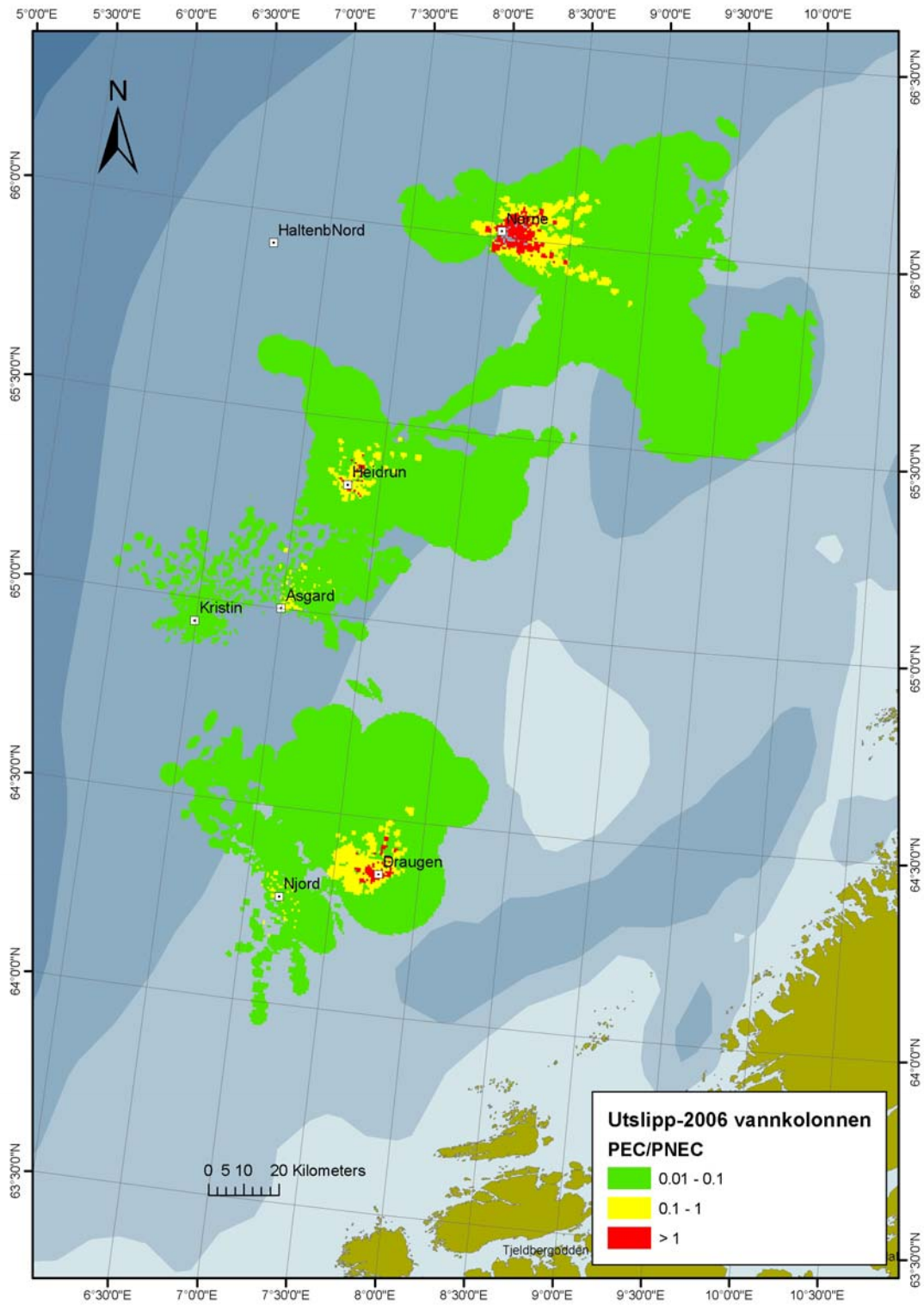
De andre utslippskildene av produsert vann vil alle være vesentlig mindre enn for Draugen og Norne. Alle de andre kildene forventes (hver for seg) å være mindre enn ca. 10 % av utslippene fra Norne eller Draugen. Dette gjelder både for dagens forhold (2006) og de forventede forhold (2014). På Kristin planlegges for 2008 installasjon av Epcon filter for å redusere innhold av dispergert olje i utslippet. På Heidrun foretas i dag re-injeksjon, slik at utslippene her ville vært vesentlig større dersom ikke utslippsvannet ble re-injisert. Tabell 3.1 tar hensyn til at produsert vannet re-injiseres på Heidrun. Det er også regnet med et ekstra utslipp i Norskehavet (kalt Haltenbanken Nord, et mulig fremtidig felt) med en utslippsmengde som er av orden 10 % av utslippsmengden for Norne (eller Draugen) for året 2014. Årsaken til den lave utslippraten er at funn i dette området forventas å være fortrinnsvis gass/kondensat.

3.2 Resultater for år 2006

Figur 3.1 viser lokaliseringen av produsertvannkildene i Norskehavet. Det er inkludert 6 felt for nå-situasjonen (Njord, Draugen, Åsgard, Kristin, Heidrun og Norne). Resultatet av beregningen for året 2006 er vist i Figur 3.2 på regional skala. Influensområdet til produsert vann utslippene er definert ved området hvor det har forekommet overskridelser av PNEC nivåene som er definert for de forskjellige komponentene i løpet av simuleringsperioden. Det er simulert for måneden mai, da denne måned viser gjennomgående større influensområder enn andre måneder på grunn av rolige vær- og strømforhold i denne perioden.



Figur 3.1 Lokalteter for utslipp av produsert vann.



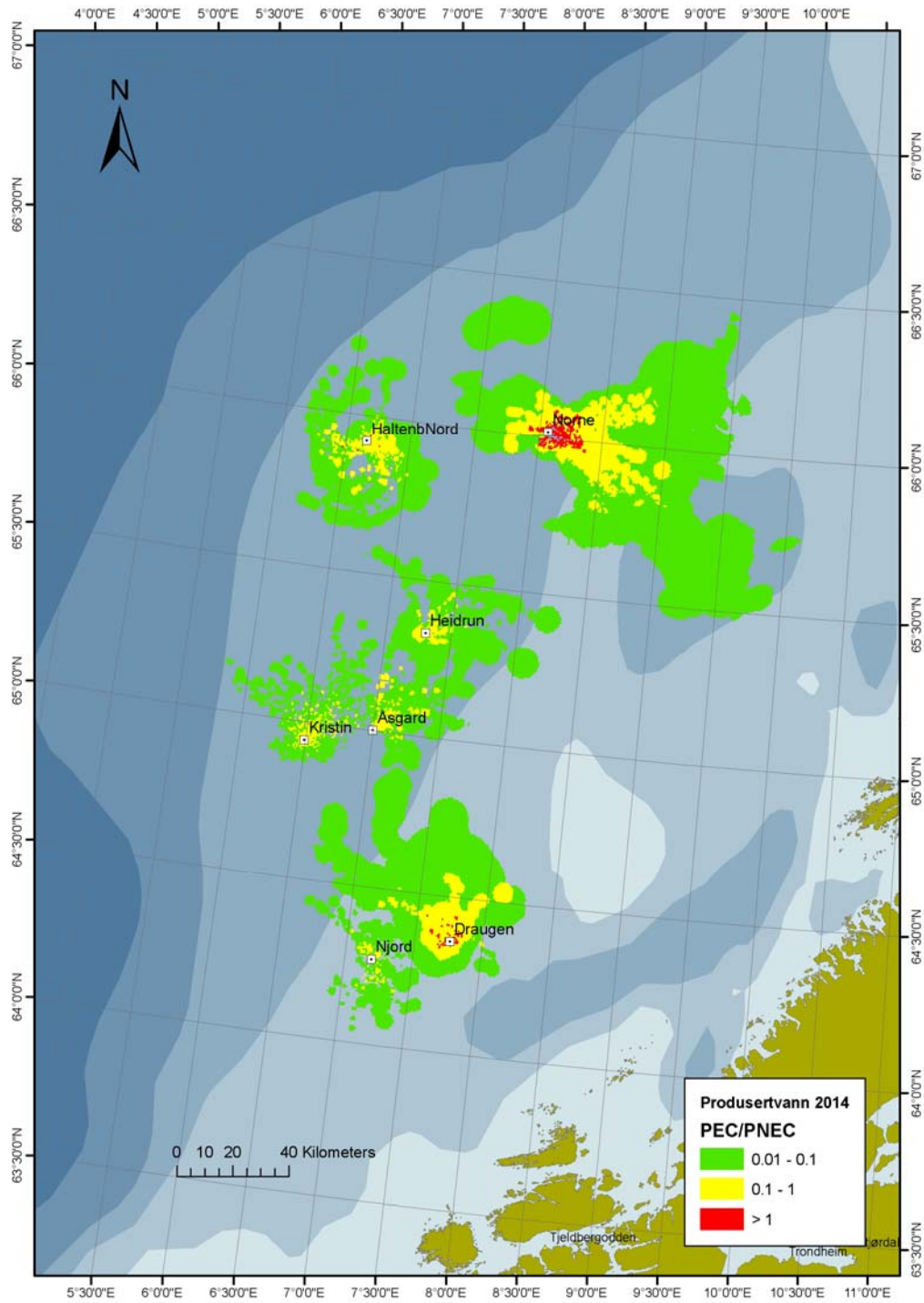
Figur 3.2 Akkumulert miljørisiko beregnet for utslipp av produsert vann i Norskehavet, år 2006.

Beregningene tar også hensyn til at organismene vil oppleve påvirkning fra flere komponenter i utslippet på en gang. Det er derfor definert en "PNEC" for den samlede påvirkning fra alle komponentene i utslippet. Det er derfor en "sum påvirkning" som beregnes fra alle komponentene.

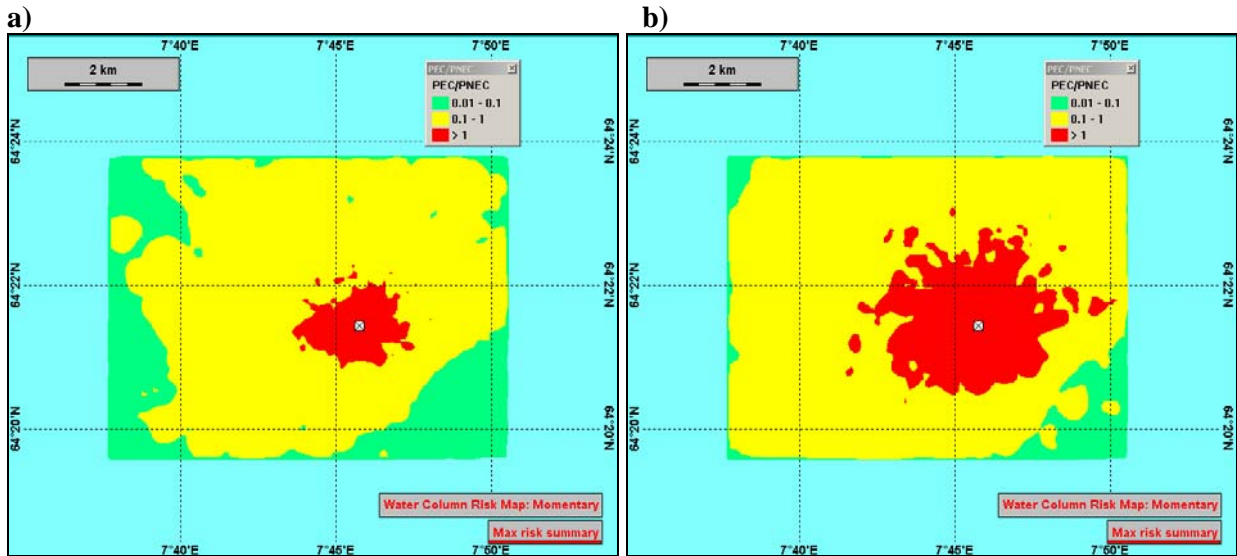
Beregningene viser at influensområdene er meget små (dvs. områder hvor forholdet PEC/PNEC er større enn 1) for de fleste utslippene. Årsakene til dette er at utslippsvolumene er relativt små (Kristin, Njord, Årgard) eller at det produserte vannet re-injiseres (Heidrun). Vannmengdene her er alle under ca. 1000 tonn/dag for utslippet for år 2006. For Draugen og Norne var utslippene for år 2006 på rundt 15 000 tonn pr. dag, hvilket skaper vesentlig større influensområder.

3.3 Resultater for år 2014

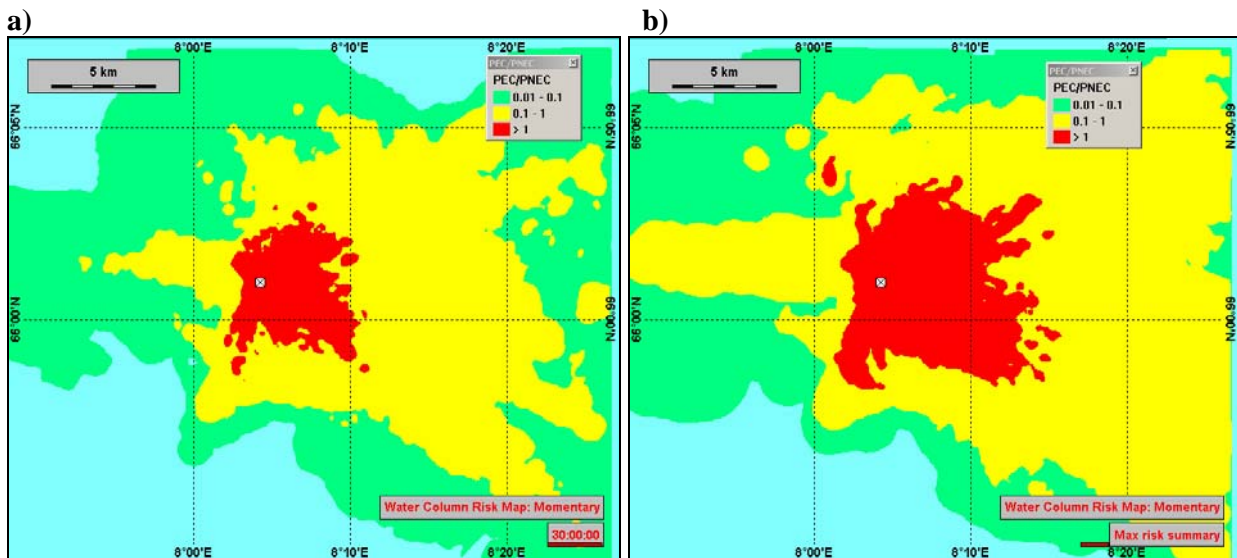
Det er også foretatt beregninger av influensområder for året 2014, det året hvor det forventes maksimale utslipp av produsert vann. Da er også inkludert et mulig fremtidig felt (Haltenbanken Nord) for å ta høyde for fremtidige funn. Resultatene er vist på Figur 3.3. Det er fortsatt bare Norne og Draugen som gir noe særlig bidrag til området med konsentrasjoner over PNEC nivå. Økningen i beregnet område for miljørisiko fra 2006 til 2014 for disse to feltene er vist på Figur 3.4 og Figur 3.5. Begge disse feltene ventes å øke sin utslipp opp til over 30 000 tonn/dag for hvert av utslippene, som vist i Tabell 3.1.



