



RF – Rogalandforskning. <http://www.rf.no>

Skadsheim, A¹., Kjeilen, G.¹, Melbye, A.², Rye, H.², Aas, E¹.

1) RF – Rogalandforskning 2) SINTEF, Trondheim

Konsekvenser av regulære utslipp til sjø – RKU Norskehavet

Rapport RF – 2002/081

Prosjektnummer: 7151656
Prosjektets tittel: Konsekvenser av regulære utslipp til sjø –
RKU Norskehavet
Kvalitetssikrer: Jan Fredrik Børseth
Oppdragsgiver(e): Statoil på vegne av OLF
ISBN: 82-490-0193-1
Gradering: Åpen fra 15.09.02

Forord

Denne rapporten er utarbeidet som et underlag for ”Regional konsekvensutredning for Norskehavet” (RKU-Norskehavet).

RKU-Norskehavet er gjennomført i regi av OLF (Oljeindustriens landsforening), og er finansiert av oljeselskaper som i år 2002 var eiere av felt og funn innenfor ressursklassene 1-4 på norsk sokkel, mellom 62°N og 69°N. Statoil har på vegne av de andre selskapene hatt sekretariatsfunksjonen og ledet arbeidet.

Hensikten med regionale konsekvensutredninger er å gi en bedre oversikt over konsekvensene av petroleumsaktiviteten på sokkelen enn det enkeltstående feltvise konsekvensutredninger gir, samt forenkle arbeidet med konsekvensutredninger både for selskapene og myndighetene. Den regionale konsekvensutredningen vil bli benyttet som referansedokument for framtidige feltspesifikke konsekvensutredninger.

Rapporten vil, sammen med andre underlagsrapporter, danne utgangspunktet for utarbeidelse av en sluttrapport som belyser de samlede konsekvensene av petroleumsvirksomheten innenfor det aktuelle området.

Rapporten er utarbeidet av Arnfinn Skadsheim, Grethe Kjeilen og Endre Aas (Rogalandsforskning) og Alf G. Melbye og Henrik Rye (Sintef).

Stavanger 15.09.2002

Takk til bidragsytere.

Arnfinn Skadsheim, prosjektleder

Innhold

SAMMENDRAG	4
1 INNLEDNING	11
2 OPPDATERING KUNNSKAPSSTATUS	13
2.1 Kunnskapsstatus produsert vann	13
2.1.1 Havforskningsinstituttets forsøk med alkylerte fenoler	13
2.1.2 Dream prosjektet	14
2.1.3 Prosjekter ved Akvamiljø/Rogalandforskning	15
2.1.4 Forsøk i utlandet	15
2.1.5 Bepelag felt studier - Nordsjøen	16
2.2 Kunnskapsstatus boreutslipp	17
2.3 Identifisering av kunnskapshull	17
2.3.1 Nasjonalt arbeid for prioritering av forskningsbehov	17
2.3.2 Norskehavet sør & koraller	18
2.3.3 Kjølevannsmengder og klorering	19
2.3.4 Dyphavsområdene	19
2.4 Generelle økotoksikologiske vurderinger, EIF	20
3 MILJØEFFEKTER AV PRODUSERT VANN	22
3.1 Generelt om produsert vann	22
3.1.1 Sammensetning og mengder av produsert vann	22
3.1.2 Skjebnen til produsert vann	24
3.1.2.1 Fordamping	24
3.1.2.2 Sorpsjon og sedimentering	25
3.1.2.3 Biodegradering	25
3.1.2.4 Kjemisk nedbrytning	26
3.1.2.5 Biotilgjengelighet / bioakkumulering	26
3.1.3 Tarehøsting og akvakultur	29
3.2 Miljørisikovurdering basert på Dream simuleringer vurderes av Tone	29

4	MILJØEFFEKTER AV BOREKAKS OG BOREVÆSKE.....	40
4.1	Utslippsbetingelser og forutsetninger for modellering.....	40
4.2	Spredning av kaks og barytt på sjøbunn og i vannsøylen	40
4.2.1	Spredning av kaks og barytt – regional betydning	42
4.2.2	Effekter av spredning av kaks og barytt	44
	Fysisk nedslamming	44
4.2.2.1	Partikulært materiale og assosierte effekter (sjøbunn og vannsøyle)	45
4.3	Spredning av kjemikalier i vannsøylen	46
4.4	Biologiske miljøressurser i Norskehavet	46
4.4.1	Relevante marine organismer	46
4.4.1.1	Marine evertebrater.....	47
4.4.1.2	Koraller, plankton og andre filtrerende organismer	47
4.4.1.3	Fisk (bunnlevende og vannsøyle)	48
4.4.2	Miljøeffekter av borekaks, borevæske og borekjemikalier overfor biologiske ressurser	48
4.4.2.1	Effekter på bunnlevende organismer	48
4.4.2.2	Effekter på koraller, plankton og andre filtrerende organismer	52
4.4.2.3	Effekter på fisk	55
4.5	Oppsummering boreutslipp	57
5	FORTRENGNINGSVANN, DRENASJEVANN, KJØLEVANN, KLARGJØRING AV LEDNINGER.....	59
5.1	Fortrengningsvann.....	59
5.2	Drenasjevann	59
5.3	Kjølevann	60
5.4	Utslipp ved klargjøring av rørledninger	61
6	REFERANSER.....	63
7	VEDLEGG	68

SAMMENDRAG

Rapporten gir en vurdering av mulige miljøeffekter fra regulære utslipp på regionalt nivå i Norskehavet basert på oppdaterte planer for drift og utbygging av oljevirksomheten. Nye forskningsresultater oppsummeres og konsekvenser av regulære utslipp til sjø er vurdert ut fra underrapporter basert på spredning av utslipp og tilstedeværelse av naturressurser.

Oppdatering av kunnskapsstatus rundt effekter av produsert vann og borekaks/borevæske

En rekke laboratorie- og feltforsøk gjennomført for å studere effekter av oljerelatert forurensning er oppsummert. Særlig er det lagt vekt på studier som omhandler mulige effekter i organismer etter eksponering for produsert vann utslipp.

Det er også de siste år satt fokus på PAH forbindelser og alkylfenoler som mulige miljøskadelige forbindelser i produsert vann. For utslipp i forbindelse med boring er oppmerksomheten rettet mot effekter i organismer fra partikulært materiale (kaks og barytt) i tillegg til effekter fra kjemikaler som slippes ut med borestrømmen. Dette reflekteres både gjennom de studier som har vært utført og de strategier som er lagt fort videreføringen. Nye sentrale studier med relevans for produsert vann utslipp er Havforskningsinstituttets (HI) forsøk med alkylfenoler, Dream (Dose-related Risk and Effect Assessment Model) prosjektet, enkeltstående forsøk utført ved Akvamiljø i Stavanger, ved Auke Bay Laboratories i Alaska og feltstudien Becpelag (Biological Effects of Contaminants in PELAGic ecosystems) i ICES regi.

Resultatene av HI sine forsøk med alkylfenoler gitt i fôret til torsk viste blant annet reduserte østrogenivå i hunnfisk, reduserte testosteronnivå i hannfisk og forekomster av vitellogenin i hannfisk. Vitellogenin er et eggeplommeprotein, som normalt ikke skal finnes hos hannfisk. Det ble også observert redusert gonadestørrelse og forsinket modning hos hunnfisk. Forsøkene har altså vist at eksperimentell eksponering for alkylfenoler kan medføre endringer i hormonbalanse og kjønnsutvikling hos torsk. Det ble imidlertid ikke målt kjemiske nivå av alkylfenoler i fiskevev i disse forsøkene. Opptatt mengde alkylfenoler er derfor ukjent. Det er usikkerhet hvilken vannkonsentrasjon med alkylfenoler den benyttede fôreksponeringen vil kunne tilsvare. Opptaksstudier med alkylfenoler i vann og fôr til torsk blir gjennomført ved Akvamiljø høst 2002.

Dream er et samarbeid mellom oljeselskapene Statoil, Hydro, TotalFinaElf og ENI/Agip, samt forskningsinstituttene Sintef, TNO (TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation, Holland) og Akvamiljø. Det overordnede målet med Dream prosjektet har vært å utvikle et miljørisikoverktøy for å kvantifisere og forutsi miljøeffekter av utslipp av produsert vann offshore. Biologisk opptak av stoffer målt som konsentrasjoner i kroppen og kroniske effekter hos et utvalg med krepsdyr- og fiskearter ble studert for en rekke produsert vann komponenter i omfattende laboratorieforsøk. Dette inkluderte effektparametre som eggproduksjon, klekkesuksess, vekst, samt overlevelse og deformiteter hos avkom. Gjennom Dream

prosjektet er det fremskaffet opptaksrelaterte kroniske effektdata for et begrenset antall komponentgrupper i produsert vann, aromatiske hydrokarboner (PAH) og alkylfenoler. Stoffene ble studert både enkeltvis og i blanding.

Parallelt, på grunn av behov fra oljeindustrien, ble det utviklet et miljørisikobasert styringsverktøy for å forutsi/anslå effekten av produsert vann utslipp som helhet, inkludert naturlige komponenter og kjemikalierester. Resultatet er "Environmental Impact Factor (EIF)", som i dag alle offshoreoperatører på norsk sektor bruker til miljøstyringsverktøy for produsert vann. Sentralt i anvendelsen er identifisering av tiltak for å nå målet "null skadelige utslipp" til sjø av produsert vann innen år 2005. Den benyttede metodikken er basert på PEC/PNEC prinsippet, anbefalt i Technical Guideline Document (TGD - EU), hvor miljørisiko uttrykkes ved forholdet mellom eksponeringskonsentrasjonen i giftighetstester og de akutte og kroniske effekter målt i disse testene, se også s. 14 & 29.

EIF danner grunnlaget for en kunnskapsbasert videreutvikling av miljørisikoanalyser. Det er imidlertid fortsatt forbedringsmuligheter. EIF faktoren slik den anvendes i dag, inngår i risikomodeller som tar høyde for fortykning og noe for nedbrytning, men så langt er ikke bioakkumulerings- og biokonsentreringspotensial godt beskrevet. Bioakkumulering og biologisk nedbrytning er tatt høyde for i EIF beregninger ved at enkeltkomponenter tillegges en vektingsfaktor. Biokonsentrasjonsfaktoren er i en rekke eksperimenter vist, inntil en viss grense, å øke med eksponeringskonsentrasjonen. Dette gjelder både vannløste forbindelser og ved eksponering for olje i vann emulsjoner med samme partikkelstørrelse. Dessuten øker biokonsentrasjonsfaktoren kun inntil visse grenser med hydrokarbonenes lipo- eller petrofilisitet (uttrykt ved n-oktanol-vann fordelingskoeffesienten K_{ow}), alternativt beskrevet som stoffenes hang til å assosiere seg med fett eller olje. Faktisk kan flere av disse forhold medvirke til at en EIF, slik den beregnes i dag med forutsetning om at alt er vannløst og biotilgjengelig, er en meget konservativ tilnærming. Et annet vesentlig aspekt ved EIF metodikken er at miljørisikoen kun kommer til uttrykk ved forholdet mellom eksponeringskonsentrasjon i toksisitetstester og de effekter som er blitt målt i de samme testene. Begrensede effektdata for de mange svært evolusjonmessig forskjellige marine organismene og forhold vedrørende stoffers synergistiske og antagonistiske virkning krever et ekstra føre var skjønn når en bruker EIF til miljørisikovurdering.

Nyere studier ved Akvamiljø i Stavanger og ved Auke Bay Laboratories i Alaska har vist at relativt lave konsentrasjoner av hydrokarboner generelt, og PAH (polyaromatiske hydrokarboner) spesielt, er tilstrekkelig for å framkalle skader på DNA molekylet, deformiteter, veksthemming og dødelighet hos fisk.

Becpelag er en serie feltundersøkelser av mulige biologiske effekter av forurensning. Arbeidet ble utført på Statfjord feltet og i Tyskebukten våren og sommeren 2001. En rekke institutter fra flere land deltok på 7 forskjellige tokt. Målet var å studere mulige biologiske effekter av forurensning hos organismer som lever i vannsøylen. Statfjordfeltet ble valgt som representant for områder med pågående produsert vann utslipp. Tyskebukten representerte et område med landpåvirket forurensning. Det ble hovedsakelig tatt prøver av villfanget sei, sild, fiskelarver, plankton og krill, samt fra torsk og blåskjell utplassert i bur i gradienter fra Statfjord B plattformen og fra land i

Tyskebukten. De fleste resultatene fra disse studiene er ikke rapportert enda. Funn av PAH metabolitter og metaller i galle hos torsk plassert i bur opptil 10 km fra Statfjord B plattformen er blant de ferdige analysene. Basert på konsentrasjonsgradienter er det rimelig å anta at funnene stammer fra produsert vann utslipp. Tilstedeværelse av PAH metabolitter og metaller i fiskegalle kan ikke i seg selv regnes som noen negativ effekt, men funnene viser at eksponering har skjedd ved at PAH forbindelser er blitt tatt opp og omsatt (metabolisert) i fisk.

Det har vært et prioritert område, spesielt i Norge og Storbritannia de siste årene, å undersøke gamle borekakhauget som en del av feltavvikling og nedstengning. Selv om dette ikke har direkte relevans for spredning og effekter av pågående utslipp fra borestrømmen i Norskehavet, er det noen observasjoner fra dette arbeidet som er aktuelle. Blant annet ble det funnet i et UKOOA prosjekt at en del metallforurensninger i barytt/kaksmaterialet var mindre fast bundet i materialet enn antatt tidligere. Dette kan innebære øket tilgjengelighet for opptak i organismer (Westerlund et al. 2001) Det samme forholdet vil også gjelde for Norskehavet.

Effekter av produsert vann utslipp i Norskehavet

Det er i rapporten gitt en generell vurdering av produsert vann for temaene

- ✓ Fordamping
- ✓ Fortynning
- ✓ Absorpsjon/sedimentering
- ✓ Biodegradering
- ✓ Kjemisk degradering
- ✓ Vannløslighet av oljekomponenter

De spesifikke vurderingene av miljørisiko ble foretatt på grunnlag DREAM simuleringer med EIF beregninger og informasjon om aktuelle biologiske sårbare ressurser i området. Det er generelt fisk, og spesielt egg, larver og yngel som regnes som sårbare organismer i forbindelse med produsert vann utslipp.

Da det ikke er praktisk mulig å se på et fullstendig sett av kombinasjoner av lokaliteter, utslippsmengder, tidspunkt, og overlapp med biologiske ressurser i en slik regional konsekvensutredning, velger vi å fokusere på utvalgte delområder der miljørisikoen antas å være høyest. Miljørisiko forstår vi her som sannsynlighet for skadevirkninger på marine organismer. Utvalget ble basert seg på delområdespesifikke miljørisikoestimer framkommet gjennom EIF og DREAM beregninger, samt kunnskap om tilstedeværelse av sårbare biologiske ressurser i de aktuelle områdene.

De nevnte 3 delområdene nedenfor ble vurdert assosiert med høyest miljørisiko

- Delområde 1
- Delområde 2
- Delområde 6

For Norskehavet er det delområde 6 ved Lofoten som peker seg ut som mest sårbart, siden det i dette området er viktige gytefelt for både torsk, sei og sild, pluss de store nyoppdagede korallforekomstene på og rundt Røstrevet.

Resultatene fra miljørisikoberegningene viste for alle tre ovennevnte delområder at det vannvolumet hvor en kan forvente eller ikke kan utelukke skadelige effekter på marine organismer var begrenset til utslippspunktene nærområder, nærmere bestemt en plume (utslippslomme eller den fysiske form utslippet antar) som strekker seg ca 5 km nedstrøms for installasjonene med høyest EIF. Vurderinger av hvor alvorlig dette vil kunne være for marine organismer (miljørisikoen), må basere seg på antatt overlapp mellom dette området og utbredelsesområdet for de aktuelle arter/populasjoner. Ut fra benyttede forutsetninger og tilgjengelige data kan det oppsummeres med at området hvor PEC overstiger PNEC utgjør neglisjerbare deler av de aktuelle populasjoners utbredelsesområde for alle de aktuelle delområdene og det antas at de forventede utslipp ikke vil kunne påvirke fiskebestander i området.

Den ovenstående vurderingen baserer seg på en rekke antagelser om utslippsdata, modellering av spredning og nedbrytning av et sett utvalgte komponenter fra produsert vann, samt deres grenseverdier for når de kan forventes å gi skade på marine organismer (PNEC verdier). Til alle disse antagelsene er det knyttet usikkerhet, og det er i den benyttede metodikken søkt å gjøre realistiske vurderinger i alle ledd, men med en viss konservatisme, slik at usikkerheten skal komme miljøet til gode.

Tarehøsting og akvakultur

Aktiviteten i Norskehavet skjer og kommer til å skje nærmere land enn det som har vært tilfelle i Nordsjøen. Det er derfor en øket mulighet for at vannmasser med forhøyede hydrokarbonkonsentrasjoner kan nå inn til kystområder med tareskog, særlig dersom de følger med partikulært materiale. Dette må dog vurderes i sammenheng med utslipp fra båter i skipsleia langs kysten.

Basert på spredningskart over eksisterende og planlagte felt som er frambrakt (Frost & Rye 2002), og den oppdrettsteknologi som brukes nå, vurderes det som lite sannsynlig at olje og gassvirksomheten i Norskehavet vil kunne representere noen miljørisiko oppdrettsnæringen langs det aktuelle kyststrekket.

Effekter av utslipp av borekaks og borevæske i Norskehavet

Miljøeffekter av borekaks og borevæske er hovedsaklig knyttet opp mot to aspekter: mengde og spredning av partikulært materiale og giftighet, konsentrasjoner og spredning av kjemikalier i utslippene.

Vurderingene som er foretatt inkluderer både leteboringer og produksjonsboringer. Det er også vurdert effekter av planlagte og mulige fremtidige utslipp frem til år 2015.

I regional sammenheng er det naturlig å fokusere på de komponentene i et utslipp som kan forventes å spres over et betydelig område, og effekter av disse. Siden utslipp av annet enn vannbaserte borevæsker og tilhørende kaks ikke er tillatt, er kun utslipp med denne type materiale anvendt i spredningsberegningene (Frost & Rye 2002). Utboret masse (borekaks) og vektmiddelet barytt utgjør de største mengdene. Effekter fra enkelte kjemikalier er også vurdert.

Utslipp ved boring av de to øverste boreseksjonene vil normalt havne direkte på sjøbunnen. På grunn av utslippets egenvekt vil dette sedimentere i umiddelbar nærhet

og kun gi lokale ansamlinger av kaks/borevæske på sjøbunnen innenfor i størrelsesorden 100 m fra borelokaliteten. Slike utslipp har liten betydning i regional sammenheng og er derfor ikke vurdert i dette arbeidet.

Ved boring av de dypere seksjonene vil det skje utslipp direkte fra borerigg/plattform kun ved bruk av vannbasert slam (WBM). Disse utslippene vil spres og fortynnes i vannmassene. De minste partiklene av kaks og barytt har liten synkehastighet. De kan derfor føres langt av sted med vannstrømmen, gi overlapp mellom felt, og dermed regionale virkninger. Bare lave nivå for akkumulering av masse på sjøbunn (mindre enn ca. 30 g/m² eller mindre enn 0.01 mm lagtykkelse) ble funnet på regional skala. Dette er en lagtykkelse som er gjennomgående lavere enn størrelsen på diameteren på partiklene som sedimenterer, hvilket betyr at det er snarere snakk om enkelte partikler som sedimenterer isolert enn oppbygging av et lag med partikler på sjøbunnen. Nærmere utslippspunktene øker tykkelsen på de sedimenterte lagene. Beregnede maksimale tykkelser er i området 20 – 30 mm for Heidrun, som er den lokaliteten som har høyest geografisk konsentrasjon av utslippspunkter.

Mønsteret er derfor at selv om det kan vises til overlapp mellom deponerte masser på sjøbunnen fra forskjellige områder i regionen, er det bare lokalt rundt de forskjellige borelokalitetene at lagtykkelsen kan bli så stor at det ikke dreier seg om deponering av enkeltpartikler (se Frost og Rye 2002). Resuspensjon som resultat av bølgeaktivitet vil være ubetydelig på vanddyp større enn ca 150 m, og forventes ikke å forekomme i særlig grad siden større vanddyp (dyp >200 m) dominerer i regionen. Den samlede akkumulering av boreavfall på sjøbunnen på regionalt nivå er sammenlignbar med den naturlige sedimenteringen i området. Det er følgelig ikke forventet markante effekter av nedslamming på et regionalt nivå i området, selv om det kan være betydelige effekter lokalt rundt enkelte borelokaliteter.

Erfaringer viser at det tidvis forekommer hydrokarboner i boreavfallet som deponeres på sjøbunnen. Som et eksempel er det målt totalt hydrokarbon konsentrasjoner i sediment på over 1000 mg/kg tørt sediment lokalt rundt enkelte borelokaliteter i Norskehavet (øverste 10 mm av sedimentet). Konsentrasjoner i denne størrelsesorden vil ikke opptre på en regional skala fordi det antas at olje assosiert med boreavfallsstrømmen i hovedsak vil deponeres lokalt rundt borelokalitetene.

Mesteparten av Midt-Norsk sokkel domineres av bløtbunnsfauna, mens det ellers på de aktuelle dyp i Norskehavet også forekommer en del hardbunnsfauna. Det foreligger ingen informasjon utover spredte opptegninger om korallrev for faunen i de dypeste områdene (de fiktive feltene FF1 og særlig FF2). Ellers i Norskehavet er også fiskefaunaen rik, og sild er den arten som ut fra bestandsstørrelse og med sin gyting på bunnen har størst mulighet for å bli påvirket av utslipp. Beregningene viser dog ingen tegn til annet enn helt lokal mulig påvirkning, og det er lite overlapp mellom gyteområder og borelokaliteter. Den regionale bløtbunnsundersøkelsen med faunanalyser og tilhørende kjemimålinger er ved å ferdigstilles nå. Hovedresultatene viser kun lokale effekter med verdier over bakgrunnsnivå maksimalt 3,5 km fra borelokaliteter for barium og totalt hydrokarbon. Områdene med påvirket fauna er mindre. Effekter på bunndyrsamfunn synes derfor kun å forekomme på lokalt nivå.

Partikler med en størrelse mindre enn 0,002 mm (2 µm) antas å være mer biotilgjengelige enn større partikler. I den senere tid har barytt fått økt oppmerksomhet som tilsetningsstoff i det barytt ned til et konsentrasjonsnivå på 0,5 mg/l (ppm) i vannsøylen kan ha virkning på organismer som filtrerer sjøvann (Cranford *et al.* 1999). Influensområdet for konsentrasjoner ned mot dette nivå er beregnet til maksimalt ca. 15 km fra utslippslokaliteten under boring. Utslipet vil ha en tidsbegrenset varighet og vil være av episodisk natur.

Beregningene viser at de aller fleste av de kjemikalier som har uønskede miljøegenskaper opptrer i såpass små mengder at selv om kjemikalierne antas å følge undervannsplumen, blir influensområdene rundt utslippene små (Frost og Rye 2002). Glykol (MEG = MonoEthylenGlycol) er et kjemikalium som regnes å ha gode miljøegenskaper (er et PLONOR kjemikalium), men dette slippes ut i relativt store mengder (størrelsesorden 10 – 50 tonn per brønn). Spredningsberegninger gjennomført for Ormen Lange feltet indikerer at innenfor en avstand på ca. 150 - 200 m fra utslippslokalitet kan maksimale konsentrasjoner nå opp i rundt 20 mg/L som er rett over PNEC ("*Predicted No Effect Concentration*") nivået for MEG (Frost og Rye 2002). Sett ut ifra dette, kan bare små effekter av kjemikalier i vannsøylen forventes og mulige effekter vil være avgrenset til nærområdet for brønnen i perioder mens boring pågår. Bortsett fra mulig påvirkning fra barytt på filtrerende organismer, viser beregningene at for organismer med tilholdssted i de frie vannmasser forventes det ikke annet enn helt lokale påvirkninger under boring.

Fortrengningsvann, drenasjevann, kjølevann, klargjøring av ledninger

Fortrengningsvann (ballastvann) går nå ut bare ved Draugen, med en konsentrasjon på 0,5-1% av det som ellers går ut som produsert vann. Påvirkningen synes kun å være lokal. For drenasjevann er miljøeffektene neglisjerbare selv helt lokalt. For kjølevann er effektene av forhøyet temperatur også av helt lokal karakter og begrenset til organismer med liten egenbevegelse. Sett på regional basis og med massebudsjetter for flere år er det usikkerhet knyttet til utslippene av kobber og særlig klorforbindelser. Problemet bør utredes bedre i det underlagsmaterialet har vært spinkelt. Ved klargjøring av rør forventes ikke annet enn helt begrensede lokale effekter. Tømming bør dog unngås i perioder med høye konsentrasjoner av fiskeegg og -larver i nærområdet.

Det er allerede etablert en grense på 3 m revhøyde for å unngå å ødelegge koraller (*Lophelia pertusa*) der disse er samlet i større rev. Den samme grensen bør også vurderes for å unngå stress fra utslipp ved klargjøring av rørledninger.

1 Innledning

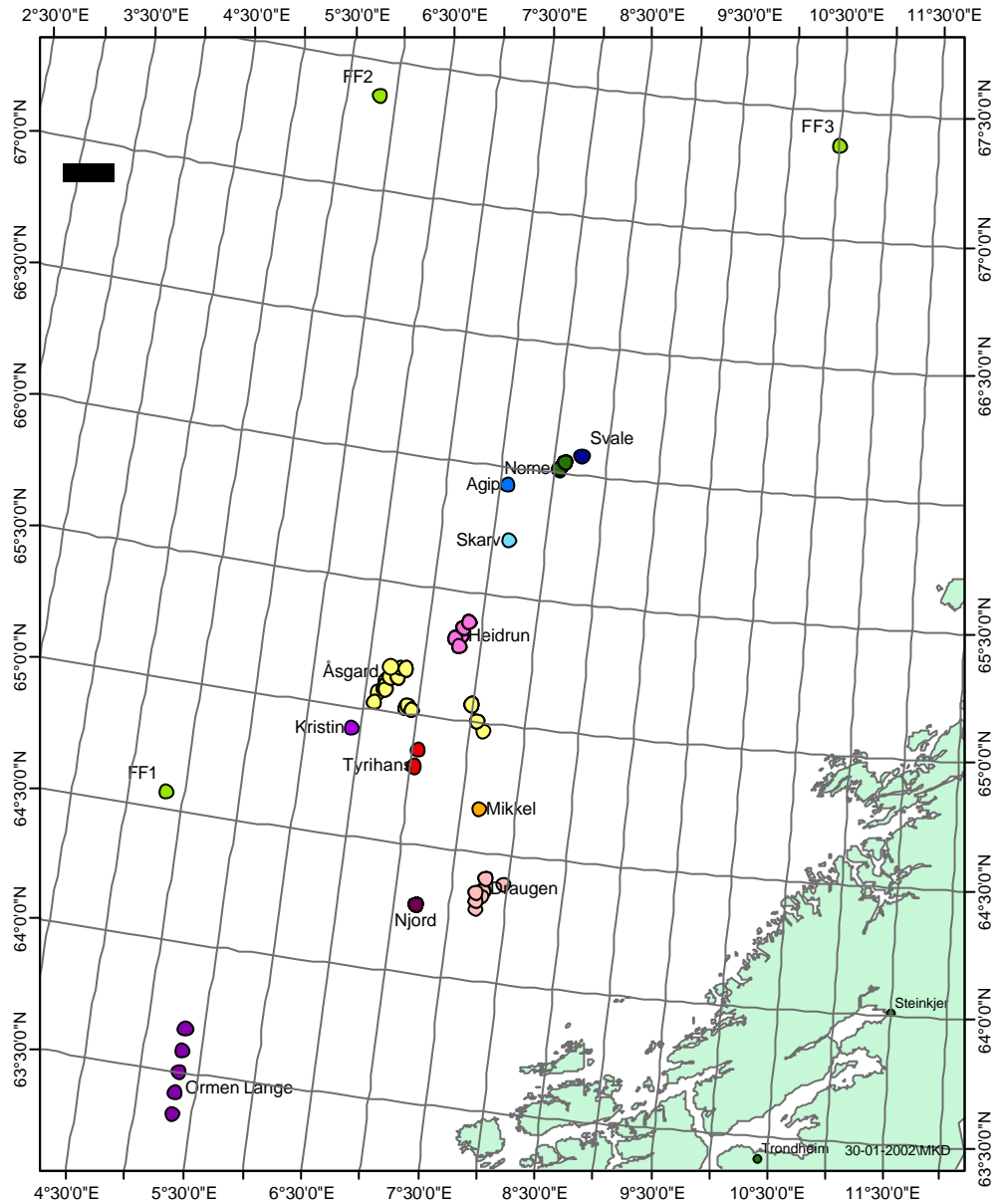
Norskehavet er for oljevirkksomheten sin del definert til området vest av kystlinjen og mellom 62°N og 69°N, se Figur 1.1. I denne rapporten gis en vurdering av mulige miljøeffekter fra regulære utslipp på regionalt nivå ut fra eksisterende kunnskap og oppdaterte planer for utbygging i området.

