

**Presentasjon av usikkerhet
i risikovurderinger
av Ormen Lange og Snøhvit.
Ellen Munden Paalgard**



Master of Science oppgave, 60 studiepoeng
Toksikologi
Biologisk institutt
Universitetet i Oslo
September 2009

Forord

Det var en utfordring å skulle ta fatt på denne oppgaven fordi problemstillingen er utradisjonell for en masteroppgave i toksikologi. Å vurdere risiko er imidlertid hovedoppgaven til toksikologer som jobber med regulatorisk toksikologi, og å synliggjøre hvordan risiko blir kommunisert videre til forvaltere og allmennheten er en viktig del av denne oppgaven. I en tid der miljøbevisstheten vokser og flere kontroverser omkring miljøraker har oppstått, ikke minst rundt etablering av petroleumsvirksomhet, er adekvat presentasjon av usikkerhet i risikovurdering et interessant tema. Veilederen min har støttet meg gjennom den til tider kronglete prosessen det har vært å definere problemstilling og strukturere oppgaven.

Takk til professor og veileder, Ketil Hylland, for tålmodighet og gode råd.

Takk til Juliet Munden for gjennomlesning og tips.

Oppgaven er støttet av midler fra Patrick Geddes' fond .

Ellen Munden Paalgard

Blindern, Oslo

August 2009

Sammendrag

Forurensningsforskriften sier at ved etablering av virksomhet skal ansvarlig sende søknad om tillatelse med opplysninger som er nødvendig for å vurdere om tillatelse bør gis og hvilke vilkår som skal settes. Meldingen skal gi de foreliggende opplysninger om type utslipp til vann, antall mengder og særlige helse- og miljøskadelige utslipp. I noen tilfeller blir det pålagt at det skal utføres en konsekvensanalyse. På grunn av inkonsekvent bruk av begrepene konsekvensanalyse, risikovurdering og risikoanalyse er all presentasjon av risiko for beslutningstakere og allmenheten omtalt som en risikovurdering i denne oppgaven, dersom ikke annet er nevnt.

Risikovurderingen skal fungere som et vitenskapelig grunnlag for videre håndtering av risiko og har som oppgave er i så måte å gi informasjon basert på analyse av vitenskapelig data som beskriver form, omfang og karakteristikker av risiko (Leeuwen og Vermeire, 2007).

Ved å se på flere definisjoner av risiko er det klart at usikkerhet er en fremtredende del av en risiko, og derfor også risikovurdering. Usikkerhet i risikovurdering som skal rådgi beslutningstakere er ofte årsaken til at det oppstår kontroverser omkring risikovurderinger. Denne oppgaven gjør et forsøk på å undersøke hvordan usikkerhet er presentert i risikovurderinger av utslipp i forbindelse med prosessvannutslipp ved Ormen Lange og oljeboring av avgrensingsbrønn ved Snøhvit. Oppgaven benytter Statoils og Hydros presentasjon av risiko i forbindelse med søknad om utslippstillatelse fra SFT. I vurderingene er det funnet henholdsvis 9 og 13 beskrivelser som indikerer usikkerhet, inkludert alle beskrivelser av risiko. Ved hjelp av Levins betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet i en risikovurdering og inndeling i usikkerhetstypologi, analyseres alle setninger der usikkerhet er uttrykt. Levin er derfor sentral i oppgavens analyse. Funnene i analysen diskuteres mot hensikten med miljørisikovurdering, som er å gi tilstrekkelig vitenskapelig grunnlag for å foreta valg i saker som kan medføre risiko for skade på miljø, men også fungere som informasjon til allmenheten jfr. miljøinformasjonsloven. Resultatene viser at det er en inkonsekvent bruk av begreper, og at det også benyttes verdiladede uttrykk som neglisjerbar, for å uttrykke risiko ved utslipp til miljøet. Analysen viser at flere usikkerheter er utelatt fra risikovurderingene, og dermed ikke oppfyller Levins betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet.

Siden usikkerhet kan påvirke beslutningene som skal tas, konkluderes det med at det bør utvikles standardiserte uttrykk for risiko og krav til innhold om usikkerhet i risikovurderinger. Det vil bidra til å gi et mer realistisk bilde av risikoen, og gjør det enklere for beslutningstakere å tillate sammenligning og prioritering av risikovurderinger. Samtidig vil det gi effektiv risikokommunikasjon både ovenfor beslutningstakere, og andre som ønsker å forstå konsekvensen av utslipp i forbindelse med etablering av petroleumsvirksomhet.

Innholdsfortegnelse

Forkortelser	6
Innledning.....	7
Eksisterende lovverk om rapportering av risiko for forurensning.....	9
Forurensningsloven og forurensningsforskriften	9
Aktivitetsforskriften	10
Miljøinformasjonsloven	11
Risiko	12
Risikovurdering.....	15
Usikkerhet i risikovurdering.....	18
Materiale og metode.....	19
Materiale.....	19
Materiale.....	20
Metode.....	21
Levins betingelser for karakterisering av usikkerhet	22
Levins inndeling i usikkerhetstypologi	24
Analyse.....	25
Ormen Lange.....	26
Usikkerhetstypologi i Ormen Lange:	28
Snøhvit	31
Usikkerhetstypologi i Snøhvit.....	33
Diskusjon.....	37

Oppfyller risikovurderingene Levins betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet?..	37
Hvorfor er en tydelig rapportering av usikkerhet i risikovurdering viktig?	46
Hvordan kunne krav til presentasjon av usikkerhet forbedret risikovurderingen av Ormen Lange og Snøhvit?.....	50
Konklusjon	56
Referanseliste	58
Vedlegg 1	63
Vedlegg 2	64

Forkortelser

DNV Det Norske Veritas

EIF Environmental Impact Factor

EC European Commission

ERA Environmental risk assessment

SFT Statens forurensningstilsyn

ULB Utredning av konsekvenser av helårig petroleumvirksomhet i området Lofoten-Barentshavet

USEPA United States Environmental Protection Agency

Innledning

For å minimere forurensning og ha mulighet til å regulere forurensende aktiviteter, utføres risikovurderinger. En risikovurdering foretas blant annet som en del av søknad om utslippstillatelse, og skal gi et vitenskapelig grunnlag for videre håndtering av miljørisiko.

Forurensningsforskriften sier at ved etablering av virksomheter skal ansvarlig sende søknad om tillatelse med opplysninger *som er nødvendig for å vurdere om tillatelse bør gis og hvilke vilkår som skal settes*. SFT er myndigheten som forvalter forurensende virksomheter, og kan pålegge bedrifter å utføre en konsekvensanalyse. Den skal vanligvis inneholde hvilke forurensninger virksomheten vil medføre ved vanlig drift, og hvilke virkninger forurensningen kan få på kort og lang sikt.

Siden praksis viser at det mangler entydig definisjon av begrepene konsekvensanalyse, risikovurdering og risikoanalyse, vil denne delen av en konsekvensanalyse bli kalt risikovurdering i resten av oppgaven, der ikke annet er eksplisitt nevnt. Med risikovurdering her menes presentasjon av risiko som legges frem for beslutningstaker.

Denne oppgaven tar for seg hvordan usikkerhet blir presentert i risikovurderingen av utslipp i petroleumsvirksomhet. Selv om risikovurderingen ideelt skal være vitenskapelig og objektiv vil den prinsipielt alltid være beheftet med usikkerhet (Kaiser, 1998; Sundquist, 2002; Leeuwen og Vermeire, 2007), dette synliggjøres i alle presenterte definisjoner av risiko. Flere eksponeringsveier, artsmangfold og abiotiske faktorer medfører mange ulike typer og størrelser av usikkerhet. For at økonomisk og teknologisk fremskritt skal kunne skje, utføres aktiviteter på tross av usikkerhet, manglende vitenskapelig konsensus og mangel på kunnskap.

Risikovurderingens rolle er å gi råd om konsekvenser av implementering av vitenskap og teknologi. Hvordan risiko vurderes og presenteres får dermed betydning for politisk handling. Kontroverser som oppstår i forbindelse med en risikovurdering, oppstår ofte på grunn av uenigheter rundt metodene og vurderinger som er gjort rundt ufullstendig eller usikker data (Leeuwen og Vermeire, 2007). Levin (2006) med flere, mener det de siste par tiår er skjedd en endring i holdningen til vitenskapelig usikkerhet blant politikere og det offentlige, og at den kommer av et økende antall saker som demonstrerer alvorligheten av uforutsette

konsekvenser på miljø og human helse. I 2004 kom en ny lov som skal gi alle borgere rett til opplysninger både fra offentlige myndigheter og private virksomheter om forhold som har betydning for miljøet (Miljøinformasjonsloven, 2004).

Hypotesen i denne oppgaven er at siden det ikke finnes krav til rapportering av usikkerhet i en risikovurdering, får en enten vage og upresise vurderinger og konklusjoner av risiko, eller urealistisk presise vurderinger av dem. En risikerer også at usikkerheter som er av betydning for beslutningen som tas, utelates fra risikovurderingen. Dette kan føre til usikkerhet og uintenderte tolkninger hos leseren.

For å gjøre vurderingene mer pålitelige og nyttigere for de som skal håndtere risiko, har Levin utviklet betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet og en karakterisering av usikkerhetstypologi. Hans metode er derfor sentral i analysen av risikovurderingene benyttet i denne oppgaven, fordi han er en av få forskere som har belyst presentasjon av usikkerhet i risikovurderinger.

Oppgavens problemstilling er:

Er usikkerhet adekvat og tydelig rapportert i risikovurderingene av Ormen Lange og Snøhvit?

Analyse av, og diskusjon om, presentasjon av usikkerhet i risikovurderinger ut fra Levins betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet og inndeling i usikkerhetstypologi.

Problemstillingen er et utgangspunkt for å diskutere om det er behov for standardiserte uttrykk for usikkerhet i risiko, og krav til rapportering av usikkerhet i presentasjon av risiko.

Oppgavens empiri er risikovurderingen av utslipp av prosessvann til hav i forbindelse med etablering av gassfeltet Ormen Lange i Norskehavet, og miljøkonsekvensanalysen av utslipp til hav i forbindelse med boring av avgrensingsbrønn i gassfeltet Snøhvit i Barentshavet. Begge risikovurderingene er del av søknad om utslippstillatelse til SFT.

Før materiale og metoder beskrives, er det nødvendig å se nærmere på hva begrepet risiko innebærer. Det er også viktig å presentere grunnleggende trekk ved eksisterende lovverk

omkring risiko i forbindelse med planlagt etablering av potensielt forurensende virksomhet. Siste del av innledningen presenterer hvilken funksjon en risikovurdering har, og til slutt presenteres usikkerhet i risikovurderinger.

I diskusjonsdelen benyttes teori som omhandler hvordan ulike presentasjoner av risiko oppfattes. Det å formidle risiko er en utfordring alle som jobber med regulatorisk toksikologi forholder seg til, og anses derfor som relevant for toksikologi som fagfelt. Til slutt i diskusjonen, foreslås det hvilke krav det eventuelt bør stilles til presentasjon av usikkerhet i risikovurdering av petroleumsvirksomhet.

