

Kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Norskehavet

Tilleggs kommentarer

Delrapport «Konsekvenser av regulære utslipp til sjø»

Generelle kommentarer

Det er uheldig at det benyttes en annen spredningsmodell enn den som normalt brukes på norsk sokkel. PNEC verdier og forskjeller mellom ulike spredningsmodeller burde vært diskutert.

Potensielle regulære utslipp må i større grad vurderes mot registrerte naturressurser i det aktuelle området. De stedspecifikke betraktninger har ikke god nok detaljeringsgrad selv om scenarioene er plassert på kart hvor det er kartlagt biologiske verdifulle områder.

Sammendrag

Side 3: Det anbefales at produsert vann reinjiseres i undergrunnen og for et eventuelt landanlegg forutsettes det at det produserte vannet renses slik at utslippene til sjø ikke inneholder oljerester og kjemikalier. Dette kan oppfattes som nullutslippskrav, og det er vel ikke meningen.

Kapittel 3

Side 16. Feil sitering «resultater fra forsøk med produsert vann viser dannelse av DNA adduktnivåer signifikant over bakgrunnsverdiene når eksponeringsperioden er relativt lang (mer enn 16 uker) (Holth et. al 2009)».

Korrekt sitering «resultater fra forsøk med utvalgte lavmolekylære PAH komponenter viser dannelse av DNA adduktnivåer signifikant over kontrollgruppen når eksponeringsperioden er relativt lang (44 uker) (Holth et al 2009). Pulset eksponering av samme PAH nivå viste ikke signifikant høyere adduktnivå enn kontrollgruppen.

Denne presiseringen er viktig da det er utenkelig at fritt svømmende fisk skal bli eksponert for PAH over 5 mg/l i 44 uker i frie vannmasser. En pulset eksponering er mer realistisk.

Side 19. Feil sitering «laboratorieforsøk antyder at slik påvirkning kan finne sted 15 km fra et boreutslipp (Myhre et al. 2006).»

Korrekt sitering «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).»

Kapittel 4

Generelle kommentarer

Det er uheldig at det ikke skilles mellom effekter av direkte sedimentasjon og eksponering til partikulært materiale i vannmassen.

Det er benyttet en annen modell (GEMS) enn det som er vanlig (SINTEF modellen) til å modellere fortynning. Dette vanskeliggjør sammenligning med annen relevant informasjon.

Det er også uheldig at effekter fra utslipp av produksjonskjemikalier ikke er vurdert.

PNEC verdiene er konservative. Hver enkeltkomponent vurderes for seg. Det er lite konservativt, selv om usikkerheten mht toksikologisk virkningsvei og kompleksiteten i type PAH forbindelser tilsier at man bør gruppere dem. Hvis man deler opp i enkeltkomponenter, tar man ikke med samvirkende effekter av stoffer med tilnærmet lik toksikologisk «pathway».

Eksempel, rapporten tar Benzen, Toluen, Etylbenzen og Xylen hver for seg.

Da blir den høyeste fortynning for å komme ned til PNEC på 793 for Benzen.

Hvis man anvender PNEC (EIF) som man benytter på norsk sokkel, blir den tilsvarende fortynningen 1862 ganger.

I tabellen under vises fortynningstallene som ville vært resultatet hvis man benyttet tilnærmingen som er vanlig på norsk sokkel.

Stoff	Gj.sn. i utslipp ug/l	PNEC (EIF)	Fortynningsfaktor
BTEX	13777	17	810
Napthalenes	1006,63	2,1	480
PAH 2-3 ring	79,47	0,15	530
PAH 4-ring +	1,01	0,05	840
Phenols C0-C3	23,1	10	
Phenols C4-C5	0,84	0,36	2,3
Phenols C6+	0,33	0,04	8,25

Spesifikke kommentarer

Side 24, siste setning, andre avsnitt «Det er ikke empirisk grunnlag for å angi influensområder basert på samvariasjon mellom stoffene». Det vil si at man desavuerer fundamentet for EIF (species sensitivity distribution curves). Dette er vi uenige i, og påstanden mangler fundament.