De to viktigste kildene til mulig påvirkning på miljøet er utslipp av produsert vann og utslipp av boreavfall. Andre kilder til utslipp som skal vurderes på et regionalt nivå er kjølevann og kjemikalieutslipp ved klargjøring av rørledninger.

Det vil i rapporten først bli gitt en oppdatering av kunnskapsstatus rundt effekter i organismer ut fra eksponering for produsert vann/borekaks og borevæsker (kapittel 2). Kapittel 3 tar for seg mulighetene for effekter i organismer etter eksponering for produsert vann og kapittel 4 mulighetene for effekter i organismer etter eksponering for borekaks og borevæsker. Kapittel 5 omhandler fortrenningsvann, drenasjevann, kjølevann, samt miljøaspekter rundt klargjøring av rørledninger. Det gis en generell beskrivelse av utslippenes skadepotensiale og det presenteres en områdespesifikk vurdering for Norskehavet basert på grunnlagsmaterialet framskaffet i RKU prosessen.

Vurderinger av miljørisiko i denne rapporten bygger på spredningsberegninger og beregninger av EIF (Environmental Impact Factor) fra Frost og Rye (2002) og beskrivelser av biologiske ressurser i regionen (Melbye et al 2002). Fiskeriressursene og de store korallrevsforekomstene har tradisjonelt sett vært mest i fokus. Draugen er det norske oljefeltet som ligger nærmest land. Mulig aktivitet nær Lofoten (Fiktivt Felt 3) vil også kunne komme noe nærmere øyer (Røst) enn det man er vant til å forholde seg til for norske oljefelt. Mulig utvinning nordvest i Norskehavet vil i tilfelle skje på større dyp enn det som har vært gjennomført tidligere (Fiktivt Felt 2 i vurderingene).

I alle vurderinger av mulige miljøeffekter er det et gap mellom det man ønsker å forstå og det man vet. Det er særlig gapet mellom det man vet om kroniske effekter og belastninger, og det som de mest forsiktige mener å kunne se et farepotensiale i ved kronisk eksponering, som kan skape motsetninger i grensesettingen. Vi har forsøkt å gå inn på dette i presentasjonene og vurderingene av relevansen i ny kunnskap.



Figur 1.1. Lokalteter for de eksisterende og antatt fremtidige produksjonssteder i Norskehavet (fra Frost og Rye 2002).

2 Oppdatering kunnskapsstatus

Studier rapportert i årene 1998-2002 vil bli gjennomgått for å gi en oppdatering på kunnskapsstatus siden den forrige regionale konsekvensutredningen for Norskehavet ble utarbeidet. Ved utslipp fra boreaktivitet fokuseres det på partikulært materiale og kjemikalier, mens det for produsert vann er hydrokarboner, kjemikalier og metaller som vurderes for potensielle miljøskader.

2.1 Kunnskapsstatus produsert vann

Det er også de siste år gitt mest oppmerksomhet til PAH forbindelser og alkylfenoler som mulige miljøskadelige forbindelser i produsert vann. I regional KU for Haltenbanken (1998) og regional KU for Nordsjøen (1999) ble det referert til studier som var igangsatt eller som skulle igangsettes vedrørende effekter av produsert vann. Dette var alkylfenol studier med torsk som Havforskningsinstituttet har utført i perioden 1997-2001, Dream prosjektet og Becpelag prosjektet. Dream (Dose-related Risk and Effect Assessment Model) er et samarbeid mellom oljeselskapene Statoil, Hydro, TotalFinaElf og ENI/Agip, samt forskningsinstituttene Sintef, TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation. (Nederland) og Akvamiljø a/s (<http://www.sintef.no/units/chem/environment/dream/dream.htm>). Becpelag (Biological Effects of Contaminants in PELAGic ecosystems) er en serie feltundersøkelser som ble utført på Staffjordfeltet og i Tyskebukten våren og sommeren 2001, hvor en rekke institutter fra flere land deltok, se <http://www.niva.no/pelagic/web>. Nettopp feltstudier er det som i siste instans kan avkrefte eller verifisere om pågående utslipp har noen negative effekter på livet i havet. Det er her et vesentlig mål at en finner fram til metoder som vil være følsomme nok til å oppdage endringer, og som er relevante for å kunne angi mulige økologiske konsekvenser.

I det følgende er det gitt en gjennomgang av status i disse nevnte prosjektene.

2.1.1 Havforskningsinstituttets forsøk med alkylerte fenoler

Havforskningsinstituttet har fra 1997 til 2001 utført studier hvor torsk har blitt eksponert for alkylfenoler, med den hensikt å studere mulige østrogene (feminiserende) effekter (Meier *et al.* 2001). Torsk ble eksponert i drøyt 4 måneder for ulike konsentrasjoner av et blandingsforhold med alkylfenoler (C4-C7) som ble blandet i fôret. Nivå av hormoner, proteinet vitellogenin og gonadeutvikling ble blant annet undersøkt. Vitellogenin danner basis for eggeplommen i egg, og funn av vitellogenin i hannfisk tas som et tegn på forstyrrelser i den naturlige kjønnsutviklingen. Den laveste eksponerings konsentrasjonen tilsvarte 5 ppb ($\mu\text{g}/\text{kg}$ fiskevekt) for hver av de fire benyttede alkylfenol forbindelsene.

Resultatene viste blant annet reduserte østrogennivå i hunnfisk, reduserte testosteronnivå i hannfisk og vitellogenin i hannfisk i alle eksponeringsgruppene. Vitellogenin er et eggeplommeprotein, som normalt ikke skal finnes hos hannfisk. Det

ble også observert redusert gonadestørrelse og forsinket modning hos hunnfisk. Forsøkene har således vist at eksponering for alkylfenoler kan medføre endringer i hormonbalanse og kjønnsutvikling hos torsk. Tidligere er dette vist for blant annet regnbueørret (Jobling and Sumpter 1993). I et av Havforskningsinstituttets forsøk ble gytesuksess, eggkvalitet og larveoverlevelse undersøkt. Det ble ikke registrert noe unormalt for disse parametrene. Kjemiske nivåer av alkylfenoler i fiskevev ble ikke målt i disse forsøkene.

I skrivende stund er relevansen av funnene ved Havforskningen debattert. Det er usikkerhet rundt tolkningen av alkylfenolenes biotilgjengelighet når de er gitt via foret, opptatt alkylfenolmengde i fisken, hvilke bidrag som kommer fra hver av alkylfenolene i blandingen, og om den valgte blandingen kan sies å gi et realistisk bilde av de synergismer eller antagonismer som kan forekomme ved eksponering for produsert vann ute i naturen. Det er usikkerhet rundt hvilken vannkonsentrasjon av alkylfenoler den benyttede fôr-eksponeringen vil kunne tilsvare. Opptaksstudier med alkylfenoler i vann og fôr til torsk blir gjennomført ved Akvamiljø høst 2002.

2.1.2 Dream prosjektet

Det overordnede målet med Dream prosjektet har vært å utvikle et miljørisikoverktøy for å kvantifisere og prediktere miljøeffekter av utslipp av produsert vann offshore. Miljøeffekter basert på biologisk opptak (body burden relatert) og kroniske effekter av et begrenset antall arter (krespdyr og fisk) ble gjennomført for en rekke produsert vann komponenter gjennom omfattende laboratorieforsøk. Kroniske effektparametre som eggproduksjon, klekkesuksess, vekst, samt overlevelse og deformiteter hos avkom ble studert. Gjennom Dream prosjektet har en fremskaffet opptaksrelaterte kroniske effektdata for et begrenset antall komponentgrupper i produsert vann, aromatiske hydrokarboner (PAH) og alkylfenoler. Stoffene ble studert både enkeltvis og i blanding.

Parallelt, ut fra behov fra oljeindustrien, ble det utviklet et miljørisikobasert styringsverktøy for å beregne effekten av produsert vann utslipp som helhet, inkludert naturlige komponenter og kjemikalierester. Resultatet ble "Environmental Impact Factor (EIF)", som i dag anvendes av alle offshore operatører på norsk sektor, som miljøstyringsverktøy for produsert vann. Sentralt i anvendelsen er identifisering av tiltak for å nå målet "null skadelige utslipp" til sjø fra produsert vann innen år 2005. Metodikken er basert på PEC (predicted environmental concentration)/PNEC (predicted no effect concentration) prinsippet, anbefalt i Technical Guideline Document (TGD – EU. Miljørisiko uttrykkes ved forholdet mellom eksponeringskonsentrasjonen i giftighetstester og de akutte og kroniske effekter målt i disse testene. Dream og EIF beregninger slik de fungerer nå, blant annet i denne konsekvensutredningen, baserer seg på giftighetsdata fra litteraturstudier og nye nasjonale data. Dette omfatter både kroniske og akutte tester. Det er videre benyttet sikkerhetsfaktorer (fra 10 til 1000) for å komme fram til en PNEC. Sikkerhetsfaktoren reflekterer informasjonsgrunnlaget. Den er høyest når bare informasjon om akutt toksisitet foreligger, og lavest når data på kroniske effekter foreligger for en forbindelse på flere arter. PNEC blir så videre sammenlignet med de modellberegnete konsentrasjonene av ulike produsert vann komponenter i havet (PEC). Når $PEC > PNEC$, antar man at det er en signifikant sannsynlighet for at en miljøskade kan inntreffe hos organismer.

2.1.3 Prosjekter ved Akvamiljø/Rogalandforskning

Ved Akvamiljø er det de sist årene utført flere prosjekter som relaterer seg til effekter i organismer etter produsert vann eksponering. Noe av arbeidet er utført under Dream prosjektet, men også andre prosjekter kan relateres til produsert vann effekter. Sentralt i disse forsøkene har vært bruken med mekanisk dispergert olje med oljedråper på størrelse med det som er i produsert vann (eksponeringssystem beskrevet i Sanni *et al.* (1998)). Dette er særlig relevant da oljen i det produserte vannet i utgangspunktet hovedsakelig foreligger i dispergert form. I dette eksponeringssystemet er det blant annet utført et forsøk hvor torsk ble eksponert for ulike konsentrasjoner av dispergert råolje (Aas *et al.* 2000). Det ble undersøkt ulike biologiske responser på oljeforurensing, hvor en effekt var DNA addukter. Dette er kjemiske bindinger mellom organiske miljøgifter, særlig PAH, og DNA molekylet. Dannelse av DNA addukter er vist å ha sammenheng med blant annet kreftrelaterte skader i fisk (Dunn *et al.* 1987, Kurelec 1993, Reichert *et al.* 1998).

Det ble i dette forsøket påvist dannelse av DNA addukter i lever etter eksponering i 3 uker for en nominell oljekonsentrasjon ned til 60 ppb ($\mu\text{g/l}$). Analyser av eksponeringsvannet i denne gruppen viste en konsentrasjon av sum PAH på 0.33 $\mu\text{g/l}$. Konsentrasjonen i det samme vannet for sum PAH med 4 eller flere aromatiske ringer (inkludert dibenzotiofener) lå på 0,025 ppb. En antar at DNA addukter analysert med denne metoden skriver seg fra de større PAH molekylene (Lennart Balk, personlig meddelelse). Forsøket viste at denne typen genskader kan inntreffe ved relativt lave konsentrasjoner. Denne beregnede konsentrasjonen hvor effekter er observert, er ikke direkte sammenlignbar med de benyttede PNEC konsentrasjoner i EIF beregninger. Sistnevnte er framkommet gjennom eksponeringsstudier av enkeltkomponenter, mens en i det ovennevnte forsøket beregnet PAH konsentrasjonen i olje. Resultatene burde være relevante for vurderinger av mulige effekter av olje i produsert vann. Spesielt fordi større PAH molekyler trolig er mindre biotilgjengelige når de er dosert i olje i vann kontra forsøk med enkeltkomponenter i vann.

2.1.4 Forsøk i utlandet

Uten å kunne gi en fullstendig oversikt over alle studier som kan settes i forbindelse med effekter av oljerelevante utslipp til sjø, vil vi trekke fram en særlig interessant serie av undersøkelser utført ved Auk Bay Laboratories, Alaska. Det spesielle ved disse forsøkene er de relativt lave eksponeringskonsentrasjoner som ble benyttet. Studiene er sammenfattet i artiklene (Heintz *et al.* 1999) og (Carls *et al.* 1999) og Carls *et al.* (2002). Bakgrunnen for disse arbeidene er oppfølgingen etter Exxon Valdez ulykken.

I disse studiene ble befruktete egg av sild (*Clupea pallasii*) og laks (pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*) eksponert for råolje som dekket hvert gruskorn i en kolonne med gjennomstrømmende vann. Vann med oppløste hydrokarboner ble så ledet til organismene. Det ble funnet økt dødelighet, deformiteter, genskader/kromosomskader, redusert vekst og hemmet svømmeevne hos sildelarver når eggene ble eksponert for 0.7 ppb total PAH (TPAH = total sum av alle PAH). Hos laks ble det observert økt dødelighet hos embryo når disse ble eksponert for 1,0 ppb TPAH. Subletale effekter, som er satt i sammenheng med for tidlig klekking, ble funnet hos sildelarver ved

konsentrasjoner ned til 0,4 ppb TPAH. De observerte effektene ble satt i forbindelse med de større PAH molekylene og opptak fra vann ble antatt å være den viktigste eksponeringsruten. Dialogen med industrien og videre tolkning av denne type resultater er oppsummert i Carls *et al.* (2002). Tankeruhellet skjedde på den tiden silden gjøt i området. Det påfølgende året var det en svak rekruttering til den lokale sildestammen. Debatten går på om dette forholdet var en del av naturlige svingninger i rekrutteringen og om uhellet kan ha virket negativt inn på rekrutteringen.

2.1.5 Becipelag felt studier - Nordsjøen

Det ble i 2001 arrangert 7 tokt som dekket de to undersøkelses områdene Statfjordfeltet og Tyskebukten. Målet var å studere mulige biologiske effekter av forurensning hos organismer som lever i vannsøylen. Prøvelokaliteten Statfjordfeltet ble valgt som en representant for områder med pågående produsert vann utslipp. Tyskebukten representerte påvirkning fra landbasert forurensning. Det ble hovedsakelig tatt prøver av villfanget sei, sild, fiskelarver, plankton og krill, samt fra torsk og blåskjell utplassert i bur i gradienter fra Statfjord B plattformen og fra land i Tyskebukten. Metoder som har blitt og skal benyttes i denne undersøkelsen inkluderer blant annet målinger av PAH metabolitt nivåer i fiskegalle, avgiftningssystemer, DNA skader, histologi, samt ulike mulige effekter på reproduksjonssystemet og immunforsvaret. Det ble i tillegg tatt vannprøver. Det mest interessante området med hensyn til produsert vann er Statfjordfeltet.

Noen resultater fra disse toktene er nå klare. Det viste seg å være mulig å påvise lave konsentrasjoner av PAH metabolitter (fra naftalen og fenantren) i galle hos torsk plassert ut i bur i opptil 10 km fra Statfjord B plattformen (Grete Jonsson, Rogalandforskning, upublisert). Til sammenligning ble disse forbindelsene ikke funnet i tilsvarende nivåer i galle fra torsk der prøver ble tatt før utplassering og i torsk plassert ut i bur i Tyskebukten. I Tyskebukten var det til gjengjeld verdier av pyrenmetabolitter som var noe høyere enn i fisken fra Statfjordfeltet. Naftalener og fenantrener og spesielt deres alkylerte former er forbindelser som stammer fra oljekilder. Dette viser at PAH forbindelser kan bli tatt opp og omsatt i fisk i områder med høy oljeproduksjon. I de samme galleprøvene fra torsk ble det også målt forhøyede konsentrasjoner av enkelte metaller ut til 10 km fra plattformen, særlig sink og kobber (Stig Westerlund, Rogalandforskning, upublisert). Basert på konsentrasjonsgradienter, er det rimelig å anta at funnene stammer fra produsert vann utslipp. Tilstedeværelse av PAH metabolitter og metaller i fiskegalle kan ikke i seg selv regnes som noen negativ effekt, men funnene viser at PAH forbindelser blir tatt opp og omsatt (metabolisert) i fisk.

DNA addukter (bindinger mellom PAH forbindelser og DNA molekylet) har blitt analysert i både torsk og blåskjell i Becipelag prosjektet. I blåskjell ble det ikke funnet addukter ved noen av stasjonene (Gunilla Ericson, Stockholms Universitet, upublisert). DNA addukt analysene på torsk er ennå ikke klare. Det avsluttende oppsummeringsmøtet for dette prosjektet er planlagt til høsten 2002. De videre resultatene fra disse feltstudiene vil vise om andre biologiske effekter kan finnes i nærheten av oljeplattformer.

2.2 Kunnskapsstatus boreutslipp

Så vidt forfatterne er klar over, har det ikke vært gjort noe særlig arbeid de siste år som spesifikt har adressert effekter av utslipp fra borestrømmen i Nordsjøen /Norskehavet. Noen resultater på effekter av barytt og annet partikulært materiale har blitt funnet, og studiene er delvis berørt i diskusjonen i kapittelet om effekter av borekaks.

Det har vært et prioritert område, spesielt i Norge og UK de siste åren, å undersøke gamle borekakschauger som en del av feltavvikling og nedstengning. Selv om dette ikke har direkte relevans for spredning og effekter av pågående utslipp fra borestrømmen i Norskehavet er det noen observasjoner fra dette arbeidet som er aktuelle:

Arbeid satt i gang av UKOOA (www.oilandgas.org.uk) har bl.a. adressert karakterisering av borekakschauger, nedbrytning av komponenter i det deponerte materialet, toksiske effekter av ”gammelt” borekaksmateriale, og endringer i borekakschauger over tid som et resultat av ulike faktorer, inkludert erosjon med mere. Et aspekt som kan nevnes spesielt er analyser rettet mot biotilgjengelighet av tungmetaller i kaksmateriale som vil kunne ha relevans for konsekvensutredningen i Norskehavet (Westerlund et al., 2001). Det ble her funnet at en del metallforurensninger i barytt/kaksmateriale var mindre fast bundet og således mer biotilgjengelige i materialet enn tidligere antatt.

2.3 Identifisering av kunnskapshull

2.3.1 Nasjonalt arbeid for prioritering av forskningsbehov

I 2001 ble det utarbeidet et rammenotat på vegne av Olje og Energidepartementet (OED) og Norges Forskningsråd (NFR), som skulle identifisere og prioritere forskningsbehov innen feltet ”langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra offshore sektoren” (NFR, rammenotat 2001). Både operasjonelle utslipp fra boring og produksjon samt uhellsutslipp ble omfattet i dette notatet. Det ble listet opp en del prioriterte forskningsbehov, kort referert her:

Utslipp og deponier av borekaks/ væsker

Pågående utslipp:

- *Biotilgjengelighet, bioakkumulering og effekter av komponenter i borekaks/væske, særlig barytt*
- *Effekter av partikulært materiale i pelagiske økosystem*

Eksisterende deponier:

- *Biotilgjengelighet, bioakkumulering og effekter av deponikomponenter*
- *Naturlig nedbrytning, rekolonisering og økologisk utvikling i ulike deponier*
- *Utlekking og toksisitetendringer av deponier over tid som følge av forstyrrelse (bioturbasjon, erosjon, mekanisk forstyrrelse)*
- *Utvikling av risikoanalyserverktøy som grunnlag for tiltaksbeslutninger for eksisterende borekaksdeponi.*

Produsert vann

- *Effekter av hovedkomponenter i produsert vann på marine organismer ved kronisk eksponering for lave konsentrasjoner*
- *Samvirkeeffekter av komponenter i produsert vann*
- *Etablering av dose-respons for relevante organismer og komponenter i produsert vann*
- *Effekter av dispergerte oljedråper på marine organismer*

Det ble videre i dette rammenotatet poengtert at det var ønskelig å binde sammen KU prosess, miljøovervåking og miljørisikoanalyser. I denne sammenhengen er det viktig at overvåkningsparametrene som velges er sensitive samtidig som de har økologisk relevans. Noen av disse punktene inngår allerede i avsluttede og pågående forskningsprosjekter.

2.3.2 Koraller & tare

Koraller bør vurderes inkludert i overvåking av mulig hydrokarbonpåvirkning av bunndyrsfaunaen. Korallene vil ha liten evne til metabolisering ut fra aspekter som er beskrevet for forskjellige marine evertebrater (Meador *et al.* 1995), men korallenes matinntak ved hjelp av mange fangarmer gjør at de eksponeres mot betydelige vannmengder og partikler. Koraller i netto akkumulasjonsområder bør vurderes gitt særlig oppmerksomhet i denne sammenheng. Korallene er så vidt utbredt i Norskehavet og med flere rev som er unike store på global skala. Forvaltningen av revene utgjør derfor et forhold av både regional og mer omfattende karakter. De største kjente revene er berørt i avsnittene som følger.

For både Sularyggen og Iverryggen øst av sentralområdet viser spredningskart ved høyeste aktivitetsnivå for kaks og barytt og fortrenningsvann samt produsert vann at de laveste beskrevne fortyningene når de to ovennevnte områdene (Frost & Rye 2002, figurene 4.10a, 4.22). Frost og Ryes miljørisikoberegninger basert på EIF tilsier at det er liten risiko for at fortrenningsvann eller ballastvann og produsert vann når Sula- & Iverryggen ved maksimal aktivitet (deres figur 4.10b, 4.23). Vi mener imidlertid at følgende momenter bør legges til grunn for ekstra miljøfokus: - De to revområdene er i ferd med å få økende vernestatus (Moe *et al.* 2002, Stortingsmelding nr. 12. 2002: Rent & rikt hav). - Det er mange store ansamlinger av koraller i Norskehavet, og det råder usikkerhet om hvor sensitive *Lophelia pertusa* korallene er for hydrokarboner (Buhl Mortensen i Moe *et al.* 2002) og overfor spredning av partikulært materiale (Murray Roberts, Dunstaffnage, Oban, Scotland, personlig meddelelse).

Det helt nyoppdagede Røstrevet ligger en drøy breddegrad vest og litt sør for Fiktivt Felt 3 fra det nordvestre hjørnet av Trænadjupet og nordover langs eggakanten.. Det er verdens største dypvannskorallrev og foreløpig estimert til å være ca 35 km langt, flere km bredt og dekke rundt 100 kvadratkilometer. Revet ligger på 300 – 400 m dyp og 40 km nordvest av blokk 220 målt langs skråningen i Trænadjupet. Dypvannsstrømmen følger samme linjen fra oljeblokkene 220 og 216 og 177 til revet. Røstrevet er intakt og ikke berørt av tråling. (Jan Helge Fosså, Havforskningsinstituttet, personlig meddelelse). Blokkene 216 og 177 ligger i bunnen av Trænadjupet og bunnstrømmen

går også her fra blokkene og ut mot revets dypeste del. Revet ligger så dypt at det ikke forventes berørt av dagens form for produsert vann utslipp, men det foreligger et potensiale for mulig påvirkning fra boreaktivitet som bør vurderes utredet.

I Møre og Sør-Trøndelag drives omfattende taretråling og taren bearbeides til produkter som går inn i matvareindustrien. Taren er langlevet og mange av de plantene som når voksen størrelse kan bli fra 6-7 til over 12-13 år (Skadsheim *et al.* 1994, Skadsheim & Rinde 1995). Taren er en nøkkelart i kystøkosystemet. Selv om bladet fornyes hvert år og det er en utveksling av organisk materiale mellom blad og stilk, vil stoffer kunne akkumuleres i stilken. Den bør vurderes inkludert i kystovervåking som en tilstandsverifisering dersom egnede prøveserier ikke tas nå.

2.3.3 Kjølevannsmengder og klorering

Nedenfor rekapituleres noen observasjoner fra treforedlingsindustrien. Effektene forventes ikke å være så dramatiske for kjølevann; kanskje er de også fraværende. Men usikkerheten og mangel av data vedrørende mulig forekomst og betydning av de samme kjemiske reaksjoner, potensialet for effekter, pluss kompliserende kjemi i sjøen gjør at temaet nevnes. Det forekom større toksiske effekter hos organismer i resipienten ved bleking med klorgass (elementært klor) enn i de tilfellene der bleking ble utført med klordioksyd. Bruk av elementært klor ga også mer organokloriner og mer halogenerte molekyler med persistent, toksisk og bioakkumulerbar karakter enn bruk av oksydert klor (Solomon 1996). I sjøvann blir klor ofte substituert med brom, men slike organohalogener er lite studert. Det er derfor ikke mulig å indikere når, hvorledes og i hvilket omfang mulige organohalogenar dannes ved klorering av kjølevann i Norskehavet. Trolig omdannes det meste til harmløse forbindelser, men det bør vurderes å gjennomføre studier som kan avklare om det dannes persistente halogenerte organiske molekyler i et omfang som kan gi miljøeffekter.

2.3.4 Dyphavsområdene

Både dyphavsområdene nedover kontinentalsokkelskråningen og på de flatere partiene er dårlig undersøkt med hensyn til fauna og de fleste parametre. Dette gjelder sentrale forhold vedrørende endringer ved stoffers fysisk-kjemiske egenskaper som en følge av trykket, opptak og utskilling, nedbrytning, hvilke typer effekter eksponering avstedkommer, om disse effektene uttrykkes likt eller ulikt sammenliknet med forskjellige gruntvannsorganismer. Videre er det usikkert om de metodene som anvendes for å vurdere om det er reell miljøpåvirkning, og for beregninger av miljørisiko på grunt vann, også egner seg for dyphavenes vannmasser, sedimenter og tilhørende organismer.