Eksisterende lovverk om rapportering av risiko for forurensning

I denne delen presenteres det eksisterende lovverk som sier noe om risikovurdering og innhold, og hvilke formål risikovurderingen skal tjene. I lovverket benyttes begrepet konsekvensanalyse og konsekvensutredning, og ikke risikovurdering.

Retningslinjer for hvilke typer virksomhet som må utføre konsekvensanalyse og hva denne skal inneholde finnes i forurensningsloven (1981) og forurensningsforskriften (2004).

Retningslinjer for konsekvensutredning finnes i aktivitetsforskriften (2001). I denne delen beskrives også miljøinformasjonsloven (2004), som ikke har direkte krav til rapportering av risiko, men krav om at allmennheten skal sikres informasjon om faktiske opplysninger og vurderinger om miljøet, og faktorer som påvirker eller kan påvirke miljøet.

Konsekvensanalyser kan dermed sies å være indirekte omfattet av denne.

Forurensningsloven og forurensningsforskriften

Forurensningsloven skal sørge for at forurensende aktiviteter reguleres og begrenses, og forvaltes av SFT. Forurensningsloven administreres av Miljøverndepartementet.

Loven sier at forurensende virksomhet må ha konsesjon (individuell tillatelse) fra forurensningsmyndighetene, og søknad om utslippstillatelse for industrivirksomhet skal

sendes til SFT. Søknad om tillatelse skal inneholde opplysninger som er nødvendig for å vurdere om tillatelse bør gis og hvilke vilkår som skal settes.

På grunnlag av den innsendte melding skal Statens forurensningstilsyn avgjøre om det skal kreves utarbeidet en konsekvensanalyse. Konsekvensanalysen skal vanligvis inneholde en utredning om: hvilke forurensninger virksomheten vil medføre ved vanlig drift og ved uhell, og hvilke virkninger forurensningen kan få på kort og lang sikt. Om nødvendig skal det foretas undersøkelser av naturforholdene der forurensningen vil gjøre seg gjeldende.

Forurensningsmyndigheten kan gi pålegg om når utredningen skal foreligge og hva den skal inneholde. Det betyr at SFT i dette tilfellet, har myndighet til å spesifisere krav til opplysninger og undersøkelser.

Før en eventuell konsesjon gis, utfører SFT en totalvurdering ut fra konsekvensanalysen, samt andre faktorer, som økonomiske og politiske. SFT har som mål å drive forvaltning *”for et bedre miljø”* og en *”forurensningsfri fremtid”*, ved å *”reducere spredning av helse- og miljøfarlige stoffer (...) og oppnå en helhetlig og økosystembasert hav- og vannforvaltning”* (SFT, u.d.).

Aktivitetsforskriften

I ”Forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten (Aktivitetsforskriften)” er det også retningslinjer for petroleumsvirksomhet, med krav til miljøvurderinger av aktivitet og at operatøren skal sikre at kjemikalier som brukes eller slippes ut fra petroleumsvirksomheten på kontinentalsokkelen, er testet med hensyn til iboende økotoksikologiske egenskaper.

Operatøren skal gjennomføre helhetlige vurderinger av kjemikalienes potensial for miljøskade, basert på kjemikalienes iboende egenskaper, mengder, tid og sted for utslipp, samt andre forhold av betydning. Miljøvurderingene skal dokumenteres.

I aktivitetsforskriften om konsekvensutredninger ved åpning av nye områder for petroleumsvirksomhet (aktivitetsforskriften, 2001, §6c) står det at konsekvensutredningen skal beskrive antatte virkninger av åpning av området for petroleumsvirksomhet og at

den ”skal i innhold, omfang og detaljgrad tilpasses den konkrete saken, og så langt som mulig, basere seg på foreliggende kunnskap og nødvendig oppdatering av denne”, i ”nødvendig grad” stilles det krav til beskrivelse av virkning av dyre- og planteliv, havbunn, vann, klima og landskap samt en kort redegjørelse for datagrunnlaget og metoder som er brukt for å beskrive virkningene og eventuelle faglige eller tekniske problemer ved innsamling og bruk av dataene og metodene. Den inneholder også krav om vurdering av behovet for, og eventuelt forslag til nærmere undersøkelser før gjennomføring av planen.

Miljøinformasjonsloven

En nyere lov som stiller krav til informasjon om potensiell forurensende aktivitet og dens konsekvenser, er miljøinformasjonsloven (2004). Den skal gi alle borgere rett til opplysninger både fra offentlige myndigheter og private virksomheter om forhold som har betydning for miljøet. Miljøinformasjonsloven har som formål å gjøre det lettere for den enkelte å bidra til vern av miljøet, å verne seg selv mot helse- og miljøskade og å påvirke offentlige og private beslutningstakere i miljøspørsmål. Loven skal også fremme allmennhetens mulighet til å delta i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet. Loven skal også sette innbyggerne i stand til å bidra til vern av miljøet, beskytte seg mot helse- og miljøskade og påvirke offentlige og private beslutningstakere i miljøspørsmål.

Loven nevner ikke risikovurdering konkret, men stiller krav til at allmennheten skal sikres tilgang til miljøinformasjon, utdypet som faktiske opplysninger og vurderinger om miljøet, og faktorer som påvirker eller kan påvirke miljøet, herunder planlagte og iverksatte tiltak eller aktiviteter i miljøet. Både Snøhvit og Ormen Lange, må sies å tilhøre denne kategorien.

Risiko

I denne delen presenteres noen definisjoner av risiko, og hvordan konsepter av risiko kan tilnærmes i praksis. Definisjoner av risiko varierer og avhenger av fagområde og konkrete sammenheng, men felles for de fleste er at de inneholder elementene sannsynlighet, konsekvens og usikkerhet. Presentasjon av risiko innebærer derfor implisitt presentasjon av usikkerhet. Definisjoner av usikkerhet vil bli presentert i et eget kapittel.

Hvordan man definerer risiko er i seg selv tema for debatt. Generelt innebærer ideen om risiko at man ikke kan forutsi fremtiden. Alle konsepter av risiko forutsetter dermed et skille mellom forutbestemthet og sannsynlighet (Evers og Nowotny 1987; Renn 1992), for hvis fremtiden er forutbestemt eller uavhengig av nåværende menneskelig aktivitet, ville ikke ideen om risiko gi noen mening.

Ideen risiko kan forklares ut fra tre essensielle elementer (Jaeger et. al, 2001). Uansett variasjon i konnotasjon, innebærer risiko sannsynligheten for et utfall. Sannsynlighet er dermed det første essensielle elementet av ideen om risiko.

Risiko innebærer sannsynlighet for at en hendelse eller et utfall kan oppstå, med fornektelsen av at noen av delene oppstår med forutbestemt sikkerhet. Risiko innebærer dermed nødvendigvis usikkerhet, det andre essensielle elementet av risiko (Jaeger et. al, 2001).

En tredje essensiell karakteristikk er at risiko er tilstede bare i den utstrekning at usikkerhet involverer noe av betydning for verden, og som har innflytelse på menneskers realitet på noen måte. Risiko i menneskelige termer eksisterer dermed bare når mennesker har en interesse i utfallene (Rosa, 1998; Jaeger et. al, 2001).

Hva disse karakteristikkene betyr for utforming av en risikovurdering kommer frem i kapitlet om risikovurdering. Først presenteres noen definisjoner av risiko:

The Oxford Dictionary: "Sannsynligheten for at noe uønsket skjer" eller "En situasjon som involverer eksponering for fare" (The oxford dictionary, 2009)

SFT: ”En kombinasjon av sannsynligheten for at hendelsen skal skje og konsekvensen av at hendelsen skjer”. Eller ligningen sannsynlighet ganget med konsekvens. (SFT, 2007).

Et eksempel på en definisjon fra litteratur i økotoksikologi er: Sannsynligheten for en uønsket effekt på en organisme, et system eller en (sub)populasjon oppstått under spesifikke omstendigheter ved eksponering til et stoff (Leeuwen og Vermeire, 2007).

I motsetning til de overstående definisjonene, som alle vil kunne inngå i en økotoksikologisk forståelse av risiko, blir risiko i et samfunnsvitenskapelig paradigme sett på som sosialt betinget og konstruert (Haukelid, 1999). En definisjon av risiko hentet fra Ulrick Becks bok ”Risk society” (Beck, 1992) eksemplifiserer dette ved å definere risiko som: ”En systematisk måte å håndtere fare og usikkerheter induisert og introdusert av moderniteten selv”.

En teoretisk tilnærming er at risiko er forventet tap av nytte. Dermed blir risiko veiet som gjennomsnittet av tapt nytte på grunn av ulike konsekvenser, der de ulike konsekvenser vektlegges med sine tilhørende sannsynligheter (Kaiser, 1998).

Disse definisjonene av risiko viser at risiko ikke er noen absolutt størrelse eller kategori. I det hele tatt er det mange måter å oppfatte og konseptualisere risiko på, som også vil påvirke hvordan en vurderer risiko, og velger å presentere en risikovurdering. Ulike risikooppfatninger fører til ulike definisjoner av risiko, og mens den tekniske definisjonen av risiko er sannsynlighet ganget med konsekvens, har hverdagsbruken av risiko ulik konnotasjon blant individer, grupper og kulturer (Renn, 2008). Renn (2008) forsøker å utvikle med rammeverk i form av spørsmål for lettere å definere og klargjøre hva som hører innunder risikokonsepter, fordi han mener alle risikokonsepter kan omskrives til tre spørsmål:

- Hva er uønskede utfall, og hva bestemmer hva uønsket betyr?
- Hvordan kan vi spesifisere, kvalifisere, eller kvantifisere mulighetene for uønskede utfall?
- Hvordan kan vi sammenslå ulike klasser av uønskede utfall i et felles konsept som tillater sammenligning, å bli prioritert og gir effektiv risikokommunikasjon?

Alle disse spørsmålene som definerer risikokonsepter innebærer usikkerhet. Presentasjon av risiko er innebærer dermed også presentasjon av usikkerhet, enten det eksplisitt nevnt i en risikovurdering, eller ikke. Hvis det ikke var usikkerhet ville vi ikke kalle det for risiko, det ville være en prediksjon (Goodman, 2002).

Risikovurdering

Før en beskrivelse av hva en risikovurdering er og hvilken funksjon den har, er det først behov for en begrepsavklaring. Begrepene konsekvensutredning, konsekvensanalyse, risikoanalyse og risikovurdering brukes alle om å vurdere risiko på en eller annen måte. Eksempelene under viser at disse begrepene ikke har entydige og allment aksepterte definisjoner.

I rapporten "Metode for miljørettet risikoanalyse" (MIRA, 2007) inneholder en av delanalysene å beregne miljørisiko for utvalgte komponenter, og gi en vurdering av miljørisiko i forhold til akseptkriterier eller andre miljømål. MIRAs definisjon av risikoanalyse innebærer at det skjer en risikovurdering som del av risikoanalysen.

SFT definerer en risikovurdering som: *En sammenligning av resultater fra risikoanalyser med definerte akseptkriterier for risiko, og risikoanalyse som en systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko, som utføres ved kartlegging av uønskede hendelser, sannsynligheten for at hendelsene oppstår og konsekvensene av disse* (SFT, 1999).

Begge disse definisjonene av risikoanalyse innebærer å beregne risiko. I MIRAs definisjon av risiko er det å vurdere risiko en del av risikoanalysen, mens SFTs definisjon av risikovurdering er å sammenligne resultater fra risikoanalyser.