Figur 3.3 Maksimum risiko akkumulert i vannkolonnen ved produsert-vann utslipp beregnet for år 2014.



Figur 3.4 Akkumulert miljørisiko i vannkolonnen ved utlipp fra a) Draugen 2006 og b) Draugen 2014.



Figur 3.5 Akkumulert miljørisiko i vannkolonnen ved utlipp fra a) Norne 2006 og b) Norne 2014.

Innholdet av det produserte vannet varierer fra felt til felt. Bruken av kjemikalier tilsatt det produserte vannet varierer også på grunn av variasjonene i reservoarforholdene. Figur 3.6 – 3.12 viser resultater for hvert av de 7 felt hvor det er beregnet maksimal miljørisiko (potensielle maksimale influensområder) for produsert vann utslippene for år 2014, basert på dagens kjemikaliebruk. De komponenter i produsertvannet som oftest bidrar til miljørisiko er enkelte tilsatte (ofte vannløselige) kjemikalier, PAH komponenter, alkylerte fenoler samt dispergert olje.

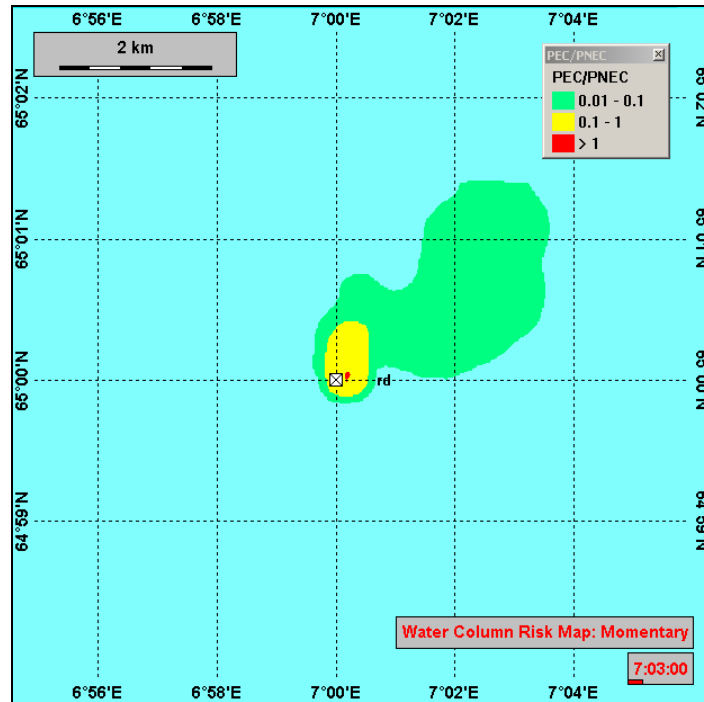
3.4 Vurderinger for år 2025

Der er også definert et fremtidsscenario (år 2025), men for dette året ventes utslippene av produsert vann å være minimale. Årsaken til dette er flere av de større utslippskildene ventes å ha opphørt på dette tidspunkt. Feltene Njord, Norne/Urdr samt Draugen antas med dagens kunnskap nedstengt i 2025. Dette inkluderer de største utslippene for 2014, Norne og Heidrun. Anslått vannmengde i produsert vann totalt for året 2025 ligger i området rundt 19 000 tonn/dag ifølge scenariebeskrivelsen for fremtidsbildet 2025 (HFNH dokument). Denne vannmengde er mindre enn både Draugen og Norne for topp-året 2014 (rundt 30 000 tonn/dag for hver av dem). Det er derfor ikke foretatt noen egne beregninger for dette alternativet, da det uansett ville gitt meget små samlede influensområder, sammenlignet med toppåret 2014 vist på Figur 3.3.

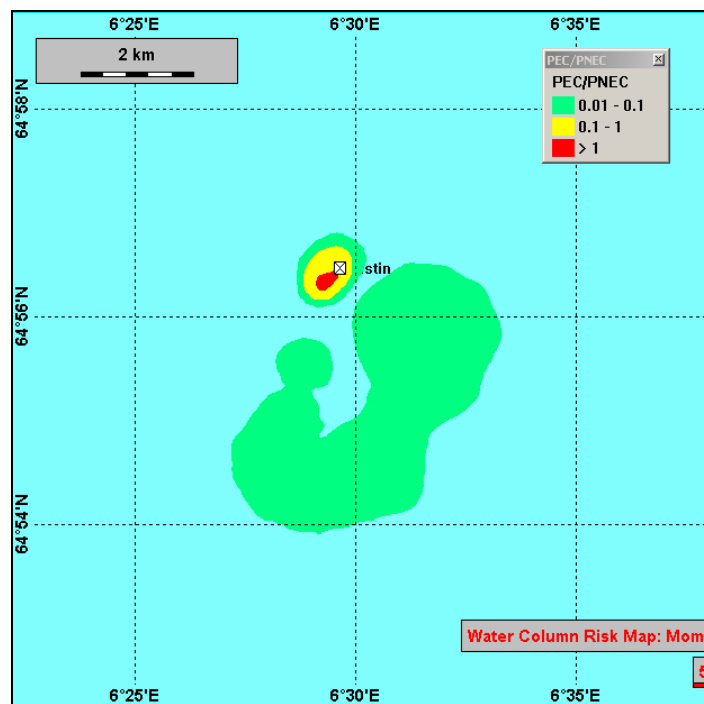
Det betyr ikke at aktivitetene på Haltenbanken går mot slutten. Produsert vann følger (mest) produksjon av olje, ikke gass. Det vil fortsatt være en betydelig aktivitet på Haltenbanken i år 2025, men denne forventes fortrinnsvis å være tilknyttet produksjon av gass (som for eksempel på Ormen Lange og på Skarv/Idun gass/kondensat felt) og ikke så mye på produksjon av olje.

3.5 Potensielt nytt oljefunn på Mørkysten.

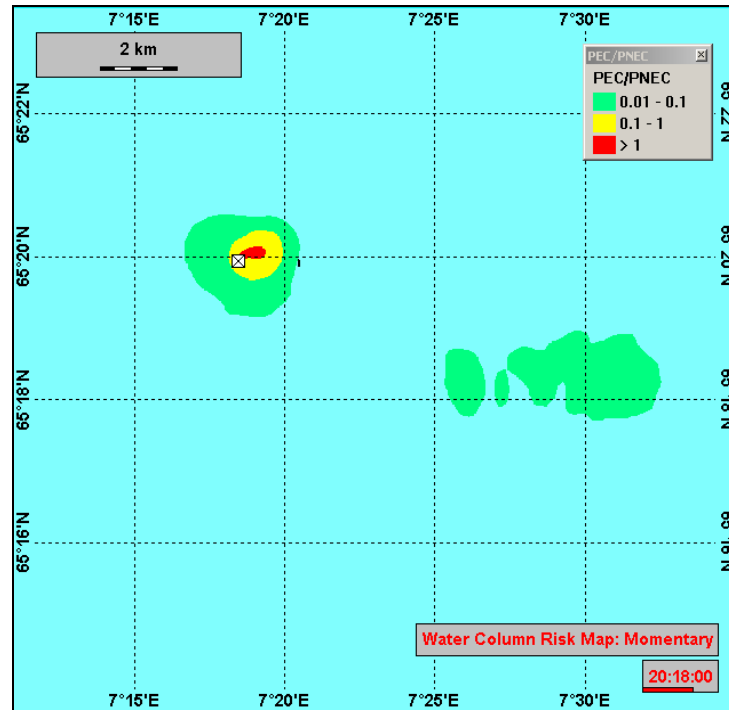
Det er i beskrivelsen av fremtidsscenariene (se HFNH dokument) også lagt inn et potensielt oljefunn på Mørkysten, sammen med etablering av en landterminal. Funnet er antatt å ligge relativt nære land, slik at olje/gass/produsert vann - strømmen fra feltet eventuelt kan føres inn til landterminalen. Dette gir muligheter for behandling av det produserte vannet på landanlegget før dette slippes ut til sjø. Det eventuelt fremtidige utslippet vil i et slikt tilfelle finne sted fra terminalstedet og ikke på funnstedet. Terminalstedet vil i så fall ligge utenfor det området som er definert for den foreliggende utredning, se Figur 1.1. Det er derfor ikke foretatt noen vurdering av et slikt utslipp i foreliggende rapport.



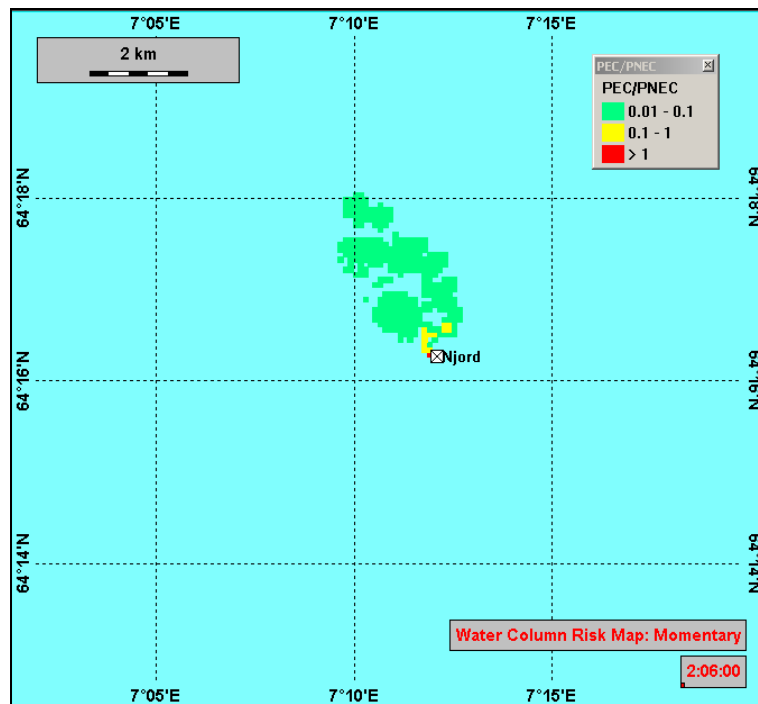
Figur 3.6 Snapshot viser tidspunkt med maksimum risiko i vannkolonnen for Åsgard 2014. Metanol (tilsatt) og BTEX representerer det største bidraget til miljørisiko.



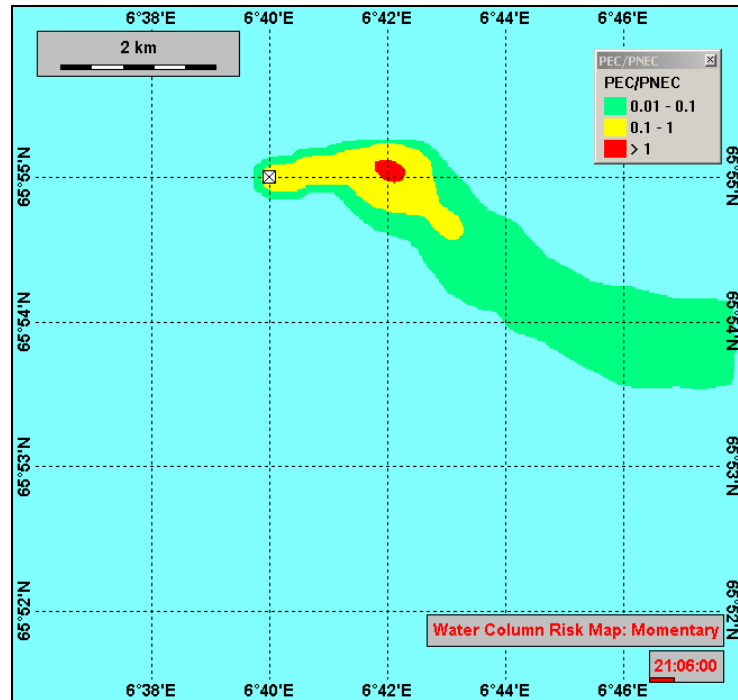
Figur 3.7 Snapshot viser tidspunkt med maksimum risiko i vannkolonnen for Kristin 2014. TEG og MEG (to produksjonskjemikalier) samt BTEX gir det største bidraget til miljørisiko.



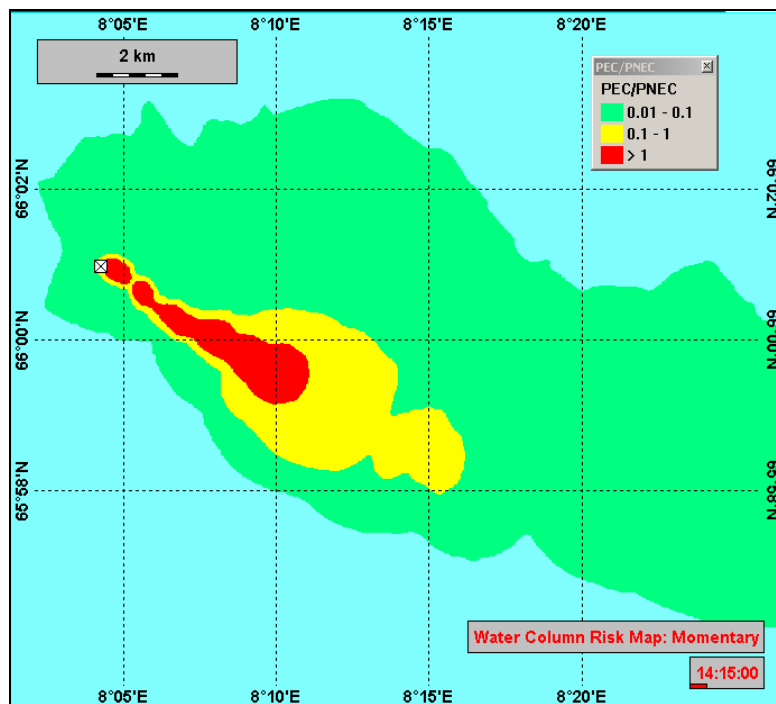
Figur 3.8 Snapshot viser tidspunkt med maksimum risiko i vannkolonnen for Heidrun 2014. Et enkelt produksjonskjemikalium dominerer miljørisikobildet.