2.4 Generelle økotoksikologiske vurderinger, EIF

EIF faktoren som har vært lagt til grunn i underlagsberegningene for denne utredningen gjennomgår en kontinuerlig utvikling ved igangværende og planlagte forskningsprogram. Slik EIF faktoren anvendes i dag vil vi anføre noen merknader for å få fram at den bør anvendes med forsiktighet, se Hellou *et al.* (2002) som eksempel på argumenter for mer samlede vurderinger.

EIF beregningene baserer seg på fortynningsforhold gitt ved strømbildet i mai. Dette er konservativt ut fra at vannmassene på denne tiden er roligst og at eksponeringsdosene da vil være høyest. Dog bør det etter hvert gjennomføres beregninger også på den tiden der vannmassene er mest i bevegelse. For eksempel, det bør utredes hvordan utforming, retning og dybdesnitt er for høst og vinterutslipp. Skulle det for eksempel forekomme mer langstrakte plumer, kan dette medføre øket eksponering for dyr, eksempelvis større korallrev, og planter på bunnen og i ytre kyststrøk.

EIF danner grunnlaget for en kunnskapsbasert videreutvikling av miljørisikoanalyser. Det er imidlertid fortsatt forbedringsmuligheter. Miljørisiko estimatene beregnet ved EIF er forbundet med en viss usikkerhet og det er ikke alle situasjoner, spesielt for de største kompliserte økosystemene, at anvendelse av EIF kan gi et tilstrekkelig bilde alene. Nå inngår EIF i risikomodeller som tar høyde for fortynning og noe for nedbrytning, men så langt er ikke biokonsentrerings- og -bioakkumuleringspotensialet godt beskrevet. Biokonsentrerings- og bioakkumulerings-potensialet og biologisk nedbrytning er tatt høyde for i EIF beregninger ved at enkelt-komponenter tillegges en vektingsfaktor. Biokonsentrasjonsfaktoren er i en rekke eksperimenter vist, inntil en viss grense, å øke med eksponeringskonsentrasjonen. Dette gjelder både vannløste forbindelser og ved eksponering for olje i vann emulsjoner med samme partikkelstørrelse. Dessuten øker biokonsentrasjonsfaktoren kun inntil visse grenser med hydrokarbonenes lipo- eller petrofilisitet; uttrykt ved n-oktanol-vann fordelingskoeffesienten K_{ow} , en faktor som i regelen øker med økende molekylstørrelse. Koeffesienten er alternativt beskrevet som stoffenes hang til å assosiere seg med fett eller olje. Faktisk kan flere av disse forhold medvirke til at EIF, slik den beregnes i dag med forutsetninger om at alt er vannløst og biotilgjengelig, og at opptaket skjer umiddelbart fram til likevekt, vil være en meget konservativ tilnærming. Et annet vesentlig aspekt ved EIF metodikken er at miljørisikoen kun kommer til uttrykk som forholdet mellom eksponeringskonsentrasjon i toksisitetstester og de effekter som er blitt målt i de samme testene. Stoffer som følger for eksempel oljepartikler vil forbli lengre enn i dem enn den anvendte beregningsformen. Men når oljedråper oppkonsentreres i overflaten, i virveldannelser eller vannlommer i ro, forhold som også vil oppkonsentrere små organismer med liten egenbevegelse, kan en sterkere eksponering skje ved en gradvis utløsning fra oljedråpene og lengre eksponeringstid enn det modellen indikerer.

Grunnlaget for EIF/miljørisikoberegningene i DREAM er data på akutte og kroniske effekter for de mest sensitive ferskvanns- og saltvannsorganismer i litteraturen. Inkluderingen av sikkerhetsfaktorer søker å bøte på kunnskapsmangelen og er viktige for dette formålet, men anvendelsen av dem vil også av kunnskapsmessige

begrensninger være forbundet med usikkerhet. Status er at EIF per i dag fortsatt i en rekke tilfeller (en rekke prosesskjemikalier) baserer seg på akutte giftighetsverdier. Disse kjemikaliene er et eksempel på hvor maksimum sikkerhetsfaktor (1000) benyttes i miljørisikoberegningene.

En oppsummering av ferskvanns akutt toksisitetsdata fra EU (Weyers et al. 2000) for encellede alger (måleparameter vekstinhivering), krepsdyr (*Daphnia*) og fisk (måleparameter akutt dødelighet for dyrene) viste at algetesten generelt var den mest sensitive og at krepsdyr og fiskedata var mer sammenliknbare (bedre korrelerte) seg i mellom enn med algedata. Alle toksisitetsverdier samlet var best korrelert med Kow. Variasjoner i endepunktverdien er det tatt høyde for i EIF modellen ved at mest sensitive toksisitetsverdi alltid legges til grunn for beregningene

Oppsummeringen til Weyers *et al.* (2000) indikerer også samspillet med forskjeller i opptaksdynamikk (overflatediffusjon mot transport i organismer) og hvordan effekter kommer til uttrykk, se også kapittel 3.1.2.5. Roex *et al.* (2000) eksaminerte sammenhengen mellom akutte og kroniske toksisitetsdata i forhold til hvordan forskjellige stoffers sin toksisitet blir uttrykt ("the toxicant mode of action"). Studiet ble gjennomføre for å vurdere variasjon i data og anvendelsen av sikkerhetsfaktorer. Fisk oppviste generelt de største akutte:kroniske effekt forhold. For metaller var toksiske virkemåte avgjørende for dette tallforholdet. For stoffer med upolar narkotisk-, polar narkotisk- og spesielle toksiske virkemåter syntes variasjoner i arters sensitivitet framfor stoffers toksiske virkemåte å være mest avgjørende for størrelsen på akutte:kroniske effekter forholdet. Disse funnene fordelene med et bredest mulig artsutvalg i det toksiske datagrunlaget.

Det er så langt også vanskelig å ta høyde for kjemiske interaksjoner som synergismer og antagonismer og kombinerte effekter ved eksponering for stoffblandinger. I samme kategori kommer andre type interaksjoner, som for eksempel adferd, konkurranse og predasjon mellom organismer, grupper av dem eller hele dyresamfunn. Marine organismer er mer forskjellige enn ferskvannsdyr og landdyr. Dette sees lettest ved at en rekke dyrerekker (rekke er høyt nivå i klassifisering av hvordan livet på jorda har utviklet seg) kun forekommer i havet. Sannsynligheten for at ulike responser på eksponering ikke er beskrevet er således størst i havet. Mange av de lokale marine dyregruppene en finner i Norskehavet er lite eller ikke testet for effekter av eksponering for mulige miljøskadelige stoffer, selv med akutt toksistet tester, se Leung *et al.* (2001) og Wheeler *et al.* (2001). EIF beregningene bør derfor vurderes med betydelig forsiktighet.

De fleste, og da særlig akutte toksisitets tester, er designet for at en skal minimalisere type I statistiske feil. Det vil si at en søker å unngå å gjøre den feil at en aksepterer at et stoff er skadelig når det ikke er det, mens en i liten grad beskytter seg mot å begå type II statistiske feil. Det vil si at en aksepterer at et stoff ikke er skadelig når det i virkeligheten er det, se Gray (1999).

Forholdene berørt i avsnittene ovenfor innebærer at det kan argumenteres for at samlet usikkerhet med hensyn til effekter gir en økende fare for skadelige miljøeffekter med økende mengde kjemikalier anvendt. Det mest uheldige utslaget her kan være at bruken av syntetiske eller oljebaserte borevæsker blir vurdert for strengt, både ved

miljøklassifisering og ved utslippskriterier, satt opp mot vannbaserte borevæsker. Dette kan skje ut fra begrenset grunnlagsdokumentasjon. Dessuten kreves det så mye større mengder med vannbaserte kjemikalier enn syntetiske (eventuelt oljebaserte) kjemikalier for å gjøre den samme jobben. Videre egner oljebaserte og syntetiske borevæsker seg langt bedre for rensing enn de vannbaserte. Det presiseres at oljebaserte her brukes som betegnelse for den type oljer som anvendes nå og ikke de gamle dieselbaserte utgavene.

Sett over tid vil generelt det meste av forurensningen havne i sedimentene (Gray 1999). De mye anvendte bunndyrstudiene er en god, men kostbar retrospektiv indikator på miljøbelastning ut fra aspekter ved økologisk relevans. De har dessverre liten prediktiv verdi for miljøforbedrende tiltak. Her kreves mer spesifikke tester og kjemiske målinger, for eksempel, mer laboratorietester i kombinasjon med kjemi og biomarkørmålinger på utvalgte organismer i felt, se omtale av nye forskningsresultater ellers i rapporten. Mens kjemiske målinger er utfyllende for forståelse av årsak/virkning forhold, vil mer differensierte kombinasjoner av effekt og kjemimål kunne gi et mer nyansert og et raskere anvendbart sett med beslutningskriterier for miljøforvaltningen.

I akkumulasjonsområder bør det vurderes brukt flere overvåkingsalternativer. Sediment/vann interfasen bør vies mer oppmerksomhet enn det som er gjort tidligere. Bunndyrstudier med diversitetsbeskrivelser kan vurderes lagt hit og suppleres / delvis erstattes med kombinasjoner av kjemimålinger i sedimenter og dyr og biomarkøranalyser på utvalgte bunndyr.

3 Miljøeffekter av produsert vann

3.1 Generelt om produsert vann

3.1.1 Sammensetning og mengder av produsert vann

Til grunn for denne utredningen foreligger data over sammensetning og mengder av produsert vann, som vist i de to Tabellene nedenfor (Tabell 3.1 og 3.2). Tabell 3.1 viser den sammensetning som er benyttet i sprednings- og risikoberegninger utført av Statoil F&T, og komponentene er gruppert for på beste måte å kunne utføre disse beregningene. Sammensetningen varierer er del med hensyn til flyktige komponenter (BTEX), naftalener, fenoler og spesifikke produksjonskjemikalier. Feltene FF1, FF2 og FF3 er fiktive felt som er lagt inn i vurderingene for å fange opp framtidige utbygginger i regionen.

Det produserte vannet inneholder en rekke komponenter både fra selve formasjonen og fra råoljen, og under produksjonen vil innholdet av dispergert olje være bestemt av produksjonsspesifikke forhold, inklusive bruk av produksjonskjemikalier. Det produserte vannet vil også inneholde rester av disse produksjonskjemikalierne. Eksempler på produksjonskjemikalier er også vist i Tabell 3.1.

Tabell 3.1 Oversikt over sammensetning av produsert vann som er lagt til grunn for utredningen (Etter Frost og Rye 2002, Appendiks G.)

Komponent-grupper	Utslippspunkter								
	Åsgard A	Åsgard B	Heidrun	Draugen	Njord	Norne	Kristin *	Ormen Lange **	Fiktive felt (1,2 og 3)***
BTEX	37,8	166	7,09	3,96	21,72	30,43	19,23	3,48	19,23
Naftalener	3,38	6,43	1,56	0,076	0,228	2,62	0,72	0,482	0,72
2-3 ring PAH	0,274	0,098	0,38	0,112	0,0172	0,35	0,06	0,007	0,06
4-ring+ PAH	0,004	0,0002	0,008	0,0012	0,0022	0,00458	0,005	0,0001	0,005
Fenol C0-C3	15,5	12,5	2,68	1,838	6,14	10,68	24,2	15	24,2
Fenol C4-C5	0,061	0,231	0,0096	0,004356	11,27	0,12	0,231	0,06	0,231
Fenol C6+	0,001	0,0002	0,00622	0,000044	0,1716	0,032	0,0002	0,001	0,0002
Disp. olje	23,3	30,6	63,8	23,6	12,66	36,9	30,6	4,3	30,6
Metaller I (Zn)	0,051	0,005	0,0432	1	0,3	0,145	0,005		0,005
Metaller II (Hg)	0,002			0,04					
Metaller III (Pb)		0,005	0,0008			0,0067	0,005	0,0003	0,005
Metaller IV (Cd)					0,005				
Metaller V (Ni)								0,032	
Naftensyre			50						
Metanol	780		551,26			509,27			
TEG						31,31			
MEG								0,2	
Avleiringshemmer	114,8	402	93,75			10,07	402		402
Emulsjonsbryter I	0,026	0,008	0,024			0,02	0,008		0,008
Emulsjonsbryter II			0,107						
Hydrathemmer	198	500					500		500
H2S fjerner		36					36		36
Korrosjonshemmer		3,13	7,605				3,13		3,13
Flokkulant			12,102	103,2					
Skumdemper		0,0004	0,005				0,0004		0,0004
Castrol T.	369								

* Konsentrasjonsprofil for naturlige løste komponenter i Kristin produsert vann er hentet fra Konsekvensutredning (KU) for Kristin. Konsentrasjonsprofil som for Åsgard B er benyttet m.h.p. dispergert olje (rapportert år 2000) og prosesskjemikalier (rapportert år 2001).

** Det er benyttet kjemisk sammensetning som for Troll A rapportert for år 2001.

*** De fiktive feltene er gitt samme konsentrasjonsprofil som for Kristin.

Tabell 3.2 Oversikt over feltspesifikke utslipp av produsert vann (m³) i Norskehavet for år 2001(rapporterte utslipp) og år 2013 (utslippsprognoser) (Frost og Rye 2002).

Felt	Utslipp år 2001 (m ³)	Regionens maks. år 2013 (m ³)
Draugen	187 895	12 790 000
Heidrun	1 018 914	1 295 140
Åsgard A	156 950	493 626
Åsgard B	10 950	255 750
Njord	120 496	200 000
Norne	400 586	15 311 130
Ormen Lange	0	3 350
Kristin	0	5 382 405
FF1	-	1 357 500
FF2	-	297 500
FF3	-	616 485
SUM utslipp	1 895 791	38 003 186

3.1.2 Skjebnen til produsert vann

Skjebnen til oljekomponenter i det marine miljø bestemmes ut fra en rekke mekanismer. De viktigste forholdene kan oppsummeres til:

- ✓ Fordamping
- ✓ Fortynning
- ✓ Absorpsjon/sedimentering
- ✓ Biologisk nedbrytning
- ✓ Kjemisk nedbrytning
- ✓ Vannløslighet av oljekomponenter

3.1.2.1 Fordamping

Fordamping er en viktig faktor i diskusjonen omkring levetiden til flyktige oljekomponenter i det marine miljø. Fordamping er spesielt viktig i forbindelse med akutte overflateutslipp, men kan også være viktig i utslipp av produsert vann der plumen har en utbredelse som gir kontakt med atmosfæren. I praksis vil fordamping være en viktig prosess i tilfeller der det produserte vannet har en betydelig oppdrift og går rett opp mot overflaten, slik det er observert for flere felt i Nordsjøen. Flyktige komponenter (BTEX) utgjør i de fleste tilfeller en liten andel av de naturlige komponentene i produsert vann, men for enkelte felt kan BTEX bidra i betydelig grad. Et eksempel på dette er Åsgard B med gjennomsnittlig 166 ppm BTEX, noe som bidrar med ca 10 % til den totale miljørisikoen beregnet ved EIF.

3.1.2.2 Sorpsjon og sedimentering

Absorpsjon og adsorpsjon (felles kalt sorpsjon) og sedimentering er prosesser som er viktige for den videre skjebnen til både oljekomponenter og uorganiske komponenter i det marine miljø. Dispergert olje fra produsert vann har et potensiale for sorpsjon til tilgjengelige overflater i vannmassene, spesielt mikroorganismer, men også uorganiske partikler i grunne områder med høy turbulens. Prosessene er begrenset av to faktorer: Mengden suspendert materiale i vannmassene og adsorpsjonsegenskapene til de individuelle komponentene i utslippet. Overflateaktive komponenter og rester av produksjonskjemikalier i det produserte vannet har egenskaper som gjør at de lett vil kunne adsorberes til suspendert materiale i vannsøylen. Suspendert materiale er gjenstand for transport og sedimentering i akkumulasjonsområder i influensområdet, f.eks. Sklinnadjupet, Suladjupet og Trænadjupet (NGU, 2000). Det er sannsynlig at de mest persistente komponentene (inklusive både persistente organiske komponenter, uløselige salter og komplekser) følger det suspenderte materialet til sedimentering, men det er umulig å estimere dette bidraget sett i forhold til den totale sedimentering i disse områdene.

3.1.2.3 Biodegradering

Biodegradering (= biologisk nedbrytning) er i et massebalanseperspektiv den viktigste prosessen for omdanning av oljekomponenter i det marine miljø. Prosessen pågår både i vannmassene, på suspendert materiale i vannmassene og i sedimentet. Aerobe prosesser dominerer i vannsøylen, mens både aerobe og anaerobe prosesser kan forekomme i sedimentet. Biodegraderingsraten er avhengig av molekylens kjemiske struktur og deres biotilgjengelighet. F.eks. har lavmolekylære karboksylsyrer en betydelig raskere omsetning enn tunge aromatiske hydrokarboner (som for eksempel større PAH). Laboratorietesting med kontrollert biodegradering av dispergert råolje og vannløselig fraksjon av råolje viste at lettere aromatiske hydrokarboner ble degradert hurtigere enn alifatiske forbindelser (Brakstad, 2000, 2001). F.eks. var halveringstiden (målt som transformasjonsrater) for naftalener i området 2-10 dager, mens halveringstiden for lettere alkaner (C₁₁-C₁₂) var mellom 12 og 18 dager. Biodegraderingsraten til vannløselige oljekomponenter er høyere enn for oljekomponenter i dispergert olje. Biodegraderingsraten i vannsøylen er avhengig av en rekke faktorer som konsentrasjon av oljekomponenter, temperatur, tilgjengelighet av næringsstoffer og alternative substrater, men eksemplene gitt fra Brakstad (2001) vil allikevel gi en god indikasjon på i hvilken størrelsesorden en kan forvente biodegradering. En fullstendig degradering av oljekomponenter til CO₂ og vann vil imidlertid ha en lengre halveringstid, og en første transformasjon av enkelte komponenter kan gi opphav til mer biotilgjengelige og mer giftige metabolitter (for eksempel omdannelse av benzen gir fenol, som deretter nedbrytes videre). Andre studier på biodegradering av oljekomponenter i marint miljø viser svært varierende restinnhold av persistente oljekomponenter etter degradering Cerniglia & Heitkamp (1989), Cerniglia (1992), E&P Forum (1994).

3.1.2.4 **Kjemisk nedbrytning**

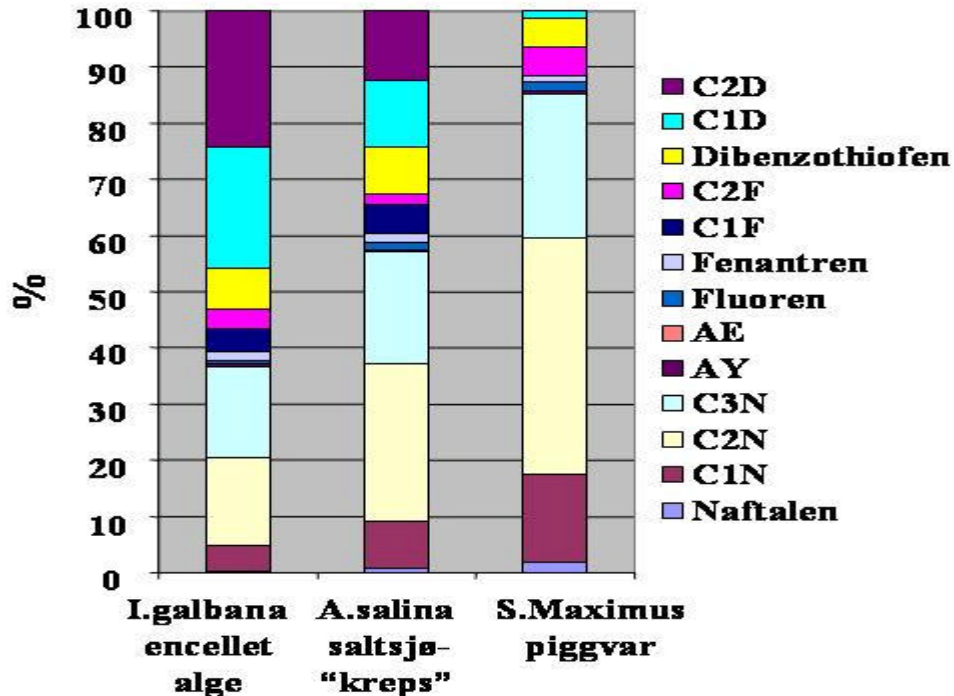
Kjemiske reaksjoner vil i hovedsak påvirke de uorganiske komponentene i det produserte vannet, og de vanligste reaksjonene inkluderer hydrolyse, oksidasjon, kompleksdannelse, i tillegg til utfelling av tungtløselige hydroksider og salter. Noen organiske komponenter kan bli påvirket, og dette gjelder i hovedsak rester av enkelte produksjonskjemikalier som kan gjennomgå hydrolyse.

3.1.2.5 **Biotilgjengelighet / bioakkumulering**

Biotilgjengelighet kan defineres som den delen av utslippskomponentene som kan tas opp av organismer. En av de største potensielle miljøeffektene fra utslipp av produsert vann er muligheten for bioakkumulering (opptak i organismer) og biomagnifisering (opptak gjennom næringskjeden) av oljekomponenter. Studier har vist at opptak og akkumulering av organiske forbindelser i marint fytoplankton i hovedsak er kontrollert av utveksling mellom vann og organisme (OLF, 1998). Dette betyr at diffusjon sannsynligvis er den viktigste transportprosessen for opptak av organiske forbindelser i disse organismene. For zooplankton vil det være en overgang fra diffusjon til absorpsjon med økende størrelse og bygningskompleksitet. Fisk og filtrerende organismer absorberer organiske komponenter direkte fra vannet (hovedsakelig gjennom gjellene og gjennom fôr (Moe *et al.* 1994, Jovanovich og Marion 1987, Axiac *et al.* 1988, Narbonne *et al.* 1992). For encellede organismer med et stort overflateareal i forhold til volumet (små organismer) er det vist at opptak via organismens overflate er viktig (Jørgensen 1990, Skadsheim *et al.* 2000a). Det ble målt et høyere biologisk opptak av disse produsert vann komponentene hos encellede organismer enn hos krepsdyrarten *Calanus finmarchicus* i en studie utført i OLF regi (OLF, 1998).

Bioakkumulering er i et visst omfang korrelert til parameteren oktanol/vannfordelingskoeffisienten ($\log K_{OW}$), og en rekke spesifikke korrelasjoner for forskjellige organismer er utarbeidet (, Jørgensen 1990, Hemond & Fechner 1994, Frost *et al.*, 1998). Bioakkumulering er avhengig av en rekke faktorer som metabolisme, fettinnhold, og fødeopptak, hvorav noen av disse faktorene er avhengig av organismens størrelse. Dette betyr et meget hurtig opptak av vannløselige oljekomponenter i encellede organismer og et tilsvarende lavere opptak i større organismer. For en generell introduksjon se Meador *et al.* (1995).

Skadsheim *et al.* (2000a) fant ved eksponering i 24 timer med encellede alger (5-8 μm lange), små *Artemia* (1,5–3 mm) og små piggvar (3-4 cm) for samme type WAF ("water accommodated fraction" som definert av OSPAR) fra 40 mg olje/l sjøvann, at sammensetningen av opptatte PAH varierte med organismenes størrelse (Figur 3.1). De minste organismene, algene, hadde tatt opp en mye større andel av de største PAH molekylene, mens de største organismene, fiskene, hadde tatt opp relativt mye mer av de minste PAH molekylene. Bildet reflekterer et skifte fra overflateprosesser hos de minste organismene til en større betydning av organismenes bygning, struktur og organers funksjon hos større dyr.



Figur 3.1. PAH profilen i organismer eksponert like lenge for samme type WAF: De minste organismene tar opp mest av de største PAH molekylene, se tekst for detaljer.

Tidsvinduet for en likevektstilstand mellom vannkonsentrasjon og konsentrasjon i encellede organismer er minutter-timer, se Wolfe *et al* (1998), mens det tilsvarende tidsvinduet for en likevektstilstand (naftalen) mellom vann og organisme i kopepoder er flere dager (OLF 1998). Hastigheten for utskillelse av oljekomponenter følger samme mønster, og et høyt gjenværende innhold av naftalen ble funnet i kopepodene etter 7 dager. En OLF-studie (1998) viste at biokonsentrasjonsfaktoren (BCF) av naftalen i kopepoden *Calanus finmarchicus* er 700, mens bioakkumuleringsfaktoren (BAF) er 1600. BAF på 1600 viser at opptak via fôr også er av betydning i tillegg til opptak direkte fra vannfasen.

En rekke eksponeringsforsøk er gjennomført med hoppekrepsen *Acartia tonsa* innen Dream-prosjektet. BCF (våtvektrelatert) målt for en rekke alkylfenoler (C_1 - C_3 alkylfenoler) ble målt i området 375 - 680. Tilsvarende studier med aromatiske hydrokarboner viste BCF nivåer på 210 - 2850 (Johnsen et al. 2002). For de forsøk som er under rapportering nå (Akvamiljø data) økte den lipidnormaliserte

bioakkumuleringsfaktoren med eksponeringskonsentrasjon fra noen få hundre til over 10 000, og etter hvilken type alkylfenol som ble studert. Baussant *et al.* (2001b) kan tas som eksempel på en rekke studier av fisk (små piggvar) eksponert for dispergert olje med en partikkelstørrelse i området for produsert vann. Lipidnormaliserte biokonsentrasjonsfaktorer for de mest vannløselige PAH lå i området 10-50 000. Ved eksponeringer av modellfisken "sheepshead minnow" fant Skadsheim *et al.* (2000b) at opptaksnivå i fisken for sum PAH nærmet seg likevekt etter ca 1 døgn, mens fisk som ble eksponert for dispersjoner nådde likevekt etter et sted mellom 2 og 4 dager. Dette står i kontrast til den lengre likevektstiden angitt for kopepoder i OLF (1998) studiet omtalt ovenfor. Noe av forskjellene kan ligge i forskjellig biotilgjengelighet for de samme stoffene i forskjellige forsøk.

Biotilgjengelighet er en styrende faktor for hvilke komponenter som har potensielle miljøeffekter på marine organismer. For de fleste organismer vil den biotilgjengelige fraksjonen av produsert vann-komponenter være de vannløselige komponentene. For filtrerende organismer vil også dispergert olje kunne være en viktig kilde til opptak. Vannløselige oljekomponenter i produsert vann (BTEX, naftalener, organiske syrer, fenoler og vannløselige produksjonskjemikalier) vil ha en høyere biotilgjengelighet overfor ikke-filtrerende marine organismer enn komponenter i dispergert olje. Tilsvarende vil komponenter i dispergert olje ha en forhøyet tilgjengelighet overfor filtrerende organismer som f.eks. *C. finmarchicus* (rauåte). Dråpestørrelsesfordelingen av dispergert olje i produsert vann som er renset med hydrosykloner ligger i størrelsesorden 1-10 µm, og dispergert olje i produsert vann renset med sentrifuger har en fordeling mot enda mindre dråper. Filtrerende organismer, som *C. finmarchicus* filtrerer aktivt vann for partikler i størrelsesorden <10-50 µm.