Side 28, nest siste setning «ingen av disse stoffene (Barytt, bentonitt og sement) forventes å ha en toksisk virkning av betydning. Vi har derfor ikke grunnlag for å beregne PNEC for toksisitet av stoffene i kaksutslippet».

Disse stoffene har en annen kornfordelingskurve enn kaks og vil ha andre effekter på filtrerende organismer. Det er derfor en alvorlig forenkling å ikke ta med i betraktningen eventuelle effekter av disse stoffene på filtrerende organismer.

Side 52, tredje setning, andre avsnitt «dette tilsvarer en konsentrasjon av porevann på 1000 ppm.». Porevann i vannsøylen gir ingen mening.

Side 55, andre avsnitt og side 63 «Eksponeringen til sedimentert kaks vil være vedvarende helt til kakset enten eroderes og føres videre, blandes ned i det naturlige sedimentet ved bioturbasjon eller dekkes til av nytt sediment. I praksis utgjør tilslammingen derfor en kronisk belastning der en kronisk PNEC på 10 mm kaks er gyldig». Denne setningen er faglig feil og uforståelig. Her blandes begreper som eksponering, tilslamming og kronisk PNEC sammen.

Kapittel 5

Side 62, første avsnitt «Den største spredningen av produsert vann vil skje i dybdeintervallet 30-40 meter for letebrønn N-010». Dette gir ikke mening, det slippes ikke ut produsert vann fra letebrønner.

Side 63, første linje «Som det kommenteres i kap. 4, kan borekaks som sedimenterer, virke negativt både ved toksisitet og ved fysisk nedslamming fra kakspartikler». Tidligere i rapporten hevdes det at det ikke er toksiske effekter av tilsatsen i boreslammet (barytt, bentonitt og sement).

Delrapport «Miljørisikoanalyse»

Konservative metoder og føre-var

Miljørisikovurderingene og analysene som er gjennomført med hensyn på akuttutslipp av olje, har metodiske svakheter og uklarheter, og gir et for konservativt uttrykk for konsekvens. Framstillingen er ikke tilstrekkelig transparent, og modellforutsetninger er lite tilgjengelige, og til dels svakt begrunnet.

Risikometodikken for miljø har med sitt utgangspunkt som verktøy for risikostyring, en innebygd føre-var-tilnærming. Ved beregning av potensielle konsekvenser på fiskebestander gir disse metodene svært konservative estimer.

Konsekvens- og risikoanalyser som underlag for beslutninger om åpning av nye områder for petroleumsvirksomhet, må være rent vitenskapelig fundert, og gi et mest mulig realistisk bilde. I en slik sammenheng hører en føre-var tilnærming ikke hjemme i den faglige analysen, men på et senere beslutningstrinn.

Der de foreliggende faglige beregningene likevel har lagt konservative forutsetninger til grunn, er det påkrevet at det gis et anslag for den betydning dette har for forventningsverdien og utfallsrommet for den beregnede risikoen.

Det mangler videre vurderinger av hvilken betydning naturlige bestandsregulerende mekanismer har for miljørisiko, og hvilken betydning naturlige variasjoner i bestander har for denne type analyser. Dette gjelder både risiko for fiskebestander og sjøfugl.

Miljørisiko for sjøfugl

Når det gjelder sjøfugl, er det uklart i hvilken grad nyeste kunnskap opparbeidet gjennom SEAPOP er lagt til grunn. Dette gjelder både modelleringer av sjøfuglforekomster i åpent hav og kunnskap om vandringsmønster framkommet gjennom bruk av ny teknologi (satellittmerking og lysloggere).

Det er også metodiske svakheter og feil i de miljørisikoanalyser som er gjort for sjøfugl. Det synes som om det er brukt forskjellige datasett for ulike lokaliteter, og at det er regnet på bestandsandeler av forekomstene i de forskjellige havområdene.