Norsk standards (NS 5814) definisjon: *en risikovurdering som en samlet prosess som består av planlegging, risikoanalyse og risikoevaluering. Dette innebærer å identifisere farer og uønskede hendelser, analysere og evaluere risiko og å identifisere tiltak som kan redusere risikoen.* (Norsk standard, 2009)

I denne definisjonen er risikoanalysen en del av en risikoevalueringen, forstått som risikovurdering.

En konsekvensanalyse skal ifølge det eksisterende lovverket (forurensningsloven, 1984 og forurensningsforskriften, 2001) blant annet inneholde *hvilke forurensninger virksomheten vil*

medføre ved vanlig drift og ved uhell, og hvilke virkninger forurensningen kan få på kort og lang sikt.

I følge aktivitetsforskriften (2001) skal alle antatte virkninger av åpning av området for petroleumsvirksomhet komme frem i en konsekvensutredning, og det stilles krav til beskrivelse av virkning av dyre- og planteliv, havbunn, vann, klima.

Innholdet i lovverkets krav til konsekvensanalyse og konsekvensutredning, slik det er presentert her, inneholder elementer av SFTs definisjon av risikoanalyse og Norsk standards definisjon av risikovurdering.

For enkelthets skyld kalles tekstene ”risikovurdering” ut fra hvilken hovedfunksjon tekstene i denne oppgaven har, som er presentasjon av risiko for de som beslutningstakere.

En risikovurdering foretas der det er usikkerhet om fremtidig hendelser. Oppsummert er risikovurderingens oppgave å gi informasjon basert på analyse av vitenskapelig data som beskriver form, omfang og karakteristikk av risiko (Leeuwen og Vermeire, 2007). Risikovurderingen er således unnværlig for risikohåndteringen fordi den er et analytisk redskap for å identifisere problemer, sammenligne hensiktsmessighet og effektivitet av alternativene for å håndtere risiko, identifisere forskningsbehov og kommunisere risiko til offentligheten. Risikovurderingen hjelper å estimere, på en kvantitativ eller kvalitativ måte, et beskyttelsesnivå for å oppnå et bestemt utfall for de økologiske ressursene som blir vurdert (Stahl et al., 2001).

I mange internasjonale regulatoriske rammeverk er miljørisiko ofte uttrykt som PEC/PNEC. PEC/PNEC innebærer å kvantifisere risiko ut fra beregning av forventet konsentrasjon i miljøet, mot hvilken konsentrasjon som forventes å gi en negativ effekt. Mer presist beregnes risiko ut fra en formel som inneholder forventet miljøkonsentrasjon (predicted environmental concentration), PEC, og forventet konsentrasjon uten effekt på miljøet (predicted no-effect

concentration), PNEC. Siden man ut fra et PEC/PNEC estimat med sikkerhet kan si at negativ effekt øker når forholdet mellom eksponerings/effekt øker, er eksponerings/effekt estimater internasjonalt aksepterte måter å uttrykke risiko på (Leeuwen og Vermeire, 2007).

Når miljørisiko skal vurderes, samler og analyserer miljørisikovurderere vitenskapelig informasjon og bruker informasjonen til å karakterisere risiko. Slik kan risikovurderinger på basis av toksikologiske og epidemiologiske tester, fungere som en tidlig advarsel for å informere samfunnet om at en spesifikk substans kan skade mennesker eller miljøet (Renn, 2008). En vanlig tilnærming til risikovurdering er å dele den opp i fire trinn (Power, 2004; Leeuwen og Vermeire, 2007), hvor første trinn er fareidentifisering, som gir svar på om data fra populasjoner som har vært utsatt for toksiske effekter og eksponering, gir grunn til å tro at det er et potensielt problem for andre populasjoner under lignende eksponeringsforhold. Deretter følger en eksponeringsvurdering som innebærer å estimere fremtidig eksponering og determinere PEC. Tredje trinn er effektvurdering, som krever en vurdering av dose-respons forholdet, og ut fra det en determinering av PNEC. Siste trinn er risikokarakterisering, som er en integrasjon av de tidligere tre trinn, og innebærer er en estimering av innsidens og hvor alvorlige de negative effektene som sannsynligvis vil oppstå som resultat av forventet eksponering til et stoff er. En risikokarakterisering kan inkludere risikoestimering (kvantifisering av sannsynlighet), sannsynlighet for uønsket effekt, kombinasjon av fare, eksponering og kvalitative faktorer (forventede risikoverdier, prosent konfidensintervall, risikobeskrivelse).

En risikovurdering anses og defineres som objektiv og vitenskapelig mens den som leser risikovurderingen og skal ta seg av risikohåndteringen, som subjektiv og politisk (Leeuwen og Vermeire, 2007, SFT, 1999).

Usikkerhet i risikovurdering

For de fleste toksiske stoffer mangler data og informasjon om toksiske effekter. En risikovurdering ekstrapolerer dermed uunngåelig fra viten til det ikke-vitende. Omfanget av usikkerheter i miljørisikovurdering, gjør at det er store utfordringer på nåværende nivå for å kunne forutsi negative effekter på økosystemer (Leeuwen og Vermeire, 2007). Vårt første ansvar i å utføre risikovurderinger er derfor å sikre at det rapporterte risiko på en riktig måte reflekterer vårt faktiske nivå av usikkerhet (Goodman, 2002).

Filosofen og biologen Aristoteles er mannen bak tanken om mennesket som rasjonelt dyr, men han sa også:

It is the mark of an instructed mind to rest easy with the degree of precision which the nature of the subject permits, and not to seek an exactness where only an approximation of the truth is possible. (Leeuwen og Vermeire, 2007)

Prinsipielt vil vitenskapen alltid være beheftet med en viss grad av usikkerhet, selv om forholdsvis konkrete enkelthypoteser kan få status som rimelig sikker og etablert kunnskap (Kaiser, 1998).

Før en presentasjon av Levins betingelser for adekvat presentasjon av usikkerhet, presenteres her noen definisjoner av usikkerhet.

Her presenteres tre representative definisjoner av usikkerhet:

.. usikkerhet kan defineres som mangel på presis kunnskap, som i hva sannhet er, enten kvalitativ eller kvantitativ (NRC, 1994, s. 161)

I hvilken grad usikkerhet kan kvantifiseres eller beskrives kvalitativt, er et tema i oppgavens diskusjonsdel.

..usikkerhet er essensiell fravær av informasjon, informasjon som kan, eller ikke kan, bli ervervet (Rowe 1994, s. 743).

Rowes definisjon innebærer at det finnes usikkerhet som ikke kan reduseres. Hvilke usikkerhet dette gjelder for i en risikovurdering tas opp i oppgavens diskusjonsdel.

... all fravær fra det uopnåelige ideal av fullstendig deterministisk kunnskap om det relevante system (Walker, et. al, 2003, abstract).

Walker et als definisjon av usikkerhet illustrerer hvor stor del av risiko som er usikkerhet. Risikovurdering er et forsøk på å determinere fremtiden til et relevant system, og uavhengig av mengde kunnskap. Ut fra denne definisjonen er fullstendig deterministisk kunnskap uopnåelig.

Leeuwen og Vermeire (2007) mener en risikovurdering i praksis består av fire typer usikkerheter:

Mangel på informasjon – der essensiell informasjon mangler eller er mangelfulle, er bruk av ekspertvurderinger, estimeringsmetoder og usikkerhetsfaktorer nødvendig.

Måleusikkerhet – inkluderer lav statistisk kraft, enten på grunn av utilstrekkelige observasjoner, vanskeligheter i å måle, feil i målinger eller menneskelige feil (feil målinger, misidentifisering, feil i opptak av data og teknologiske feil).

Observasjonsforhold – usikkerhet på grunn av spatiotemporal variabilitet i klima, jordtype, sensitivering, økosystemstruktur, forskjeller mellom forhold i naturlig miljø og laboratorium, ulikhet mellom artene som er testet/observert og de som er av interesse for risikovurderingen.

Utilstrekkelighet av modeller – fundamental mangel på kunnskap om underliggende mekanismer, multiple stressorer, responser hos alle arter og ekstrapolering.

Ved å benytte all tilgjengelig kunnskap om de enkelte faktorene som påvirker miljørisiko, og velge konservative verdier for de faktorer man ikke har eksakt kunnskap om, søker man å redusere disse usikkerhetene så mye som mulig. Usikkerhetsfaktorer fører til at noe av usikkerheten ivaretas. PEC/PNEC verdi inneholder usikkerhetsfaktorer for flere typer usikkerheter. Usikkerhetsfaktorer er et tall som ganges med PNEC for å ta høyde for ulike typer usikkerheter. Hvor stort tallet settes avgjøres av faktorer som kvalitet på data, mengde tilgjengelige testresultater, kunnskap om det toksiske stoffets egenskap og hvor representative artene det er hentet data fra er for den aktuelle risikovurderingen. Usikkerhetsfaktorer

benyttes blant annet for å ta høyde for ekstrapolering på tvers av trofiske nivåer, fra laboratoriet til økosystemet (EC, 2003).

Materiale og metode

Materiale

For å belyse problemstillingen er det benyttet to tekster hvis formål er å presentere risiko for beslutningstakere. Den ene er en presentasjon av ”miljømessige konsekvenser” og den andre en ”miljørisikovurdering”. Begge presenterer risiko ved utslipp til hav i forbindelse med etablering av petroleumsaktivitet, og er en del av søknad om utslippstillatelse fra SFT. Den ene omhandler utslipp av prosessvann i forbindelse med Ormen Lange i Norskehavet (vedlegg nr.1), og den andre omhandler utslipp i forbindelse med boring på Snøhvit i Barentshavet (vedlegg nr.2). Siden vurderingens innhold skal diskuteres opp mot dens funksjon, er funksjonen sentral for valg av empiri. De to vurderingene er valgt ut fra følgende betingelser:

- Deres funksjon er å presentere risiko i forbindelse med søknad om utslippstillatelse
- De vurderer risiko ved utslipp til hav
- Vurderingene er presentert av aktører i petroleumsvirksomhet

Ormen Lange er Europas tredje største gassfelt, og ble først oppdaget i 1997. Feltet er Norges første dypvannsprosjekt (850-1100 meter) med produksjonsstart i 2007 (Norske Shell, u.d.). Snøhvit er den første utbygging i Barentshavet og har ingen installasjoner på overflaten, men undervannsinstallasjoner med åtte produksjonsbrønner, hvorav seks ble boret i 2004/2005 og to skal bores i 2011. Naturgass fraktes fra disse gjennom en 143 kilometer lang rørledning til Melkøya utenfor Hammerfest. Produksjonsstart var planlagt i 2007, men er blitt utsatt flere ganger (Statoilhydro, u.d.).

For begge anlegg ble det utført vurderinger av risiko av DNV. En risikovurdering fra DNV er lagt ved som vedlegg til begge søknadene. Vurderingene er siden presentert av de ansvarlige selskaper i forbindelse søknad om utslippstillatelse til SFT under titlene ”Miljømessige konsekvenser” for Snøhvit, og ”Risikovurdering” for Ormen Lange. Det ansvarlige selskapet for Snøhvit er Statoil, og Hydro for Ormen Lange. Selv om vurderingene handler om ulike stoffer og ulike hav, og har overskrifter som er henholdsvis har de samme funksjon: Å vise hvilke risiko for miljøet virksomheten medfører, slik forskrifter og lover krever.