Biotilgjengelighet for PAH og andre hydrokarboner påvirkes av både log K_{OW} , (Short og Heinz 1997), og av organismenes "oppbygging", se Figur 3.1. Baussant *et al.* (2001a) fant at biokonsentrasjonsfaktoren ved eksponering for dispergert olje øket med økende log K_{OW} før den igjen begynte å avta, noe som kan forklares med at oljekomponentene må forlate oljen og være løst i vannfasen for å være biotilgjengelige.

Et eksempel på dette er forsøk med lakserogn nedgravd i grus dekket med olje. Opptaket ble forklart med PAH passasje fra oljen, via vannet til eggene (Heintz *et al.* 1999, Heintz & Short personlig meddelelse). Dette vil også ha betydning for vurderinger av PAH opptak fra oljepartikler som blir spist, og indikerer at selv her må PAH og andre hydrokarboner ut i tarmvæsken før de blir tatt opp i organismene.

PAH opptak via maten vil generelt dominere over opptak fra vannet først ved log K_{OW} rundt 6 (Neff & Sauer 1996a) og som poengtert av de selvsamme forfattere vil derfor opptak av hydrokarboner fra vannet være den dominerende ruten ved produsert vann utslipp. Det kan også tilføyes at biotilgjengeligheten ved log K_{OW} lik 6 eller større er svært begrenset. Slike stoffer vil raskt binde seg til alt fra løst organisk materiale, via marin snø til partikulært materiale. Dog ved kronisk tilstedeværelse, noe som er tilfelle ved kontinuerlige utslipp og ellers mest for sedimentene framfor vannet, vil de med tiden gå inn i levende vev.

Tarehøsting og akvakultur

Aktiviteten i Norskehavet skjer og kommer til å skje nærmere land enn det som har vært tilfelle i Nordsjøen. Det er derfor en øket mulighet for at vannmasser med forhøyede hydrokarbonkonsentrasjoner kan nå inn til kystområder med tareskog og mest så hvis stoffer følger partikulært materiale. Philipps *et al.* (1998) fant at oljedråper kunne drive over 50 km og fremdeles avgi hydrokarboner til miljøet. Så langt er det ingen indikasjoner på at dette er noe problem på et regionalt nivå. Basert på de spredningskart over eksisterende og planlagte felt som er frembrakt (Frost & Rye 2002), og det som brukes av oppdrettsteknologi i dag, vurderes det som lite sannsynlig at regulære utslipp fra olje og gassvirksomheten i Norskehavet vil kunne representere noen miljørisiko for oppdrettsnæringen langs det aktuelle kyststrekket.

3.2 Miljørisikovurdering basert på Dream simuleringer

Dream modellen med EIF er utviklet de seinere år for vurdering av miljørisiko ved utslipp av produsert vann. Miljørisiko forstår vi som sannsynlighet for skadevirkninger på marine organismer. I Frost og Rye (2002) er det gjort Dream/ EIF beregninger av utvalgte scenarier for Norskehavet regionen basert på de nyeste områdespesifikke data. Resultatene fra de enkelte simuleringene med Dream modellen består av en grafisk framstilling av konsentrasjonsfelt med produsert vann komponenter, en Environmental Impact Factor (EIF) og en fordeling av risikobidrag fra modellerte forbindelser i det aktuelle utslippet. EIF tallet er teoretisk tenkt å reflektere et vannvolum hvor konsentrasjonen av komponenter i det produserte vannet (Predicted Environmental Concentration - PEC) overstiger sine respektive PNEC verdier (Predicted No Effect Concentration). For mer detaljert informasjon om Dream modellen, forutsetninger og begrensninger, henvises det til grunnlagsrapporten Frost og Rye (2002), Johnsen *et al.* (2000) og kapittel 2.4.

Den mest sensitive arten som det foreligger effektdata på i litteraturen, enten akutt eller kronisk, legges til grunn for beregning av miljøskade potensialet PNEC for den enkelte komponent/kjemikalie. Dette betyr at grunnlaget for beregning av miljøskade ikke er knyttet til de biologiske ressursene på stedet. Derfor må resultatene sammenholdes med tilstedeværelse av lokale biologiske ressurser.

En oversikt over aktuelle biologiske ressurser i Norskehavet er gitt av Melbye *et al.* (2002). Det er generelt fisk, og spesielt egg, larver og yngel som regnes som sårbare organismer i forbindelse med produsert vann utslipp, og som vil bli vurdert her. I gyteperioden forekommer det høye konsentrasjoner av både voksne fisk og egg i mer eller mindre avgrensede områder. Dette medfører økt sårbarhet for populasjonen i forhold til perioder når individene er spredt ut på næringssøk over større områder. Gyteområder er derfor særlig interessante for vurderinger av miljørisiko (se Figur 3.2).

Da det er ikke er praktisk mulig å se på et fullstendig sett av kombinasjoner av lokaliteter, utslippsmengder, tidspunkt, og overlapp med biologiske ressurser i en slik regional konsekvensutredning, velger vi å fokusere på utvalgte scenarier som antas å være forbundet med den høyeste miljørisikoen. Delområder som kommer ut med høy

miljørisiko basert på EIF beregninger, er trukket fram og sammenholdt med områder regnet som miljøfølsomme på bakgrunn av tilstedeværelse av fisk, og da spesielt i gyteområder. Det er gjort modell beregninger for årene 2001 og 2013 i Frost og Rye (2002), og et utdrag av resultater herfra presenteres.

En oversikt over beregnede EIF verdier er presentert i Tabell 3.3 (fra Frost og Rye, 2002). Tabell 3.4 gir en inndeling av delområdene.

Tabell 3.3. Oversikt EIF beregnet for feltene enkeltvis og feltene representert i delområder for år 2001 og 2013. Fra Frost og Rye (2002).

Utslippspunkt	Basisår (2001)	Maksimumsår for region (2013)
Åsgard A	5	18
Åsgard B	0	24
Heidrun	387	562
Norne	10	1349
Draugen	0	396
Njord	13	43
Kristin	-	927
Ormen Lange	-	0
FF1	-	164
FF2	-	0
FF3 (Nordland 6)	-	27
SUM EIF enkelt felt	415	3510
Delområde 1	409	2220
Delområde 2	0	479
Delområde 3	10	0
Delområde 4	-	164
Delområde 5	-	0
Delområde 6	-	27
SUM EIF delområder	419	2890

Delområde 1 (2001): Åsgard A/B + Heidrun

Delområde 1 (2013): Åsgard A/B + Heidrun + Kristin + Norne

Delområde 2 (2001/2013): Draugen + Njord

Delområde 3 (2001): Norne

Delområde 3 (2013): Ormen Lange

Delområde 4 (2013): FF1

Delområde 5 (2013): FF2

Delområde 6 (2013): FF3

Området som ut fra EIF beregningene ble antatt å være forbundet med høyest miljørisiko for 2001, var delområde 1 (fra Tabell 3.3). Bakgrunnen for dette er de forholdsvis store utslippsmengdene fra Heidrun (Frost og Rye 2002). Korrosjonshemmer kom her ut som den største bidragsyteren til miljørisiko for Heidrun (71% av totalrisiko).

Tabell 3.4. Grunnlaget for Norskehavets delområder.

År	Delområder	Feltutbygginger inkludert reserver/ressurser gitt i tabell 2.2-1
2001	Delområde 1	Heidrun, Åsgard A, Åsgard B*
	Delområde 2	Draugen, Njord
	Delområde 3	Norne
2013	Delområde 1	Heidrun, Åsgard A, Åsgard B, Kristin, Norne *
	Delområde 2	Draugen, Njord
	Delområde 3	Ormen Lange
	Delområde 4	Fiktivt felt 1 (FF1)
	Delområde 5	Fiktivt felt 2 (FF2)
	Delområde 6	Fiktivt felt 3 (FF3)

* Inklusive nye feltutbygginger (tabell 2.2-1, Frost & Rye (2002)).

Også for 2013 er det delområde 1 som slår sterkest ut i EIF beregningene blant delområdene. Korrosjonshemmer kommer fortsatt ut som den største bidragsyteren til miljørisiko (44%). Feltet med høyest EIF for året 2013 var Norne, og viktigste bidragsytere til risiko var her 2-3 ring PAH (29%), dispergert olje (21%) og alkylerte fenoler (27%). Verdt å legge merke til er også forventede utslipp fra Njord og Draugen (delområde 2), som har den nest høyeste EIF i 2013 etter delområde 1. Dispergert olje, metaller og alkylerte fenoler er beregnet å bidra mest til miljørisikoen i delområde 1.

Ser en på Figurene 3.2 - 3.5 finnes det tydeligste overlappet mellom viktige gyteområder for torsk, sei og sild og nåværende/fiktive oljefelt i Norskehavet i delområde 6 ved Lofoten. Dette er et viktig gyteområde for torsk, sild og sei. Fiktivt felt 3 er lokalisert på Røstbanken, i et område en kan forvente gyting av alle tre nevnte arter. De seinere årene har også Røstbanken og de andre bankene på vestsiden av Lofoten og Vesterålen hatt forholdsvis mer gyting av torsk enn i gytefeltene i Vestfjorden (Moe *et al.* 2002). Fiktivt felt 3 i delområde 6 er av denne grunn et viktig område for vurdering av miljørisiko i forbindelse med utslipp av produsert vann i Norskehavet. For Fiktivt felt 3, kom korrosjonshemmer ut som den største bidragsyteren til miljørisiko (71%) i Dream utregningen. Innhold av naturlige komponenter i det produserte vannet til Fiktivt felt 3 ble satt likt utslippsprofilen til Kristin, mens kjemikalienes sammensetning og mengde dispergert olje tilsvarende data rapportert for Åsgard B (Frost og Rye 2002).

De nevnte 3 delområder

- Delområde 1
- Delområde 2
- Delområde 6

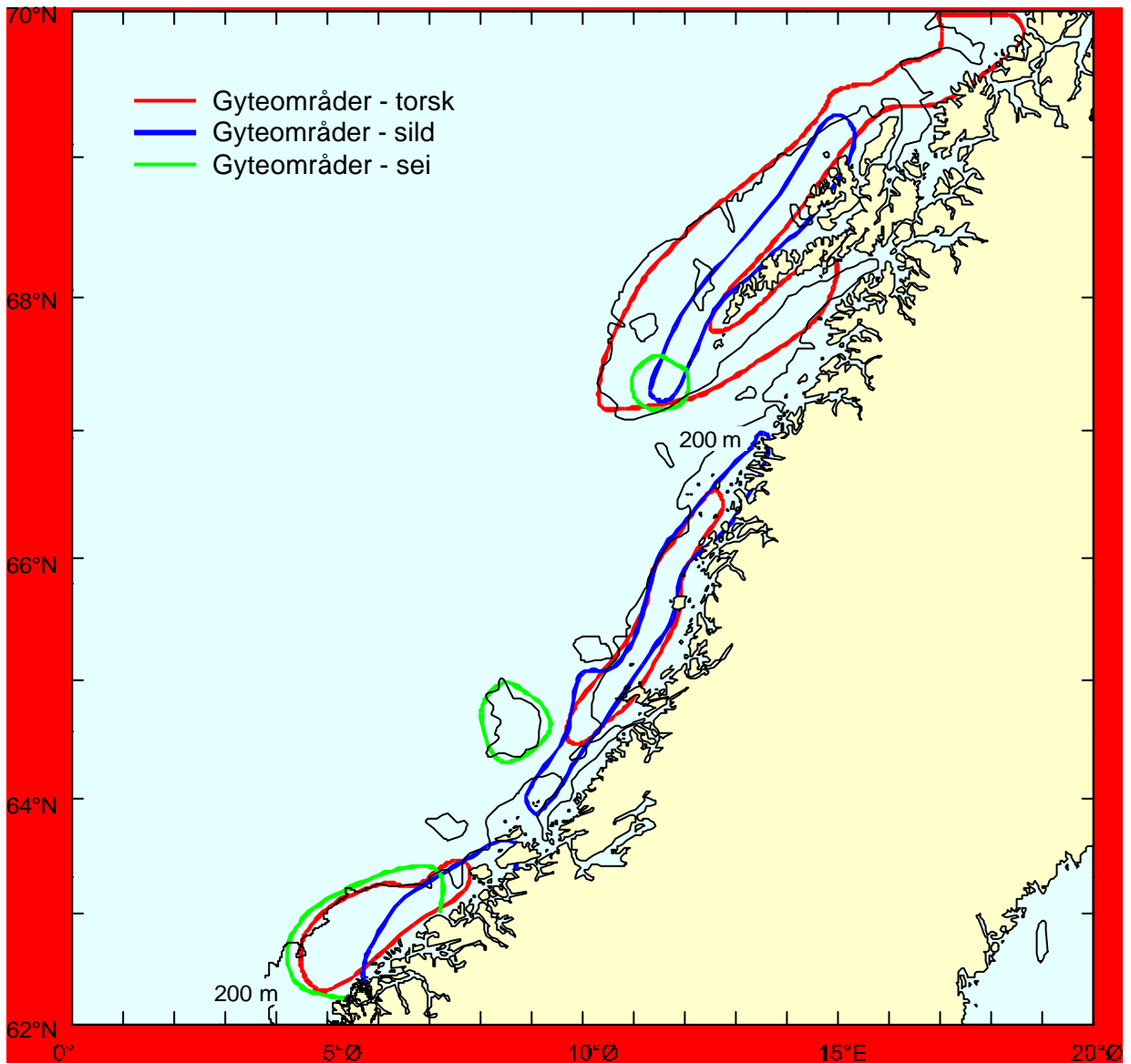
er derfor vurdert assosiert med høyest miljørisiko basert på Dream/ EIF beregninger, og er presentert i kartform i Figurene 3.6 til 3.8. Året 2013 er valgt fordi EIF tallene da var høyere enn i basisåret 2001. Ytterligere figurer som viser konsentrasjonsfelt og tilhørende miljørisikokart for de andre delområdene og for enkeltfelt er presentert i Frost og Rye (2002).

I delområde 1 er sei- og sildeyngel regnet som de mest utsatte biologiske ressursene (Figur 3.4), mens larver og yngel av både torsk, sild og sei kan forekomme i delområde 2.

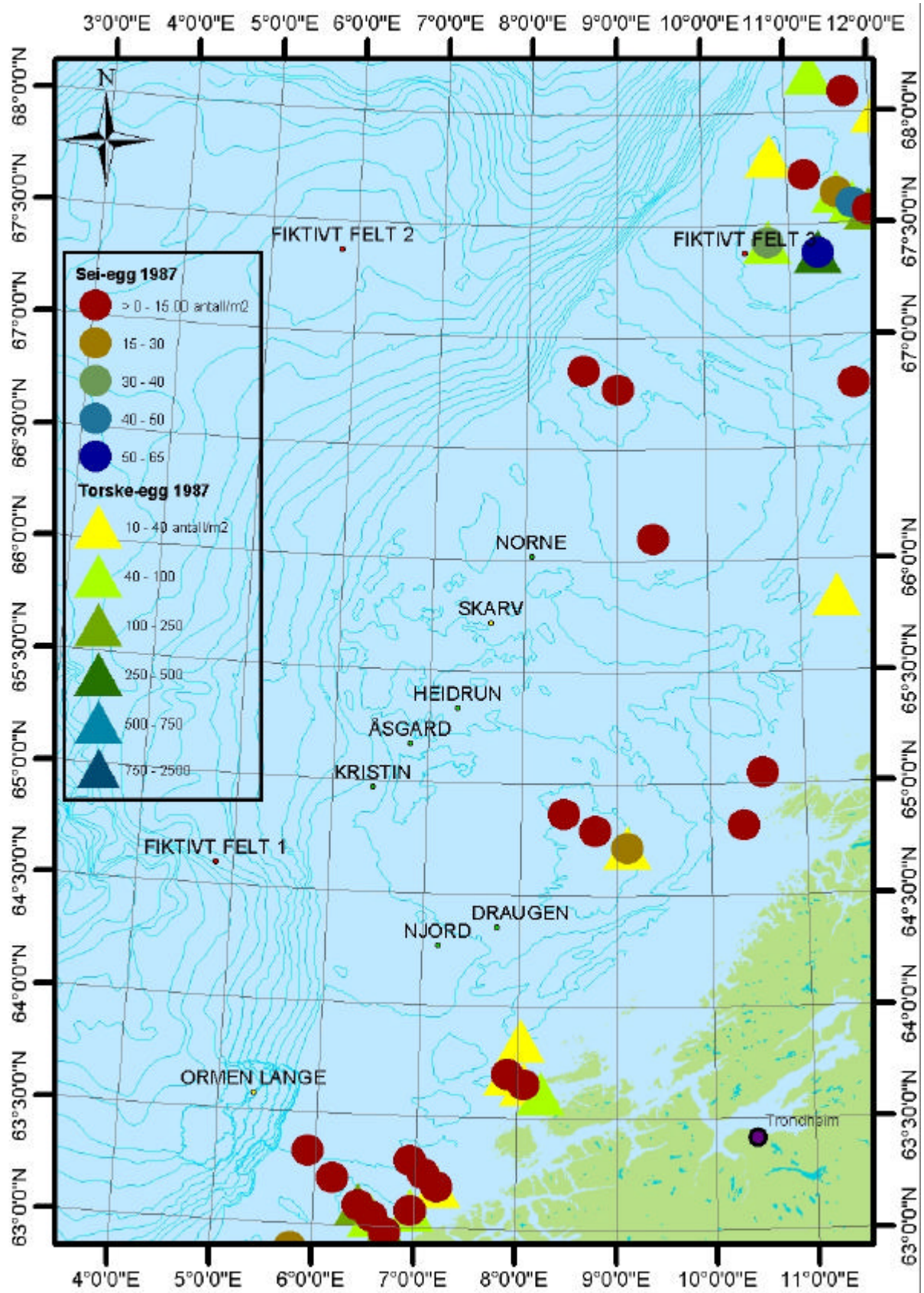
Modellresultatene viste for alle disse tre områdene at det vannvolumet hvor en kan forvente/ikke kan utelukke skadelige effekter på marine organismer var begrenset til nærområdet til utslippspunktene, nærmere bestemt en plume som strekker seg opp mot ca 5 km nedstrøms for installasjonene med høyest EIF. Vurderinger av hvor alvorlig dette vil kunne være for marine organismer (miljørisikoen), må basere seg på antatt overlapp mellom dette området og utbredelsesområdet for de aktuelle arter/populasjoner. Blant delområdene presentert ovenfor, utgjør delområde 6 det mest nærliggende for overlapp, ut fra avstander, strøm-mønstre og at dette området er et viktig gyteområde for torsk, sild og sei. Imidlertid kan det, med de benyttede forutsetninger, se ut til at området hvor PEC overstiger PNEC utgjør neglisjerbare deler av de aktuelle populasjoners utbredelsesområde for alle de aktuelle delområdene. Ut fra denne argumentasjonen og de benyttede forutsetninger, kan det anslås at de forventede utslipp ikke vil kunne påvirke fiskebestander i området.

Det som i tillegg kan leses ut av miljørisikokarten, er at dersom PEC/PNEC forholdet reduseres til 0,01, så øker området hvor skadelige effekter kan inntreffe til ytterkantene av det merkede området (grønn farge i Figurene 3.6 til 3.8). Dette kan ses på som en ekstra konservativ framstilling av miljørisiko ved at ytterligere sikkerhetsmarginer legges inn for fastsettelse av PEC og PNEC. For Heidrun (i delområde 1) tilsvarer dette en plume som strekker seg ca 30 km nedstrøms fra utslippspunktet, mens for Fiktivt felt 3 vil gi en plume ca 20 km nedstrøms. Anslagvise beregninger av areal til disse plumene gir ca 400 km² for Heidrun og ca 70 km² for Fiktivt felt 3. Areal til fiskepopulasjoners utbredelse, f.eks gyteområder, er svært vanskelig å anslå, blant annet pga variasjon i populasjonsstørrelser, spredning og lokalisering fra år til år. For å antyde populasjoners forventede utbredelse kan nevnes at gyteområdet til sei på Røstbanken tilsvarer ca 3000 km², se relativt avgrenset inntegnet i Figur 3.2. Eksempelvis, vil da området som tilsvarer en miljørisiko med et PEC/PNEC forhold på 0,01 (grønt område) for Fiktivt felt 3, utgjøre ca 2% av dette inntegnede feltet for seigyting. En forutsetter da at utslippsplumen kommer innenfor dette gyteområdet. Slike vurderinger sier noe om hvor stor sikkerhet en kan knytte til beregningene gjort med Dream/EIF. For de aktuelle feltene ser det ut til at selv med et PEC/PNEC forhold på 0,01, vil andelen influerte områder fortsatt være relativt beskjeden i forhold til populasjoners utbredelse og gyteområder.

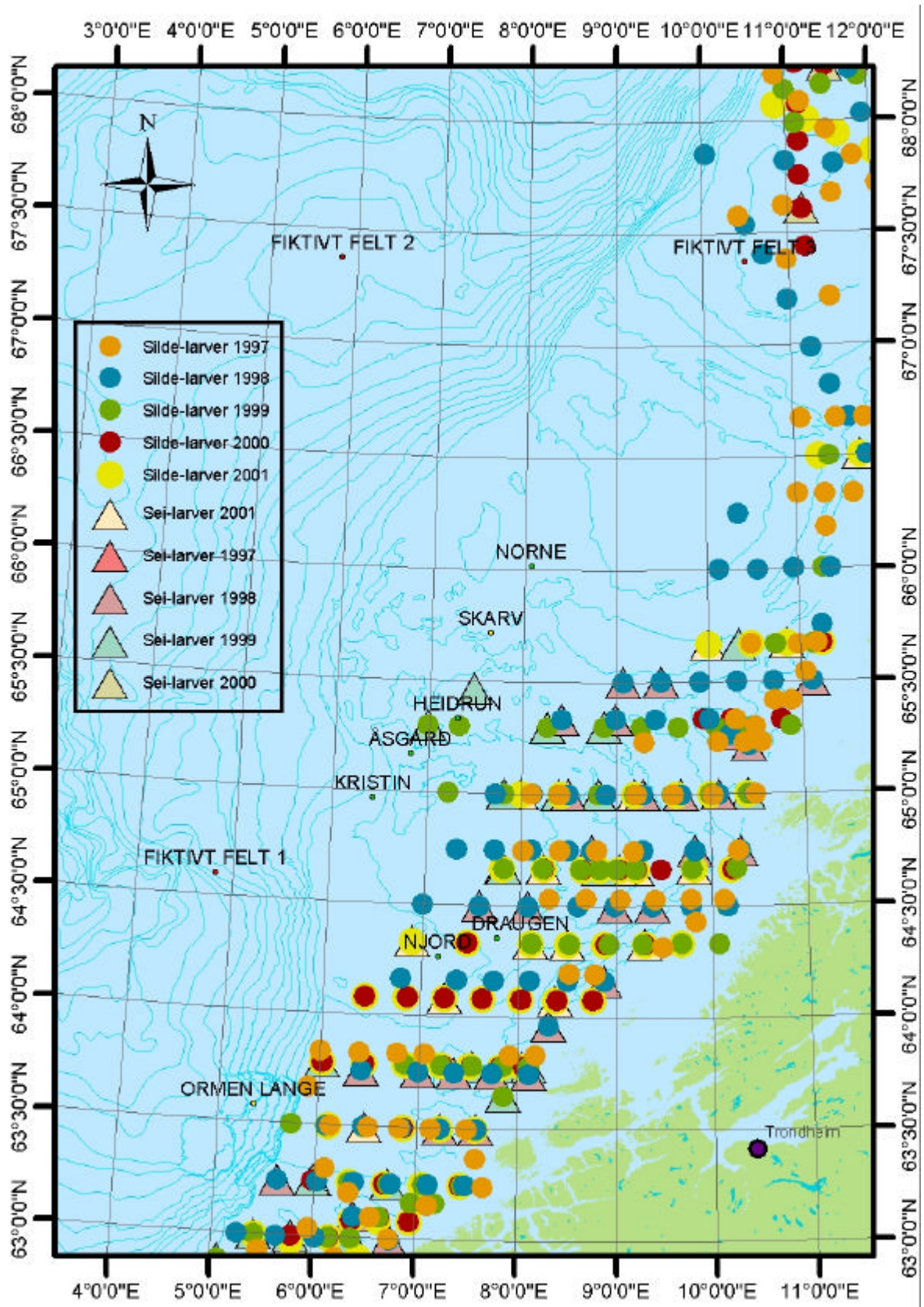
Den ovenstående vurderingen baserer seg på en rekke antagelser om utslippsdata, modellering av spredning og nedbrytning av et sett utvalgte komponenter fra produsert vann, samt deres grenseverdier for når de kan forventes å gi skade på marine organismer (PNEC verdier). Til alle disse antagelsene er det knyttet usikkerhet, og det er i den benyttede metodikken søkt å gjøre realistiske vurderinger i alle ledd, men med en viss konservatisme, slik at usikkerheten skal komme miljøet til gode.



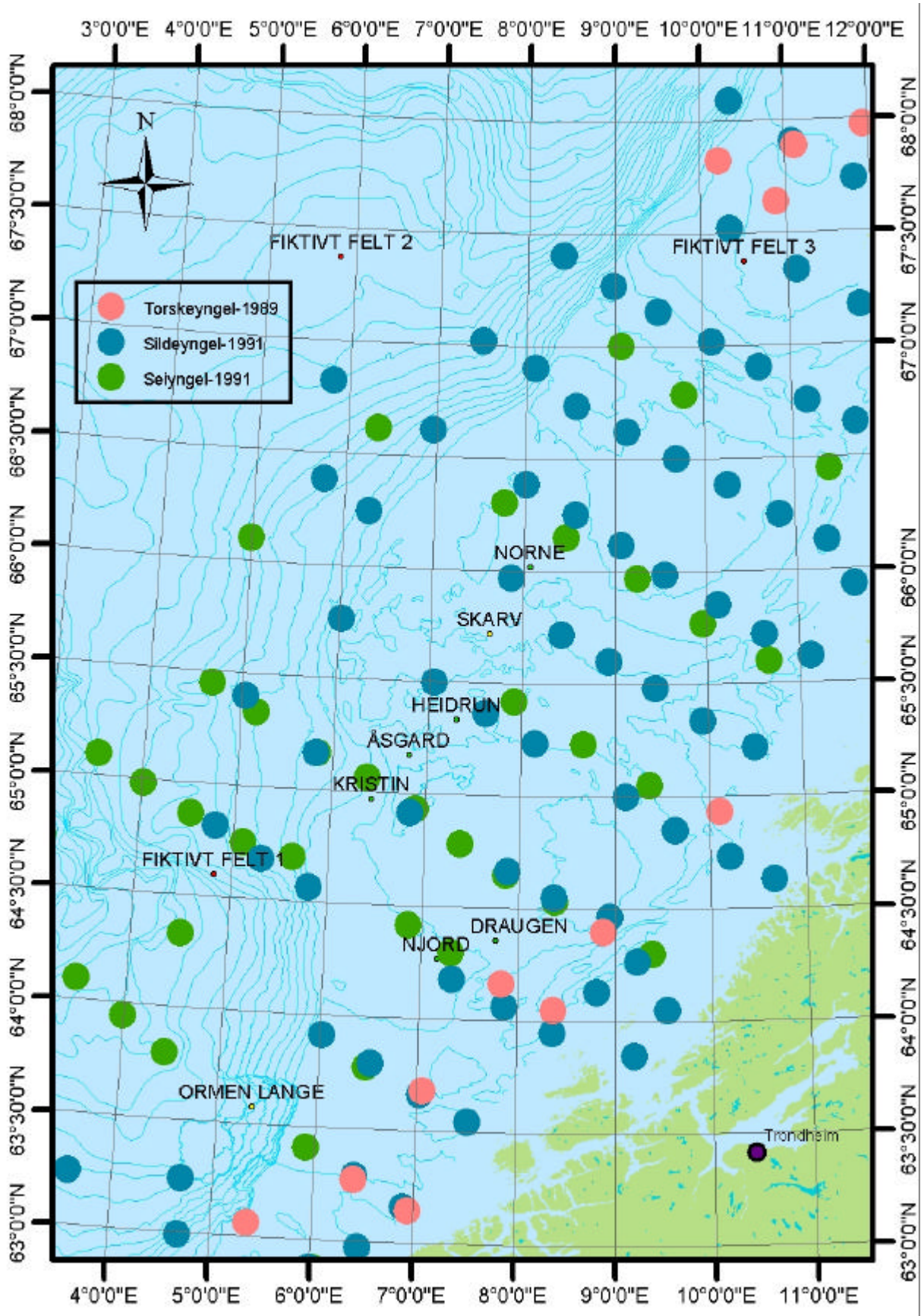
Figur 3.2 De viktigste gytefeltene til sild, sei og torsk (fra Melbye et al. 2002).