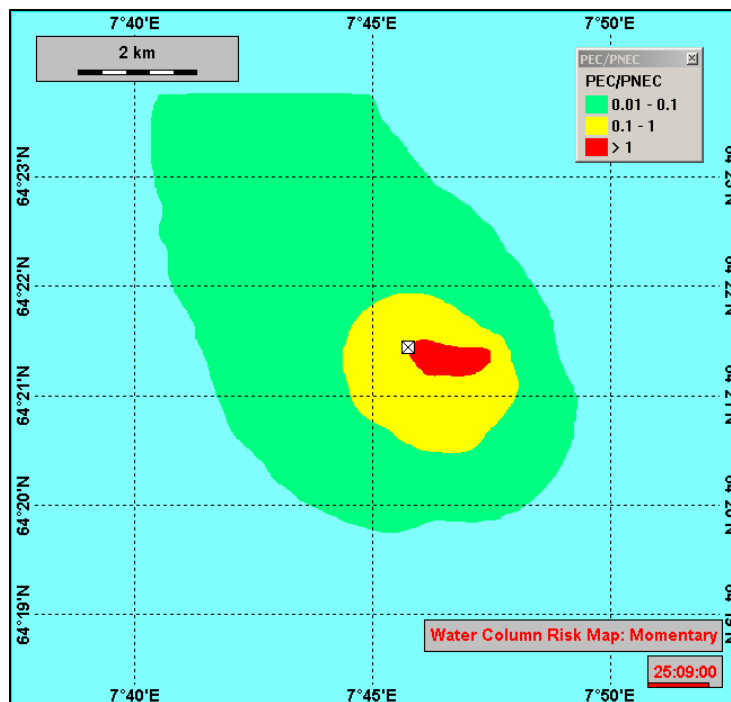
Figur 3.9 Snapshot viser tidspunkt med maksimum risiko i vannkolonnen for Njord 2014. Det er ikke overskridelse av PNEC nivå i resipienten for dette utslippet.



Figur 3.10 Snapshot viser tidspunkt med maksimum risiko i vannkolonnen for Haltenbanken Nord 2014, et antatt fremtidig utslipp av produsert vann. Sammensetningen av utslippet komponentvis er antatt identisk med utslippet for Norne, se Figur 3.11 (under).



Figur 3.11 Snapshot viser tidspunkt med maksimum risiko i vannkolonnen for Norne 2014. Fenoler og PAH komponenter dominerer bidragene til miljørisiko.



Figur 3.12 Snapshot viser tidspunkt med maksimum risiko i vannkolonnen for Draugen 2014. Dispergert olje i utslippet og PAH forbindelser dominerer bidragene til miljørisiko.

4 Andre typer utslipp/effekter

4.1 Innledning

Andre typer utslipp til sjø vil også finne sted som følge av offshore aktiviteten. Eksempler på slike vil være:

- utslipp av fortrenningsvann og drenasjevann
- utslipp av drens vann fra plattformdekk eller skip
- utslipp av kjølevann fra sjøvanns retursystemet
- utslipp ved klargjøring av rørledninger
- utslipp ved testing av BOP (*BlowOut Preventer*) på sjøbunnen.
- Utslipp av sementerings kjemikalier

Andre effekter som kan være forårsaket av offshore aktiviteten er:

- Oksygenbrist i sediment
- Effekter av radioaktive komponenter til stede i produsert vann

Disse utslipp omtales kort i det følgende. Materialet her er for en stor del hentet fra konsekvensutredningen foretatt for Norskehavet i 2002 (Skadsheim et. al., 2002). Mye av det som er omtalt i denne utredningen vil fortsatt gjelde i dag.

4.2 Fortrenningsvann

Utslipp av denne type vil være avhengig av utbyggingsløsning som velges. Dersom man velger en utbyggingsløsning av type FPSO (= *Floating Production and Storage Offshore*) vil utslipp av fortrenningsvann finne sted. Dette er løsninger som er valgt på Norne- og Åsgardfeltene i dag. Her lagres oljen i et flytende produksjonsfartøy før den transporteres videre på kjøll. Dette vil i så fall føre til utslipp av fortrenningsvann fra fartøyet. Dette er sjøvann som lagres sammen med oljen. Blanding eller kontakt mellom oljen og vannet fører til at vannet opptar olje i seg. Det vil dreie seg om innhold av dispergert olje sammen med løste komponenter i sjøvannet.

Det vil også være til stede noe utslipp av fortrenningsvann fra Draugen plattformen, da olje også lagres i denne.

Forventede konsentrasjoner av olje og løste komponenter i ballastvannet eller fortrenningsvann er ikke vurdert spesifikt i dette prosjektet. Normalt er ikke mengden av dispergert eller løst olje i ballastvann stor i forhold til mengde dispergert eller løst olje i produsert vann.

4.3 Drenasjevann

Drenasjevann stammer fra nedbør og vann anvendt til rengjøring og andre formål på plattformer og borerigger. Det kan inneholde olje og boreslam alt etter om det er prosessering eller boring på installasjonen. Boreslam vanskeliggjør rensing på plattformen. Løsningen er da normalt transport til land for rensing. Uten boreslam kan drenasjevann samles opp i samletank ("sloptank") på plattformen og renses før det slippes ut sammen med kjølevann eller produsert vann. Mengdene er normalt små og potensialet for miljøeffekter må ansees som lite. Den miljørisiko som måtte foreligge er derfor liten sammenliknet med utslippene av produsert vann.

4.4 Kjølevann

De forskjellige oljefeltene installasjoner forventes å bruke betydelige mengder kjølevann. Temperaturen på kjølevannet ved utslipp går ofte opp i 30 – 35 grader C. Utslippsrater for kjølevann går ofte opp i 4000-5000 m³/time. Beregninger viser at utslippet normalt vil stige til sjøoverflaten på grunn av temperaturoppvarmingen. Rask fortykning og nedkjøling synes å medføre at temperaturskader generelt vil begrense seg til lokale skader helt nær utslippsstedet. Fisk og andre dyr med tilstrekkelig egenbevegelse vil generelt kunne ta seg vekk.

Som begroingshindrende tiltak benyttes ofte et boble-kloranlegg som produserer klor ved elektrolyse av en kobbermetallelektrode. Klorbruken er normalt begrenset til periodevis dosering på totalt noen uker sommerstid. Klortilsetting, ofte som klor i oksydert form, brukes også for å desinfisere drikkevann og svømmebassenger. Den omfattende bruken i drikkevann bygger på forutsetningen om at når det aktive klorete har reagert, regnes restforbindelsene som harmløse.

4.5 Utslipp ved klargjøring av rørledninger

Ved klargjøring av nye rørledninger fylles disse med sjøvann og tilsettes biosider og oksygenfjerner for å hindre begroing og fargestoff for lekkasjesporing. Tømming av ledninger skjer på eller ved produksjonsstedet utenom transportledninger hvor tømmestedet kan variere med påskjøting til eksisterende transportrør, nærliggende plattformer eller ilandføring. Utslippene gjøres ofte i løpet av et døgn, hvilket gir anledning til betydelig fortløpende fortykning.

Ut fra tilgjengelige utslippssøknader for å hindre begroing er det glutaraldehyd som anvendes mest. Stoffet brukes nå med en konsentrasjon på 50 mg/L aktivt materiale. Det brytes ned i sjøen og dette forsterkes av sjøvannets basiske karakter. Større miljøundersøkelser som ble gjennomført ved slutføring av Zeepipe I (660 000 m³ kjemikaliebehandlet vann med denne mengde glutaraldehyd), laboratorieforsøk og modelleringer av effekter på torskeegg og larver (glutaraldehyd + natriumbisulfitt) (Farestveit *et al.* 1994) og overvåking i utslippsområdet (Golmen *et al.* 1993) viste begrensede effekter. Glutaraldehyd kan ved gjentatt feil bruk som medfører inhalering og hudkontakt gi kroniske skader hos mennesker, se for eksempel rapporten; Glutaraldehyde. Occupational hazards in hospitals. DHHS (NIOSH) Publication No, 2001-115. May 2001. Nedbrytbarhet og tilgjengelig informasjon indikerer at glutaraldehyd er et så ”grønt” biocid at det ikke vil gi noen regionale effekter på marine organismer.

Natriumbisulfitt brukes ved en konsentrasjon av 65 mg/L som oksygenfjerner i rørene. Restkonsentrasjonen ved utslipp vil generelt være 2-4 mg/L og dette materialet vil relativt raskt reagere med sjøvannet til harmløst sulfat. Faren for miljøskader er derfor svært begrenset. Videre brukes gelplugger for avstengning og metanol og glykol i pluggtog under rensingen. Disse aktivitetene gir også kun små lokale bidrag.

Utslipp ved klargjøring av rørledninger ser derfor ut til kun å gi lokale effekter i et begrenset tidsrom. Lavest mulig tømmehastighet gir mest fortykning av utslippet. Ved tømming av ledninger bør det som før tas hensyn til gyteplasser, fiske egg- og larvekonsentrasjoner samt de mest utsatte årstider i forbindelse med fisk og andre viktige eller sårbare arter sin rekruttering.

4.6 Utslipp ved testing av BOP

For å sikre seg mot ukontrollerte utblåsninger installeres en BOP (=BlowOut Preventer) på sjøbunnen. Denne lager en sperre over hulrommet i borestrengen slik at en ukontrollert utblåsning forhindres.

BOP installasjonen må imidlertid testes slik at man er sikret at denne fungerer etter hensikten. Testingen fører til utslipp av hydraulikkvæske. Utslipet spres gjerne over det tidsrom boreperioden vedvarer (1 – 2 måneder). Utslippsmengdene kan typisk gå opp i rundt ett tonn.

Dette utslippet skjer ved sjøbunnen. Det er foretatt beregninger av spredningen av denne type utslipp med DREAM modellen. Resultatene kan variere noe, avhengig av miljøegenskapene til kjemikaliet som benyttes ved testingen av BOP'en. Generelt arbeider oljeselskapene kontinuerlig med å forbedre miljøegenskapene til de kjemikalier som benyttes til dette. Det er i dag utviklet flere ”grønne” (PLONOR) BOP væsker som kan brukes/testes. Man er ikke kjent med hvorvidt denne type utslipp har gitt noen effekter på bunnsamfunnene i nærmiljøet rundt utslippsstedet.

Det er viktig at testing av BOP opprettholdes på et forsvarlig nivå da BOP er en vesentlig innretning for å få kontroll med mulig utblåsninger (blowout) på et tidlig stadium.

4.7 Utslipp av sementerings kjemikalier

Utslipp under sementering foregår ved støping av borehullene. Sement som blir til overs ledes opp gjennom borehull (eller riser) og slippes deretter ut til sjø. Mengdene består vesentligst av sement, men det tilsettes også kjemikalier.

De største utslippsmengdene er knyttet til boringene av de øverste hullseksjonene (36” og 26” topphullsseksjonene). Disse utslippene går direkte ut på sjøbunnen og lagrer seg i umiddelbar nærhet til borehullet. Det slippes også ut noe sement og sementkjemikalier fra rigg ved boring av de dypere hullseksjonene. Men dette er betraktelig mindre mengder enn for topphullsseksjonene.

Utslippene er typisk kortvarige (fra noen minutter til innenfor en time pr. seksjon) og influensområdene små. Det er gjort simuleringer med DREAM verktøyet for denne type utslipp, men influensområdene er funnet å være neglisjerbare i forhold til utslippene under selve boringen.

4.8 Reduksjon av oksygeninnhold i sedimentet

Mens det i dag er tillatt å slippe ut vannbasert boreslam (WBM) i Norskehavet, er det tidligere også vært lov å slippe ut oljeholdig kaks og slam (OBM, ”Oil Based Mud”) og syntetisk basert slam (SBM, ”Synthetic Based Mud”). Dette har ført til dannelse av sediment med høyt innhold av hydrokarboner (høye THC konsentrasjoner) i sedimentet. Forekomst av slikt sediment kan føre til en reduksjon av oksygeninnholdet på sjøbunnen. Dette fører til anoksiske forhold i sedimentet. Slike områder fins også i dag i enkelte andre områder på norsk sokkel (fortrinnsvis i Nordsjøen).

Det er ikke påvist vesentlige reduksjoner i oksygenet i sedimentet ved bruk av vannbasert slam. Årsaken til dette er at kjemikalierne i utslippet vaskes bort fra det partikulære innholdet i utslippet mens partiklene synker ned på sjøbunnen (Schaanning et. al., 2007). Det er også foretatt beregninger med DREAM modellen av mulig oksygenbrist i sediment som følge av deponering av vannbasert slam. Her

indikerer beregningene at det ikke forventes oksygenbrist ved bruk av vannbasert slam. Den metodiske tilnærmingen som er brukt i DREAM beregningene her er redegjort for i Rye et. al., (2006).

4.9 Utslipp av radionuklider

Sammen med produsertvannet slippes også ut komponenter som sender ut ioniserende stråling (dvs. alfa, beta og gamma stråling). I dette kapitlet omtales nyere resultater fra vurderinger av radionuklider i produsert vann.

Radioaktivitet er et naturlig forekommende fenomen. Ioniserende stråling kommer inn fra verdensrommet og trenger gjennom (og delvis absorberes i) atmosfæren. Den forekommer også naturlig i berggrunnen. Radioaktiviteten kommer i hovedsak fra nedbrytning av kalium-40 og fra de tre ”kjedene” med naturlig radioaktivitet som begynner med henholdsvis uran-238, uran-235 og thorium-232.

Halveringstidene for de ulike radioaktive stoffene er meget forskjellig. Flere har halveringstider på millioner av år, mens for andre dreier det seg om sekunder. Komponentene binder seg ofte til partikulært materiale i resipienten (både organisk og uorganisk). Enkelte av disse akkumulerer i næringskjedene. Komponenter som akkumulerer samtidig med at halveringstiden er relativt lang er vektlagt i denne studien.