Det vil gi for stor vekt på arter som ikke er vanlige i disse områdene, men mer tallrike ellers. Praktærfugl, Polarlomvi og Alkekonge er eksempler på dette.

Når det angis lang restitusjonstid og høy miljørisiko for arter som kun har en liten andel av en totalbestand i det aktuelle området (slik som praktærfugl, polarlomvi og alkekonge), gir det et feil bilde av miljørisiko og restitusjonstid. Dette forholdet blir ytterligere forsterket når man, som i figur 9.9 i hovedrapporten, summerer de mest alvorlige utfallene.

Utenom hekketiden blir det vanskelig å vurdere hvilke bestander en skal beregne restitusjonstid i forhold til, fordi mange bestander overlapper og blandes i denne perioden,

For hekketida gir metoden et mer korrekt bilde, men også her kan det være betydelige usikkerheter. Alderssammensetning og geografisk dynamikk i forekomstene kan gi ulike utslag innen samme sesong og mellom år.

Miljørisiko for fisk

Betydningen av naturlige bestandsregulerende mekanismer

Den største faglige svakheten med metoden for beregning av risiko for fiskebestander ved et akuttutslipp av olje er at det beregnes et rekrutteringstap inn til gytebestanden kun ut i fra potensiell larvedød ved eksponering for olje. Toksisitetsdataene som benyttes, er relevante bare for de første 0-3 uker etter klekking. Flere reguleringsmekanismer som styrer tilveksten av yngel og ungfisk opp til kjønnsmoden alder, er ikke tatt i betraktning ved analyse av bestandseffekt. Gytebestandens størrelse, og derav gyteproduktmengde og larvemengde, er en av mange faktorer som styrer rekrutteringen, men like viktig er økosystemeffekter og interaksjoner mellom ulike arter på senere stadier. Sild- og loddebestandenes størrelse kan være av like stor betydning for torskerekrutteringen som størrelsen på gytebestanden til torsken selv, så lenge forvaltningsregimet sørger for at bestanden ikke faller under kritiske nivåer.

Den metodiske beskrivelsen for konsekvensberegningene for fisk er gitt i kap.5.3. Et vesentlig element er relasjonen som legges til grunn mellom beregnet egg og larvetap på den ene side, og rekrutteringstap for bestanden som konsekvens av dette på den annen. Slik det framkommer i tabell 5-7, benyttes en lineær sammenheng mellom larvedød og rekruttering som utgangspunkt. Litteraturen indikerer ikke en slik entydig proporsjonal/lineær sammenheng, men påviser at ulike bestandsregulerende mekanismer resulterer i ikke-lineære sammenhenger mellom gytebiomasse/larvemengde og rekruttering. Slike bestandsregulerende mekanismer er listet i rapporten på s. 79, men ikke hensyntatt i modellen. Imidlertid beregnes et utfallsrom for rekrutteringsresultatet som skal fange opp en romlig variasjon i naturlig overlevelse av larver.

Tetthetsavhengig dødelighet knyttet til matmangel og predasjon, som for nordøst-arktisk torsk også handler om kannibalisme, er en viktig faktor for tilveksten til bestanden. Dette kan balansere/eliminere betydningen av et ekstra tap av larver på det tidligste stadium der dødeligheten uansett er stor. Det er i gjennomsnitt så lite som 1 av i størrelsesorden 100.000 larver som har naturlig overlevelse til gytemoden alder. Det ville være nyttig om det i rapporten var gjort ufullende vurderinger av hva en initiell tapsandel av dette enorme larveoverskuddet kan bety, i relasjon til at de presenterte beregningsresultatene bygger på et 1:1-forhold mellom larvedød og rekrutteringstap for årsklassen.