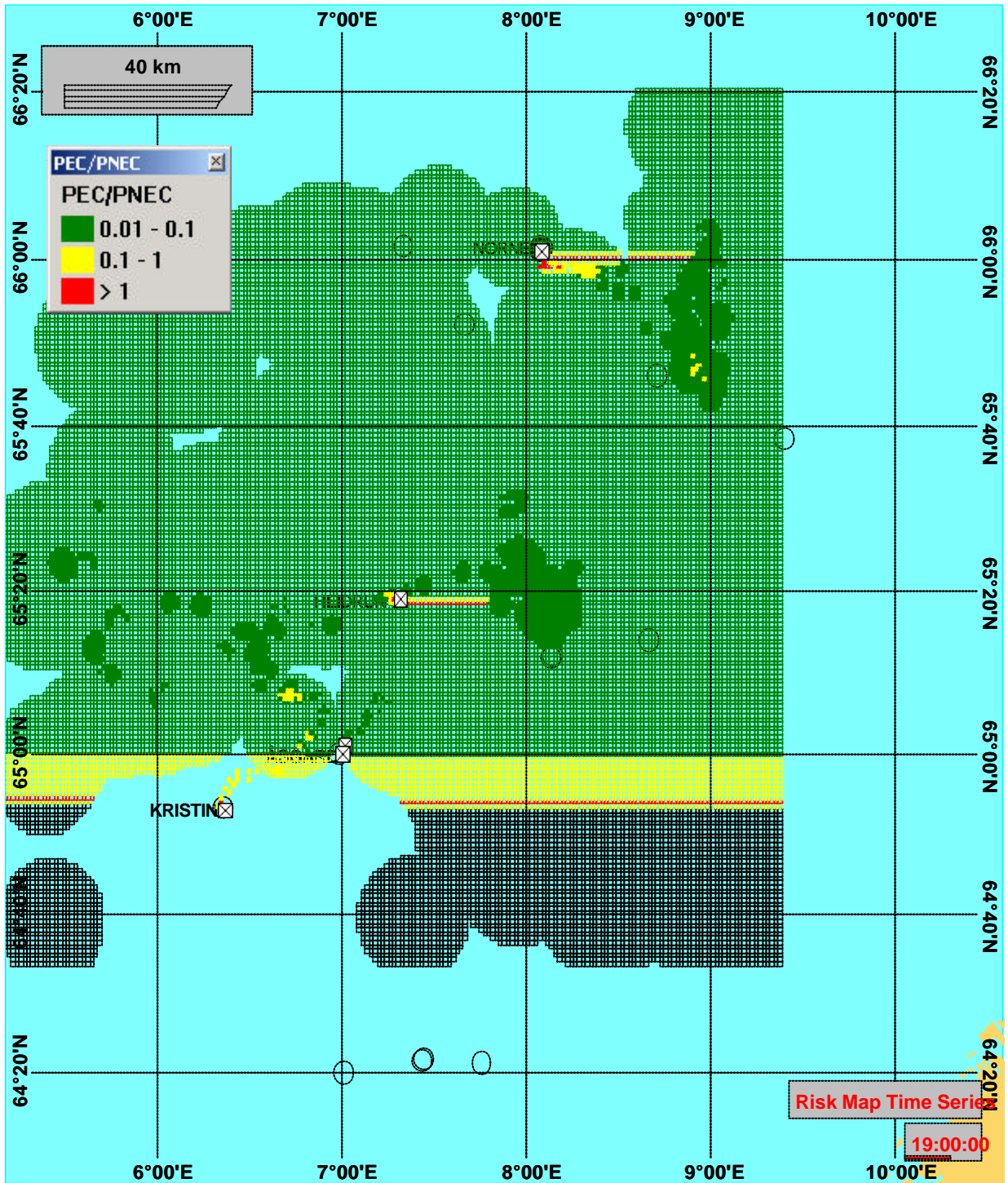
Figur 3.3 Forekomster av fiskeegg i Norskehavet.



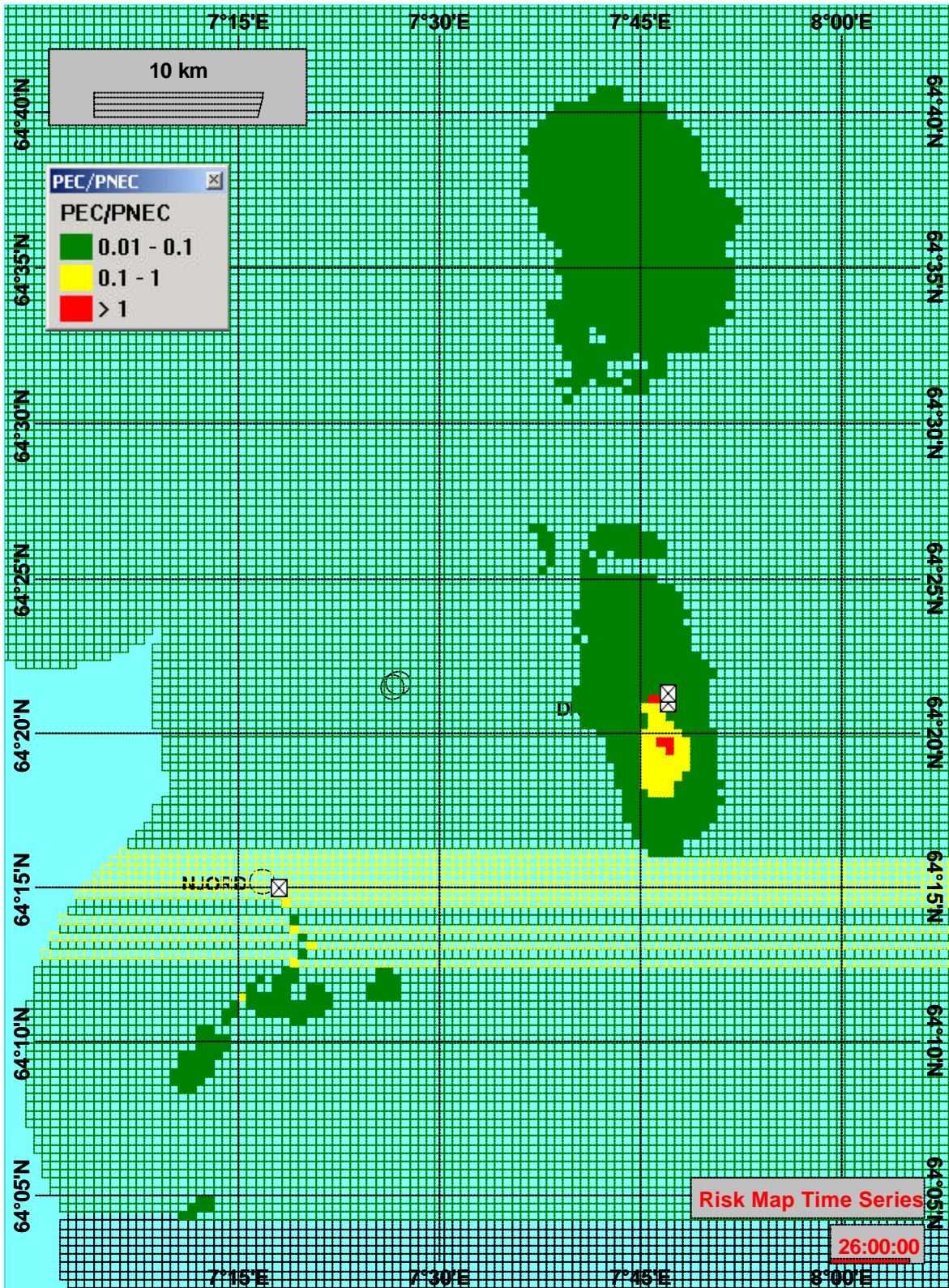
Figur 3.4 Forekomster av fisk larver i Norskehavet.



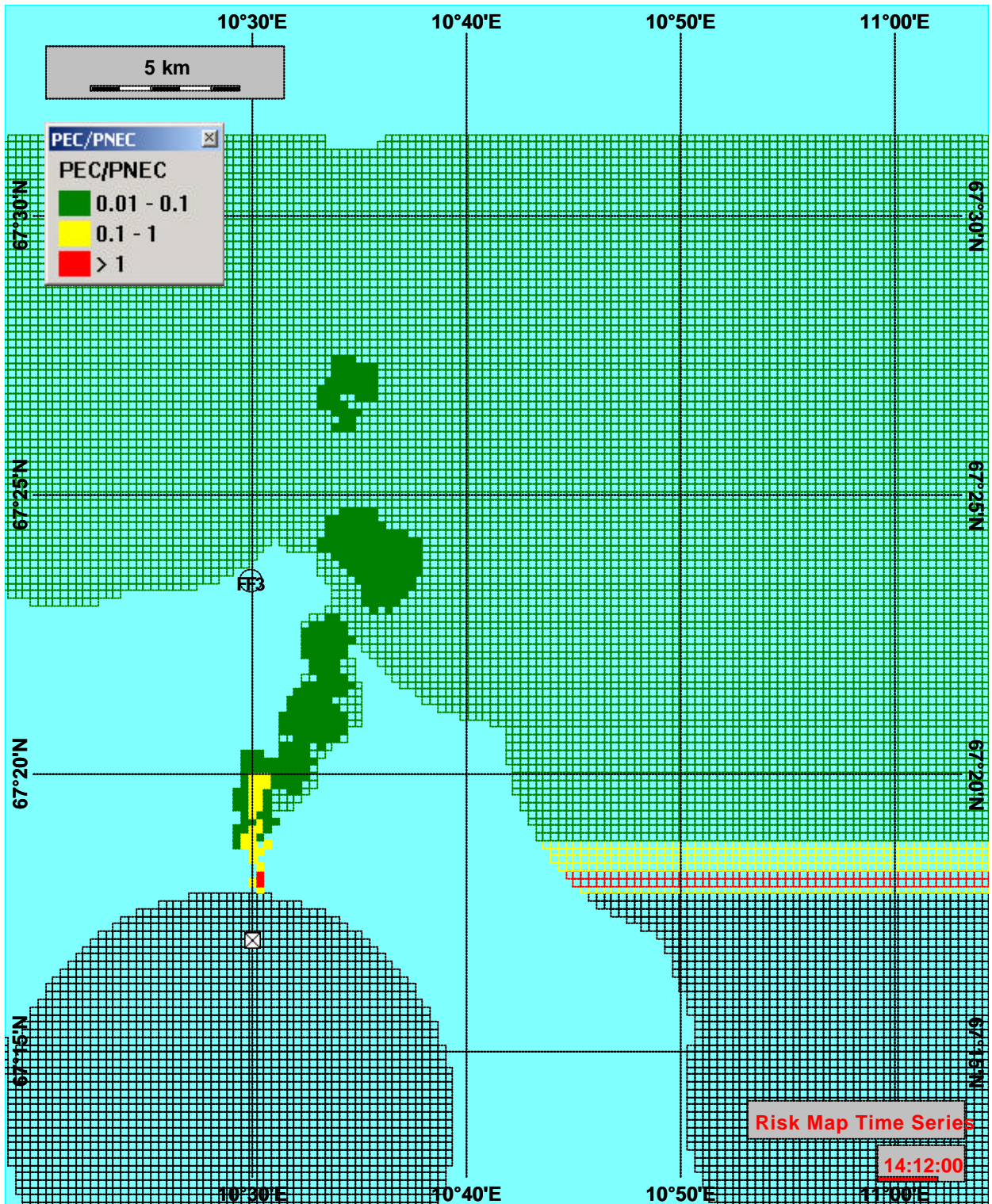
Figur 3.5 Forekomster av fiskeyngel i Norskehavet.



Figur 3.6. Miljørisiko for utslipp av produsert vann/ballastvann for delområde 1 (Heidrun, Åsgard A, Åsgard B, Kristin og Norne) i år 2013.



Figur 3.7 Miljørisiko for utlipp av produsert vann/ballastvann for delområde 2 (Draugen + Njord) i år 2013.



Figur 3.8 Miljørisiko for utslipp av produsert vann for delområde 6 (Fiktiv felt nr 3) i år 2013.

4 Miljøeffekter av borekaks og borevæske

Miljøeffekter av borekaks og borevæske er hovedsaklig knyttet opp mot to forhold:

- mengde og spredning av partikulært materiale
- giftighet, konsentrasjoner og spredning av kjemikaliekomponenter i utslippene

I regional sammenheng er det naturlig å fokusere på de komponentene i et utslipp som kan forventes å spres over et betydelig område, og effekter av disse. I det følgende er mulige effekter både på lokal og regional skala, knyttet til utslipp fra gjennomførte og planlagte boreoperasjoner i Norskehavet, presentert.

4.1 Utslippsbetingelser og forutsetninger for modellering

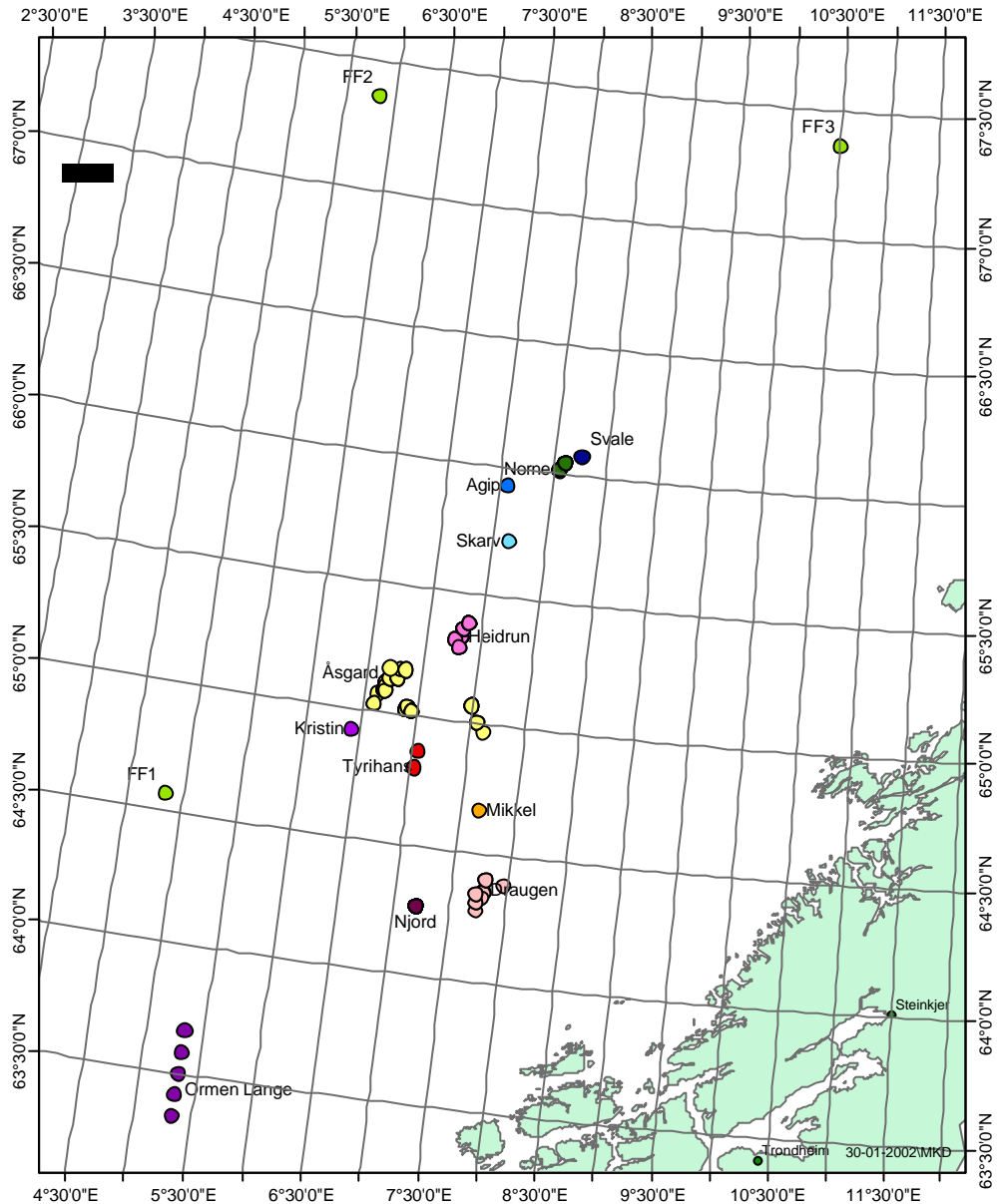
Grunnlagsdata for vurderinger av boreutslipp i regionen er i sin helhet hentet fra Regional konsekvensutredning: Regulære utslipp til sjø – sprednings- og risikoberegninger (Frost og Rye, 2002). Øvrige referanser er referert spesifikt.

Spredningsberegninger av boreavfall er basert på *ParTrack* (SINTEF), og både utførte, planlagte, og forventede produksjons- og leteboringer i området er tatt med, med totalt 15 borelokaliteter med produksjonsboring (Figur 4.1) og 19 borelokaliteter for leteboring frem mot år 2015. P.g.a. restriksjoner ved boreutslipp i region Midt-Norge er det ikke tillatt utslipp av annet enn vannbaserte borevæsker (WBM). Alle data og vurdering av effekter er derfor basert på utslipp av kaks og mud fra boring med vannbaserte borevæsker. Totalt er det estimert boring av 721 brønner i den aktuelle perioden fra aktivitetene i området startet og frem til år 2015.

4.2 Spredning av kaks og barytt på sjøbunn og i vannsøylen

Den utborede massen, kaks, fra brønnen samt barytt som vanligvis tilsettes som vektstoff til borevæsken, er de komponentene som finnes i størst mengde i boreutslipp. Modellering av spredning er derfor hovedsaklig basert på utslipp av disse. Vurdering av effekter vil følgelig også hovedsaklig knyttes opp mot disse fraksjonene. Spredning og effekter av visse kjemikalier fra borestrømmen er også presentert i avsnitt 4.3.

Resultater fra spredningsmodelleringer av kaks og barytt samt noen kjemikalier er i sin helhet presentert i Frost og Rye (2002). Noen eksempler er tatt med i det følgende for å illustrere sammenhengen mellom spredning og ulike biologiske ressursgrupper.



Figur 4.1. Borelokaliteter i Norskehavet for eksisterende og antatt fremtidige produksjonssteder som er benyttet i spredingssimuleringene (fra Frost og Rye 2002).

I dette kapitlet er områdene rundt et utslippssted delt i 3 soner:

1. *Nærsonen* eller *nærområdet*; som strekker seg til omtrent 100 – 200 m fra utslippslokalitet. Innen dette området kan oppstå det nærsone-effekter eller næreffekter av utslipp av boreavfall.
2. Det *lokale* området rundt et utslippssted; som strekker seg ut til rundt 2 – 3 km fra en utslippslokalitet. I dette området kan lokale effekter av utslippene opptre.
3. *Regionale* effekter av et utslipp; som vil være effekter som kan forventes utenfor det lokale området, dvs. i avstander større enn 2 – 3 km fra utslippslokaliteten.

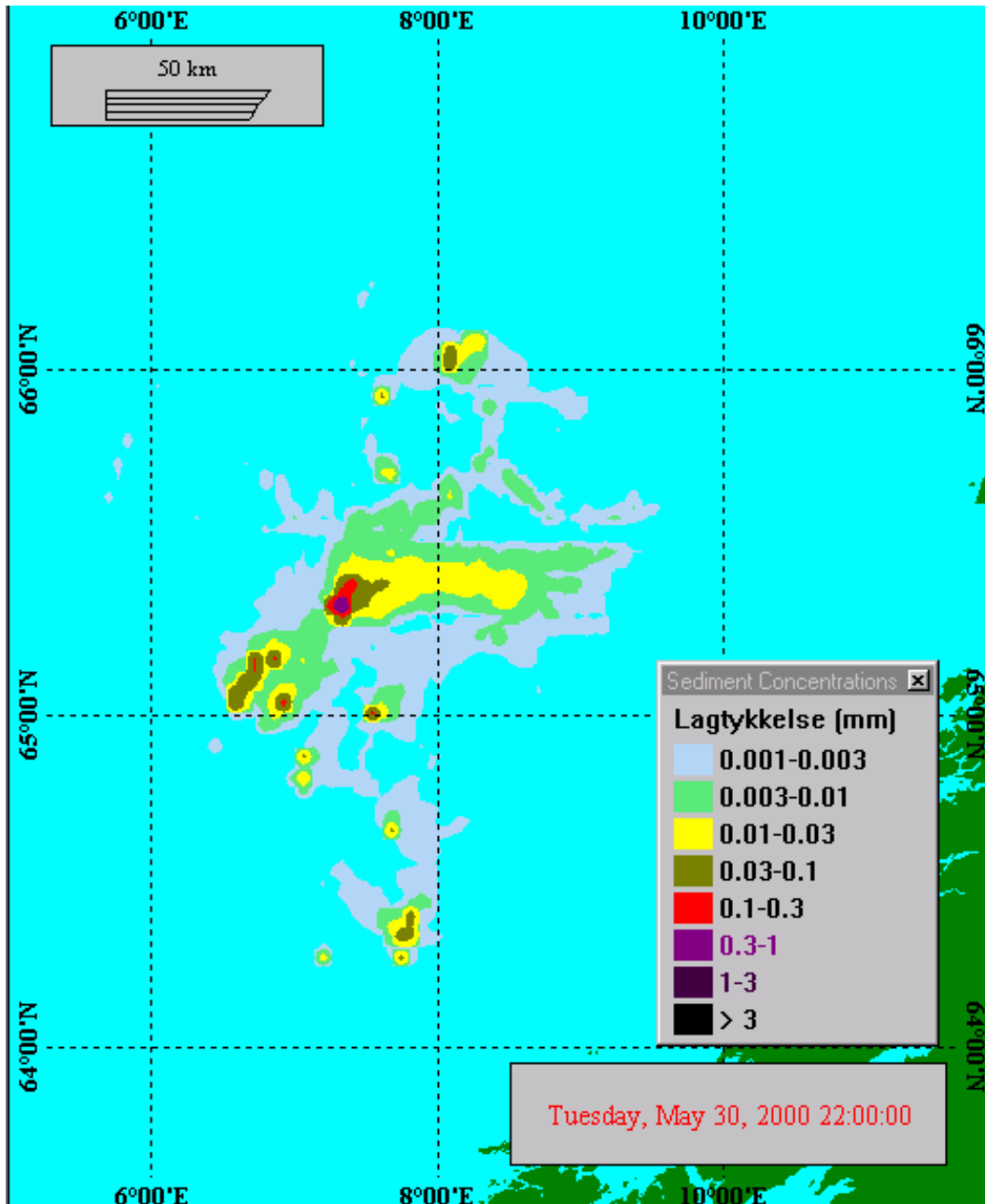
De største effektene av boreutslipp kan forventes i nærområdet. Ved boreoperasjoner vil normalt utslippet ved boring av de to øverste boreseksjonene sendes direkte til sjøbunnen. På grunn av utslippets egenvekt vil masseene sedimentere i umiddelbar nærhet av utslippsstedet. Dette vil føre til ansamlinger av kaks/borevæske på sjøbunnen innenfor i størrelsesorden 100 m fra borelokaliteten. For eksempel vil omtrent 45% kaks fra en typisk letebrønn bli deponert i nærområdet til brønnen ved at kaks fra de øverste seksjonene slippes direkte ut til sjøbunnen.

Utslipp og effekter av utslipp i nærsone har liten betydning i lokal eller regional sammenheng ettersom de representerer et svært lite areal. Slike nærsone effekter (i størrelsesorden 100 – 200 m radius av boring) er derfor ikke vurdert i denne rapporten.

4.2.1 Spredning av kaks og barytt – regional betydning

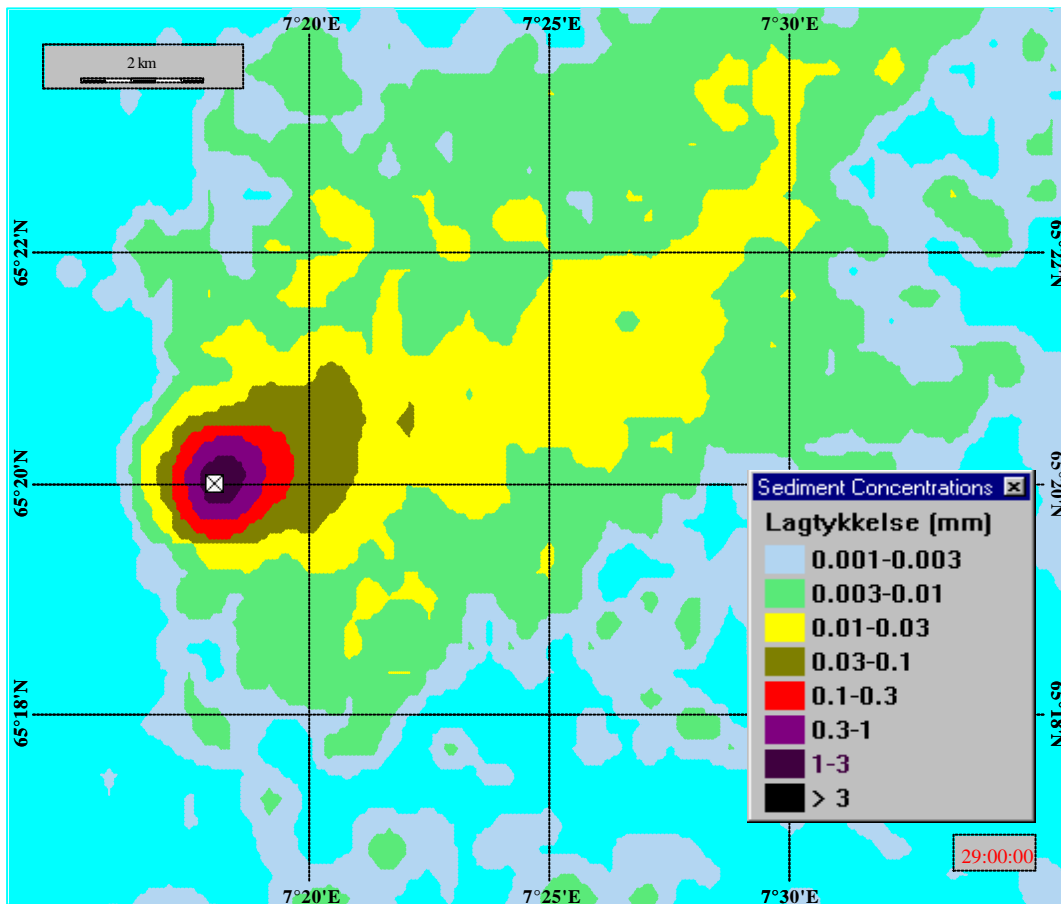
Borekaks og barytt inneholder begge partikler av varierende partikkelstørrelse, der barytten har den største andelen av de minste partiklene (se Frost og Rye 2002). De minste partiklene har liten synkehastighet og kan derfor føres langt av sted med vannstrømmen.