I motsetning til utslippene av kjemikalier og av naturlige komponenter i produsert vann er det ikke definert noen ”PNEC” for ioniserende stråling eller strålingsprodukter med tanke på belastninger på marint liv.

I dette kapittel fokuseres spesielt på ioniserende stråling fra produsert vann. Heller ikke denne strålingen kan sies å være ”menneskeskapt”, da disse vannmassene (det produserte vannet) har ligget i oljereservoarene i millioner av år. Den er derfor ofte beskrevet under begrepet ”naturlig radioaktivitet”. Den bringes likevel opp i dagen (eller ut i sjøvannet) som følge av industriell aktivitet. Ofte brukes begrepet TENORM (= *Techologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material*) om denne type stråling.

Radioaktiviteten i produsert vann består av radioaktive nuklider fra de naturlig forekommende uran- og thoriumkjedene (Norse Decom, 2002). Eksempler på nedbrytningsprodukter fra disse kjedene er ^{226}Ra , ^{210}Pb og ^{210}Po fra ^{238}U -kjeden, og ^{228}Ra fra ^{232}Th -kjeden. Radon (^{222}Rn og ^{224}Rn) er datterprodukter av radium (henholdsvis ^{226}Ra og ^{228}Ra).

I produsert vann sammenheng er det spesielt radium (Ra) -komponentene som har fått mest oppmerksomhet. Disse er:

- ^{226}Ra som gir opphav til alfa stråling, og har en halveringstid på 1600 år.
- ^{228}Ra som gir opphav til beta stråling, og har en halveringstid på 5,75 år.

I tillegg kommer også ^{210}Pb og ^{210}Po , men disse er funnet (eller forventes) bare i meget små konsentrasjoner i produsert vann. Det er ^{226}Ra som har fått størst oppmerksomhet på grunn av at denne er en alfa stråler (bestående av helium atomer), og denne strålingstype regnes å være farligere for miljøet enn beta stråler (bestående av elektroner).

Nivået av Ra-aktivitet i produsert vann vil være avhengig av mengden radium i reservoarenes bergarter, løselighet av radium i formasjonsvannet (det produserte vannet), dannelse av "avleiringer" i produksjonssystemet samt bruk av avleiringsinhibitorer for å hindre avleiringsdannelse (Norse Decom, 2002).

Avleiringer (også kalt "scale") er en prosess hvor Ba, Sr og Ca ioner i det produserte vannet reagerer med sulfat (SO_4) og karbonat (CO_3) i produsertvannet eller i sjøvannet. Reaksjonen danner partikulært materiale (BaSO_4 , SrSO_4 og CaCO_3) som eksisterer i likevekt med ionene, fosfatet og karbonatet i sjøvannet/det produserte vannet. Avleiringer oppstår i produksjonsutstyret ved produksjon av olje, og dette materialet fraktes i dag til land for oppbevaring/behandling.

Det foretas regelmessige målinger av radioaktive komponenter i alle forskjellige utslipp av produsert vann i dag. Konsentrasjoner ligger typisk i området 1 – 10 Bq/L produsert vann for ^{226}Ra , hvor Bq er et mål for aktivitets nivå.

Det er nylig avsluttet et forskningsrådprosjekt (NFR PROOF RAIV prosjektet, 2005 – 2007) med formål å kartlegge mulige miljøvirkninger i resipienten (og doser på mennesker) som følge av økte strålingsnivåer i sjøvannet fra ^{226}Ra . Prosjektet har også vært støttet av OLF, Norsk Hydro og Statoil. Prosjektet har foretatt kartlegging av strålingsnivåer i vannsøyle og sediment, undersøkte kinetikken til radium i utslippet av produsert vann (dannelse av RaSO_4 samt BaSO_4 i utslippet), undersøkte opptak i forskjellige typer organismer som følge av økte strålingsnivåer i resipienten samt beregnet forventede økninger i strålingsnivå i sjøresipient med modell DREAM. Det ble fokusert spesielt på Nordsjøen da det er her utslippene er størst når det gjelder mulig påvirkning på resipient. Så langt er det ikke funnet å være noen grunn til bekymring rundt dette bidrag til økte strålingsnivåer i sjøresipienten, verken for marint liv eller som økte doser på mennesker. En av årsakene til dette er at de naturlige strålingsnivå i sjøresipient av ^{226}Ra i utgangspunktet er relativt høye, slik at økningen blir generelt liten, sammenlignet med de naturlige nivåene. Det blir bare lokalt nær utslippskildene at økningene i nivåene er større enn bakgrunnsnivåene. For Norskehavet er dessuten utslippene av ^{226}Ra fra produsert vann i sum vesentlig mindre enn i Nordsjøen.

4.10 Utslipp under "jetting"

Ved produksjon av olje/gass vil det også følge med sand (og vann) sammen med produksjonsstrømmen. Oljen og gassen skilles ut mens sand og vann går til sjø (dersom ikke vannet re-injiseres). Sanden har en tendens til å avleire seg i prosessutstyret på plattformen. Denne sanden må spyles (eller "jettes") ut med jevne mellomrom for å holde prosessanlegget operativt. Sanden inneholder olje fra produksjonsstrømmen (for oljefelt). Denne oljen følger med ut til sjø under jettingen. Selv om det er krav om at sanden ikke skal inneholde mer enn 1 vekt% olje ved utslipp til sjø, er det ikke alltid like lett å oppfylle dette kravet i praksis.

Sanden (med olje som vedheng) synker ned på sjøbunnen. Noe av oljen kan også skille seg fra sanden når den kommer ut i sjøen. På sjøbunnen vil oljen langsomt brytes ned.

Influensområdet for denne type utslipp vil for det meste være i umiddelbar nærhet til produksjonsstedet. Et slikt utslipp vil finne sted over mange år, gjennom hele det produserende feltets levetid (som kan være av orden 10 – 30 år). Det vil derfor med tiden bygge seg opp en ”likevekt” mellom oljen som kommer til og olje som brytes ned i sedimentet. Denne likevektstilstand er lite betraktet, og det er derfor behov for å vurdere nærmere størrelser på influensområder for denne type utslipp, og hvilke faktorer som bestemmer størrelsen på påvirkede områder.

5 Effekter på bunnsamfunn, plankton og fisk

5.1 Ressursoversikt

Norskehavet har høy biologisk produksjon og stor biomasse. Spesielt høy produksjon og biodiversitet finner man i forbindelse med frontsystemer (Eggakanten, Arktisk front) og i retensjonsområder (strømvirvler over banker). Disse områdene er generelt viktige for en rekke arter og det er som regel i disse områdene vi finner gyteområder for fisk og viktige næringsområder for sjøfugl og sjøpattedyr. Eggakanten har store mengder koraller og høy biodiversitet av bunnlevende dyr i kombinasjon med høy produksjon i vannmassene på grunn av oppstrømming av næringsrikt dypvann. Tilsvarende er den pelagiske produksjonen høy i et smalt belte langs den arktiske front som utgjør grensen mellom Atlantisk og Arktisk vann. Eksempler på retensjonsområder er Haltenbanken og Sklinnabanken som er viktige gyte- og oppvekstområder for fisk.

I rapporten *"Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse"* (Ottesen og Auran, 2007) defineres 10 områder i Norskehavet som særlig verdifulle, se Figur 1.1. De prioriterte områdene er de marine verneområdene Remman, Sula/Froan og Iverryggen, de 4 hovedgyteområdene for sild, sei og torsk, og Eggakanten. De siste to områdene er Jan Mayen med sine rike fuglekolonier, og polarfronten øst og sør for Jan Mayen.

Hoveddelen av biomassen i Norskehavet utgjøres av dyreplankton, med raudåte som den dominerende arten. Raudåte finnes i hele området mens krill i følge Havforskningsinstituttets undersøkelser finnes i ytterkantene av havområdet nord for Island utenfor Norskekysten og vest for Svalbard. Det finnes også store mengder pelagiske amfipoder. De største tetthetene av amfipoder finnes i de vestlige delene av Norskehavet. Dyreplanktonet og i særlig grad raudåta er en viktig matkilde for fisk og sjøpattedyr og utgjør bindeleddet mellom primærproduksjonen og høyere nivåer i næringskjeden.

Viktige fiskearter i området er sild, kolmule, makrell og sei. Av disse har sild og sei viktige gyteområder innenfor utredningsområdet og en vesentlig del av rekrutteringen til disse fiskestammene skjer i Norskehavet med Møre og Haltenbanken som de sentrale gyteområdene. I tillegg har begge artene viktige gyteområder ved Røstbanken, men dette faller utenfor det definerte utredningsområdet og er også vurdert i ULB-utredningen (*"Utredning Lofoten Barentshavet"*).

Korallrev, i hovedsak dannet av arten *Lophelia pertusa*, danner viktige bunnhabitater som gir opphav til et stort artsmangfold. Det finnes i dag ingen fullstendig kartlegging av korallforekomstene langs Norskekysten, men registreringer er gjort langs hele kysten fra Hordaland til Finmark. De fleste lokalitetene ligger mellom Stadt og Lofoten, hvor de to største er Sularevet og Røstrevet. Røstrevet, som ligger på 300-400 meters dyp i Lofoten er anslått til å dekke et areal på hele 100 kvadratkilometer. I Norskehavet er det i tillegg registrert større korallforekomster i Vestfjorden, ved Røst, Gamlembakken ved Røsttunga, Skjoldsryggen, Træna, Sklinnadjupet, Iverryggen, Sularyggen i Haltenbanken, Buagrunden ved Smøla, Nyegga og Storegga, se Figur 1.4.

5.2 Potensielle effekter av oljekomponenter i produsert vann

Råolje inneholder som regel en betydelig del lette og relativt vannløselige komponenter (BTEX). Disse vil dominere giftighetsbidraget i vannløselig fraksjon av en fersk olje. I sjøen vil imidlertid disse relativt raskt forsvinne gjennom fordampning og biologisk nedbryting. Eventuelle langtidseffekter vil derfor være forårsaket av tyngre og mer persistente komponenter. Polyaromatiske forbindelser (PAH'er) og andre komponenter med høy oktanol-vann-fordelingskoeffisient (K_{ow}) vil lett binde seg til overflater på partikulært materiale og en del vil sedimentere på denne måten. Nedbryting av tyngre,

lite vannløselige komponenter skjer i trinn der produktet som regel er mer vannløselig enn utgangspunktet. Kunnskapen om giftighet av nedbrytingsprodukter er svært begrenset og det er vanlig å beregne giftighet ut fra de opprinnelige komponentene i produsertvannet. Tilsvarende er kunnskapen om effekter av den relativt store mengden ukarakteriserte komponenter i oljen (unresolved complex mixture – UCM; Donkin et al. 2003, Booth et al. 2007, 2008) er svært begrenset. Gjennom Forskningsrådsprogrammet PROOF og andre undersøkelser, er det vist at UCM og fraksjoner av UCM kan gi lantidseffekter hos fisk (Brakstad et al 2006, Tollefsen et al. 2008) og blåskjell (Donkin et al. 2003, Booth et al. 2007, 2008). I miljørisikomodellene DREAM og OSCAR ligger UCM som en egen pseudokomponent, men det finnes i dag ikke tilstrekkelig kunnskap som grunnlag for å sette en effektgrense for UCM, og fraksjonen inngår derfor ikke i risikoberegningene. En del av de tyngre komponentene som finnes i produsertvann er i andre sammenhenger påvist å kunne gi kroniske effekter i lave doser. Dette gjelder PAH'er som kan gi deformasjoner under larveutvikling (Marty *et al.*, 1997, Kiparissis *et al.* 2001a, b) og enkelte er vist å kunne påvirke arvestoffet (genotoksisk virkning), for eksempel Benzo(a)pyren og Chrysen (Neff 2002). Oversikter over totale utslipp av PAH i produsertvann (OLF, 2007) viser at av de 26 registrerte PAHene utgjorde naftalen sammen med alkylerte naftalener (C1 – C3) ca. 93 % av totalmengden mens fenantrener (C0 – C3) som den nest største gruppen utgjorde 3.3 %. Det er påvist effekter av naftalener på marine organismer, og for akutt toksisitet ser det ut til at krepsdyr er blant de mest sensitive. Eksposering av kopepoder for naftalen er vist å ha effekter på matinntak (Calbet et al., 2007), svømmeatferd, vekst og utvikling (Ott et al., 1978). Det er også påvist oksidativt stress og lipid peroksidering i vev hos fisk og krepsdyr eksponert for naftalen (Ahmad et al., 2003; Vijayavel & Balasubramanian, 2006; Hansen et al., 2008).

Alkylfenoler er vist å ha flere skadelige effekter på fisk, og det har vært spesielt fokus på de hormonhermende egenskapene til noen alkylfenoler. De hormonelle effektene er satt i sammenheng med forstyrret kjønnsutvikling og nedsatt formeringsevne hos fisk (Gray & Metcalfe, 1997, Meier *et al.*, 2001, Meier et al., 2007a). Hos torsk er det, i tillegg til effekter på reproduksjon (Meier et al., 2007), vist at alkylfenoler har effekter på fettsyremetabolismen i hjerne og redox status i lever (Hasselberg et al., 2004; Meier et al., 2007b). Det er viktig å få fram at studiene som viste disse resultatene var basert på laboratoriestudier hvor fisk ble eksponert for høyere konsentrasjoner enn vill fisk ville ha blitt eksponert for. En miljørisikovurdering med hensyn til reproduksjonseffekter på sei torsk og hyse i Nordsjøen (Myhre et al. 2004.) konkluderer med at alkylfenoler fra produsertvann ikke utgjør en risiko for bestandsnivå disse artene.

Et betydelig arbeid er gjort for å kartlegge grenseverdier for giftighet av naturlige komponenter i produsert vann. For en stor del er dette gjort ved testing av akutt giftighet, enten ved EC50-tester (konsentrasjon for 50% effekt) eller LC₅₀-tester (konsentrasjon som gir 50% dødelighet). Varigheten på disse testene er vanligvis maksimalt 96-timer. Det er vanlig å utføre disse testene på enkeltkomponenter, og disse testene dekker en del av de komponentene i produsertvannet som vanligvis analyseres. Det er også gjort tester på hele den komplekse blandingen som utgjør den vannløselige fraksjonen av olje. Den akutte giftigheten (LC₅₀) av vannløselig fraksjon fra et utvalg forvitrede oljer fra norsk sektor for raudåte er i området 0.6 – 2 ppm (Nordtug & Johansen, 2007). Ved utslipp av produsert vann vil utslippet typisk være fortennet til under disse konsentrasjonene i de første 100 metrene fra utslippet og akutte dødelighet på grunn av vannløste oljekomponenter vil i praksis ikke forekomme som følge av den korte eksponeringstiden.