Vurderingen benyttet i denne oppgaven er kortversjonene som er presentert i selve søknadsdokumentet til SFT. Det er valgt å bruke denne versjonen fordi det er den siste versjonen av risikovurdering, slik beslutningstaker får den presentert i søknaden.

Til nå har oppgaven vist gjeldende lovverk, ulike definisjoner av risiko, hva en risikovurdering har som funksjon, og usikkerheter som er relevante for risikovurdering.

Litteraturen i diskusjonsdelen er hentet fra både naturvitenskapelig og samfunnsvitenskapelig litteratur. Felles for all utvalgt litteratur er at de på en eller annen måte omhandler risikovurdering av miljø.

Metode

For å analysere usikkerhet i risikovurderingene Snøhvit og Ormen Lange benyttes Levins fire betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet i risikovurdering, og hans inndeling i usikkerhetstypologi som metode. Levin kjenner ikke til forskning på presentasjon av usikkerhet i risikovurderinger av petroleumsvirksomhet (epost fra Levin 26. Mai, 2009). Levins forslag er primært utviklet for human risikovurdering, men kan anses som generelle i forhold til å presentere risiko for beslutningstakere, og han skriver selv at prinsippene for usikkerhetstypologi kan anvendes på vurdering av miljørisiko (Levin, 2006).

Levins betingelser for karakterisering av usikkerhet

Levin mener at en forutsetning for at et valg skal være velfundert er at vitenskapelige eksperter informerer beslutningstakere om alle valgrelevante usikkerheter (Levin, 2006), og at siden usikkerhet ofte har en tendens til å bli ubeskrevet, bør bruken av usikkerhetsindikatorer i kvalitativt forbedrede risikovurderinger, øke heller enn å reduseres (Levin et al., 2004). Derfor har han presentert et sett viktige betingelser som han mener bør oppfylles ved en karakterisering av usikkerhet for at det skal være et adekvat grunnlag for regulatorisk valgtaking. Levin (2005) beskriver ikke her primært *hvordan* usikkerhet bør uttrykkes, men *hvilke* usikkerheter som bør inkluderes i rapporter fra risikovurderere til beslutningstakere hvis velinformerte valg skal tas.

Levins fire betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet er:

Karakter og grad av usikkerhet: *Usikkerhet er adekvat rapportert bare dersom usikkerhet om karakter og grad av naturens tilstand som er relevant for valget er spesifisert.*

Informasjon for å oppfylle denne betingelsen omhandler usikkerhet om eksterne forhold i naturen og samfunnet. Inkludert i disse forholdene er en vurdering av plausibiliteten i beskrivelsene av de mulige tilstandene i naturen, og beviset det baseres på. For å oppfylle denne betingelsen må mulige skadelige virkninger av av stoffene og mulige eksponeringer spesifiseres. Dose-respons forhold mellom de skadelige stoffene naturen vil bli eksponert for, med spekteret av relevant eksponeringsgrad, må også spesifiseres.

Videre krever denne betingelsen:

En redegjørelse av hva en ikke vet. En redegjørelse må, i tillegg til å inneholde hva man vet, også fokusere på hva man ikke vet som kan ha innflytelse på konklusjonen.

At antakelser bør være eksplisitt nevnt: Antakelser og estimater for å dekke for datamangler tilhører ikke kategorien bevis, men er i praksis uunngåelig for å nå konklusjoner i risikovurderinger. Spesielt i forhold til ekstrapoleringer burde deres rolle i

bevisargumentasjonen være del av evalueringen av bevisene. Som en regel bør antakelsene være eksplisitt nevnt.

At motstridende data nevnes. Et kritisk element i å evaluere data er håndtering av motstridende data. Hvorfor det ene tas i bruk fremfor det andre, bør gjøres rede for, så vel som en forklaring på effekten av konklusjonen hvis det andre alternativet er valgt i stedet.

Konfidens av alle sannsynlighetene. For hver av disse opplysningene må det komme frem hvor sikker risikovurdereren er ved å grad av konfidens spesifiseres. Å utelukkende sørge for fremstilling av en bestemt tilstand, sier ikke mye om usikkerheten om det. Det kan være basert på mer eller mindre bevis, som kan være mer eller mindre tungtveiende. Derfor må det for hvert endepunkt som vurderes, utføres en konfidens tildeling for hver sannsynlighet. Disse må suppleres med en evaluativ utregning av mengden og vekten av det underliggende beviset. Her er det naturlig at det gis spesiell oppmerksomhet til evaluering av datamangler.

Sannsynligheten for å redusere usikkerhet: *Usikkerhet er adekvat rapportert bare dersom sannsynligheten for å redusere usikkerhet og dekke kunnskapshull er spesifisert, så vel som at det kan kreves forskning for å redusere usikkerheter.*

Evidensiell usikkerhet er redusert ved å innhente mer informasjon. Risikovurderere burde ønske å vite i hvilken grad det kreves studier eller tester for å gjøre vurderingen mer pålitelig, ellers vil karakter og spillerommet av usikkerheten være vanskelig å redusere innen overskuelig fremtid. Det bør også nevnes om det er informasjon som vil være lett å innhente, eller om det er informasjon som vil være nærmest umulig å innhente.

Grad av uenighet mellom eksperter: *Usikkerhet er adekvat rapportert bare dersom graden av enighet mellom eksperter og spekteret av oppfatninger er spesifisert.*

Informasjon om uenighet mellom forskere eller risikovurderere er relevant for beslutningstakere av flere grunner. Siden avvikende konklusjoner kan trekkes fra en og samme database vil graden av enighet være en indikasjon på graden av evidensiell usikkerhet på området. Det virker opplagt at jo større usikkerhet, jo større er rommet for ulike tolkninger av tilgjengelig data. Ved å presentere nivået av enighet blant forskere, innen både det

vitenskapelige miljøet og blant risikovurderere suppleres evalueringen av bevis, som betingelsen over forplikter til. Å ikke nevne grad av uenighet er tap av informasjon, siden det ofte søkes konsensus risikovurderingsprosesser. Usikkerhet og ulike vurderinger kan føre til to utilfredsstillende utfall: a) vage eller uspesifikke vurderinger og konklusjoner, eller b) uteblivelse av spørsmål det er uenighet om.

Lingvistisk forståelig og tydelig: *Usikkerhet er bare adekvat rapportert dersom informasjonen har sørget for å tilfredsstillende de substansielle betingelsene 1-3, og er presentert utvetydig, og med høyest mulige spesifisitet og presisjon, og så klart som mulig.*

Levin viser til at USEPA (USEPA, 2000, s. 16). har laget en veileder for risikokarakterisering, hvor det vektlegges at risikokarakteriseringen må være presentert tydelig at den kan brukes av både risikohåndtere og det offentlige, og gjøre risikovurderingsprosessen gjennomiktig.

Levin understreker viktigheten av å være tydelig siden lingvistisk utydelighet kan føre til usikkerhet blant de som skal lese risikovurderingen. Risikovurdereren må derfor forutse mulige uintenderte tolkninger av deres fremstillinger, og definere ikke bare tekniske begreper, men også ikke-tekniske begreper som blir brukt i vitenskapelig betydning.

Antageligvis er et krav om lingvistisk eksakthet implisitt ”tydelighet” mer eller mindre eksplisitt et krav om fritak fra ”obskurt språk”.

Levins inndeling i usikkerhetstypologi

Som en metode for å undersøke *hvordan* risikovurderinger presenteres, har Levin utviklet en inndeling av usikkerhetstypologier. Ved usikkerhetstypologi mener Levin (2005) et ord eller en setning som enten a) sier noe om skriverens tillit eller forpliktelse til det proposisjonale innholdet i en fremstilling, eller b) gjør det proposisjonale innholdet unøyaktig. I begge tilfeller gjøres spillerommet for tolkning større enn det en kategorisk antakelse med et nøyaktig forklart proposisjonalt innhold vil gjøre.

Levins fire typologier av usikkerhet er innholdsmessig (contentual), epistemiske (som gjelder sikker viten), inferential (relateres til slutningstagen) og betingende (kondisjonaliserende).

Disse forklares nærmere her.

- Innholdsmessige usikkerhetsfraser er vage, tvetydige (kan forstås på to måter) eller generelle beskrivelser av usikkerhet. Det vil si det er beskrivelser som rammer et bredt spekter av hendelser. Innholdsmessige usikkerhetsfraser er begreper som antyder at det er mangel på presisjon i den tilgjengelige vitenskapelige kunnskapen, og det gis en upresis beskrivelse av innholdet.
- Betinget usikkerhetsindikator spesifiserer betingelser/vilkår for å fremsette en påstand, uten å indikere om betingelsene er oppfylt eller ikke. Fraser som ”gitt at” er eksempler på kondisjonaliserende usikkerhetsindikatorer.
- Epistemiske fraser indikerer mindre enn full sikkerhet i, eller tilslutning til, det proposisjonale innholdet.
- Inferentiale fraser er fraser der det er usikkerhet i en slutning av et resonnement.
- Klassifisering av frasene tar både semantisk og pragmatiske aspekter av kommunikasjonen i betraktning. Det vil si både betydningen av ordet i den sammenheng det brukes, og hva ordet faktisk betyr.

Alle setninger som indikerer usikkerhet i vurderingene slik de er presentert av Statoil og Hydro vil presenteres i analysedelen. Setninger som på en eller annen måte uttrykker usikkerhet, inkludert setninger som uttrykker risiko, vil utheves.

I neste del av analysen vil alle uttrykk for usikkerhet og risiko deles inn i Levins typologi for usikkerhet. Disse nummereres for lettere å kunne henvises til senere i analysen og diskusjonen. Til slutt vil funnene analyseres opp mot hans betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet. De tre første betingelsene vil analyseres ut fra det innhold som er presentert i de presenterte setningene, mens den fjerde betingelsen, lingvistisk forståelig og tydelig presentasjon, som innebefatter de tre første betingelsene, vil analyseres sammen med bruken av de fire usikkerhetstypologiene.

Betingelsene sier noe om *hva* som skal med i en risikovurdering, mens typologien sier noe om *hvordan* det presenteres. Den fjerde betingelsen inneholder begge hensyn.

I diskusjonen vil funnene i analysen være grunnlaget for en diskusjon om det er behov for å utvikle standardiserte uttrykk for usikkerhet, og krav til innhold om usikkerhet i risikovurderinger, og hvilke krav som vil presentere risiko tydelig for leseren og samtidig sørge for adekvat informasjon om usikkerhet.

Ut fra dette vil det i konklusjonen gis svar på om det finnes en konsekvent bruk av begreper for å beskrive risiko i de to risikovurderingene, om usikkerhet er adekvat rapportert, og om hypotesen om mangel på standardiserte karakteriseringer av risiko fører til vage og upresise vurderinger og konklusjoner av risiko, eller urealistisk presise vurderinger av dem.