Frost og Rye (2002) viser spredning av kaks og barytt for enkeltfelt, områder og totalt for Norskehavet. Beregninger foretatt på regionalt nivå er ment å kunne avdekke mulig "overlapp" mellom deponerte masser på sjøbunnen fra forskjellige områder hvor det er gjennomført (eller planlagt gjennomført) lete- og produksjonsboringer. Beregningene viser at et slikt overlapp er til stede (se eksempel, Figur 4.2), men bare på lave nivåer for akkumulering av masse på sjøbunn (mindre enn ca. 30 g/m² eller mindre enn 0,01 mm lagtykkelse). Dette er en lagtykkelse som er gjennomgående lavere enn størrelsen på diameteren på partiklene som sedimenterer, hvilket betyr at det er snarere snakk om enkelte partikler som sedimenterer isolert enn oppbygging av et "lag" med partikler på sjøbunnen. Nærmere de enkelte borelokalitetene øker tykkelsen på de sedimenterte lagene.



Figur 4.2. Sum av kaks og barytt, Sentralområdet uten leteboringer, to.m år 2014 (Frost og Rye 2002).

Det området som har hatt den høyeste oppbygging av lag med kaks og borekjemikalier på Midt-Norsk sokkel er Heidrun feltet. Figur 4.3 viser beregninger av deponert kaks på Heidrun feltet på det stedet hvor det er høyest konsentrasjon av produksjonsboringer. Beregnede maksimale tykkelser ligger i området 20 – 30 mm for Heidrun, som er den lokaliteten som har høyest geografisk konsentrasjon av utslippspunkter. Lagtykkelser på mer enn 0,1 mm vil være på et lokalt nivå (innenfor 2 km fra utslipplokalitet).



Figur 4.3. Deponering av kaks på Heidrun feltet. Beregning av lagtykkelse som et resultat av utslipp fra 13 produksjonsbrønner.

4.2.2 Effekter av spredning av kaks og barytt

To typer effekter på regional skala må vurderes i forhold til utslipp og spredning av kaks og barytt:

- fysisk nedslamming, og
- effekter av partikulært materiale

Fysisk nedslamming

Fysisk nedslamming vil være et ubetydelig problem når konsentrasjonen av partikler er så lav at det ikke vil dannes et "teppe" av kaks og barytt over eksisterende bunnsediment. Det betyr at selv om det kan vises til overlapp mellom deponerte masser på sjøbunnen fra forskjellige områder i regionen, er det bare i avgrensede områder at lagtykkelse er så stor at det ikke dreier seg om deponering av enkeltpartikler (se Frost og Rye 2002).

Det er ikke etablert egne kriterier for ved hvilke tykkelser man kan vente effekter av nedslamming av sjøbunn. Nedslamming av sjøbunnen fra boreutslipp kan sees i sammenheng med naturlig sedimentasjon (se også avsnitt 4.2.2) og også eventuell resuspensjon i regionen (Frost og Rye 2002):

- Resuspensjon som resultat av bølgeaktivitet forventes ikke å forekomme i særlig grad ved de vanddyp som dominerer i regionen (resuspensjon kan kun forventes ved dyp < 150m).
- Den samlede oppbygging av boreavfall på sjøbunnen kan sammenlignes med den naturlige sedimentasjonen i området (rater per år).

Det er følgelig ikke forventet markante effekter av nedslamming på et regionalt nivå i området, selv om det er påvist nærsone/lokale effekter på flere felt.

4.2.2.1 Partikulært materiale og assosierte effekter (sjøbunn og vannsøyle)

Partikler med en størrelse mindre enn 0,002 mm antas å være mer biotilgjengelige enn større partikler. Barytt tilsatt som vektstoff til borevæsken, og som inneholder en stor andel små partikler, består av bariumsulfat (BaSO_4) samt lavere konsentrasjoner av tungmetaller bundet til baryttpartiklene. I den senere tid har barytt fått økt oppmerksomhet som tilsetningsstoff da man har funnet at barytt kan ha virkning på organismer som filtrerer sjøvann. Analyser gjort på deponert kaks materiale fra Ekofisk 2/4A og Beryl A plattformene i Nordsjøen viser videre at tungmetaller i barytten/kaksen kan være mer biotilgjengelige enn tidligere antatt, da det har vært en gjengs oppfatning at disse tungmetallene er inerte (Westerlund *et al.* 2001).

En vesentlig mengde av den finfordelte barytten vil bli spredt i vannsøylen. Ved siden av å holde seg i vannsøylen, forventes denne fraksjonen også å være mest biotilgjengelig for filtrerende organismer, siden finfraksjonen også utgjør de minste partikkeldiametrene. 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). Influensområdet for konsentrasjoner ned mot dette nivå er beregnet til maksimalt ca. 15 km fra utslippsstedet under en boring (Frost og Rye 2002). Utslippet vil ha en tidsbegrenset varighet og det vil være av episodisk natur.

Selv om det benyttes vannbasert borevæske under boringen (som er antatt tilfellet for utslippene i Norskehavet), viser erfaringer at det er til stede mindre konsentrasjoner av hydrokarboner i massene som deponeres på sjøbunnen. Dette kan ha flere årsaker. Det kan skyldes utslipp av oljeholdig kaks (når det bores i oljeførende lag), eller det kan skyldes bruk av oljeholdige kjemikalier i borehullet når eksempelvis borestrengen har satt seg fast. Det kan også ha forekommet uhellsutslipp av hydrokarboner, og/eller ukontrollerte lekkasjer. Hydrokarbonene i utslippet vil kunne binde noe av den finfordelte barytten til kaks slik at noe av barytten synker ned i stedet for å spres i vannmassene. Som et eksempel er det målt THC konsentrasjoner på over 1000 mg/kg tørt sediment ved Åsgard og Njord. Det er ikke antatt at THC konsentrasjoner i denne størrelsesorden vil ha markante effekter på miljøet på en regional skala, siden det antas at olje assosiert til boreavfallsstrømmen i hovedsak vil deponeres i nærsonen eller lokalt rundt utslippsstedet.

4.3 Spredning av kjemikalier i vannsøylen

I tillegg til kaks og barytt tilsettes en rekke kjemiske komponenter til borevæsken, som i sum utgjør borevæsken. Mange av komponentene blir omdannet under boring før de slippes ut til sjø (vannbasert borevæske). Det meste av de kjemikalier som benyttes er relativt ufarlige for resipienten, mens enkelte kan ha uønskede miljøegenskaper. Hensikten med å tilsette borekjemikalier og eksempler på kjemikalier benyttet under boring er presentert i Vedlegg 1.

Beregninger av mulig influensområde for påvirkning av kjemikalier basert på vannbasert borevæske er gjort under forutsetning av at kjemikaliene løser seg i sjøvannet (vannløselige kjemikalier) og dermed følger undervannsplumen i stedet for å binde seg til kaksen og synke ned på sjøbunnen. Beregningene viser at de aller fleste av de kjemikalier som har uønskede miljøegenskaper opptrer i såpass små mengder at influensområdene rundt utslippene blir meget små (Frost og Rye 2002).

Selv om et kjemikalium er blitt klarert som et PLONOR kjemikalium av SFT (et kjemikalium som er akseptabelt ut fra miljøhensyn), vil utslipp av store mengder av kjemikaliet likevel kunne gi negative utslag ved beregninger av influensområder. Et eksempel på et slikt stoff er glykol (MEG, *MonoEthylenGlykol*), som bl.a brukes som antifrysemiddel. Glykol slippes ut i relativt store mengder (størrelsesorden 10 - 50 tonn) pr. brønn, men har en relativt høy PNEC-verdi, dvs. er lite giftig (19,2 mg/L). En PNEC verdi (PNEC = *Predicted No Effect Concentration*) på 19,2 mg/L vil si at under dette konsentrasjonsnivået vil man ikke forvente skade på marine ressurser. Glykol er forøvrig lite bioakkumulerbart (relativt høy vannløselighet). Spredningsberegninger for glykol (MEG) for Ormen Lange indikerer at innenfor en avstand på ca. 150 - 200 m fra utslippsstedet kan maksimale konsentrasjoner av glykol (MEG) nå opp i rundt 20 mg/L (Frost og Rye, 2002). Mulige effekter vil således være avgrenset til brønnens nærområde mens utslippet pågår.

4.4 Biologiske miljøressurser i Norskehavet

4.4.1 Relevante marine organismer

Relevante biologiske ressurser i vannsøylen og på sjøbunnen i Norskehavet, som vil kunne bli påvirket av utslipp fra boring, inkluderer bl.a:

- Bunnlevende organismer (marine evertebrater)
- Koraller
- Fisk (fisk, egg, larver), og
- Plankton og andre filtrerende organismer

Noen biologiske ressurser er av kommersiell betydning og er således viktige i forhold til miljøeffekter. Andre ressursgrupper er av mer generell betydning, men finnes i store mengder og er derfor av stor betydning for økosystemet totalt sett. Topografien på Midt-Norsk sokkel varierer fra vanddyp på 200 m i sør til nærmere 400 m i nord, med noen lokale områder som er enda dypere. Det er ikke fokusert på effekter på dypt vann da kunnskapen om dette er mangelfull enda. Det er imidlertid å forvente at det kan knytte seg spesielle utfordringer til dypvannsområdene.

En kort beskrivelse av de skisserte ressursgruppene er presentert nedenfor.

4.4.1.1 Marine evertebrater

Mesteparten av overflatesedimentene på Midt-Norsk sokkel kan karakteriseres som silt/leire med forskjellig innslag av sand, grus og i enkelte tilfeller større steiner. På grunn av dette dominerer bløtbunnsfaunaen.

Bunnfaunaen i regionen viser en stor artsrikdom og der børstemark og muslinger er vanligst. Bunnfaunaen på Midt-Norsk sokkel består av en blanding av forurensnings-tolerante og følsomme arter. Av de 12 mest vanlige artene på Heidrun er 5 klassifisert som forurensningstolerante, 1 som sensitiv og for resten er følsomheten ukjent (Rygg, 1995). Bunnfaunaen for hele Midt-Norsk sokkel er beskrevet av IKU (1986), for Heidrunfeltet i nord av NIVA (1989) og Draugen i sør av Rogalandforskning (1995). Diversiteten i området er jevnt over høy og de hyppigst forekommende artene er børstemark. Disse tar sin næring både fra sedimentoverflaten, nede i sedimentene og som predatorer. Sedimentforholdene tilsier at den biologiske aktiviteten foregår i overflatelaget øvre ca. 2 - 5 cm, der man forventer at sedimenterte partikler også blandes inn.

Marine bløtbunnssamfunn er normalt artsrike og likeartede over store områder. Endringer i disse samfunnene brukes derfor som indikatorer på miljøpåvirkning. Mulige effekter er berørt i avsnitt 4.4.2.

Andre organismetyper som skjell og krepsdyr kan også forekomme i regionen, men disse vil ha et mindre omfang i biomasse, og er følgelig ikke vurdert spesifikt i det følgende. Det bør imidlertid nevnes at prøvetakingsmetodikken for bunndyrstudier som regel vil underestimere krepsdyrsfaunaen, og da særlig den stedvis rike faunaen som finnes i sedimentets overflatesjikt. Dette har medført at fra den tid metodikken for prøvetaking ble standardisert for bruk i Nordsjøen har børstemark vært det dominerende faunaelementet for tolkning av mulige effekter fra industriell virksomhet.

4.4.1.2 Koraller, plankton og andre filtrerende organismer

Korallrev dannet av *Lophelia pertusa* finnes i et relativt stort omfang i regionen. Korallrevne finnes normalt i områder med betydelige strømmer, langs rygger og på morenehauger, på havdyp fra 200 - 400 m (Hovland og Thomsen 1997, Hovland *et al.* 1998, Mortensen *et al.* 1995, Fossum, Havforskningsinstituttet, personlig meddelelse 2002). Slike områder vil sannsynligvis ikke ha noen netto sedimentasjon. Rev som er opptil 30-35 m høye er funnet, med antatt alder opp til 8500 år (Hovland *et al.* 1998). Korallrev er funnet i regionen som dekker arealer fra 1200 til > 50000 m² (Mortensen *et al.* 1995, Mortensen *et al.* 2001). Helt nylig ble det over 100 km² store Røstrevet oppdaget, se også kapittel 2.3.2. Det kan således forventes at flere store korallrev vil bli beskrevet i området Norskehavet.

Revene dominerer i områder som har en svak helling, og på strømutsatte steder, forhold som sannsynligvis har en positiv innvirkning på transport og konsentrering av matpartikler (Mortensen *et al.* 2001). *Lophelia* er filtrerende organismer som har sitt næringsopptak fra vannmassene som strømmer forbi. Det er normalt en egen, variert,

fauna assosiert med korallrevene, og denne er påvirket bl.a. av strømforholdene nær bunnen og turbulens (Mortensen *et al.* 1995). Den assosierte faunaen ser ut til å være mest knyttet til de delene av revet som er nærmest sjøbunnen (Mortensen *et al.* 1995). Det eksisterer indikasjoner på at dannelse og tilstedeværelse av hvertfall noen *Lophelia*-rev har en sammenheng med utlekking av lette hydrokarboner fra sjøbunnen (Hovland og Thomsen, 1997, Hovland *et al.* 1998).

Dyre- og planteplankton vil finnes i store mengder i vannsøylen over hele regionen, og vil ha naturlig sesongmessig variasjon. Dyreplankton er hovedsakelig filterspisere, og følgelig vil denne gruppen være mest utsatt for partikulær påvirkning.

4.4.1.3 Fisk (bunnlevende og vannsøyle)

Som beskrevet i RKU Norskehavet – Oppdatering av miljøressurser (Melbye *et al.* 2002) er fiskefaunaen i regionen mindre rik enn i tilstøtende områder som er hovedgyteområder for sild og sei (fra Møre og opp til Midt-Norsk sokkel). Region Norskehavet har imidlertid en unik betydning som oppvekstområde for silde- og seilarver og seiyngel. Egg, larver og yngel befinner seg i området fra januar til juli. Fiskearter som dominerer på sokkelen inkluderer vassild og øyepål, samt pelagiske ressurser som sild og makrell som vandrer gjennom området på leting etter næring.

Yngel og larvestadiene av de viktige kommersielle ressursene sild og sei framstår som mest utsatt for potensielle effekter.

4.4.2 Miljøeffekter av borekaks, borevæske og borekjemikalier overfor biologiske ressurser

4.4.2.1 Effekter på bunnlevende organismer

Miljøovervåkingen rundt installasjonene på norsk kontinentalsokkel har normalt vært knyttet til en fysisk og kjemisk beskrivelse av sedimenter og diversiteten til den bløtbunnsfauna som lever der. Koblingen mellom kjemi og biologi er sentral fordi det er forurensningens biologiske virkninger som er det vesentlige, og målet med miljøundersøkelsene har vært å overvåke tilstand og studere effekter på bunndyr for å sikre at petroleumsvirksomheten ikke medfører unødvendig skade på det marine miljø.

Studier av bløtbunnsfauna har inngått i regelmessige miljøundersøkelser rundt installasjoner i Norskehavet over flere år, sist i år 2000 (rapport foreligger, DNV 2001) og i år 2001 (rapport under utarbeidelse). Før produksjonsboringen starter er det i.h.t. krav fra SFT nødvendig å gjennomføre en grunnlagsundersøkelse for å bestemme bakgrunnsnivået av hydrokarboner og tungmetaller i sedimentene, samt å kartlegge artsmangfoldet i bunnfaunaen i området. På Midt-Norsk sokkel ble den første større grunnlagsundersøkelsen gjennomført i 1985. I tillegg er det gjennomført grunnlagsundersøkelser rundt installasjonene på Njord, Draugen, Heidrun, Smørbukk og Norne.

Innholdet av hydrokarboner og tungmetaller målt på Midt-Norsk sokkel er lavt og som forventet ut fra grunnlagsundersøkelser. Utslipp av oljebaserte og/eller syntetisk baserte borevæsker har normalt vist påvirkning i nærområdet/lokalt i form av endringer i bunnfauna, økt innhold av hydrokarboner der det er benyttet oljeholdig borevæske og

økt innhold av barium og andre tungmetaller i sedimentene. Ved bruk av vannbaserte borevæsker kan midlertidige effekter på bunnfauna være knyttet til nedslamming, partikkelstress på filterspisere og endring av bunnsubstratet.

Rent lokalt har tidligere undersøkelser vist at normalt og innenfor en sone på 1 km fra utslippskilden kan sedimenteringen av hovedsaklig kakspartikler forårsake en oppbygging av et lag av partikulært materiale på bunnen av en slik størrelse (1 - 5 cm) at det er store muligheter for effekter på bunnfaunaen på lokal skala. Det er kjent at samfunnsstrukturen vil kunne bli påvirket lokalt i nærheten av utslippskilden, ved at forurensende påvirkning medfører endringer i artssammensetningen (Neff 1987). Partikkeltilførselen vil kunne påvirke sedimentlevende organismer ved at sedimentenes fysiske og mineralske struktur endres og/eller ved at næringstilgangen påvirkes hos organismer som tar sin næring fra sedimentene (OLF 1996).

På regional skala er det liten risiko for at partikkeltilførselen fysisk sett vil forårsake skadelige effekter på bunnfaunaen.

Tidligere overvåkning har oftest vært knyttet til enkeltfelt uten at resultater fra nærliggende felt har blitt vurdert og diskutert i rapporten. I de siste årene har imidlertid område- eller regionvurderinger blitt gjennomført. I 1997 ble det gjort enda en regionsundersøkelse på Midt-Norsk sokkel. En ny regional undersøkelse ble utført på sokkelen utenfor Midt-Norge i år 2000, og resultater fra denne undersøkelsen er omtalt i det følgende.

Undersøkelsene i 1997 viste at Midt-Norsk sokkel generelt sett er lite forurenset. Det ble observert flere arter og individer på de fleste stasjonene enn i tidligere undersøkelser. Hydrokarboninnholdet i sedimentet er lavt, og de fleste stasjonene er ikke forurenset. Det ble ikke påvist forurensning av tungmetaller, unntatt barium. Konsentrasjonen av barium hadde stort sett økt sammenlignet med tidligere undersøkelser. De høyest konsentrasjonene ble registrert på de eldste feltene.

En rekke egenskaper ved sedimentet rundt plattformene eller borelokalitetene blir undersøkt ved de regionale studiene. Det undersøkes kornstørrelsesfordelinger, totalt organisk materiale (TOM¹ i sediment), hydrokarboner (THC², NPD³, PAH⁴, dekaliner og olefiner), estere, etere, tilsetningsstoffer, metaller og bløtbunnsfauna. Resultater fra undersøkelsen i år 2000 og 1997 (DNV, 2001) for hydrokarboner (THC, sum C12-C35 samt olefiner) og Ba (fra barytt) i sediment vises på neste side. I tillegg er det referert maksimale utbredelser av forhøyede konsentrasjoner av disse stoffene.

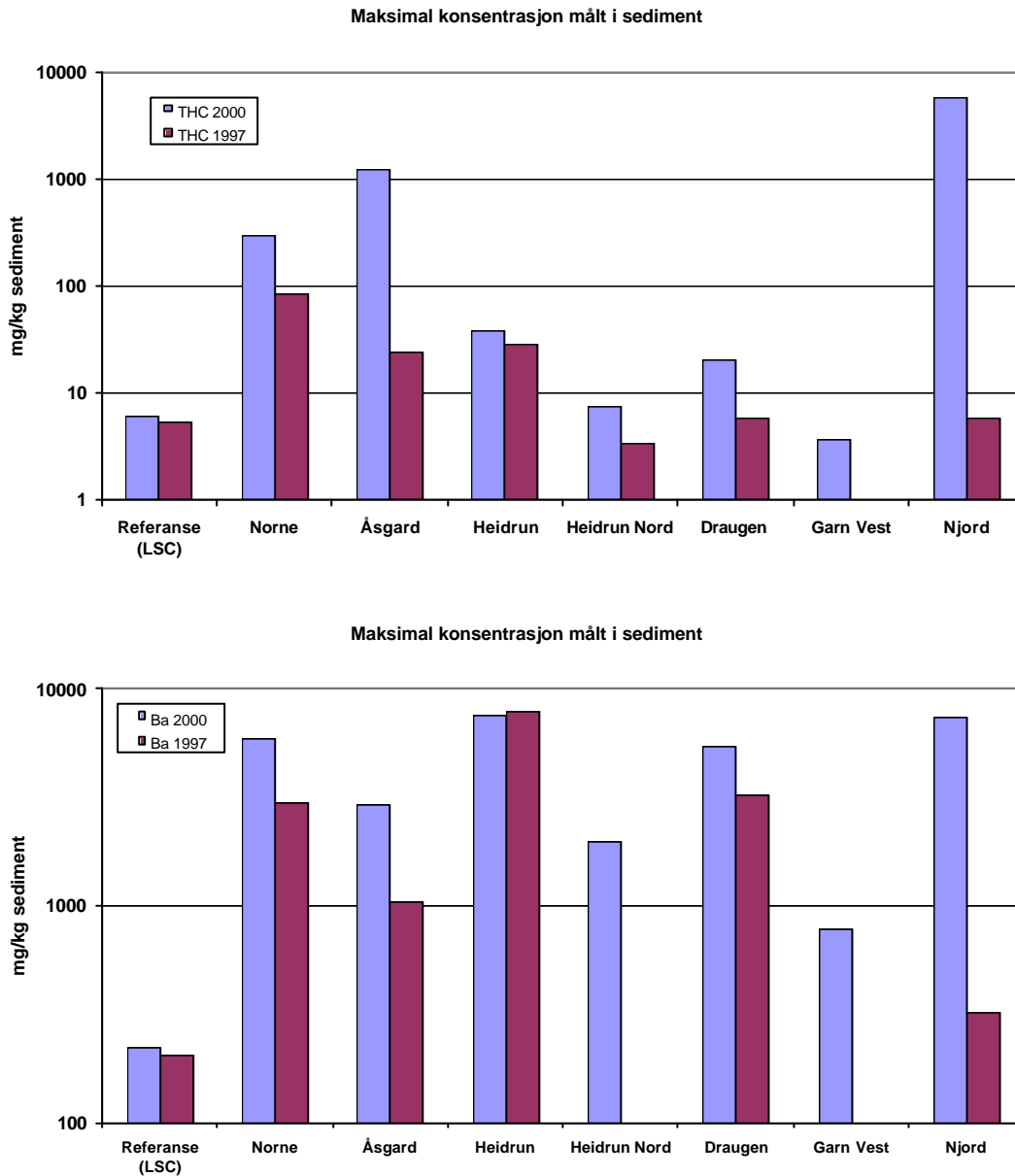
1 TOM = Totalt organisk materiale

2 THC = Totalt hydrokarbon

3 NPD = et utvalg av hydrokarbon komponenter, blant annet naftalener

4 PAH = 16 EPA polyaromatiske hydrokarboner

Figur 4.4 viser maksimal konsentrasjon av barium og THC målt i sediment rundt enkelte produksjonssteder i Norskehavet i 1997 og 2000. Det er vist maksimale konsentrasjoner, d.v.s. verdiene representerer gjennomsnittsverdier målt på den stasjonen på hvert enkelt felt som hadde den høyeste konsentrasjonen. Dette opptrer normalt i avstander på 250 – 500 m fra borelokaliteten. Over større avstander er konsentrasjonene oftest lavere. De høyeste konsentrasjonene finnes vanligvis i den dominerende strømretningen. Det er store variasjoner fra borelokalitet til borelokalitet. Merk at resultatene er fremstilt i logaritmisk skala for å fange opp variasjonsbredden.



Figur 4.4 Maksimale konsentrasjoner av hydrokarboner (THC, øverst) og barium (Ba, nederst) i sediment (øverste 10 mm) for en rekke borelokaliteter på Midt-Norsk sokkel. Data for 1997 og 2000, etter DNV (2001). Verdier på "referanse" er oppgitt LSC beregnet for henholdsvis 1997 og 2000.). LSC = Limit of significant contamination.

Merk dessuten at det stort sett har skjedd en betydelig økning i konsentrasjonsnivå (øverste 10 mm av sedimentet) fra 1997 (sorte stolper) til år 2000 (blå stolper). Dette reflekterer både et økt aktivitetsnivå, men også at antallet målestasjoner i år 2000 var betydelig større enn i 1997. For feltene Garn Vest og Heidrun Nord var det dessuten ingen aktivitet i 1997. Det er også beregnet grenseverdier for konstatert forurensning basert på målte verdier for Ba og THC, såkalte LSC verdier (LSC = *Limit of Significant Contamination*). Med et konfidensnivå på 99 % er LSC verdien for Ba lik 261 mg/kg sediment, mens LSC verdien for THC er på 7.3 mg/kg sediment. D.v.s. at under disse verdiene regnes ikke sedimentet å være utsatt for kontaminering. I figur 4.4 er det bare referansestasjonen som har verdier ned mot LSC verdien for barium. For THC er det bare referansestasjonen, Heidrun Nord og Garn Vest (en satellitt til Draugen) som har maksimale THC verdier ned mot LSC verdien. Største avstand fra utslippssted til der hvor gjennomsnittlige målte verdier er lavere enn grense for kontaminert sediment (LSC verdiene) varierer typisk fra 500 m til 2000 m for THC, størst er påvirkningen på Njordfeltet (2 km påvirkning i 3 retninger). Tilsvarende for bariumkonsentrasjonene er største avstand fra utslippssted til der hvor målte gjennomsnittsverdier er lavere enn grense for kontaminert sediment (LSC verdiene) typisk mellom 1000 m og 3500 m, den største avstanden på Heidrun feltet. Den største avstanden fra installasjonen til konsentrasjonen er sunket til under LSC – verdien finnes vanligvis i den dominerende strømretningen.