Mens mekanismen for akutt giftighet er generell, er langtidseffektene knyttet til spesifikke virkningsmekanismer. Aktuelle langtidseffekter er hormonhermende effekter, genetiske skader og utviklingsmessige skader (misdannelser). Forsøk med langtidseksponering for lave konsentrasjoner av kombinasjoner av oljedråper og vannløselige oljekomponenter (simulert produsertvann) er gjennomført innenfor BIOSEA-prosjektet ved IRIS. Disse forsøkene indikere effekter på overlevelse av rekelarver ned mot 5 ppb total hydrokarbonkonsentrasjon (THC)(Larsen 2005). I de samme

forsøkene ble det også vist tydelig redusert levedyktighet på larver av blåskjell ved 63 ppb og indikasjoner på effekt ned mot 15 ppb (Baussant 2005).

Vannsøyleovervåkingen (BECPELAG) er innlemmet i SFTs overvåkningsprogram og er blitt gjennomført siden 1999. Hovedvekten gikk før 2000 på å verifisere spredningsmodeller av ulike komponenter i produsertvann. Siden (fra 2001) er effektparametre i fisk og blåskjell inkludert ved å eksponere organismer i bur i gradienter fra plattformer med store utslippsvolum av produsertvann. Resultatene har vist forventet akkumulering av PAH i blåskjell i forhold til avstand fra plattformen. I torsk plassert i bur ble det funnet nivåer av PAH-metabolitter i gallen samsvarende med avstand fra feltet. Det ble også funnet PAH-metabolitter i gallen hos villfisk fanget i samme området, men dette viste ingen gradientforskjeller, noe som kan forklares med at fisken vandrer mye. Biologiske responser (biomarkører) som kan bli tolket som moderate negative effekter (lysosom membran stabilitet, DNA skader og addukter, histologiske analyser) ble observert i organismer satt ut i bur nært utslippsområdet. Det ble anslått at stedbunden fauna (innenfor 500-1000 meter fra utslippspunktene) vil kunne vise tegn til forringet helsetilstand (DNV, 2006; Hylland et al., 2006; Sundt et al., 2006).

5.3 Effekter på bunnsamfunn

Bunnsamfunn kan bestå av en rekke organismer innenfor svært forskjellige taksonomiske grupper, deriblant mosdyr, bløtdyr, sekkedyr, anemoner, koraller og svamper. Ressursoversikten og kunnskapen om potensielle effekter av petroleumsvirksomhet på mange av disse organismene i Norskehavet er svært begrenset. For eksempel er det beskrevet omlag 300 arter svamper i norsk fauna, men kunnskapen om marine svamper i Norge baserer seg i stor grad på undersøkelser av eldre dato (1870-1930). Kunnskapen om utbredelse av marine svamper er økt noe i de senere år (Rapp, 2004), og det er påvist store områder med "svampebunn" på brattefjellvegger terskelområder i fjorder, fra ulike fiskebanker og langs kanten av kontinentalsokkelen, for eksempel Storegga og Tromsøflaket (Kålås et al., 2006). Det finnes imidlertid ingen litteratur som omhandler effekter av olje på svamper.

Koraller er svært sårbare for menneskelig påvirkning, og bunntråling har medført skader på 30-50% av korallene langs Norskekysten. Når det gjelder effekter av petroleumsvirksomhet er det gjort svært lite forskningsarbeid. Naturlig nok vil utplassering av plattformer, ankere, rørledninger og havbunnsbrønrammer medføre stor fysisk skade på korallrev hvis boring foregår i korallrike områder. Koraller vokser sent, og rekolonisering etter et fysisk inngrep vil naturlig nok ta tid. Det bør derfor være en målsetning at aktiviteten legges utenom områder med koraller.

En av de viktigste årsakene til ødeleggelse av korallrev er nedslamming med finpartikulært materiale. Det er beskrevet negative effekter på vekst, fødetilgang, og klogging av polypper som følge av sedimentering (Cortés og Risk 1985, Piskaln et. al. 1998, Watling og Norse 1998, Fosså et.al. 2002). Det er gjort svært lite forskning på effekter av vannløselige oljekomponenter (WSF) på koraller. I RKU Norskehavet (2003) er det referert til et eksperiment hvor det ble påvist at eksponering for Statfjord WSF medførte atferdsendringer (nedgang i antallet utstrakte polypper). Bunnsamfunn antas å være lite påvirket av utslipp produsert vann, men kan lokalt være påvirket av boreutslipp. Det er vist at den bentiske samfunnsstrukturen kan være påvirket i nærheten av utslippskilder, men den påvisbare effekten strekker seg sjelden lenger enn 1 km nedstrøms utslippskilden (Myhre et al. 2006). Koraller sammen med andre filtrerende organismer antas primært å være utsatt for eksponering av partikulært materiale i forbindelse med boreutslipp. Et nylig startet treårig Forskningsrådsprosjekt innenfor PROFNY (IRIS; se Vedlegg) vil undersøke effektene av boreutslipp på kaldtvannskoraller (*Lophelia perusa*).

5.4 Pågående forskningsaktiviteter relevant for miljørisikovurderinger innen petroleumsvirksomheten

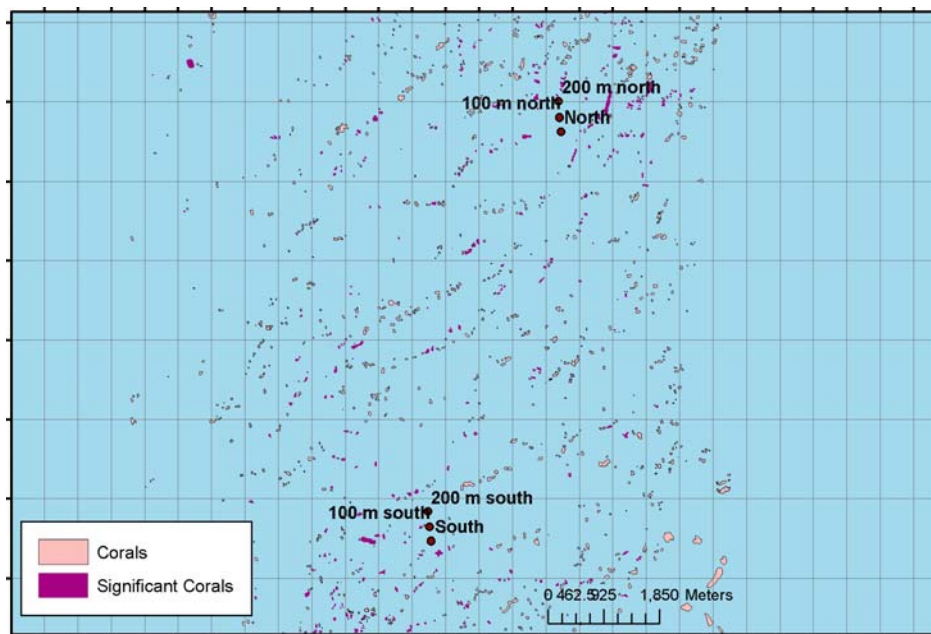
Det pågår en rekke forskningsprosjekter med direkte relevans for effekter av utslipp fra petroleumsvirksomheten på marine arter og økosystemer. Innenfor forskningsrådsprogrammet "Havet og Kysten" er det i 2008 i overkant av 20 aktive prosjekter med direkte relevans til utslipp petroleumsvirksomheten (se Vedlegg). Prosjektene dekker hele spektret fra effekter på individer av enkeltarter til metodikk for overvåking og risikovurdering. Det foregår i tillegg en rekke prosjekter i regi av oljeindustrien der blant andre BIOSEA-prosjektet som er referert ovenfor er inne i fase 2 der blant annet utvalget arter er utvidet.

5.5 Overlapp mellom koraller og boreavfall. Eksempel fra en produksjonsboring

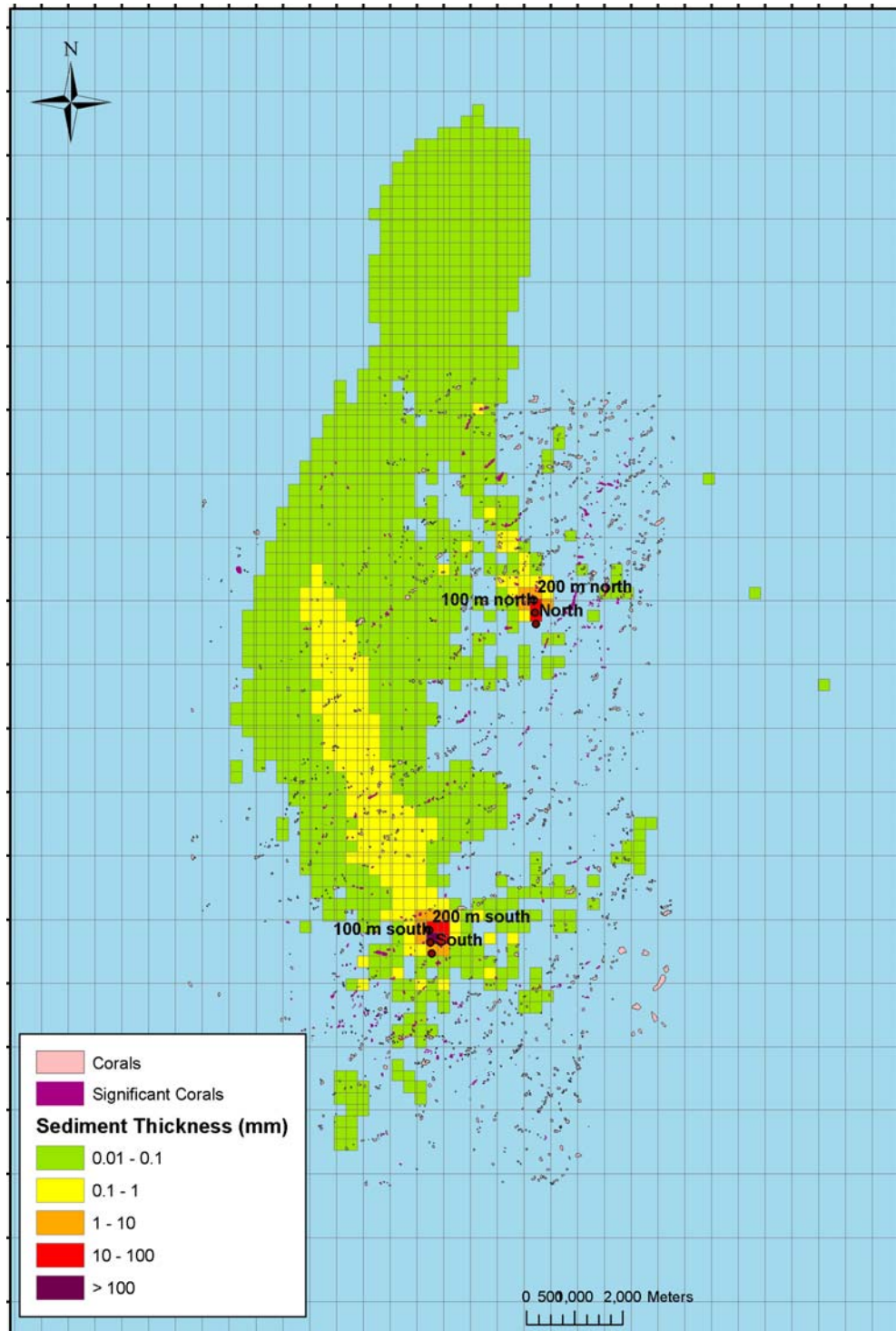
Beregningsresultatene presentert i kapittel 2 representerer utslipp fra boring av en enkelt brønn (som f. eks. under en leteboring eller en avgrensingsboring for bestemmelse av utstrekning på et borefelt). Ved utbygging av feltet foretas produksjonsboringer. Da vil det etableres et større antall brønner innenfor et begrenset område for produksjon av feltet. Ofte organiseres brønnene ved etablering av "templates" hvor flere brønner samles. Dette fører til at utslippene fra brønnene samles innenfor et mer begrenset område og akkumuleres på sjøbunnen.

Figur 5.1 og Figur 5.2 viser korallforekomster og overlapp mellom korallforekomster og deponering av boreavfall beregnet med DREAM modellen for et tilfelle fra en produksjonsboring i Norskehavet. Lokaliteten som skal bores viser seg å inneholde korallforekomster som vist på Figur 5.1. Her har operatøren foretatt en nøye kartlegging av korallforekomstene nær borestedet for å kunne vurdere mulige påvirkninger som følge av boreutslippene. Merk at disse observasjonene er meget mer detaljerte enn forekomstene vist på oversiktskartet på Figur 1.4.

Overlapp mellom korallforekomster og deponering av partikulært materiale er vist på Figur 5.2. Beregningene viser overlapp mellom korall forekomster og deponeringer som følge av utslipp av boreavfall. Det er vist tykkelser av deponerte partikler ned til tykkelser på 0.01 mm. Dette er en tykkelse som tilsvarer naturlig årlig deponering av partikulært materiale i dette område anslått til av orden 0.01 – 0.02 mm/år (se kapittel 2.3). Det er imidlertid ikke etablert kriterier for påvirkning av koraller som følge av utslipp av kaks/slam. Påvirkningsfaktor her kan også være partikkelinnhold i vannsøylen nær bunnen. Slike partikler kan genereres ved utslipp av kaks/slam fra topphulls seksjonene, som går direkte til sjøbunnen. Vurderinger av dette pågår, se f. eks. nettstedet CORAMM (*Coral Risk Assessment, Monitoring and Modeling*).



Figur 5.1 Korallforekomster observert nær et produksjonssted i Norskehavet. 2 lokaliteter for utslipp er vist, angitt som "South" and "North". I tillegg er angitt lokaliteter 100m og 200m fra borested. Disse angir aktuelle lokaliteter for utslipp av boreavfall ved transport av boreavfall bort fra "template" (borested).