Analyse

I denne analysen presenteres risikovurderingene hver for seg. Før hver analyse presenteres kort bakgrunnen for risikovurderingen. Deretter er alle vurderinger i teksten som indikerer usikkerhet, det inkluderer alle setninger som uttrykker risiko, uthevet med understreking. Medfølgende tekst fra risikovurderingen er tatt med for å sette vurderingene i kontekst. Alle uttrykk som indikerer usikkerhet, er deretter inndelt i Levins usikkerhetstypologi, med nummerering etter hvor i teksten det er hentet fra.

Ormen Lange

Risikovurdering utslipp av prosessvannutslipp ved Ormen Lange er utført av DNV og er her presentert av Hydro som del av søknad om utslippstillatelse under tittelen ”Miljørisikovurdering av prosessvannutslipp”.

I risikoanalysen er miljørisiko for utslipp av rensert prosessvann analysert både med hensyn på planlagt utslippsanordning, det vil si blanding av rensert prosessvann med kjølevannet før utslipp, samt med hensyn på en fiktiv utslippsanordning med direkte utslipp av rensert prosessvann fra biologisk renseanlegg uten forblending med kjølevannet (Hydro, 2005).

#1 Konsentrasjonene av hydrokarboner, MEG, ammoniakk/ammonium og metaller i behandlet prosessvann til utslipp er svært lave. For den planlagte utslippsanordningen er det beregnet svært lave konsentrasjoner av stoffer fra prosessvannet i sjøvann og sediment. På denne bakgrunn er risiko for skade på miljøet vurdert til svært lav.

#2 Det fiktive utslippet utgjør også en svært lav risiko for skade på miljøet.

#3 Ved utslipp av behandlet prosessvann er PEC/PNEC >1 ved umiddelbar nærhet til utslippsstedet. Dette gjelder for utslipp under sommerforhold med sprangsjikt i vannmassene. Om vinteren er tettheten i vannmassene relativt lik på dyp ned til 40 meter. Under disse forholdene er PEC/PNEC <1 allerede ved utslippsstedet. Med basis i de konservative tilnærmingene i denne risikoanalysen er det konkludert at utslippet ikke utgjør noen miljørisiko. (Hvorfor det er konservativt beskrives i risikovurderingen, se vedlegg 1.)

#4 Det høyeste konsentrasjonene er forventet dersom ekstraksjonstrinnet i behandlingsanlegget er ute av drift. Problemer med ekstraksjonstrinnet vil kunne forekomme i 3% av driftstiden.

#5 I "worst case" tilfellet er miljørisikoen også vurdert til relativ lav med henholdsvis PEC/PNEC >2 ut til 400 meter og PEC/PNEC >1 ut til 1400 meter nedstrøms utslippspunktet. Worst case tilfellet omfatter utslipp uten bruk av diffusor ved sommerforhold i vannmassen.

#6 Ved vinterforhold eller ved utslipp gjennom diffusor er forholdet mellom PEC/PNEC svært lavt og blir vurdert til ingen risiko for skade på miljøet.

#7 Det er de tungt nedbrytbare langkjedete PAHene som har potensial for transport og oppkonsentrering i næringskjeden (biomagnifisering). Siden utslipp med høyest konsentrasjon i prosessvannet kun vil forekomme i 3% av tiden vurderes miljørisikoen som følge av dette utslippet som lav. Det konkluderes med lav miljørisiko for direkte utslipp av behandlet prosessvann til sjø utenfor Nyhamna.

#8 Ved utslipp av prosessvann fra Ormen Lange vil konsentrasjonene av PAH være svært lave slik at komponentene ikke utgjør noen risiko for skade på organismer selv om hensyn til biomagnifisering blir ivaretatt.

#9 Konklusjonen på vurderingene er at det er lav miljørisiko med utslipp av behandlet prosessvann fra Ormen lange landanlegg.

Usikkerhetstypologi i Ormen Lange:

Innholdsmessig usikkerhetstypologi:

Konsentrasjonene av hydrokarboner, MEG, ammoniakk/ammonium og metaller i behandlet prosessvann til utslipp er svært lave. (...) På denne bakgrunn er risiko for skade på miljøet vurdert til svært lav.(#1)

Det fiktive utslippet utgjør også en svært lav risiko for skade på miljøet., (#2)

I "worst case" tilfellet er miljørisikoen også vurdert til relativ lav, (#5)

... forholdet mellom PEC/PNEC svært lavt #6

Epistemisk usikkerhetstypologi:

Problemer med ekstraksjonstrinnet vil kunne forekomme i 3% av driftstiden. (#4)

På denne bakgrunn er risiko for skade på miljøet vurdert til svært lav. (#1)

Inferential usikkerhetstypologi:

...På denne bakgrunn er risiko for skade på miljøet vurdert til svært lav. (#1)

...det konkludert at utslippet ikke utgjør noen miljørisiko. (#3)

I "worst case" tilfellet er miljørisikoen også vurdert til relativ lav, (#5)

.. blir vurdert til ingen risiko for skade på miljøet. (#6)

Siden utslipp med høyest konsentrasjon i prosessvannet kun vil forekomme i 3% av tiden vurderes miljørisikoen som følge av dette utslippet som lav (#7)

Det konkluderes med lav miljørisiko for direkte utslipp av behandlet prosessvann til sjø utenfor Nyhamna. (#7)

Konklusjonen på vurderingene er at det er lav miljørisiko med utslipp av behandlet prosessvann fra Ormen lange landanlegg. (#9)

Det er ikke funnet betingende usikkerhetstypologi i denne vurderingen.

Det er få vurderinger av plausibiliteten i beskrivelsene av de mulige tilstandene i naturen og beviset det baseres på. Det gjøres en vurdering som henvises til foregående informasjon om lave konsentrasjoner av stoffer fra prosessvannet i sjøvann og sediment ved at står "på denne bakgrunn er risiko for skade på miljøet vurdert til svært lav" (#1).

Vurdering av plausibiliteten kan sies å komme til uttrykk i de ulike inferentiale uttrykkene i slutningene som tas, ved at de uttrykker vurdererens konfidens i vurderingen.

Mulige skadelige virkninger av av stoffene og mulige eksponeringer er ikke beskrevet annet enn som i generelle beskrivelser som ”skade på organismer” (#8).

Dose-respons forhold mellom de skadelige stoffene naturen vil bli eksponert for, med spekteret av relevant eksponeringsgrad beskrives ikke, annet enn indirekte ved bruk av PEC/PNEC estimater (#3, #5, #6) som beskriver forholdet mellom eksponering og eksponering som gir effekt.

Hva man ikke vet som kan ha innflytelse på konklusjonen er ikke nevnt i teksten. Hvilken kvalitet det er på data, eller om studiet er gjort i henhold til retningslinjene, er ikke nevnt i teksten. Det kommer ikke frem om det er motstridende data eller hvorfor det er tatt i bruk det ene eller andre data, eller en forklaring på effekten av konklusjonen hvis et annet alternativ ble valgt.

Antakelser er i liten grad eksplisitt nevnt, annet enn der det gjøres ”vurderinger” (#1, #5, #6, #7) ut fra tilgjengelig data. I #3 konkluderes det med at utslipp ”ikke utgjør noen miljørisiko”, selv om PEC/PNEC er i #5 er et PEC/PNEC estimat på mer enn 2, vurdert til ”relativ lav risiko”. Hva som er en antakelser og hva som er en vitenskapelig vurdering er ikke eksplisitt nevnt.

Sannsynligheten for å redusere usikkerhet er ikke nevnt i teksten, og dermed heller ikke hva som skal til for å redusere usikkerhet.

Grad av uenighet mellom eksperter om miljørisiko ved utslipp av behandlet prosessvann kommer ikke frem av teksten.

Det benyttet få faglige begreper. Begrepet biomagnifisering er i teksten definert som ”oppkonsentrering i næringskjeden”. For å beskrive graden av risiko er det benyttet begreper som ”svært lav” og ”relativ lav”. Disse er ikke definert i teksten. Det er benyttet få beskrivelser av konsekvensen. De som er benyttet er ”skade på miljøet” (#1, #2,

#6), ”miljørisiko” (#3, #7, #9) og ”skade på organismer”(#8). Disse er ikke utdypet eller definert i teksten.

Snøhvit

Risikovurdering av boring av avgrensingsbrønn ved Snøhvit er utført av DNV og er her presentert av Statoil som del av søknad om utslipp under tittelen ”Miljøkonsekvenser som følge av boring av brønn 7120/6-2 S”.

Lokalitetene er utvalgt for å være representative for hele området som ULB omfatter, samt for å representere kriterier om høyt konfliktpotensial med tanke på fiskeri- og miljøinteresser. I forkant av risikovurderingen ble lokasjonene for feltinstallasjonene på Snøhvit nøye kartlagt i 2002 og 2003, med blant annet videoinspeksjon fra fjernstyrt undervannsfarkost sammen med bruk av høyfrekvent sonar. Det ble ikke observert korallforekomster, eller gjort marinarkeologiske funn, og det ble heller ikke observert koraller eller svampmiljøer i forbindelse med boring av de 10 produksjonsbønnene på Snøhvit i perioden 2005-2006 (Statoil, 2006).

#10 Gyteområde for lodde og sild: Lodde og sild har egg som bunnskår og som således kan komme i konflikt med deponering av kaks og slam.(...) Siden gyting til lodde og sild skjer på en helt annen lokalitet enn den planlagte boringen, er miljørisikoen fra boreslam/kaks på disse arters gyting vurdert til neglisjérbar.

#11 Resultater av havbunnsundersøkelser: (...) Sedimentenes innhold av hydrokarboner og metaller som er sammenlignbare med konsentrasjoner i tidligere undersøkelser i regionen og sedimentene anses ikke som forurenset.

#12 (...) *De multivariate analysene viser stor faunalikhet mellom stasjonene, og referansestasjonen skiller seg ikke i noen stor grad fra de øvrige stasjonene.*

#13 *Korrelasjonsanalysen viser at faunasammensetningen i området styres av naturlige variabler, og ingen av stasjonene viser forhøyet tetthet av typiske opportunistiske arter. På denne bakgrunn konkluderes det med at faunaen på Snøhvit er uforstyrret av petroleumsvirksomhet.*

#14 *Fugl og pattedyr i området: De omsøkte operasjonelle utslipp vil etter Statoils vurdering ikke påvirke sjøfugl eller pattedyr i området.*

#15 *Fiske- og fiskeriressurser: Fiske- og fiskeriressurser er vurdert å ikke bli negativt påvirket som følge av de omsøkte utslipp og den begrensede varigheten av boreaktiviteten.*

#16 *Miljøkonsekvensene som følge av boreaktivitetene anses for å være minimale.*

#17 *Sementkjemikalier som slippes ut i forbindelse med vasking av sementutstyr etter hver sementjobb er vurdert til å ha minimal effekt på miljøet. (...) Ingen av komponentene er giftige for vannlevende organismer i de konsentrasjoner som kan oppstå utenfor brønnrammen.*

#18 *Utslippene av gjengefett er diffuse og vil medføre minimale konsekvenser i vannsøylen.*

#19 *Fettfraksjonen som lekker ut er såpass lite vannløselig at det ikke kan oppnås giftige konsentrasjoner i vannsøylen ved utslipp.*

#20 Fraksjonen som følger med borekaks- og væske vil fortynnes og vil ikke medføre konsekvenser på sedimentlevende organismer i området.