Selv om man har konstatert ”kontaminering” ut til maksimalt 3.5 km fra enkelte av borelokalitetene, så betyr ikke dette at biologiske effekter er påvist i de samme områdene. Undersøkelsene av de biologiske bunnsamfunnene viser at området med påvist ”kontaminering” (dvs. at LSC verdiene er overskredet) dekker større arealer enn områdene med påviste endringer av det biologiske artssamfunnet. Fra undersøkelsen på Midt-Norsk sokkel for år 2000 er arealer og avstander fra kilden påvirket av utlippene oppsummert som vist i Tabell 4.1. Tallene gjelder i sum for undersøkte områder.

Tabell 4.1. Oversikt over avstander og arealer påvirket av utlipp, etter (DNV 2001)

	Totale arealer påvirket: ⁵	Maksimal avstand fra borelokalitet påvirket:
Kontaminering av Ba over LSC nivå ⁶ :	68 km ²	3.5 km. Maks. på Heidrun
Kontaminering av THC over LSC nivå ⁷ :	20 – 34 km ²	2 km. Maks. på Njord
Område med påvirket/endet v bunnfauna ⁸	6 – 12 km ²	-

5 Arealet varierer med antall undervannsinstallasjoner på Åsgard som tas med i beregningene

6 Her er grense for kontaminering satt til 220 mg/kg tørt sediment

7 Her er grense for kontaminering satt til 6.0 mg/kg tørt sediment

8 Arealet varierer med hva som regnes for ”lite/moderat belastet” og hva som regnes for ”tydelig påvirket”

4.4.2.2 Effekter på koraller, plankton og andre filtrerende organismer

Koraller

Observasjoner av koraller er vist på Figur 4.5. Som vist i Frost og Rye (2002), er det noe overlapp mellom observerte koraller og beregnede deponerte mengder av kaks og barytt. Størst overlapp synes det å være i Ormen Lange området.

Sensitiviteten til *Lophelia* overfor partikler fra kaks og barytt er ikke tilstrekkelig kjent. Mulige effekter av finpartikulært fremmedmateriale kan være redusert fødetilgang og påvirkning på veksthastighet, klogging av polyppene, toksiske responser mm. Lite er kjent om mulige påvirkningsmekanismer. Det er rapportert fra forsøk med *Lophelia pertusa* at de har mekanismer for å selektivt ta opp føde og ikke sedimentpartikler når disse presenteres hver for seg (sannsynligvis ved en type kjemoreseptormekanisme). Hvis begge deler er tilstede samtidig vil korallene imidlertid ta opp også sedimentpartikler (Mortensen 2001). Det er også vist til at visse polychaeter (*Eunice norvegica*) har evnen til å "rense" opp polyppene til korallen for sedimentpartikler (Mortensen 2001). Det ser derfor ut til at korallene selv har mekanismer som kan være med å motvirke eventuelle negative effekter.

Som nevnt er det normalt en egen variert fauna assosiert med korallrevene (Rogers 1999, Mortensen *et al.* 1995). Mesteparten av denne faunaen er assosiert med de dypereliggende delene av revet (de eldste, døde korallene som danner basisen for korall-"skjelettet"). Denne faunaen er lite beskrevet. Mulige effekter er derfor lite kjente. Nedslamming vil først inntreffe dypest ned i revet. Med det vekstmønsteret korallrevene har, er det lite sannsynlig at en signifikant nedslamming av de levende delene av et slikt korallrev vil inntreffe, da disse ytterste/øverste delene av revet vil stikke seg ut fra omgivelsene omkring, og dermed ikke være i en sedimentasjonssone.

Plankton

Dyreplankton som vandrer opp fra sedimentet til overliggende vannmasser hver natt passerer eller vil oppholde seg i sedimentoverflatesjiktet i betydelige perioder. De vil derfor være utsatt for påvirkning fra komponenter i dette sjiktet. Slike potensielle effekter fanges dårlig opp av eksisterende overvåkningsmetodikk. Gitt den relativt lave sedimenteringen av partikler over mesteparten av regionen (betydelige sedimentasjon finner sted kun lokalt rundt utslippslokalitetene) er det imidlertid lite sannsynlig at slike effekter vil være av stor betydning på et regionalt nivå.

Andre filtrerende organismer

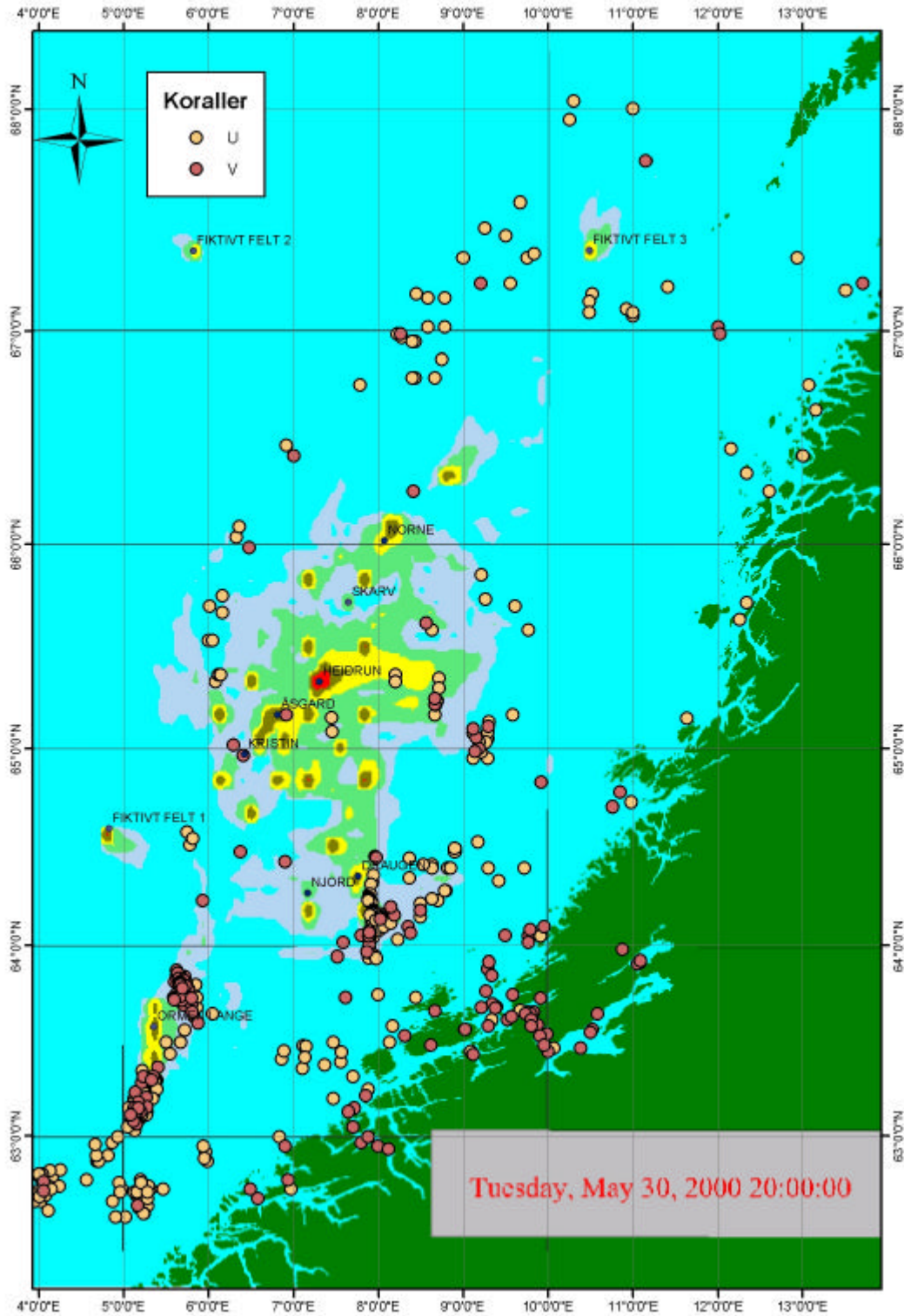
Et av formålene med beregningene av deponering av kaks/borevæske som vist i Frost og Rye (2002) er å sammenholde denne informasjonen med forekomster av viktige biologiske ressurser i området. Overlapp mellom deponerte mengder kaks/borevæske og de aktuelle ressurser uttrykker således et potensiale for påvirkning som bør utredes.

Det er påvist effekter av barytt på filtrerende organismer (muslinger) ned til et konsentrasjonsnivå på 0,5 mg/L (ppm) i vannsøylen (Cranford *et al.* 1999). Fysiologiske egenskaper (blant annet vekst) ble endret for filtrerende muslinger (*Placopecten magellanicus*) utsatt for suspendert barytt i laboratorium. Det er ikke bestemt noen PNEC verdi (PNEC = *Predicted No Effect Concentration*) for barytt i vannsøylen (PNEC verdien kan sies å uttrykke det konsentrasjonsnivå hvor man ikke lenger forventer effekter på marint liv), men spredning av kaks og barytt forventes å

overstige et konsentrasjonsnivå i vannsøylen på 0,5 mg/l også utenfor lokale områder rundt borelokalitetene.

Effekter fra barytt er også påvist på andre muslinger og også i laboratorieforsøk. Både den filtrerende hjertemuslingen *Cerastoderma edule* og det sedimentspisende skjellet *Macoma balthica* viste effekter av barytt på gjellene ved at ciliene ble kortere og koagulerte, og, i noen ekstreme tilfeller, forekom en disintegrasjon av gjellestrukturen direkte (Barlow og Kingston 2001). Slike effekter ble sett ved eksponering som tilsvarte 1-3 mm tykke lag av barytt. Basert på spredningsberegningen til Frost og Rye (2002) kan slike effekter kun forventes lokalt nær utslippslokalitetene.

Vi har ikke funnet noen referanser til undersøkelse av slike effekter i felt, så det er derfor vanskelig å si i hvilken grad dette kan være en alvorlig effekt i regionen. Det kan imidlertid ikke utelukkes at dette kan være viktig.



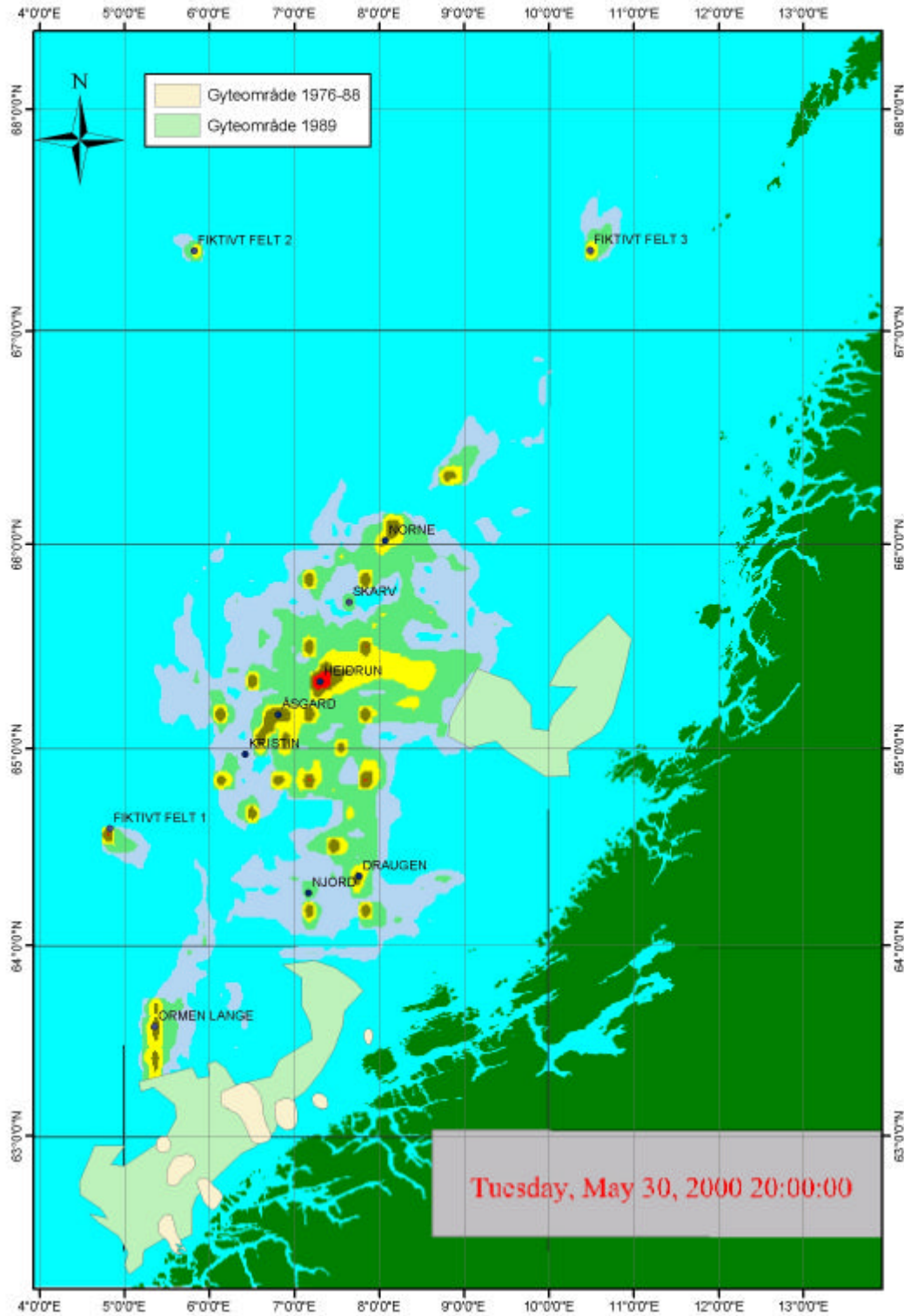
Figur 4.5 Observerte koraller i Ormen Lange området. Symbol U: Data basert på erfaringer fra fiskere. Symbol V: Data beskrevet i litteratur fra Statoil, Havforskningsinstituttet og fra Fiskeridirektoratet. I tillegg er vist deponert kaks og barytt på et regionalt nivå. Figuren viser sum kaks og barytt deponert for både lete- og produksjonsbrønner beregnet fram til og med år 2014.

4.4.2.3 Effekter på fisk

Effekter på fisk, spesielt egg, larve og yngelstadiene, er ikke tilstrekkelig beskrevet i litteraturen til å kunne si med sikkerhet om effekter kan forventes i regionen. Figur 4.6 viser gyteområder for sild, hentet fra Frost og Rye (2002). Det er imidlertid bare et svakt overlapp mellom deponerte mengder kaks/borevæske og forekomst av gyteområder for sild (gyter egg som bunnskår), noe som bare gir et beskjedent potensiale for konflikt.

Forsøk i laboratoriet for å se på effekten av suspenderte inerte partikler (kaolinitt) har blitt gjennomført på egg og larver av fire marine fiskearter (Isono *et al.*, 1998). Ved den konsentrasjonene som ble testet (10000 mg/l) ble det ikke sett effekter på klekking eller utviklingsrater av eggene. Larver som ble utsatt for ulike konsentrasjoner (fra 32 mg/l opp til 10000 mg/l) viste >50% dødelighet ved en konsentrasjon på 1000 mg/l. Larvestadiet viste seg altså å være mye mer utsatt for påvirkning. På regional skala i Norskehavet vil effekter slik de er beregnet og vurdert i dette studiet være begrenset til nærområdet av utslippene.

Undersøkelser av torsk i Nordsjøen antyder forhøyede konsentrasjoner av barium (faktor på ca. 13) i forhold til torsk fra den vestlige delen av Atlanteren (Serigstad, 1994). Det ser imidlertid ut til å være liten eller ingen sammenheng mellom nærhet til utslippssted og konsentrasjon av barium i fisk. Dette tyder på at baryttpartiklene kan ha virkning på en videre spredning enn andre utslippskomponenter som er betraktet. Dette er forhold som gjør det aktuelt å se på spredning av barytt i de frie vannmassene også på regional skala. For lite er kjent om mulige effekter av boreutslipp, både partikulært materiale og borekjemikalier, til å kunne si noe sikkert om potensielle effekter.



Figur 4.6 Gyteområder for sild utenfor Møre og Midt-Norge basert på data fra MRDB. I tillegg er det vist deponert kaks og barytt på et regionalt nivå. Figuren viser sum kaks og barytt deponert for både lete- og produksjonsbrønner beregnet for til og med år 2014.

4.5 Oppsummering boreutslipp

Miljøeffekter av borekaks og borevæske er hovedsakelig knyttet opp mot to aspekter; mengde og spredning av partikulært materiale, og giftighet, konsentrasjoner og spredning av kjemikalier i utslippene. I Norskehavet vil i utgangspunktet alle utslipp fra borestrømmen være basert på bruk av vannbaserte borevæsker, og derfor vil utboret masse (kaks) og vektstoffet barytt utgjøre de største mengdene. Effekter fra enkelte kjemikalier er også vurdert.

Det kan vises til overlapp mellom deponerte masser på sjøbunnen fra forskjellige områder i regionen, men det er stort sett bare lokalt rundt borestedene at lagtykkelse er så stor at det ikke dreier seg om deponering av enkeltpartikler (se Frost og Rye 2002). Resuspensjon som resultat av bølgeaktivitet kan kun forventes ved vanddyb større enn 150 m. Det finnes noen arealer på Midt-Norsk sokkel med slike vanddyb (Haltenbanken), men disse områdene er relativt begrenset i størrelse og ligger dessuten i områder hvor det ikke er gjort funn av olje eller gass. Alle funn som er gjort er på dyp større enn 200 m.

Den samlede akkumuleringen av sedimenter fra boreutslipp på regionalt nivå kan sammenlignes med den naturlige sedimentasjonen i området. Det er følgelig ikke forventet markante effekter av nedslamming på et regionalt nivå i området, selv om det kan være betydelige effekter rent lokalt rundt eller nedstrøms på noen borelokaliteter.

På Heidrun-feltet vil det kunne forekomme oppbygging av borekaks med noe omfang (opptil 20 - 30mm), se Figur 4.3. Denne tilførselen av fremmed materiale vil kunne medføre fysiske effekter på bunnfaunaen som lever i sedimentene innenfor dette området. Dette kan innebære endringer i artssammensetningen og artsantallet eller endret næringstilgang for de organismene som lever her. Undersøkelser rundt de produserende felt på sokkelen utenfor Midt-Norge viser at man har funnet signifikante økninger i sedimentets barium-innhold opp til 3,5 km fra utslippssted (Heidrun). Områder som viser endringer i artssamfunn er mindre. Området rundt Njord fremstår som det mest belastede (DNV, 2001).

Mesteparten av Midt-Norsk sokkel domineres av bløtbunnsfauna, mens det ellers på de aktuelle dyp i Norskehavet også forekommer en del hardbunnsfauna der særlig korallrev med *Lophelia pertusa* og assosiert fauna dominerer. For faunen på de største aktuelle dypene (FF1 og særlig FF2) foreligger det ingen informasjon annet enn spredte opptegninger av korallrev. Ellers er også fiskefaunaen rik, der sild er den arten som ut fra bestandsstørrelse, og siden den gyter på bunnen, har størst mulighet for å bli påvirket av utslipp. Beregningene viser at den lokaliteten med størst potensial for overlapp mellom utslipp og korallrev er rundt Ormen Lange feltet.

For andre filtrerende organismer og fisk som har tilholdssted i de frie vannmasser, synes utslipp av finpartikulært barytt å innebære størst potensiell skade (konsentrasjoner høyere enn 0,5 mg/l). P.g.a. baryttens spredningsmønster vil det også kunne være skade på et regionalt nivå (> 3 km avstand fra borelokaliteten). Det er imidlertid utilstrekkelige data m.h.t. filterstress og gjelleirritasjon til å kunne fastslå hvilket mulig skadeomfang og type skade som eventuelt kan forventes ut fra de konsentrasjoner som er beregnet.

I all hovedsak betraktes deponering av boreavfall som et lokalt problem, begrenset til rundt utslippskilden for det enkelte felt. Det forventes dermed ikke effekter på bunnfaunaen som følge av forventet avsetning av borekaks og barytt i overlappende områder mellom felt som nå er i produksjon i Norskehavet (regional skala).

Erfaringer viser at det finnes hydrokarboner i massene som deponeres på sjøbunnen etter boreoperasjoner. Som et eksempel er det målt totalt hydrokarbon konsentrasjoner (THC) på over 1000mg/kg tørt sediment på enkelte felt. Det er ikke antatt at konsentrasjoner i denne størrelsesorden vil ha markante effekter på miljøet på en regional skala siden det antas at olje som følger boreavfallsstrømmen i hovedsak vil deponeres lokalt rundt borelokalitetene.

Beregningene viser at de fleste av de kjemikaliene som har uønskede miljøegenskaper opptrer i såpass små mengder at selv om de følger undervannsplumen blir influensområdene rundt utslippene meget små (Frost og Rye, 2002). Glykol (MEG = *MonoEthylenGlycol*) slippes ut i relativt store mengder (størrelsesorden 10 - 50 tonn pr. brønn). Spredningsberegninger for Ormen Lange indikerer at innenfor en avstand på ca. 150 – 200 m fra utslippsstedet kan maksimale konsentrasjoner nå opp i rundt 20 mg/l, som er rett over PNEC-verdien for MEG (Frost og Rye, 2002). Sett ut ifra dette kan bare små effekter forventes, og mulige effekter vil være avgrenset til nærområdet for brønnen under utslippet.

En kan ikke kategorisk fastslå at en har fokusert på de riktige komponentene i utslippene eller at alle relevante kjemiske og biologiske prosesser er tatt hensyn til i de analyser og vurderinger som er foretatt. Det må derfor fortsatt konkluderes med at man ikke kan se bort fra at utslippene kan gi langtidsvirkninger av enkelte komponenter i form av for eksempel akkumulering gjennom næringskjeden eller hormonhermende virkninger. Utviklingen og bruk av mer miljøvennlige kjemikalier og tekniske løsninger samt gjenbruk har imidlertid bidratt til å redusere denne mulighet.

5 Fortrenningsvann, drenasjevann, kjølevann, klargjøring av ledninger

5.1 Fortrenningsvann

Utslipp av fortrenningsvann i Norskehavet er begrenset til Draugen. Den produserte oljen mellomlagres i plattformens betongceller før oljen går videre via bøyelasteren med tankskip. Fortrenningsvannet slippes ut ved bunnen ved plattformen med en midlere oljekonsentrasjon (som dispergert olje) på 0,2 mg/l (ppm) totalt hydrokarboninnhold. Denne oljekonsentrasjonen er rundt 0,5 – 1 % av den stoffmengden som går ut som registrert mengde ved rutinemålinger av produsert vann ved andre plattformer. Utslippsmengden for 2001 var 8,8 millioner m³, mens produsert vann utslippet samme sted var 0,2 millioner m³. (Frost & Rye 2002). Det betyr at det ble sluppet ut 1,7 tonn olje i fortrenningsvann, og 4 tonn olje i produsert vann. Se også Frost & Rye (2002) Tabell 2.3 for sammenlikninger av proporsjoner.

Fortrenningsvannet er det eneste utslippet av dispergert olje i slike mengder nær sjøbunnen. Sannsynligheten for at persistente og bioakkumulerbare hydrokarboner kommer i kontakt med bunnlevende organismer er større ved et slikt utslipp enn ved utslipp av produsert vann. Mengdene som slippes ut er små, og gjennomførte sedimentundersøkelser i Draugenområdet har ikke vist forhøyede verdier av THC sammenlignet med andre felt i Norskehavet som ikke har slike utslipp. Det vurderes derfor som lite sannsynlig at dette utslippet av fortrenningsvann representerer et miljøproblem i forhold til omkringliggende miljøressurser.

Med det forbehold at mengden dispergert olje i fortrenningsvannet ikke er direkte sammenliknbar med innholdet i de forskjellige produsert vann utslipp, synes utslippet av fortrenningsvann å være begrenset til et lokalt og ikke regionalt anliggende.

5.2 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 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.

5.3 Kjølevann

De forskjellige oljefeltene installasjoner bruker betydelige mengder kjølevann. Temperaturen på kjølevannet fra Kristinplattformen er beregnet til 35 °C med utløp 14 m underhavflaten. For Draugen er det oppgitt 32 °C og 30 m som utslippsdyp. For Kristin feltet, der produsert vann og kjølevann går ut sammen, foreligger følgende opplysninger: Utslippsrater for produsert vann er beregnet i intervallet 40-200 m³/time, og kjølevann i intervallet 4000-5000 m³/time. Beregningene viste at utslippet raskt vil stige til overflaten. Med den høyeste raten for produsert vann og den laveste raten for kjølevann, er nærsonefortynningen for produsert vann i det overflaten nås konservativt beregnet til 1:300. Rask fortynning og nedkjøling synes derfor å medføre at temperaturskader generelt vil begrense seg til lokale skader helt nær alle plattformene. Fisk og andre dyr med tilstrekkelig egenbevegelse vil generelt kunne ta seg vekk.

Som begroingshindrende tiltak benyttes på de fleste produksjonsinstallasjonene et boble-klor anlegg som produserer klor ved elektrolyse av en kobbermetallelektrode. Ved eldre offshore installasjoner har klor vært tilsatt som natriumhypokloritt (NaOCl) med en utgående konsentrasjon på 1mg/l residuell klor. Tilgjengelig informasjon indikerer at klorbruken er 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.

For Draugenfeltet er det oppgitt utslippskonsentrasjoner på 0,2 - 0,3 mg/l (kan også leses som som g/m³) Cl₂ og i snitt 0,0065 mg Cu/l eller ca 2 - 3 % av klormengden. Utslippsmengde vann ved normal drift på Draugen er satt til 700 m³/time. Regnes det konservativt, uten hensyn til at klor nedbrytes i kjøleprosessen, og med 0,3 mg Cl/l, blir det 5 kg klor per døgn. For de andre plattformene er det oppgitt en midlere klorverdi i utslippet som 0,05 mg/l og tilsvarende 0,005 mg Cu/l. Konservativt beregnet er således 1/6 av klorete tilbake, mens det meste av kobberet går uendret gjennom kjølesystemene.

Følgende utslippsmengder av kjølevann er oppgitt for andre felt i Norskehavet: Kristin 6100 m³/time, Norne 4-500 m³/time og Heidrun med lavere verdier enn Norne. Det samlede utslippet skjer fra flere punkter, og kjølevannet fortynnes i store vannmasser etter utslippene. Det foreligger ingen indikasjoner på noen belastning av regional karakter, mens det er litt usikkert grunnet begrensede data m.h.t mulige lokale effekter.

Kobber forblir vannløselig og fortynnes ned til bakgrunnsverdier raskt i de aktuelle vannvolum. I EIF beregningene anvendes en PNEC verdi på litt under 0,001 mg Cu/l. Dette indikerer at effekter kun kan forventes lokalt nær plattformen for kobber i Norskehavet. Kobber forventes heller ikke å bli oppkonsentrert ved sedimentering. Det kan kanskje være et potensiale for at klor eller de substituerte bromforbindelsene kan kunne sedimentere og bioakkumulere i områdene rundt plattformene.