Figur 5.2 Beregninger av deponering på havbunn av partikulært materiale ved utslipp under boring. Overlapp mellom korallforekomster og deponert boreavfall, beregnet med DREAM modellen. I tillegg er angitt lokaliteter 100m og 200m fra borested. Disse angir aktuelle lokaliteter for utslipp av boreavfall ved transport av boreavfall bort fra "template" (borested).

5.6 Effekter på plankton

Planktonorganismer (alger og dyreplankton) er generelt spredt over store områder og reproduksjon er spredt i tid og rom. Trusselen mot populasjoner av planktonarter antas derfor å være liten som følge av lokale utslipp. Lokalt vil eventuelle skader av tidsbegrensede utslipp raskt restitueres som følge av stadig tilførsel av individer via strømsystemer fra andre områder. Følsomheten for løste hydrokarboner målt som dødelighet (LC_{50}) er stort sett den samme som for fiskelarver, men følsomheten for eksponering via partikulært materiale kan være noe større enn for fisk på grunn av at mange arter dyreplankton skaffer seg næring ved å filtrere sjøvannet.

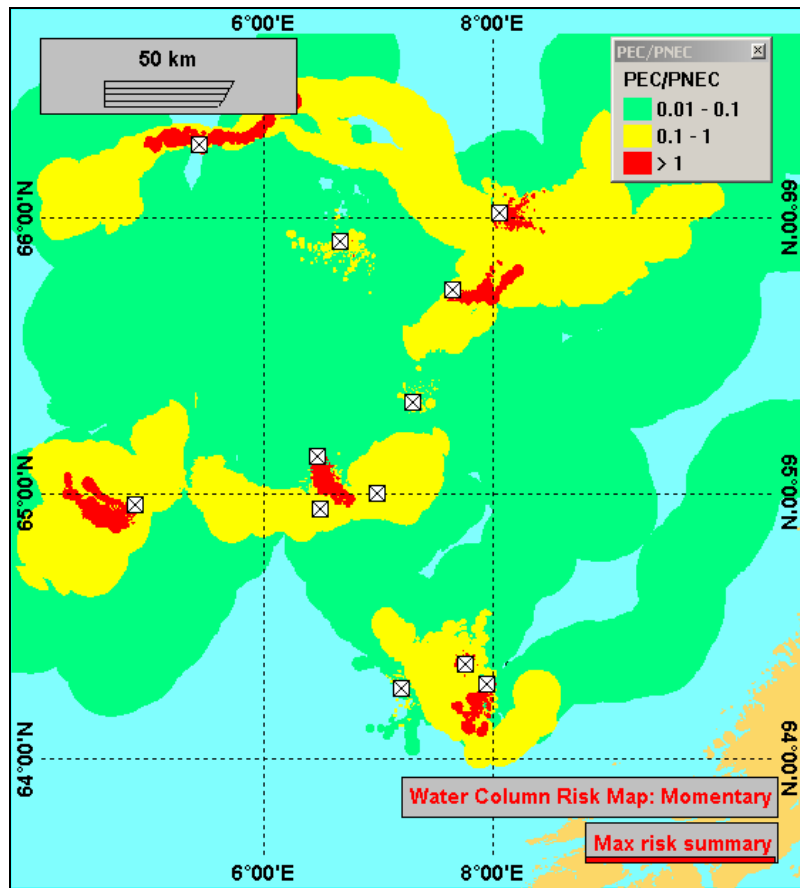
5.7 Effekter på fisk

Det antas at større fisk i stor grad kan unngå områder med høye konsentrasjoner av hydrokarboner. Potensialet for effekter i vannsøylen er derfor størst i områder med høye konsentrasjoner av tidligstadier av fisk. For å få en skade på rekruttering som gir populasjonseffekter må en del av populasjonene utsettes for oljekonsentrasjoner som fører til død eller varig svekkelse. Dette forutsetter overlapp mellom deler av konsentrasjonsfeltet til utslipp som overstiger antatt effektgrense og drivbanen og/eller bunnområder ned tidligstadier av fisk.

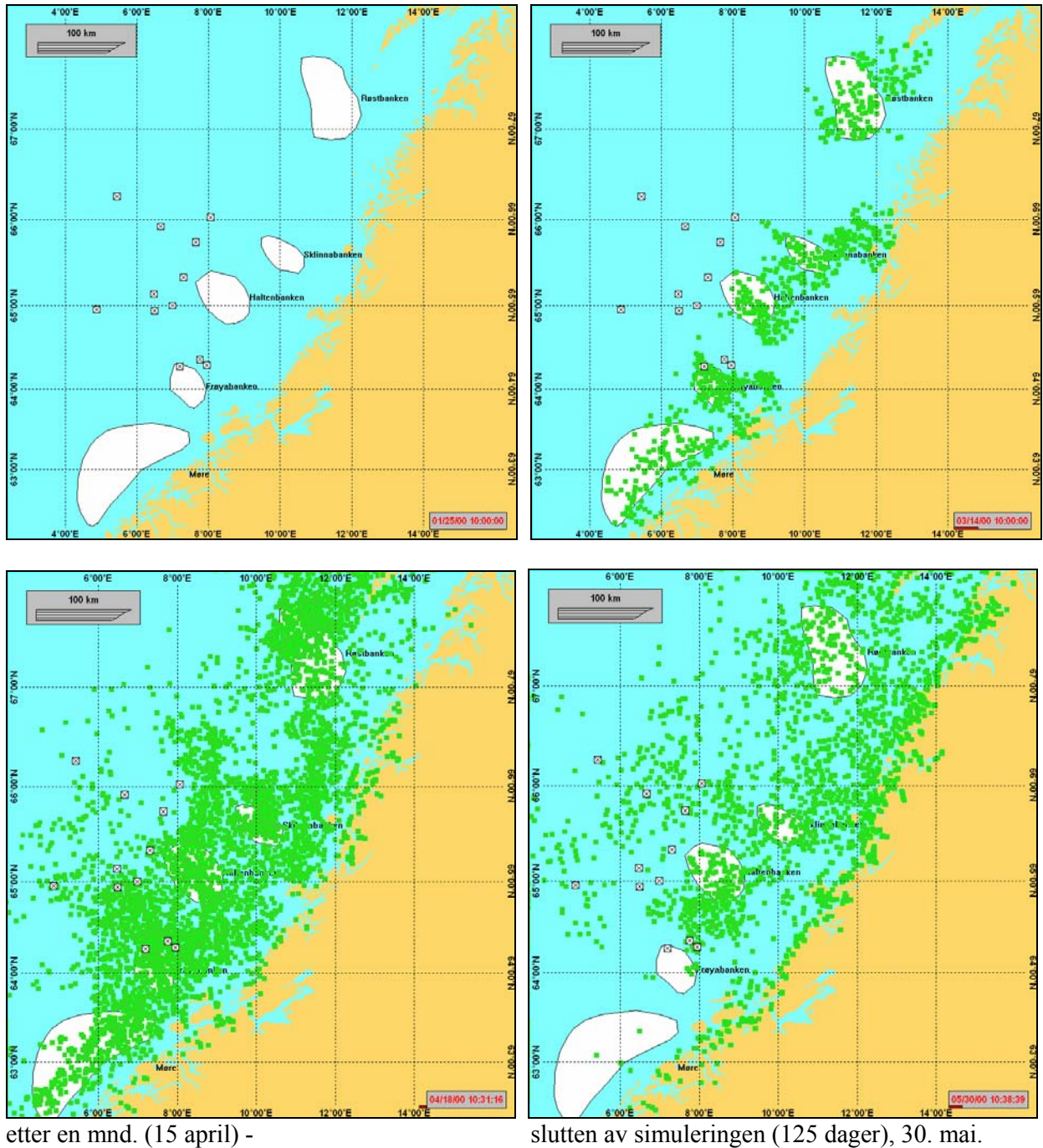
Simulering av larvedrift og eksponering for sildelarver ble utført ved å slippe "larvepartikler" fra gytefelt i en definert tidsperiode. Disse partiklene driver passivt med strømmen i øvre del av vannmassene men eksponeringsgrad blir kontinuerlig overvåket. For å avdekke mulig risiko for skade på fiskelarver ble det foretatt beregninger av både utslipp av kaks/slam og av utslipp av produsert vann samlet. Aktuelt år ble valgt til år 2014, da dette året representerer året med maksimale utslipp av produsert vann. Det resulterende miljørisikobildet som ble etablert som følge av denne beregningen er vist på Figur 5.3. Dette risikobildet ble benyttet for å eksponere larvene. Tidsvariasjonene både for larvene og for risikobildet representert ved de samlede utslipp ble simulert simultant. Alle larver som en eller annen gang i løpet av simuleringsperioden ble utsatt for konsentrasjoner over kronisk PNEC nivå (enten som følge av utslipp av produsert vann eller som følge av utslipp av kaks/slam) ble registrert.

Partikler for å representere sildelarver ble sluppet fra 5 gytefelt i perioden 15 mars til 15 april (Fig. 1.3 og 5.4). Simuleringene dekker perioden etter at larvene er kommet opp i vannmassene etter klekking på bunnen, og dekker perioden fram til 5. mai. Som vist i Figur 5.4 driver larvene nordover med strømmen og spres utover i store deler av havområdet utenfor Midt-Norge. Resultatene viser at av de 5000 partiklene som representerer årets larveproduksjon ble 12 partikler utsatt for konsentrasjoner over den definerte grenseverdien (kronisk PNEC). 5 av partiklene var fra Mørebanken, 4 fra Frøyabanken og 3 fra Haltenbanken. Partiklene ble kun eksponert en kort periode for konsentrasjoner over PNEC for kronisk eksponering og det er ingen eller neglisjerbar risiko for skade selv på disse partiklene. Konklusjonen fra simuleringene er entydig at regulære utslipp fra petroleumsaktiviteten slik den er definert her, ikke utgjør noen trussel mot populasjonen av Norsk vårgytende sild.

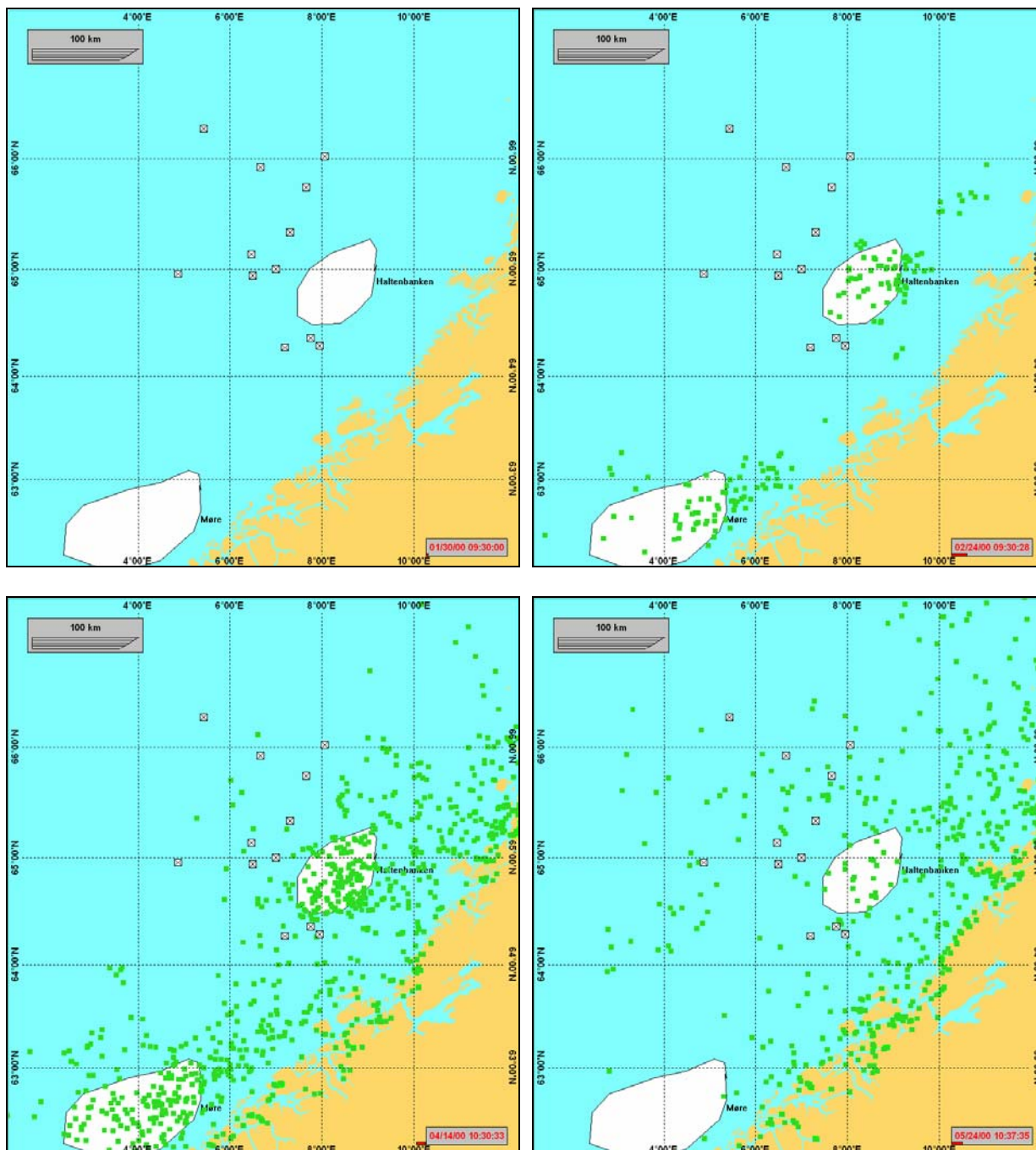
For å undersøke potensiell eksponering av seilarver ble det sluppet 1000 partikler fordelt på gytefelt ved Møre og Haltenbanken (Fig. 1.2 og 5.5) Partiklene ble sluppet i perioden 15. februar til 15. april og fulgt til 25 juni. Av de 1000 partiklene som ble fulgt ble to partikler eksponert for konsentrasjoner over grenseverdien som ble definert som kronisk PNEC. Eksponeringen var kortvarig og til nivåer like over grenseverdien. Det er derfor i likhet med for sild ingen, eller neglisjerbar risiko for skade på populasjoner av seilarver som følge av regulære utslipp med det aktivitetsnivået for petroleumsvirksomheten som her er definert for 2014.