#21 Spredning og sedimentering av kaks på sjøbunnen som begraver fauna nær brønnen vil representere den største miljøpåvirkningen. Påvirkningen er svært lokal og opprettelig innenfor kort tid. Overvåkning etter tidligere boringer gjennomført av Statoil i Barentshavet viser begrenset spredning av borekakks. Også andre spesialdesignede undersøkelser viser at ved bruk a vannbasert borevæske er de miljømessige effektene begrenset til en distanse på 25-50 meter fra boreposisjoner. (...)

#22 Ut fra betraktningene ovenfor kan det antas at deponering av borekakks i størrelsesorden 116m³ uavhengig av om det benyttes NaCl eller bentonitt, vil kun ha negative miljømessige effekter på et meget begrenset bunnareal.

#23 Med bakgrunn i at det kun benyttes ikke miljøskadelige kjemikalier i forbindelse med boreoperasjonen, at forbruk og utslipp av kjemikalier minimaliseres og at det ikke er koraller eller annen sårbar bunnfauna på brønnlokasjonen, kan det konkluderes med at det sannsynligvis ikke vil oppstå skade på miljøet.

Usikkerhetstypologi i Snøhvit

Innholdsmessig usikkerhetstypologi:

..miljørisikoen fra boreslam/kaks på disse arters gyting vurdert til neglisjérbar. (#10)

...referansestasjonen skiller seg ikke i noen stor grad fra de øvrige stasjonene. (#12)

....ikke påvirke sjøfugl eller pattedyr i området. (#13)

... anses for å være minimale. (#16)

... vurdert til å ha minimal effekt på miljøet (#17)

...vil medføre minimale konsekvenser i vannsøylen. (#18)

... det ikke kan oppnås giftige konsentrasjoner i vannsøylen ved utslipp. (#19)

..vil kun ha negative miljømessige effekter på et meget begrenset bunnareal. (#22)

... sannsynligvis ikke vil oppstå skade på miljøet. (#23)

Epistemisk usikkerhetstypologi:

Ut fra betraktningene ovenfor kan det antas (#22)

...etter Statoils vurdering ikke påvirke sjøfugl eller pattedyr i området. (#13)

Ut fra betraktningene ovenfor kan det antas (#22)

Overvåkning etter tidligere boringer gjennomført av Statoil i Barentshavet viser begrenset spredning av borekakks. (#23)

Inferential usikkerhetstypologi:

..miljøriskoen fra boreslam/kaks på disse arters gyting vurdert til neglisjerbar. (#10)

...anses ikke som forurenset. (#11)

På den bakgrunnen konkluderes det med... (#13)

Fiske- og fiskeriressurser er vurdert å ikke bli negativt påvirket. (#14)

anses for å være minimale (#17)

Ut fra betraktningene ovenfor kan det antas... (#22)

... det konkluderes med at det sannsynligvis ikke vil oppstå skade på miljøet. (#23)

Det er ikke funnet betingende usikkerhetstypologi i denne vurderingen.

En vurdering av plausibiliteten i beskrivelsene av de mulige tilstandene i naturen og beviset det baseres på gjøres i alle tilfeller der det beskrives faunaundersøkelser. For eksempel der det konkluderes med lav miljørisiko ”siden gyting til lodde og sild skjer på en helt annen lokalitet enn den planlagte boringen” (#19) og i hvor fiske- og fiskeriressurser er vurdert å ikke bli negativt påvirket ”som følge av de omsøkte utslipp og den begrensede varigheten av boreaktiviteten” (#15). Vurdering av plausibiliteten kan sies å komme til uttrykk i de ulike inferentiale uttrykkene i slutningene som tas, ved at de uttrykker vurdererens konfidens i vurderingen.

Mulige skadelige virkninger av av stoffene, og mulige eksponeringer er nevnt kun en gang, der det vurderes om boreslam/kaks kan påvirke gyting hos lodde og sild (#10).

Dose-respons forhold mellom de skadelige stoffene naturen vil bli eksponert for, med spekteret av relevant eksponeringsgrad er ikke nevnt i teksten.

Hva vet man ikke som kan ha innflytelse på konklusjonen er ikke nevnt i teksten. Kvaliteten på data er ikke nevnt i teksten.

Det kommer ikke frem om det er motstridende data eller hvorfor det er tatt i bruk den ene eller andre data, eller en forklaring på effekten av konklusjonen hvis et annet alternativ ble valgt.

Antakelser er eksplisitt nevnt der en slutning introduseres med ”det antas” (# 22), som viser til at det er en antakelse ”ut fra betraktningene” (#22). Til sammen tre steder i teksten (#13, #23, #22), kommer det frem at det er Statoils vurdering og at det er på bakgrunn av resonnementet ovenfor.

Sannsynligheten for å redusere usikkerhet er ikke nevnt.

Behov for ytterligere forskning nevnes ingen steder i risikovurderingen av Snøhvit.

Grad av uenighet mellom eksperter om miljørisiko ved utslipp av behandlet prosessvann er ikke nevnt i teksten.

Vurderingen inneholder flere vage beskrivelser, som ”neglisjerbar” og ”sannsynligvis ikke”. Begreper som skal uttrykke konsekvensen er ”miljørisiko” (#10), ”uforstyrret” (#13) og ”konsekvenser”(#18, #20), ”påvirket” (#14, #15). Det er ikke definert hva som ligger i uttrykkene i forkant av vurderingen. Ikke-faglige termer som ”minimal effekt på miljøet” (#17) og ”sannsynligvis ikke vil oppstå skade på miljøet” (#23) er benyttet for å beskrive graden av risiko, men ikke definert. Begreper som ”opportunistiske arter” (#13) og ”korrelasjonsanalysen” (#13) kan defineres som faglige begreper. Disse er ikke beskrevet i teksten.

Diskusjon

Regulatorisk vitenskap må i dag håndtere mange usikkerheter når risiko for forurensning av petroleumsvirksomhet vurderes. Vurderingene av Snøhvit og Ormen Lange forholder seg til mangelfull kunnskap om havets økosystem og effektene av eksponering av utslippene.

Hva en risikovurdering skal inneholde er formulert i forurensningsforskriften og forurensningsloven, og av de statlige forvaltningsorgan som har myndighet til å spesifisere innholdet. Som vi har sett står det ingenting om rapportering av usikkerhet i verken forurensningsloven, aktivitetsforskriften eller miljøinformasjonsloven, selv om flere av forslagene til innhold, som hvilke forurensninger virksomheten vil medføre, og hvilke virkninger forurensningen kan få på kort og lang sikt, nødvendigvis innebærer usikkerhet.

Levin, med flere, mener det er nødvendig å gi adekvat informasjon om usikkerhet når risiko skal presenteres i for beslutningstakende formål, slik de to vurderingene i denne oppgavens analyse er. Når vitenskap presenteres for beslutningstakere er de nødt til å bli informert, ikke bare om tilgjengelig vitenskapelig data, men også om politisk relevant usikkerhet (Levin et. al, 2004).

Et viktig poeng i å få frem før en diskusjon er at de to risikovurderingene ikke er direkte sammenlignbare i innhold fordi det er flere faktorer som skiller dem, blant annet type utslipp og lokasjon. Derfor er sammenligningsgrunnlaget kun ut fra betingelsene nevnt i kapittelet om materiale, og oppgavens problemstilling.

Her vil funnene i analysen av risikovurderingene diskuteres i forhold til Levins betingelser.

Oppfyller risikovurderingene Levins betingelser for adekvat rapportering av usikkerhet?

Levins første betingelse omhandler av karakter og grad av usikkerhet og mener informasjon om dette er nødvendig for at beslutningstakere skal være tilstrekkelig informert om risiko som

presenteres i en risikovurdering. Vurderingen av Ormen Lange benytter PEC/PNEC estimat i sin risikovurdering. Denne måten å presentere risiko på er internasjonalt anerkjent metode, men det er flere usikkerheter i en slik utregning, og ingen av disse presenteres i vurderingen av Ormen Lange. Det eneste vi med sikkerhet kan lese ut av ut fra et PEC/PNEC estimat er at sannsynligheten for negativ effekt øker når forholdet mellom PEC/PNEC øker. Hva som er antakelser og hva som er direkte hentet fra data kommer ikke frem i et PEC/PNEC estimat. Heller ikke kvaliteten eller mengden av data. Men det er flere gode argumenter for å beholde punkttestimat som uttrykk for risiko.

Det tilgjengelige datasettet er ofte vanskelig å tolke, og det er forskjell på alternative, vitenskapelig rimelige tolkninger, som kan ha stor innflytelse på beslutninger som tas på grunnlag av risikovurderinger. Informasjon om usikkerhetene, og hvor store usikkerhetsfaktorene er, er nødvendig for å oppfylle Levins betingelse om karakter og grad av usikkerhet.

Men det kan også argumenteres for å beholde et punkttestimat som uttrykk for risiko. Fordelen med en karakterisering av risiko på ved et enkelt punkttestimat (som PEC/PNEC) er at den muliggjør en felles tilnærming av risikohåndtering. Som Renn argumenterer vil et felles konsept av klasser av uønskede utfall tillater sammenligning, tillater risiko å bli prioritert og gir effektiv risikokommunikasjon.

Et punkttestimat presentert som et tall alene kan samtidig føre til svært ulik, og kanskje motstridende tolkninger av risiko, uten at det er krav til at tolkingen skal underbygges, nettopp fordi den konservative tilnærmingen kan benyttes som et argument for å vurdere PEC/PNEC estimatet som unødvendig høyt.

I vurderingen for Ormen Lange konkluderes det med at utslippene ikke medfører noen miljørisiko (# 3) på tross av at PEC/PNEC verdien er mer enn 1. Hydro argumenterer med at det ikke medfører miljørisiko siden man i utgangspunktet har konservative referanseverdier når en beregner PEC/PNEC. Hydro presenterer dermed en vurdering av en estimering av risiko, og konkluderer annerledes. Det illustrerer hvor sårbar for tolking en slik estimering er på grunn av usikkerhetene og at en konklusjon basert på en konservativ tilnærming for å ta høyde for usikkerhet, ikke nødvendigvis fører til den samme konklusjonen i en risikovurdering.

Numeriske presentasjoner av risiko byr på flere utfordringer. Grunner til å unnlate å kreve at de som skal vurdere risiko skal anslå graden av sikkerhet numerisk, og fremstille risiko som noe som kan tallfestes med presisjon er at vitenskapelig forsøk på å kvantifisere usikkerhet fører til illusjonen om perfekt kunnskap om fremtiden og gir et inntrykk av større grad av sikkerhet og presisjon i antakelsene enn det realiteten er. Siden alle definisjoner av risiko inneholder usikkerhet skaper det i verste fall et falskt inntrykk av sikkerhet og reduserer samfunnets og institusjoners faktiske evne til å håndtere overraskelser.

Punktestimering, som PEC/PNEC, kan uten ytterligere informasjon gi en falsk presisjon av nivået av vitenskapelig kunnskap, som igjen kan påvirke utfallet av valget. Uten en redegjørelse for hvilke usikkerheter som er med i PEC/PNEC beregningen, vil numeriske representasjoner mangle gjennomskiktighet.