Eksponeringstid og eksponeringsdyp for fiskelarver

Eksponeringstid er satt til 10-døgns intervaller, fordi egg- og larvedata er tilrettelagt i slike intervaller, og eksponeringen forutsettes å gjelde for alle larver som befinner seg i vannkolonnen

under et oljeflak. Dette er tvilsomme forutsetninger. Sirkulasjons- og strømningsmønsteret i vannkolonnen gir muligheter for kortvarig, lav eller ingen eksponering for larver som befinner seg dypere i vannkolonnen enn de øverste 0-10 meter (ref. Vikebø et al. 2007 Drift, growth and survival of larval Northeast Arctic cod with simple rules of behaviour)..

“Large inter-annual variations in the horizontal distribution of juveniles all the way through the early stages until settlement, with significant implications for growth and probability for survival, are highly affected by the circulation in the area. However, by vertical migration the larvae and juveniles are able to affect their drift route due to vertical variations in circulation. By allowing larvae and juveniles to choose depth according to an individual-specific risk sensitivity, we are able to investigate how this affect the resulting horizontal distribution, growth and survival. Locally, depth selection affects instantaneous mortality and growth rates, leading to higher survival through the larval period compared to larvae that were forced to stay in fixed depths. However, the strategy for depth selection also has long-term and large-scale consequences. First, since vertical behaviour interacts with ocean circulation, the strategy influences which drift trajectory a larva will follow and thereby the physical environment the larva experiences along its way. Second, the area or region where the larvae end up after the drift phase can have important consequences for later life stages.”

Restitusjonstider for forvaltede fiskebestander

Basert på et rekrutteringstap gjøres beregninger av konsekvensene for fiskebestandens utvikling og restitusjonstid (s. 81 i rapporten). Disse bygger på et angitt prosentvis tap av en årsklasse. For forvaltede bestander gir dette et hypotetisk bilde av restitusjonstiden. Fiskeriforvaltningens fastsettelse av kvoter tar til enhver tid utgangspunkt i bestandens størrelse, og vil gjennom det kunne korrigere et tap raskere enn det som framkommer som resultat av modellberegningene.

Effekt av beredskapstiltak, boretidsbegrensninger og andre reguleringer

Rapporten bør inkludere vurderinger av hvilken betydning oljevernberedskap vil kunne ha for miljørisikoen for fisk. Siden sårbarheten for olje er knyttet til de aller tidligste livsstadiene, og årstidsavgrenset til perioden mars-mai, er det av stor verdi å få vurdert hvilken risikoreduksjon som kan oppnås gjennom f.eks. boretidsbegrensninger i de aktuelle områdene.

Andre temaer

På side 25 i rapporten står det at PAH-eksponering med effekter som DNA-skade, celledød og endret fettsyresammensetning “er påvist ved konsentrasjoner som normalt kun finnes et par km fra utslippene”. Dette kan tolkes som at det normale er å kunne påvise slike skader i en avstand på et par km fra et hvert utslippspunkt for produsert vann. Det er ikke grunnlag for en beskrivelse som kan gis en slik fortolkning.

På side 26 opplyses at utslippet fra Macondo førte til en fullstendig vertikal oljeeksponering av vannsøylen grunnet utstrakt bruk av dispergeringsmidler. Dette er et virkelighetsbilde som må nyanseres. Det skjedde en innlagring på større dyp, og med en vesentlig raskere nedbrytning av oljen i vannmassene enn forventet.

Kap 10, «Tiltak for redusert negativ påvirkning fra petroleumsvirksomhet»

Kapittel 10.2.2, side 113, høyre kolonne, tredje avsnitt “...dimensjoneres for å kunne håndtere tilsvarende opptil 90 pst. av mengden i de forventede utblåsningsratene for feltet”. Dette er feil. For felt i produksjon dimensjoneres beredskapen i barriere 1 & 2 med utgangspunkt i 90-persentil av

alle utfall i rate-/varighetsmatrisen for feltet. Det er en fundamental forskjell på 90% av forventet utblåsningsrate og 90-persentilen av hele utfallsrommet!

Side 114, venstre kolonne, første avsnitt «Det henvises til "regionale beredskapsplaner for områder med nærliggende aktivitet"». Dette er utdatert. I dag analyserer vi ressursbehovet og legger planer for hvert felt separat.