Figur 5.3 *Maksimum risiko akkumulert i vannkolonnen for 5 letebrønner samt for 7 produksjonsbrønner i Norskehavet. Beregninger for år 2014. Merk at figuren viser akkumulert risiko (dvs. at PNEC nivået har blitt overskredet en eller flere ganger i løpet av hele simuleringsperioden for en gitt gridcelle). Det aktuelle området med overskridelse av PNEC grense vil være betydelig mindre ved hvert tidspunkt (snapshot av risikobildet).*



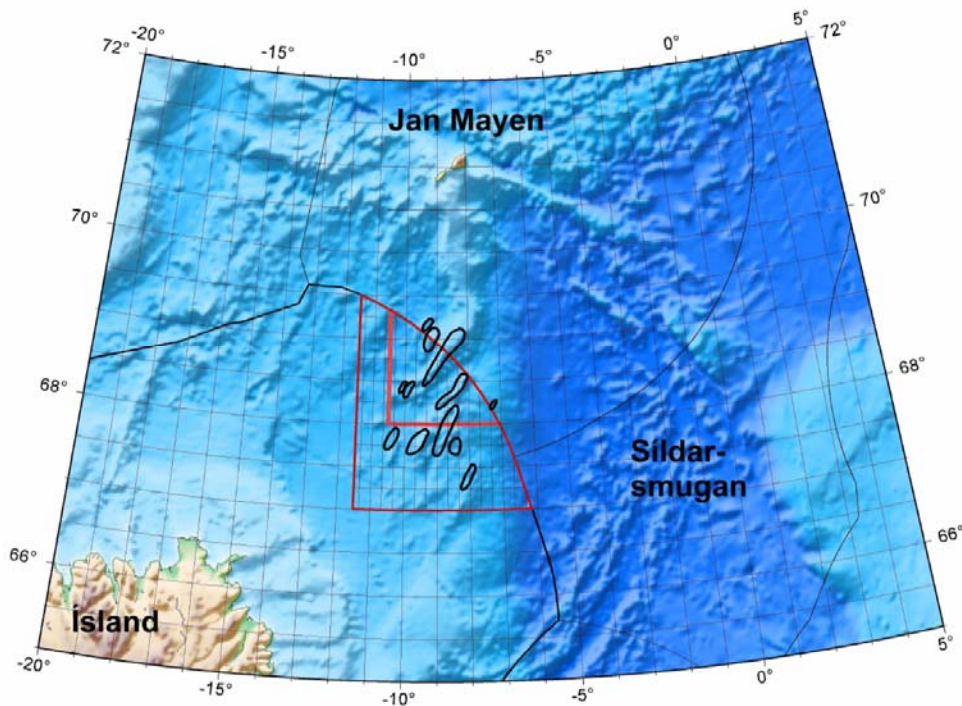
Figur 5.4 Simulert spredning av sildelarver fra gytefeltene i Norskehavet. Larvene følger strømmen passivt nordover. Det ble sluppet 1000 larvepartikler fra hvert av feltene over perioden 15. mars til 15. april og disse ble fulgt til 30. mai. Eksponeringsgrad ble registrert alle partikler i perioden. Simulerte miljørisikofelt for området er vist i Figur 5.3. Figurene viser gytefelt for sild (A) og fordeling av gytefelt henholdsvis 6 (B), 30 (C) og 125 dager etter starten av gyteperioden.



Figur 5.5 Simulert spredning av seilarver fra gytefeltene i ved Møre og haltenbanken. Larvene følger strømmen passivt nordover. Det ble sluppet 500 larvepartikler fra hvert av feltene over perioden 15. februar til 15. april og disse ble fulgt til 25. juni. Eksponeringsgrad ble registrert alle partikler i perioden. Simulerte miljørisikofelt for området er vist i Figur 5.3. Figuren viser gytefelt for sei (A) og fordeling av gytefelt henholdsvis 9 (B), 60 (C) og 100 dager etter starten av gyteperioden.

6 Dreki-området ved Jan Mayen

Dette området er vurdert som potensielt for funn av olje/gass. Stedet er lokalisert på Jan Mayen ryggen som strekker seg mellom Island og Jan Mayen. Se Figur 6.1.



Figur 6.1 Lokalisering av områder for potensiell utvinning av olje og gass. Figur er kopiert fra referanse (Ministry of Industry, 2007).

Det er utarbeidet en rapport som oppsummerer kunnskaps status for dette området med hensyn på blant annet kunnskap om miljø (Ministry of Industry, 2007). Det er blant annet utarbeidet en "Strategic Environmental Assessment" for dette området. Det påpekes her at uten at det foreligger planer for konkrete aktiviteter, så vil det være vanskelig å beskrive mulige miljøkonsekvenser for dette området som følge av bore- eller produksjonsaktivitet. Figur 1.1 viser at det aktuelle området er ikke avmerket som spesielt miljøfølsomt, sett fra en fremtidig forvaltning av Norskehavet sitt perspektiv (norsk del).

For øvrig er det gitt en oversikt over kunnskapsstatus for dette området i (Ministry of Industry, 2007). Dersom det planlegges aktivitet i dette området må det bli viktig å bringe dette området kunnskapsmessig opp på det nivå som man etter hvert har oppnådd for nye leteområder på norsk sokkel. Dette vil også danne grunnlag for å ta stilling til hva slags utslippsregime eller forvaltningsregime man vil legge opp til for dette området.

Første fase knyttet til utslipp til sjø vil være utslipp ved leteboring. Det blir her viktig å kartlegge både ressurser i vannsøylen (plankton, fisk) og på sjøbunn (koraller, gytefelt) for aktuelle boresteder. Dette for å kunne ta hensyn til perioder på året som synes å være de mest miljøfølsomme, slik at disse periodene kan unngås.

7 Avbøtende tiltak

Tiltak kan være av mange typer. Mange av disse ligger allerede inne som forutsetninger for de gjennomførte beregningene, dvs. tiltak som allerede er gjennomført og som begrenser utslippsmengde og utslippskonsentrasjoner.

Andre typer tiltak kan være av mer forebyggende art for å minimalisere driftsavvik.

Tiltak vurdert i dette kapittel er rettet mot å minimalisere konflikt mellom skade på marint miljø (herunder viktige kommersielle fiskeslag) og petroleumsaktiviteten. Mens utbygging og drift av felt i dag er en helårs aktivitet, så vil tilstedeværelse av de marine ressurser være mer sesongmessige. Man kan derfor redusere potensiell konflikt ved å legge begrensninger på petroleumsaktiviteten i de perioder av året hvor det er til stede viktige marine fiskeslag eller andre ressurser i området.

Eksempler på denne type tiltak vil være innføring av begrensninger på enkelte typer aktiviteter i visse deler av året på visse geografiske områder. Eksempelvis at man gjennomfører begrensninger på utslipp av borekaks/slam til sjøbunn i perioder (og i områder) hvor det foregår gyting av enkelte fiskeslag. Eksempelvis vil sild produsere egg som bunnslår, og i perioder av året kunne man avholde seg fra å foreta lete- eller produksjonsboringer innenfor gyteområdene.

Beregningene som er gjennomført viser at det er spesielt barytt (og metaller i barytt) som bidrar mest til miljørisiko under boreoperasjoner. Det er derfor ønskelig for å finne erstatninger for denne, enten annet partikulært stoff med lavere metallinnhold (ilmenitt) eller væsker med høy egenvekt kombinert med lav giftighet ("brines").

Reduksjon av miljørisiko for utslippene av produsert vann bør også vurderes. Dette gjelder spesielt de større utslippene (Norne og Draugen). Det er spesielt de naturlige komponentene i produsertvannet som bidrar til miljørisiko. For Norne og Draugen er det dispergert olje sammen med BTEX og PAH-komponentene som bidrar mest. Alternativer her kan være re-injeksjon og/eller rensing av det produserte vannet (Epcon, CTour, andre metoder).

Andre utslipp av mer temporær karakter (eksempelvis ved testing av BOP eller ved utslipp fra rørledninger) kan også vurderes foretatt i perioder med lav biologisk aktivitet i resipienten. Ved utslipp nær sjøbunnen (f. eks ved testing av BOP) kan bunnfauna påvirkes. Her blir det viktig av kjemikalier med lav giftighet, med lav K_{ow} fordelingskoeffisient (liten evne til bioakkumulering i næringskjedene) og med rask bionedbrytning benyttes.

8 Identifisering av kunnskapshull

Bunndyr:

Det er begrenset kunnskap om ressurser av bunndyr i Norskehavet og ikke minst hvordan disse reagerer på fysiske forstyrrelser, sedimentering og kjemisk påvirkning. Siden bunndyr som koraller og svamper er filtrerende organismer, er de i stand til å ta opp partikler fra betydelige mengder vann. De er derfor en meget relevant ressurs å vurdere effekter på i forbindelse med oljeboring.

Ukjente komponenter i oljen:

Det er generelt mangel på kunnskap om skjebnen og giftigheten til den ukarakteriserte delen av oljen ("unresolved complex mixture" – UCM). Denne fraksjonen består av flere tusen komponenter og er synlig som en "hump" i analyser av olje. Andelen av ukjente komponenter i oljen varierer, men kan utgjøre 70% av massen i enkelte ferske (biodegraderte) oljer. UCM er til dels lite nedbrytbar og andelen øker under forvitring av olje. Fraksjoner av UCM er vist å inneholde giftige komponenter (Donkin et al. 2003).

Akkumulering av barytt på sjøbunnen over lang tid:

Nyere undersøkelser har vist at metallene i barytt som deponerer på sjøbunnen løses i porevannet i større omfang enn tidligere antatt og blir dermed mer biotilgjengelige. Ved gjentatte boreoperasjoner i samme område kan sedimentering av kaks/barytt akkumuleres over tid. Dette gjelder spesielt for produksjonsboring, vist som et eksempel i Figur 2.4. Her vises at utslipp av partikulært materiale kan dekke regionale områder med deponerte masser av tykkelse ned mot 0.001 mm. Dette virker ikke å være så meget (representerer om lag 2 – 4 g partikulært materiale per m² sediment overflate), men på den annen side vil et lag med ca. 0.001 mm barytt deponert på sjøbunnen representere et tillegg i innhold av barium i sedimentet på av orden 100 ppm (eller mg/kg sediment, midlet over den øverste cm av sedimentet), da barytt består vesentligst av BaSO₄ i partikkelform. Dette er av samme orden som det naturlige innholdet av barium i sedimentet. Barium inngår som en standard parameter i overvåkingsundersøkelser. Derfor vil det være nyttig å undersøke om bariuminnholdet i sediment viser en økning i tid på regional skala som følge av utslipp av barytt over mange år. Dette kan være viktig å få fastlagt, da barytt også inneholder andre tungmetaller som kan løses ut i porevannet. Det vil også være nyttig å foreta trend- analyser for forskjellige målestasjoner i Haltenbank-området for om mulig å påvise økninger i barium konsentrasjoner i sedimentet som følge av boreaktiviteten, spesielt på de eksisterende referanse stasjonene. Dette bør samtidig følges opp med modellering av utslippene, for å se om trendene kan gjenskapes i modellen. Det vil i så fall være mulig å foreta prediksjoner av forventede økninger i bakgrunnsverdier for barium (og eventuelt andre metaller) i sedimentet.

Jetting av oljeholdig sand:

I perioder foregår "jetting" av prosessanlegget for separering av olje/gass og produsert vann på plattformene. Dette er spyling av oljeholdig sand som har hopet seg opp i utstyret for håndteringen av olje/vann strømmen under produksjonen av olje. Praxis i dag er at dette gjerne spyles ("jettes") på sjøen. Prosessen gjentas med regelmessige tidsintervaller. Det er imidlertid usikkerhet rundt skjebnen til oljen som går på sjøen. Hvor mye er dette? Spres den i vannsøylen? Følger det meste med sanden ned på sjøbunnen? Hva skjer med oljen/sanden i sedimentet? Det bør derfor igangsettes aktiviteter som klarlegger skjebnen til denne oljen i resipienten og mulige miljøvirkninger av disse utslippene, både i vannsøylen og i sedimentet. Se for øvrig omtale av problemet i Kapittel 4.10.

9 Referanser

- Ahmad, I., Pacheco, M., Santos, M.A., 2003. Naphthalene-induced differential tissue damage association with circulating fish phagocyte induction. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 54, 7-15.
- Baussant, T. (2005). Biological effects of chronic levels of dispersed oil in North Sea and Arctic conditions: Biomarker responses and early life stage tests in two Mollusc species. RF Aquamilo Report AM-2004/017.
- Bechmann et. al., 2007: "Impacts on drilling mud discharges on water column organism and filter feeding bivalves". International Research Institute of Stavanger (IRIS) rapport IRIS – 2006/038 datert 8 juni 2007. Prosjekt finansiert av NFR; Norsk ForskningsRåd.
- Booth, A.M.; Scarlett, A.; Rowland, S.J. 2008. Petroleum-derived aromatic hydrocarbon unresolved complex mixtures (UCMs): Revealing an unseen environmental problem. Presentation at 2nd Norwegian Environmental Symposium, April 2nd-4th 2008, Trondheim, Norway.
- Booth, A.M.; Sutton, P.A.; Lewis, C.A.; Lewis, A.C.; Scarlett, A.; Chau, W.; Widdows, J.; Rowland, S.J. 2007. Unresolved complex mixtures of aromatic hydrocarbons: Thousands of overlooked persistent, bioaccumulative, and toxic contaminants in mussels. *Environ. Sci. Technol.* 41, 457-464.
- Brakstad, O.G.; Tollefsen, K.E.; Melbye, A.G.; Hokstad, J.N.; Rowland, S. 2006. Toxicity of unresolved complex mixture (UCM) of petroleum by bioassisted fractionation of water-soluble fractions. SINTEF-report.
- Calbet, A., Saiz, E., Barata, C., 2007. Lethal and sublethal effects of naphthalene and 1,2-dimethylnaphthalene on the marine copepod *Paracartica grani*. *Mar. Biol.* 151, 195-204.
- Cortes, J. & M.J. Risk, 1985: A reef under siltation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bull mar Sci* 36(2): 339-356.
- Cranford, P.J. and D.C. Gordon, 1999: "Chronic toxicity and physical disturbance effects of water- and oil-based drilling fluids and some major constituents on adult sea scallops (*Placopecten magellanicus*)". *Marine Environmental Research* 48(3), pp. 225-256.
- DNV, 2006. Miljøkvalitet I vannsøylen – status: Rapport til Samarbeidsgruppe Fiskerinæring og Oljeindustri. Rapport nr. 2005-4039, Rev. 1, 05. Januar 2006.
- Donkin, P., Smith, E.L. and Rowland, S.J. (2003) Toxic effects of unresolved complex mixtures of aromatic hydrocarbons accumulated by mussels, *Mytilus edulis*, from contaminated field sites. *Environmental Science and Technology* 37, 4825-4830.
- Donkin, P.; Smith, E.L.; Rowland, S.J. 2003. Toxic effects of unresolved complex mixtures of aromatic hydrocarbons accumulated by mussels, *Mytilus edulis*, from contaminated sites. *Environ. Sci. Technol.* 37, 4825-4830.
- EC, 2003: Technical Guidance Document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European parliament and of the council concerning the placing of biocidal products on the market.
- Farestveit, F., 1994: "Eksponering av torske-egg og -larver for rørledningskjemikalier (glutaraldehyd og natriumbisulfitt). Statoil rapport 937334.