For de fleste kjemiske substanser som er gjenstand for regulatorisk valgtaking, mangler viktig toksikologisk data. Kvantitative størrelser av risiko bør ikke oppfattes som eksakte mål på miljøskade fordi det aldri vil være mulig å beregne effekten av utslipp en gang i fremtiden eksakt. Verdiene representerer et estimat ut fra tilgjengelig kunnskap til enhver tid og erfaringsdata fra tidligere utslipp. En vurdering inneholder derfor en rekke antakelser og vurderinger basert på lite data. Bak hver usikkerhetsvurdering ligger flere antakelser og vurderinger som ikke kommer frem i vurderingene her. Risikovurderingsprosessen blir mer gjennomskiktig ved å oppfylle Levins betingelse om å informere om antakelser som er gjort for å fylle datamangler.

Det er ellers få numeriske beskrivelser av risiko i risikovurderingene til Statoil og Hydro. I vurderingen av Ormen Lange presenteres risikoen for utslipp med høyest konsentrasjon som en risiko på 3%, og konkluderes derfra at det er liten miljørisiko for direkte utslipp av behandlet prosessvann. For ytterligere informasjon henvises det til informasjon om leverandøren av teknologien, som finnes i et vedlegg til søknaden.

Numerisk informasjon er derfor kapabel til å alvorlig mislede de som skal bruke det. Samtidig er vitenskapens kredibilitet og legitimitet truet når den blir tvunget til å gi råd på iboende usikre spørsmål (Funtowicz, Ravetz og Leinfellner, 1990). Siden en risikovurdering skal bli veiledende i situasjoner i det virkelige liv er kvantitative uttrykk for risiko og usikkerhet

nyttige, fordi avgjørelser må tas. Vurderinger av risiko blir således tvunget til å tilpasses risikovurderingens funksjon.

Mengde data som ligger til grunn for vurderingen er ikke rapportert, annet enn i vurderingen av Snøhvit, som inneholder resultater fra en forundersøkelse av forekomsten av koraller og svampmiljøer, og som legger premissene for hva som vurderes i resten av vurderingen. Presentasjonen av forundersøkelsene styrker vurderingens pålitelighet etter Levins første betingelse som krever informasjon om mengde data. Usikkerhet som følger av at de ikke nødvendigvis representerer hele området som risikerer å bli eksponert for utslipp er ikke eksplisitt nevnt.

En av usikkerhetene det benyttes usikkerhetsfaktorer for å ta høyde for, er ekstrapolering fra laboratorie til felt. Opplagte utfordringer ved flere av disse usikkerhetsfaktorene er at de summeres på basis av eksperimenter utført i laboratorium. Eksperimenter er i seg selv ikke tilstrekkelige for å forutsi de komplekse forholdene disse objektene møter når de entrer verden utenfor laboratoriet og konfronteres med kompleksitet og tilfeldigheter. Denne dekontekstualiseringen i forskningen og utføringen av økotoksikologiske tester knyttes det flere problemer til, på tross av at det representerer et fundamentalt vitenskapelig prinsipp. Å bruke restriktive betingelser, slik det gjøres i laboratorieforsøk, er på den ene siden en forutsetning for suksessen og effektiviteten av kontroll og manipulering av vitenskapelige objekter, og på den annen side er det også tett forbundet med tap av forutsigbarhet av objektets "oppførsel" i åpne systemer (Kollek, 1993). Dekontekstualisering er derfor nært forbundet med generering av usikkerhet og risiko.

Fordi kvantifisering av risiko gjør det lettere å sammenligne vurderinger, og hindrer uintenderte tolkninger hos lesere, er det grunn til å foreslå at risiko bør kvantifiseres i en risikovurdering. Risikoen for å gi inntrykk av for presis kunnskap om risiko kan unngås ved at et kvantitativt uttrykk for risiko for flere av usikkerhetsfaktorene tar høyde for dette. etterfølges av tilstrekkelig informasjon om karakter og grad av usikkerhet for PEC/PNEC.

Kvaliteten på data er ikke vurdert i noen av vurderingene. Selv om dette er nevnt som en betingelse for adekvat formidling av usikkerhet, stiler det store krav til risikovurderer å formidle kvalitet på alle tilgjengelig data om det en vurderer. Det kan likevel argumenteres med at en inndeling av kvalitet i et skjema eller en tabell vil synliggjøre det for beslutningstakeren, og gi informasjon om data med dårlig kvalitet komme frem, og være av betydning for den som skal lese vurderingen.

Å informere om karakter og grad av usikkerhet og mengde og kvalitet av data, vil gjøre det enklere å oppgaven å oppfylle Levins neste betingelse om sannsynlighet for å redusere risiko. Å supplere et PEC/PNEC estimat med en informasjon om hvor stor grad av bevis, i form av karakter og grad av usikkerhet, som ligger til grunn for estimatet, ville gitt beslutningstakere et riktigere bilde av risiko. Det ville også gjøre det enklere å få en oversikt over hvor man kan reduseres sannsynligheten for usikkerhet, som er Levins andre betingelse for adekvat rapportering om usikkerhet. Levins betingelser forutsetter at alle som vurderer risiko bør være opptatt av sannsynlighet for å redusere risiko. Ingen av vurderingene gir informasjon om hvilke områder eller hvordan, ytterligere forskning vil kunne redusere usikkerheten. Ved å informere om dette, vil myndighetene ha enkel tilgang til informasjon om forskningsbehov, og samtidig vurdere hvorvidt det vil være hensiktsmessig eller mulig å utføre ytterligere forskning før et tiltak iverksettes. Selv om analysen viser at risikovurderingene ikke presenterer sannsynlighet for å redusere usikkerhet vil det for de fleste usikkerheter være mulig å generere ny kunnskap som kan redusere usikkerheten, selv om noen typer usikkerhet er vanskeligere å redusere enn andre.

Det er viktig å skille tilfeldig usikkerhet og usikkerhet som kommer av parameter usikkerhet, så vi kan kvantifisere forventet reduksjon i usikkerhet som kan bli oppnådd ved å investere i en gitt mengde fremtidig data (Goodman, 2002). Tilfeldig usikkerhet innebærer usikkerhet assosiert med naturlig variabilitet. Naturlig variabilitet er en type usikkerhet som ikke kan reduseres ved å opprettholde eller generere mer informasjon (Crawford og Wilson, 1995, Leuuwen og Vermeire, 2007, EPA, 1995), men er et naturlig fenomen som ikke kan reduseres, og som oppstår som et resultat av heterogenitet, diversitet, individuelle forskjeller eller temporale forandringer innen en populasjon. Variabilitet er en egenskap som innehas av populasjonen, ikke av vår kunnskapsstatus (Kelly og Campbell, 2000). I teorien representerer alle komponenter i en risikovurdering både variabilitet og usikkerhet.

I risikovurdering er det usikkerhet knyttet til ekstrapolering, kvaliteten på data, mellom arter, individuelle variasjoner og fra laboratorium til feltet, i dette tilfellet Norskehavet og Barentshavet. Alle usikkerhetsfaktorer kan i større eller mindre grad reduseres ved å generere mer data. Størrelsen på utfordringene det er å redusere usikkerhet, varierer for de ulike usikkerhetsfaktorene, og vil være av betydning, siden forskning kan være vanskelig, tidskonsumerende og dyr å generere. Å redusere usikkerhet for laboratorium til felt ved å generere ny kunnskap om synergieffekter med blant annet stoffer fra andre kilder eller mellomprodukter fra andre organismer krever kanskje flere tester enn ulike eksponeringsveier og biokjemiske responsene hos ulike arter eller variasjon mellom individer. Forskningsbehov og omfanget av tester som behøves for en mer pålitelig vurdering vil variere, og er kanskje den mest interessante informasjonen i slik informasjon. Beslutningstaker og allmennheten vil dermed få informasjon om usikkerhet kan reduseres i en betydelig grad i løpet av en konkret tidsperiode, med en konkret type tester, eller er det informasjon som er svært vanskelig, tidkrevende eller dyr å generere. Håndtering av usikkerhet blir lettere jo mindre usikkerhet det er, og derfor vil en risikovurdering kunne være et opplagt sted å synliggjøre forskningsbehov, som kan redusere usikkerheten i håndtering av risiko. Stadig flere forskere er blitt en integrert del av den sosioøkonomiske og politiske utviklingen i samfunnet, ved at forskning har blitt mer samfunnsrelatert og mer "samfunnsnyttig", og dette skjer blant annet ved anvendt forskning rettet mot industriell virksomhet og mot forvaltningen (Kaiser, 1998). Fordi effektiv politisk relatert forskning er essensielt for å møte utfordringene med miljøproblemer, er kvalitetssikring gjennom håndtering av usikkerhet, avgjørende (Funtowicz, Ravetz og Leinfellner, 1990). Risikovurderingene viser at sannsynlighet for å redusere usikkerhet ikke uten videre synliggjøres i risikovurderinger.

Sannsynligheten for å redusere usikkerhet vil gjøre det tydelig for leseren hvilke, og i hvilken grad, risiko som skyldes naturlig variabilitet, og som derfor alltid vil medføre risiko, uavhengig av erfaring og investering i forskning. Risikovurderingene viser flere steder der vurderinger kunne vært utdypet med informasjon om hvordan vurderingen kunne blitt mer pålitelig. Noen eksempler fra analysen som illustrerer dette er "referansestasjonen skiller seg ikke i noen stor grad fra de øvrige stasjonene". Her vil en spesifisering av hva som skiller gi et inntrykk av hvor ytterligere forskning vil bidra til å redusere usikkerhet. En annen frase som

kunne vært utdypet er ”Sedimentenes innhold av hydrokarboner og metaller som er sammenlignbare med konsentrasjoner i tidligere undersøkelser i regionen og sedimentene anses ikke som forurenset” (#11), viser at det er vurdert ut fra et begrenset område og at det fører kun til at sedimenter ikke ”anses” som forurenset.

Levin foreslår også at uenighet mellom eksperter bør presenteres i en risikovurdering. Uenighet mellom eksperter kommer ikke eksplisitt frem i disse vurderingene av miljørisiko. I vurderingen av Snøhvit innledes et resonnement med ”etter Statoils vurdering” (#14). Statoil gjør det tydelig at det er dem som har vurdert og kommet frem til en vurdering i dette tilfelle, og presiserer dermed at det er deres og ikke nødvendigvis en konsensus oppfatning at det vurderes slik. En slik presisering bidrar dermed til å gjøre vurderingen mer gjennomiktig enn hvis det for eksempel sto ”det er vurdert at”.

Levin mener uteblivelse av spørsmål kan bli konsekvensen dersom det er stor grad av uenighet rundt et tema. Om spørsmål er uteblitt av risikovurderingene er vanskelig å få inntrykk av i en risikovurdering, særlig når det er få retningslinjer for hva en risikovurdering skal inneholde. Spesifikke krav til hva en risikovurdering skal inneholde vil kunne bidra til at spørsmål ikke uteblir, for eksempel på grunn av uenighet mellom eksperter.

Risikovurderingene benyttet i analysen i denne oppgaven, gir uspesifikke og vage beskrivelser av vurderinger inntrykk av det ikke er absolutt sikkerhet, uten at man vet om det skyldes uenighet mellom eksperter eller ikke.