5.4 Utslipp ved klargjøring av rørledninger

Med hensyn til nye utbygninger er det planlagt utbygninger (PUD) for Kristin, Mikkell og Svale. De tekniske løsninger som beskrevet i konsekvensutredningen for Kristin samt kjemikaliebruken er her også lagt til grunn for Mikkell og Svale. Eksportrørledninger fylles med sjøvann og tilsettes biosider for å hindre begroing, oksygenfjerner for å hindre begroing og fargestoff for lekkasjesporing. Tømming av ledninger skjer på eller ved plattformen for rør 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.

Utover KU for Kristinutbyggingen er det ikke spesifisert videre utslipp for Mikkell og Svale. Utslippene ved klargjøring av felt og transportrør forbundet med disse plattformene og løsninger som beskrevet i underlagsinformasjon og Fakta 2001 fra OED tilsier at belastningen fra Mikkell og Svale blir begrenset og av helt lokal karakter. De nye største utslippsvolum og mulige miljøfarer slik de er beregnet for klargjøringer av rørledninger, vil komme ved eventuelle transportledninger fra Fiktive felt nr 1 og 2, se Tabell 5.1.

Tabell 5.1. Estimerte kjemikalieutslipp ved klargjøring av rørledninger; en illustrasjon av mulig kjemikaliebruk og omfanget*.

Felt og rørtyper	Forventet utslipp av a aktive komponenter (aktivt stoff)					
	Rørvolum m ³	Basisalternativ			Alternativ til lut	
		Lut liter	Oksygenfjerner Natriumbisulfitt	Fargestoff Fluorescin	Biosid Glutaraldehyd	Oksygenfjerner Natriumbisulfitt
Mikkell						
Feltrør	6303	945	410	315	315	410
Transportrør	6280	942	408	314	314	538
Svale						
Feltrør	1514	231	98	77	77	98
Transportrør	314	48	20	16	16	20
Åsg. ab-Møre						
Oljetransport	69800	10470	454	3490	3490	454
Pres.-land						
Gasstransp	14130	2121	918	707	707	918
Orm.L.-land						
Gasstransp	10600	1590	689	530	530	689

*Alle masser er gitt i kilo. For transportrør er det lagt inn anslag på hhv 20 cm & 10 cm radius og 50 km og 10 km lengde for Mikkell og Svale. For de to siste gasstransportledningene er radius satt til 15 cm. Lutten er omregnet til 100% lut per volumenhet.

For fargestoffet fluorescin er det ikke spesifisert noen erstatning. Fluorescin brukes nå med en dosering på 50 mg/l. Stoffet har lav giftighet og biokonsentrasjonsfaktor, men er lite nedbrytbart. Anvendelse som medfører større utslipp bør vurderes unngått nær store korallrev fordi misfarging kan oppstå. Selv om rødt er den mest benyttede kamouflasjefargen blant dyr med økende dyp, kan økede kontraster på korallrev og andre dyr muligens øke predasjonsrisikoen. (Rød farge brukes av mange dyr fordi det er billigst å syntetisere pigment kun til en ekte farge og fordi det røde lyset når kortest ned i havet. Dette gir mer funksjonell svarthet med avtagende lys og økende dyp) Den størrelsesgrense som er satt til rundt 3 m høyde for å unngå koraller ved rørlegging (Hovland, Statoil) kan også vurderes som veiledende norm for begrensninger av fargestoffutslipp.

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 skinnkontakt gi kronisk 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.

Natriumhydroksyd (NaOH) er vurdert i KU for Kristin. Dette er en sterk basisk væske uten bufferkapasitet, men de helt lokale etseskadene på organismer vurderes som mer begrenset enn usikkerheten forbundet med biocidet glutaraldehyd. NaOH tilsettes også med en konsentrasjon rundt 150 ml NaOH/l.

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.

6 Referanser

- Aas, E., T. Baussant, Balk, L., Liewenborg, Andersen, O.K. (2000). PAH metabolites in bile, cytochrome P4501A and DNA adducts as environmental risk parameters for chronic oil exposure: a laboratory experiment with Atlantic cod. *Aquatic Toxicology* 51(2): 241-258.
- Axiac, V., George J.J., Moore, M.N. 1988 Petroleum Hydrocarbons in the Marine Bivalve *Venus verrucosa*: Accumulation and Cellular Responses. *Marine Biology* 97, 225-230.
- Barlow, M. J., Kingston, P. F. 2001. Observations on the effects of barite on the gill tissues of the suspension feeder *Cerastoderma edule* (Linne) and the deposit feeder *Macoma balthica* (Linne). *Marine Pollution Bulletin* 42(1): 71-76
- Baussant, T., Sanni, S., Jonsson, G., Skadsheim, A., Børseth, J.F. 2001a. Bioaccumulation of polycyclic aromatic compounds: 1. Bioconcentration in two marine species and in semipermeable membrane devices during chronic exposure to dispersed crude oil. *Env. Tox. Chem.*:20: 1175 - 1184.
- Baussant, T., Sanni, S., Jonsson, G., Skadsheim, A., Børseth, J.F., Gaudebert, B. 2001b. Bioaccumulation of polycyclic aromatic compounds: 2. Bioaccumulation in marine organisms chronically exposed to dispersed oil. *Env. Tox. Chem.* 20 (6): 1185-1195.
- Brakstad, O. G., 2000 Bioavailability and effects on marine zooplankton. SINTEF rapport nr. STF66 F01075.
- Brakstad, O. G., 2001 Biodegradation of Jotun and Balder oils. SINTEF rapport nr. STF66 Draft.
- Carls, M.G., Marty, G.D., Hose J.E. 2002. Synthesis of the toxicological impacts of the Exxon Valdez oil spill on Pacific herring (*Clupea pallasii*) in Prince William Sound, Alaska, USA. NRC Research Press Web site at <http://cjfasl.nrc.ca> on 5. February 2002.
- Carls, M. G., S. D. Rice, Hose, J.E. 1999. Sensitivity of Fish Embryos to Weathered Crude Oil: Part I. Low-Level Exposure during Incubation causes Malformations, Genetic Damage, and Mortality in Larval Pacific Herring (*Clupea Pallasii*). *Env. Tox. Chem.* 18: 481-493.
- Cerniglia, C. E., Heitkamp, M A. 1989. Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the aquatic environment. In: Varanasi, U (ed) *Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment*. Pp 42-68.
- Cerniglia, C. E. 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biodegradation* 3: 351-368.
- Cranford, P. J., D. C. Gordon, et al. 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: 225-256.
- DNV, 2001: Miljøundersøkelse 2000. Haltenbanken Region VI. Hovedrapport. DNV Rapport Nr. 2001-0376 datert 20. mars 2001.
- Dunn, B. P., J. J. Black, et al. 1987. 32P-postlabeling analysis of aromatic DNA adducts in fish from polluted areas. *Cancer Research* 47: 6543-6548.
- E&P Forum, 1994 North Sea Produced Water: Fate and Effects in the Marine Environment, Report No. 2.62/204

- Farestveit, R. E t a. 1994. Eksponering av torskeegg og –larver for rørledningskjemikalier (glutaraldehyd og natriumbisulfitt). Statoilrapport. 937334.
- Frost T.K., Olsen, A.J., Nordtug, T., Røe, T.I., Johnsen, S. 1998. Uptake and depuration of naphthalene, phenanthrene and p-cresol in teh marine copepod *Calanus finmarchicus*. In: Røe, T.I. 1998: Produced Water Discharges to the North Sea - A study of bioavailability of organicproduced water compounds to marine organisms (Dr. scient thesis, Univ. of Trondheim).
- Frost, T., H. Rye 2002. Regional Konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Regulære utslipp til sjø – sprednings- og risikoberegninger Statoil-rapport.
- Golmen, L. G. et al. 1993. Zeepipie ready for operation – environmental monitoring of the discharge of inhibited seawater at Sleipner. January-March. 1993.
- Gray, J. S. 1999. Using science for better protection of the marine environment. Mar. Poll. Bull. 39: 3-10.
- Heintz, R. A., J. W. Short, Rice, S. D. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part II. Increased mortality of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) embryos incubating downstream from weathered Exxon Valdez crude oil. Env. Tox. Chem. 18(3): 494-503.
- Hellou, J. Heinz, R., Skadsheim, A. 2002. Live longer and prosper: Vulcan ideology and earthling toxicology. Setac Globe: 3 :21-23
- Hemond , H.F., Fechner, E.J. 1994 Chemical Fate and Transport in the Environment, Academic Press, San Diego, USA.
- Hovland, M., Mortensen, P.B., Brattegard, T., Strass, P., Rokoengen, K. 1998. Ahermatypic coral banks off Mid-Norway: Evidence for a link with seepage of light hydrocarbons. Palaios 13: 189-200.
- Hovland, M., Thomsen, E. 1997. Cold-water corals - Are they hydrocarbon seep related? Marine Geology 137: 159-164.
- IKU 1986. Haltenbanken baseline survey 1985. IKU rapport nr. 86.112, 448 s.
- Isono, R. S., J. Kita, et al. (1998). Acute effects of kaolinite suspension on eggs and larvae of some marine teleosts. Comp. Biochem. Physiol. C 120: 449-455.
- Jobling, S., Sumpter J.P. 1993. Detergent components in sewage effluent are weakly estrogenic to fish - an in-vitro study using rainbow-trout (*Oncorhynchus-mykiss*) hepatocytes. Aquatic Toxicology 27: 361-372.
- Johnsen, S., Frost, T.K., Hjelsvold, M. and Røe Utvik, T.I. 2000. The Environmental Impact Factor - a proposed tool for produced water impact reduction, management and regulation. SPE-paper 61178, presented at the SPE Conference in Stavanger 26-28th June 2000.
- Johnsen, H.G., Frost, T.K, Neverdal., G., Eliassen, R., Johnsen, S. 2002. Long-term effects and bioaccumulation of produced water originating phenols in the marine copepod *Acartia tonsa*. In preparation.
- Jovanovich, M.C., Marion, K.R. 1987. Seasonal Variation in Uptake and Depuration of Anthracene by the Brackish Water Clam *Rangina cuneata*, Marine Biology 95, 395-403.
- Jørgensen, S.E (ed.) 1990 Modelling in Ecotoxicology, Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, 353 p.
- Kurelec, B. 1993. The genotoxic disease syndrome. Marine Environmental Research 35: 341-348.

- Leung, K.M.Y., Morritt, D., Wheeler, Jr., Whitehouse, P., Sorokin, N., Toy, R., Holt, M., Crane, M. 2001. Can saltwater toxicity be predicted from freshwater data? *Mar. Poll. Bull.* 42: 1007-1113.
- Meador, J. P., Stein, J. E., Reichert, W. L., Varanasi, U. (Eds.). 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology.* 143: 79-166.
- Meier, S., J. Klungsøyr, J., Svardal, A. 2002. Alkylerte fenolers hormonelle innvirkning på torsk. Bergen, Havforskningsinstituttet: 33.
- Moe, K.A., Lorentsen, S-H., Fossum, P., Heide, M. og Melbye, A.G. 2002. Regional Konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Oppdatering av miljøressurser.
- Moe, K.A., G.M. Skeie, J.P. Aabel, G. Futsaeter, L.O. Reiersen and K. Tjessem, 1994 Accumulation of Hydrocarbons (Base oil, Crude oil, and Fuel oil) in Fish from the North Sea (Statfjord and Oseberg Oil Field Centre, Bank of Egersund), Bank of Halten, and Northwest of the Faroe Islands, SPE 27165.
- Mortensen, P.B. 2001. Aquarium observations on the deep-water coral *Lophelia pertusa* (L., 1758) (Scleractinia) and selected associated invertebrates. *Ophelia* 54: 83-104.
- Mortensen, P.B., Hovland, M., Brattegar, T., Farestveit, R. 1995. Deep-water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* (L.) at 64-degrees-n on the norwegian shelf - structure and associated megafauna. *Sarsia* 80: 145-158.
- Mortensen, P.B., Hovland, M., Fosså, J.H., Furevik, D.M. 2001. Distribution, abundance and size of *Lophelia pertusa* coral reefs in mid-Norway in relation to seabed characteristics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 581-597.
- Narbonne, J.F., D. Ribera, P. Garrigues, M. Lafaurie, and A. Romana, 1992 “Different Pathways for the Uptake of Benzo(a)pyrene Adsorbed to Sediment by the Mussel *Mytilus galloprovincialis*”, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49, 150-156.
- Neff, J. M. 1987. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment, Sources, Fates and Biological Effects” Applied Science Publ., Barking , Essex, England, 262 pp.
- Neff, J. M., Sauer, T. C. 1996a. Aromatic hydrocarbons in produced water: bioaccumulation and trophic transfer in marine food webs. In: Reed, M. J., S. (ed.), *Produced Water 2. Environmental issues and mitigation technologies*, Plenum Press, New York, p. 163-175.
- Neff, J. M., Sauer, T. C. 1996b. An ecological risk assessment for polycyclic aromatic hydrocarbons in produced water discharges to the western Gulf of Mexico, Reed, M. & Johnsen, S., Plenum Press, New York, p. 355-366.
- NFR. Rammenotat. (2001). Langtidsvirkninger fra utslipp til sjø fra offshoresektoren. Norges Forskningsråd. ISBN 82-12-01623-4.
- NIVA 1989. Baseline environmental survey of the Heidrun Field. June 1988.
- Norges Geologiske Undersøkelse, 2000 Sedimentologi og geotekniske undersøkelser på korte sedimentkjerner tatt i Norskerenna, forsøkninger / basseng på kontinentalsokkelen utenfor Midt-Norge, og kontinentalskråningen utenfor Trænabanken samt Vøringplatået (tokt 9901), Rapport nr. 2000.026.
- NPD, 2002: Oljedirektoratets database for gjennomførte lete- og produksjonsboringer på norsk sokkel, pr. januar 2002. <http://www.npd.no/engelsk/cwi/pbl/en/index.htm>
- OLF, 1998 Produced Water Discharges to the North Sea: Fate and Effects in the Water Column. Summary Report

- OLF, 1996: Miljøeffekter av bore- og brønnkjemikalier. OLF rapport utarbeidet av SINTEF, Allforsk, NIVA og Novatech datert 27 desember 1996.
- Phillips C., C. J., Evans J., Hom W. 1998) Evidence for long-range transport of a low to medium molecular-weight petroleum product off Central California, USA. *Env. Tox. Chem.* 17: 1662-1672.
- Regional Konsekvensutredning for Haltenbanken/Norskhavet. 1998.
- Regional Konsekvensutredning, Nordsjøen. 1999. Temarapport 6. Regulære utslipp til sjø – konsekvenser.
- Reichert, W.L., M.S. Myers, K. Peck-Miller, B. French, B.F. Anulacion, T.K. Collier, J.E. Stein and U. Varanasi 1998. Molecular epizootiology of genotoxic events in marine fish: Linking contaminant exposure, DNA damage, and tissue-level alterations. *Mutation Research* 411: 215-225.
- Roex, E. W. M.; Van Gestel, C. A. M., Van Wezel, A. P., Van Straalen, N. M. 2000. Ratios between acute aquatic toxicity and effects on population growth rates in relation to toxicant mode of action. *Env. Tox. Chem.* 19: 685-693.
- Rogalandforskning, 1995. Draugen seabed monitoring survey 1994. RF rapport nr. 95/012, 50 s.
- Rogers, A. D. (1999). The biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and other deep-water reef-forming corals and impacts from human activities. *International Review of Hydrobiology* 84: 315-406.
- Rygg, B. 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. NIVA rapport nr. 3347, 68 s.
- Saga, 1994: Miljøprogram i forbindelse med brønn 7219/8-1s i Barentshavet. Rapport fra Saga Petroleum a.s., Divisjon for Teknologi og utbygging datert 10. mars 1994. Saga rapport R-TIY-0003.
- Sanni, S., Øysæd, K.B., Høivangli, V., Gaudebert, B. (1998). A continuous flow system (CFS) for chronic exposure of aquatic organisms. *Marine Environmental Research* 46(1-5): 97-101.
- Serigstad, B., 1994: Effekter av boreaktivitet på opptak av metaller i torsk (*Gadus morhua* L). Ocean Climate A/S, 52 pp.
- Short, J.W., Heintz, R. Identification of *Exxon Valdez* oil in sediments and tissues from Prince William Sound and the Northwestern Gulf of Alaska based on a PAH weathering model. *Environ. Sci. Technol.* 31: 2375-2384.
- Solomon, K. R. 1996. Chlorine in the bleaching of pulp and paper. *Pure and Applied Chemistry.* 68: 1721-1730.
- Skadsheim, A., Baussant, T., Bechmann, R.K., Bjørnstad, A., Gaudebert, B., Labes-Carrier, C., Jensen, I.C., Jonsson, G. 2000a. Density and size dependent uptake of various PAC in organisms of a model food chain. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 18: 161-175.
- Skadsheim, A., Rinde, E., Christie, H. 1994. Forekomst og endringer i kråkebolletetthet, kråkebolleparasitt og gjenvekst av tareskog langs norskekysten fra Trøndelag til Troms. NINA Oppdragsmelding 258: 1-39.
- Skadsheim, A., Rinde, E. 1995. Økologisk kartlegging av tareskogsamfunn i Froan. NINA Oppdragsmelding 354: 1-38.

- Skadsheim, A., S. Sanni, C. A. Cova, B. Gaudebert. 2000b. Bioavailability to fish of hydrocarbons contained in oil droplets or dissolved in water. Society of Petroleum Engineers. Fifth International Conference on Health, Safety & Environment in oil and gas exploration and production, 26-28 June 2000 Stavanger, Norway. SPE 61135.
- Statoil, 2002 RKU – Norskehavet. Beregning av spredning og miljørisiko (EIF) av utslipp av produsert vann/ballastvann og utslipp fra operasjoner i Norskehavet. Rapportutkast.
- Statoil, 2001: Planlagte forbruk/utslipp av borekjemikalier brønn 6608/10-8, Stær feltet. Statoil rapportutkast datert 19 oktober 2001.
- Statoil, 2002: Informasjon oversendt i forbindelse med gjennomføringen av prosjektet.
- Weyers, A., Sokull-Klüttgen, B., Baraibar-Fentanes, J., Vollmer, G. 2000. Acute toxicity data: a comprehensive comparison of results of fish, *Daphnia*, and algae tests with new substances notified in the European Union. *Env. Tox. Chem.* 19: 1931-1933.
- Wheeler, J., Sorokin, N., Leung, K., Morrit, D., Crane, M., Whitehouse, P., Cole, S., Mitchell, R., Holmes, D., Rogers, H.R., Karman, C. 2001. Marine risk assessment and ecosystem dynamics: comparison of marine and freshwater data and test methods. WRC-NSF Ltd. LRI Eco1b. 176 p.
- Wolfe, M.F., Schlosser, J.A., Schwartz, G.J.B., Singaram, S., Mielbrecht, E.E., Tjeerdema, R.S., Sowby, M.L. 1998. Influence of dispersants on the bioavailability and trophic transfer of petroleum hydrocarbons to primary levels of a marine food chain. *Aquatic Toxicology* 42: 211-227
- Westerlund, S. Beyer, J., Eriksen, V. and Kjeilen, G. 2001. Characterisation of the cuttings piles at the Beryl A and Ekofisk 2/4 A platforms – UKOOA phase II, task 1. RF report 2001/092, Final version October 2001. ISBN: 82-490-0152-4.

Vedlegg 1 - Utslippskarakterisering

Operatørene benytter kjemikalier til å optimale boreprosessen. Formålet er blant annet (OLF, 1996):

- Skape et hydrostatisk mottrykk i brønnen til trykket i formasjonen
- Føre borekaksen ut av borehullet
- Smøre borestrengen
- Kjøle ned og rense borekronen
- Stabilisere borehullet

I tillegg til boreprosessen vil det være behov for kjemikalier knyttet til

- Komplettering av brønn
- Sementering av brønn
- Stimulering av brønn
- Beredskapskjemikalier

Det har foregått boring på Haltenbanken siden begynnelsen av 1980-årene. Praksis har derfor endret seg over tid. Utslipp av oljebaserte og syntetisk baserte borevæsker var tidlige tillatt sluppet ut, men er nå faset ut. Det benyttes ofte forskjellige borevæsker (og kjemikalie-tilsetninger) for forskjellige boreverrsnitt når brønnen bores. Noe slippes ut til sjø fra riggen (vannbasert kaks og slam), noe slippes ut direkte på sjøbunnen (ved boring av de øverste boreverrsnittene) og noe slippes ikke ut i det hele tatt (kaks/slam basert på syntetiske og oljebaserte borevæsker). Praksis varierer også mellom forskjellige operatører og er også avhengig av dybden av og egenskaper til selve formasjonene det bores i.

Overvåkingsundersøkelsene som gjennomføres rundt de forskjellige borestedene reflekterer historikken i de utslipp som har funnet sted. Dagens praksis viser overgang til mer bruk av ”miljøvennlige ” kjemikalier godkjent av SFT (PLONOR-kjemikalier). Eksempler på kjemikalier benyttet under boring (øverste boreverrsnitt, utslipp direkte til sjøbunn) er vist Tabell A.1:

Tabell A.1. Sammensetning av sjøvann/bentonitt/CMC i 36" og 17 1/2" hullseksjon. Fra utslippssøknad for boring på Størfeltet NØ for Norne, Statoil (2001).

Produkt	Konsentrasjon (kg/m ³)		Utslipp (tonn)		
	36"	17 1/2"	36"	17 1/2"	Totalt
XC Polymer	1,0	1,0	0,3	0,9	1,2
Ilmenitt	60	40	17,2	36,4	53,6
Bentonitt	80	60	23,0	54,6	77,6
PAC Reg.	3,0	3,0	0,86	2,73	3,59
Soda Ash	0,5	0,5	0,14	0,46	0,6
Lime	0,25	0,25	0,10	0,23	0,33
Totalt			41,6	95,3	137

Denne borevæsken består av bare PLONOR kjemikalier, og størstedelen er uorganiske komponenter. Innhold av organiske komponenter i borevæsken er lavt. I tillegg kan det ved behov bli brukt beredskapskjemikalier som ikke er PLONOR kjemikalier. For dypere hullseksjoner skjer utslippet normalt fra rigg. Eksempel på sammensetning av borevæske ved utslipp over rigg er gitt i Tabell A.2:

Tabell A.2. Sammensetning av borevæsken KCl / Polymer/ Glycol for 8 1/2" hullseksjon. Fra Statoil (2001).

Produkt	Konsentrasjon	Utslipp (tonn)
Barytt*	281	92
AquaPack LV	12	3,94
Soda Ash	0,75	0,25
Lime	0,5	0,16
AquaCol D	40	13,1
PermaLose HT	6	1,97
AquaPack Reg	2	0,66
KCL salt 99%	140	45,9
Natrium Bikarbonat	0,5	0,16
Totalt		204,14

* Mengde barytt er oppgitt av Statoil (2002).

I denne borevæsken er det kun produktet Aqua Col D (glykol, en leirinhitor) som ikke er PLONOR kjemikalie, og største delen av kjemikaliene er uorganiske komponenter. Innhold av organiske komponenter i borevæsken er lavt. I tillegg slippes det ut kaks som er utboret masse fra borehullet.

De forskjellige produktnavn i Tabellene A.1 og A.2 har funksjoner og hovedkomponenter som presentert i Tabell A.3

Tabell A.3. Funksjoner og hovedkomponenter for kjemikalier benyttet under boring planlagt på Stør feltet, Statoil (2001). Vannbaserte borekjemikalier.

Handelsnavn	Hovedkomponent	Funksjon	Kommentarer
AquaPAC reg	Cellulose	Viskositet	PLONOR*
AquaPAC LV	Cellulose	Filtertapkontroll	PLONOR
Bentonitt	Bentonitt leire	Viskositet	PLONOR
Ilmenitt	Ilmenitt	Vektmateriale	PLONOR
Permalose HT	Stivelse	Filtertapkontroll	PLONOR
XC Polymer	Xanthan Gur	Viskositet	PLONOR
AquaCol D	Glykol	Leirinhjbitor	1)2)
KCL	Kalium klorid	Leirinhjbitor	PLONOR
Soda Ash	Natrium Karbonate	PH kontroll	PLONOR
Lime	Kalsium Hydroksyd	Alkalitet	PLONOR
Kalkstein	CaCO ₃	Vektmateriale	PLONOR

*PLONOR kjemikalier tillates sluppet ut

1) *Miljøvurdering er utført på basis av utgitt miljøinformasjon.

2) Akseptabel i.h.t. SFTs kriterier og tillates sluppet ut

Ved sementering forbrukes sementeringskjemikalier. Planlagt forbruk og utslipp av kjemikalier i forbindelse med sementering ved normal operasjon er gitt i Tabell A.4. I listen opptrer enkelte kjemikalier som ikke er PLONOR kjemikalier. Disse har således et potensiale for miljøskade. Imidlertid er mengdene av disse såpass begrensede at mulige skadevirkninger vil være små.

Det er for tiden en stor fokusering på bruk og utslipp av bore- og brønnkjemikalier på norsk sokkel. Incitamentene er tatt i bruk som er ment å oppfordre til gjenbruk av kjemikalier. Dette vil også være kostnadsbesparende for operatørene. Myndighetene legger dessuten opp til en utvikling med "0-utslipp" (eller 0 effekter av utslipp) til sjø, og dette omfatter også utslipp fra boreoperasjoner. Dette kan få innvirkning både på sammensetning og mengder av de fremtidige utslipp fra boreoperasjoner i Norskehavet.

Tabell A.4: Forbruk og utslipp av sementkjemikalier ved normal operasjon (Statoil 2001)

Handelsnavn	Hovedkomponent	Funksjon	PLONOR	Forbruk (Tonn)	Utslipp (Tonn)
CFR-5L E+	Uorganisk salt	Tynner	PLONOR	0,63	0,06
CFR-3L	Sulfonsyresalt	Tynner	1) 3)		
Cl."G" sement.	CaO, SiO ₂	Bindingsmateriale	PLONOR	227	57,4
X-LITE	Norcem Industrisement, Matrix sement Spherelite, Bentonitt	Bindingsmateriale	PLONOR		
Econolite	Na ₂ SiO ₃	Extender	PLONOR	4,52	1,94
Gascon 469	Kolodial silika 10-30% NaOH 0-1%	Extender	1)2)	0,83	0,08
Halad-99LE+ tilsatt starcide	Hydroksetylcellulose +	Fluidloss	1)2)	1,88	0,19
HR-4L	Na-lignosulfonat	Retarder	PLONOR	2,28	0,70
HR-5L	Modifisert lignosulfonat	Retarder	PLONOR	0,25	0,02
Liq CaCl ₂	CaCl ₂	Akselerator	PLONOR	1,73	0,13
NF-6 total	Vegetabilsk olje Monopropylenglykolderivate + Tilsetningsstoffer 1)	Skumdemper	1) 2)	0,25	0,07
Tuned Spacer 500E+	Podet polymer (60-100 %) (Bentonitt, 60-100%, tilsetningsstoffer)	Skillevæske	PLONOR	0,66	0,18
Sum totalt				240	61

- 1) Miljøvurderingen av sementkjemikalier som ikke står på PLONOR listen er utført på basis av økotoksikologisk informasjon gitt i HOCNF. PLONOR kjemikalier tillates sluppet ut.
- 2) Akseptabel iht. SFTs kriterier og tillates sluppet ut
- 3) Tillates sluppet ut, men prioriteres for utskifting i henhold til SFTs kriterier