- Fosså, J.H, P.B. Mortensen & D.M Furevik, 2002: The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia* 00:1-13, 2002.
- Golmen, L. et. al., 1993: "Zeepipe ready for operation – environmental monitoring of the discharge of inhibited sea water at Sleipner". January – March 1993.
- Gray, MA, Metcalfe, CD, 1997. Induction of testis-ova in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to p-nonylphenol. *Environ Toxicol Chem* 16 (5): 1082-1086
- Hansen, B.H.; Altin, D.; Nordtug, T.; Olsen, A.J., 2008. Effects of naphthalene on gene transcription in *Calanus finmarchicus* (Crustacea: Copepoda). *Aquat. Toxicol.* 86, 157-165.
- Hasselberg, L., Meier, S., Svardal, A., 2004. Effects of alkylphenols on redox status in first spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquat. Toxicol.* 69, 95-105.
- HFNF document: "Helhetlig Forvaltningsplan for Norskehavet (HFNH). Framtidsbilde petroleum for sektor petroleum og energi". Utkast datert 15 november 2007 - 1.
- Hylland, K.; Lang, T.; Vethaak, D., 2006. Biological effects of contaminants in marine pelagic ecosystems. SETAC Press.
- Kålås, J.A., Viken, Å. og Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Norway. 416 pp.
- Kilparissis, Y., K. Lee, C. Ho, J. Reynolds, N. Henry and P.V. Hodson. 2001a. Chronic toxicity of oiled sediment to Japanese medaka. Poster PW 028, 22nd Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Maryland, Nov 11-15, 2001.
- Kilparissis, Y., P.V. Hodson, S. Blazeski, Y.X. Cai, and V. Snieckus. 2001b. Embryotoxicity of alkyl substituted PAHs. Poster PW 030, 22nd Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Maryland, Nov 11-15, 2001.
- Larsen, B. K. (2005). Biological Effects of long term exposure to a North Sea and a Barents Sea oil: Early life stage tests and biomarker responses of Crustacea. RF Aquamilø Report AM-2004/016.
- Marty, G.D., J.W. Short, D.M. Dambach, N.H. Willitis, R.A Heintz, S.D. Rice. J.J. Stegeman and D.E. Hinton. 1997. Ascites, premature emergence, increased gonadal cell apoptosis, and P4501A induction in pink salmon larvae continuously exposed to oil-contaminated gravel during development.. *Can. J. Zool.* 75: 989-1007.
- Meier, S., Andersen, T.C., Lind-Larsen, K., Svardal, A., Holmsen, H., 2007b. Effects of alkylphenols on glycerophospholipids and cholesterol in liver and brain from female Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Comp. Biochem. Physiol.* 145C, 420-430.
- Meier, S., Andersen, T.E., Norberg, B., Thorsen, A., Taranger, G.L., Kjesbu, O.S., Dale, R., Morton, H.C., Klungøy, J., Svardal, A., 2007a. Effects of alkylphenols on the reproductive system of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquat. Toxicol.* 81, 207-218.
- Meier, S., T.E. Andersen, L. Hasselberg, O.S. Kjesbu, J. Klungøy, A. Svardal, 2001. Hormonal effects of C4 – C7 alkylphenols on cod (*Gadus morhua*). Havforskningsinstituttet.
- Ministry of Industry, 2007: "Oil Exploration in the Dreki area on the Jan Mayen Ridge". Rapport som utgjør en del av grunnlaget for arbeidet med *Helhetlig Forvaltningsplan for Norskehavet* (HFNH). Rapport datert mars 2007.
- Myhre, L.P., G. Henriksen, G. Kjeilen-Eilertsen, A. Skadsheim, Ø.F. Tvedten. (2006) RKU Nordsjøen – Konsekvenser av regulære utslipp Rapport IRIS – 2006/113 ISBN: 82-490-0450-7. 99 pp.

- Neff, J. (2008): Estimation of bioavailability of metals in drilling mud barite. Akseptert for publikasjon i SETAC journalen "*Integrated Environmental Assessment and Management*". Basis for denne publikasjon er rapportert i ERMS publikasjonene nr. 4 og 15, se <http://www.sintef.com/erms>
- Neff, J. M. (2002). Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of Contaminants from Oil Well Produced Water. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands.
- Neff, J., 2004: "Composition, environmental fates, and biological effects of water based drilling muds and cuttings discharged to the marine environment: A synthesis and annotated bibliography". Utarbeidet for PERF, Petroleum Environmental Research Forum og API, American Petroleum Institute. Rapport utarbeidet av Jerry M. Neff, Battelle, Duxbury, MA, USA, datert oktober 2004.
- NGU, 1997: "Skagerrak in the past and at the present – an integrated study of geology, chemistry, hydrography and microfossil ecology". Norges Geologiske Undersøkelse, Special Publication Nr. 8, 1997. ISBN 82-7385-171-0.
- NGU, 2000: Sedimentologi og geotekniske undersøkelser på korte sedimentkjerner tatt i Norskerenna, forskninger/basseng på kontinentalsokkelen utenfor Midt-Norge, og kontinentalskråningen utenfor Trænabanken samt Vøringplataet (tokt 9901). Norges Geologiske Undersøkelse rapport forfattet av Leif Rise. Rapport No. 2000.026. ISSN 0800-3416.
- NGU, 2002: Etter samtaler med Leif Rise ved NGU, mars 2002.
- Nøland, S.A. et al., (2007). "Miljøovervåking og grunnlagsundersøkelse i Region VI – Haltenbanken 2006". Hovedrapport. Rapport nr. 2007-0025, revidert 28 mars 2007. Utgitt av DNV. Rapport tilgjengelig på http://www.sft.no/program_40261.aspx
- Nordtug, T., Ø. Johansen (2007) Effect of dispersed oil – status of knowledge, criteria for establishment of threshold values and recommendations for further experimental studies. SINTEF A3036. ISBN: 978-82-14-04306-8. 25 pp.
- Norse Decom, 2002: "Produsert vann og radioaktivitet - sammenfatning av eksisterende data". Rapport utarbeidet for OLF datert 14. mars 2002. Rapport nr. ND/E-05-02. Forfattet av E. Strålberg, R.S. Sidhu og P. Varskog.
- OLF, (2007) Environmental report 2006, 58 s.
<http://www.olf.no/publikasjoner/miljorapporter/?51498.pdf>
- OLF, 1995: "OLF anbefalte retningslinjer for krav til barittkvalitet". Utgitt av OLF av en arbeidsgruppe under Underutvalg Ytre Miljø.
- Ott, F.S., Harris, R.P., O'Hara, S.C.M., 1978. Acute and sublethal toxicity of naphthalene and three methylated derivatives to the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. *Marine Environ. Res.* 1, 49-57.
- Ottesen, G., J.A. Auran (2007): Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet: Arealrapport med miljø- og naturressursbeskrivelse. *Fisken og Havet* 6/2007. Havforskningsinstituttet. 165 pp.
- Piskaln, C.H., J.H. Churchill & L.M. Mayer, 1998: Resuspension of sediments by bottom trawling in the gulf of Maine and potential geochemical consequences. *Cons Biol.* 12: 1223-1229.
- Rapp, H.T., 2004. A revision of calcareous sponges (Porifera, Calcarea) in coast and shelf areas of Norway and Greenland. Dr. Scient thesis, University of Bergen, Norway, 26 pp.
- RKU Norskehavet (2003): Regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Norskehavet. Rapport utarbeidet av Statoil på vegne av OLF. Tilgjengelig på Statoils nettsider.

- Rye, H., M.Reed, I.Durgut, M.K.Ditlevsen, 2006. "Documentation report for the revised DREAM model". ERMS rapport Nr. 18. SINTEF Report no. STF80MK F06224 – Tilgjengelig på nett adresse <http://www.sintef.com/erms>.
- Schaanning et. al., 2002: "Bioavailability of metals in weight materials for drilling muds". Rapport SNO 4597-2002. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), Oslo. 36 sider.
- Schaanning, M., H.C. Trannum og S. Øxnevad, 2007: "A mesocosm experiment on the impacts of water- and olefin-based drill cuttings on benthic communities". NIVA rapport SNO 5342-2007 datert 1 februar 2007.
- Skadsheim, A., G. Kjeilen, A. Melbye, H.Rye og E. Aas: Konsekvensutredning av regulære utslipp til sjø – RKU Norskehavet. Rapport RF – 2002/81. ISBN 82-490-0193-1. Åpen fra 1. juli 2002.
- Smit et al. (2006): "The derivation of a PNEC_{water} for weighting agents in drilling mud". TNO rapport 33980/01.03 datert April 2006. ERMS rapport Nr. 6. Tilgjengelig på <http://www.sintef.com/erms>
- Sundt, R.C.; Ruus, A.; Grung, M.; Pampanin, D.M.; Barsiene, J.; Skarhedinsdottir, H. 2006. Water column monitoring 2006. Summary report. Report AM 2006/013.
- Tollefsen, K.E.; Hokstad, J.N.; Melbye, A.G.; Brakstad, O.G. 2008. Toxicity of the unresolved complex mixture (UCM) of a petrogenic oil. Presentation at 2nd Norwegian Environmental Symposium, April 2nd-4th 2008, Trondheim, Norway.
- Trefry et al., 1986: "Forms, reactivity and availability of trace metals in barite". Rapport utarbeidet for OOC (Offshore Operators Committee), USA. Taskforce on Environmental Science, New Orleans, La, USA. 50 pp.
- Watling, L. & E.A. Norse, 1998: Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: A comparison to forest clearcutting. *Cons. Biol.* 12: 80-1197.

VEDLEGG:

Oversikt over forskningsprosjekter i Forskningsrådsprogrammet ”Havet og kysten”: Aktive prosjekter i 2008 med relevans for utslipp fra petroleumsvirksomheten.

Prosjektnavn	Institusjon	Varighet	Prosjektleder
Assessment of mixture toxicity of compounds in discharges to the North Sea and coastal areas of Norway	NIVA	01.04.2007 - 16.04.2011	Knut-Erik Tollefsen
Developing an Index of the Quality of the Marine Environment (Marine Environment I.Q.) based on biomarkers: integration of pollutant effects.	IRIS	01.02.2006 - 28.02.2008	Daniela M. Pampanin
Drilling mud follow up study - Input data and validation experiments for ERMS	IRIS	02.01.2006 - 31.12.2008	Renée Katrin Bechmann
Effects of oil compounds and persistent organic pollution (POP) on the phospholipid composition and membrane fluidity in Atlantic cod.	HI	01.01.2008 - 31.12.2010	Sonnich Meier
Environmental effects of oil and gas exploration on the benthic fauna of the Norwegian continental shelf: an analysis using the OLF database	UiO	01.01.2005 - 31.07.2008	Maren Onsrud
Hormone disruption and possible DNA damage on fish of alkylphenols in produced water from offshore oil installations	HI	01.01.2003 - 20.05.2008	Jarle Klungsoyr
Impact of water-based drilling mud in the Barents Sea: a study using the epibenthic coral species <i>Lophelia pertusa</i>	IRIS	01.04.2008 - 31.12.2010	Thierry Bausant
Integrating monitoring methods for impacts of offshore discharges to the North Sea - IMONIT	NIVA	01.01.2004 - 31.08.2008	Knut-Erik Tollefsen
Integration of biomonitoring with risk assessment by construction of biomarker bridges for water column organisms exposed to produced water	IRIS	01.01.2007 - 31.12.2010	Steinar Sanni
Long-term -chronic - effects of produced water effluents affecting reproduction in marine crustacean plankton. Phase 2.	NTNU	01.06.2005 - 31.03.2009	Anders J. Olsen
Long term effects on Arctic ecosystem from accidental discharges	IRIS	01.01.2005 - 31.12.2008	Steinar Sanni
Long-term Effects of Oil accidents on the pelagic ecosystem of the Norwegian and Barents Seas	UiO	01.01.2006 - 31.12.2008	Nils Chr. Stenseth
Parameterisation of the Environmental Impacts on Bottom Fauna of Water-based Drilling Fluids and Cuttings	NIVA	01.12.2005 - 31.10.2010	Hans Christer Nilsson
Parameterisation of the Environmental Impacts on Bottom Fauna of Water-based Drilling Fluids and Cuttings - Field and Mesocosm Experiments	NIVA	31.01.2006 - 31.12.2008	Hans Christer Nilsson
Predicting chronic effects in Fish from sublethal markers	NIVA	01.01.2005 - 31.03.2009	Ketil Hylland
Proteome Expression Signatures (PES) in fish as a diagnostic tool to evaluate the environmental impacts of offshore oil and gas exploration	NIVA	01.01.2005 - 30.03.2010	Odd Ketil Andersen
Study of the long-term effects on Atlantic Herring (<i>Clupea harengus</i>) exposed to an oil-polluted <i>Calanus finmarchicus</i> diet.	HI	01.01.2007 - 31.12.2009	Jarle Klungsoyr
The impact of produced water on fish reproduction: a multigeneration approach	UIB	01.02.2007 - 31.01.2010	Ian Mayer
The possible role of zooplankton in modulating ecosystem effects of acute oil spills in the Norwegian and Barents Seas.	UiO	01.04.2007 - 31.03.2010	Nils Chr. Stenseth
The use of passive sampling devices in monitoring of potential impact of offshore discharges and accidental oil spills (PASSIMPACT)	NIVA	01.01.2005 - 31.12.2009	Merete Grung
Toxicity of acute oil discharges to cod larvae - Relative contribution of oil droplets, water soluble fraction, and photosensitization	SINTEF	15.02.2008 - 31.12.2010	Trond Nordtug