Som Levin også påpeker kan usikkerhet mellom eksperter i verste fall komme til uttrykk ved bruk av vage og uspesifikke vurderinger. Det ser vi flere eksempler på i analysen. Et ofte brukt uttrykk for å beskrive konsekvensen i risikovurderingene er ”skade på miljøet” (#1, #2, #6, #23). Det er derfor en svært generell beskrivelse og dekker et bredt spekter av mulige tolkninger av hva som menes med ”skade” og ”miljøet”. I Snøhvit presenteres også ”påvirket” som ”ikke negativt påvirket” (#15) og ”ikke påvirket” (#14) for å beskrive konsekvenser av risiko. Disse er ikke definert og blir dermed vanskelig å skille fra andre konsekvenser av utslipp, som for eksempel ”skade på miljøet”. Disse uttrykkene oppfyller ikke Levins fjerde betingelse om tydelig og forståelig presentasjon av usikkerhet, siden de blir vage uten ytterligere utdyping eller definering.

Hva som ønskes å beskytte er ulikt beskrevet i de to vurderingene. I risikovurderingen av Snøhvit er det gjort vurderinger av gyting til lodde og sild (#10), faunaen (#13), sjøfugl eller pattedyr (#14), fiske- og fiskeriressurser (#15) og sedimentlevende organismer (#20). Ormen Lange beskriver kun to elementer det er vurdert for, og det er ”organismer” (#8) og ”miljøet”(#6).

Inndelingen i Levins usikkerhetstypologi viser at bruk av begreper for å uttrykke grad av risiko og hva som er konsekvensen i vurderingen varierer mellom de to vurderingene. De enkelte vurderingene viser også lite konsekvent bruk av uttrykk for å formidle styrken av vurderingene. Levin mener dette er uheldig for den som leser vurderingen og kan føre til uintenderte tolkninger av risikoen. Uttrykk som ”lav miljørisiko” (#7, #9), ”relativ lav” (#5), ”minimal” (#18) og ”svært lav” (#1, #2, #6, #8), blir vage uten at en definisjon av uttrykkene og styrkeforholdet mellom dem. Uten det er det vanskeligere å vurdere hva som er verre eller bedre av en ”minimal” risiko eller en ”svært lav” risiko. De to risikovurderingene bekrefter Levins påstand om at det i nåværende praksis i risikovurderinger brukes et bredt spekter av vanlige språkfraser hvis bruk og interpretasjon er langt fra tydelige, for å uttrykke grader av tro og tvil i risikovurderinger (Levin et al., 2004). Risikovurderingene konklusjoner illustrerer dette tydelig. I vurderingen av Statoil konkluderes det med at det ”sannsynligvis ikke vil oppstå skade på miljøet”(#23), mens det i vurderingen av Hydro konkluderes med at det er ”lav miljørisiko”(#9). Et standardisert kvantitativt uttrykk for risiko, ville gjort disse lettere å tolke og sammenligne.

Risikovurderingene varierer i bruk av inferentiale begreper som ”anses som” (#11, #16), ”antas” (#22), ”konkludert” (#3, #7, #9, #13, #23) og ”vurdert til” (#5, #6, #15, #17). Vurderingen av Snøhvit er mer inkonsekvent i sin bruk av inferentiale uttrykk. Mens vurderingen av Ormen Lange utelukkende benytter ”å vurdere”, og ”å konkludere”, benytter Statoil uttrykk som ”å anta” og ”anses” i tillegg til ”å vurdere” og ”å konkludere”. Uten en definisjon av styrkeforholdet gis det større rom for leseren å selv tolke hva vurdereren legger i de ulike uttrykkene, og gjør sammenligning og felles forståelse for innholdet mulig.

Statoil benytter det Levin kaller vage begreper som er verdiladet i sin vurdering av miljørisikoen fra boreslam/kaks på lodde og silde gyting til neglisjerbar. Siden gyting skjer på en helt annen lokalitet enn den planlagte boringen. Ut fra at risikovurderingene skal være et vitenskapelig grunnlag, og at politiske og økonomiske interesser først skal spille en rolle i risikohåndteringsprosessen, er ”neglisjerbar” et uttrykk som hentyder til håndtering fremfor vurdering. At risiko er neglisjerbar forteller at det er risiko for skade (siden det er noe å neglisjere), men at det er unødvendig å ta hensyn til denne risikoen. Vurdering om en risiko er neglisjerbar viser dermed ikke bare en grad av risiko, men også hvorvidt risikoen bør tas hensyn til. Verdiladete uttrykk som neglisjerbar er lite tilfredsstillende i en risikovurdering, fordi det oppfattes som en oppfatning, fremfor en mest mulig objektiv karakterisering av risiko. Skal risikovurdering beholde sin legitimitet som et vitenskapelig grunnlag for videre risikohåndtering, må det skilles mellom oppgavene i risikovurdering og risikohåndtering, som utføres av de som benytter en risikovurdering som grunnlag for å ta valg. Sistnevnte innebærer interesser og vurderinger av hvordan risiko skal håndteres. Uttrykk som neglisjerbar styrker argumentene for å ha standardiserte uttrykk for risiko, for at risiko skal presenteres tydelig, og for å unngå uintenderte holdninger.

Miljøinformasjonsloven sier at allmennheten skal sikres tilgang til miljøinformasjon. Det forutsetter implisitt at informasjonen er tilgjengelig også i sin presentasjon av risiko, for at den skal gi mening til lesere uten fagkompetanse. Det krever at risikovurderingen er tydelig og forståelig i sin fremstilling av risiko, og ikke inneholder faglige termer som ekskluderer allmennheten fra å forstå innholdet i vurderingen. Analysen viser at det i vurderingen for Ormen Lange og Snøhvit i liten grad er benyttet ord som ikke krever fagkompetanse. I vurderingen av Ormen Lange er begrepet ”biomagnifisering” benyttet, men er tydelig definert i teksten som ”transport og oppkonsentrering i næringskjeden”(#7). I vurderingen av Snøhvit er faglige begreper som ”opportunistiske arter” (#13) og ”korrelasjonsanalysen” (#13) benyttet.

Ut fra disse funnene i analysen er det rimelig å påstå at risikovurderingen av Snøhvit er mer inkonsekvent i bruk av begreper, og benytter flere faglige termer enn risikovurderingen av Ormen lange.

Hvorfor er en tydelig rapportering av usikkerhet i risikovurdering viktig?

Adekvat rapportering av usikkerhet i risikovurdering er aktuelt tema i en tid der skepsisen til miljøforvaltningen øker i takt med miljøbevisstheten.

Det finnes lite sammenlignbar forskning på innholdet i risikovurderinger eller annen tekst som skal vurdere og presentere risiko for beslutningstakere. Kaiser (1998) mener det er gjort ”forbløffende få” analyser av konsekvensutredninger der risiko for miljø er vurdert. Han kom frem til følgende konklusjoner ut fra han fant: (a) de fleste konsekvensutredninger møter ikke minstekrav til tilstrekkelige data eller informasjon om fysiologiske eller biologiske virkninger som muliggjør en systematisk oppfølging (b) den prediktive nøyaktighet i konsekvensutredninger er meget lav (c) variansen i treffsikkerheten er betydelig og usystematisk (d) det finnes ingen opplagte mønster, funksjoner, eller parametre som forklarer korrekte eller ukorrekte forutsigelser. Levin et. al. (2004) gjennomgikk 30 risikovurderinger på trichloroethylen fra 1973-2001. De konkluderte med at bruk av usikkerhetsindikatorer i disse tekstene ikke var transparente og at utviklingen av standardiserte usikkerhetsindikatorer signifikant ville forbedre kommunikasjonen både innen det vitenskapelige samfunn, og mellom forskere og myndigheter.

I en risikovurdering skjer en tolkning på “mangel på vitenskapelig visshet”, det vil si fravær av vitenskapelig entydighet. Selv der det er stor usikkerhet, må risikovurderinger inneholde konklusjoner i form av et uttrykk for risiko for å utføre dets funksjon. Det på tross av at en presis risikovurdering ikke finnes, og forskeres konklusjoner fra et datasett alltid vil variere. Spørsmål om risiko har ofte ingen vitenskapelige svar, eller så er svarene mangfoldige og omtvistelige, dermed krever også selve risikovurderingen politiske vurderinger (Leeuwen og Vermeire, 2007, Beck, 1992). Det kan være spørsmål som: Hva prøver vi å beskytte (hva er endepunktet i vurderingen), og i hvilken grad bør det bli beskyttet. Politiske vurderinger tas også ved valg av uakseptable effekter og omfang av usikkerhetsfaktorer. Alle disse er kontroversielle tema og basert på påførte politiske valg. At en risikovurdering ikke bare er vitenskapelig basert og hvilke utfordringer det gir, tas opp nærmere i oppgavens diskusjonsdel.

Å vurdere risiko ved petroleumsvirksomhet møter utfordringer i samfunnet, der det skjer en økende bekymring blant eksperter, politikere og det offentlige om usikkerhetene som påvirker data for store miljøspørsmål. Flere mener at betydningen av usikkerhet i konkrete beslutningssituasjoner ikke står i forhold til den plass den har i ekspertutredninger, når man vet at betydelige usikkerheter alltid vil følge vitenskapelig metode når den anvendes på konkrete miljøspørsmål (Kaiser, 1998; Beck, 1992; Levin, 2005; Levin, 2006). I det ligger en oppgave i å kvalitetssikre vitenskapelig informasjon som er fremskaffet for politiske avgjørelser, men også i å la disse usikkerhetene komme til syne i en risikovurdering, slik at det ikke gis inntrykk av at en besitter presis kunnskap om noe en ikke kan besitte presis kunnskap om, eller at vurderinger utelater spørsmål det er usikkerhet om. Beck (1992) var en tidlig kritiker av risikosamfunnet og det han mener er vitenskapens monopol på å definere og håndtere risiko. Vitenskapelig kunnskap nyter stor sosial autoritet i vår sivilisasjon (Sundquist, 2002). Det finnes ikke noen ekspert på risiko, mener Beck (1992) og hevder det skjer en økende vitenskapeliggjøring av risiko der det er mulighet for objektivt å kunne forutsi fare på en spesialisert måte. Flere sosiologer hevder at vitenskapens makt i spørsmål som omhandler vitenskap og teknologi er blitt vist økt mistillit i nyere tid (Beck, 1992; Brante, 2000; Collins og Evans, 2007). Beck mener at vår begrensede kunnskap om effektene av toksiske stoffer fører til tilfeldig tolkning, og gjør at det er grunn til å stille seg skeptisk til forsøk på å vurdere risiko ved utslipp til naturen (Beck, 1992). Det å stille spørsmålstegn ved vitenskapens legitimitet som autoritet for politiske beslutninger er et fenomen vi har sett flere eksempler på i det siste. Eksempler av nyere dato der utførte eller pågående vurderinger er møtt med tvil, er oljeboring i Lofoten og Vesterålen (NTB, publisert 10.07.08) og etablering av deponi for forurenset slam på Malmøykalven (Aftenposten, publisert 11.07.05). At risikovurdering anses som vitenskap gir den fordel av å betraktes som objektiv, nøytral og rasjonell. Det å ha vitenskapen ”på sin side” blir avgjørende for å sikre at det handles på et ”rasjonelt grunnlag” (Brante, 2000). Dette rasjonelle grunnlaget som basis for å vurdere risiko blir, som vi ser, utfordret av at det har oppstått miljøskader som konsekvens av mislykkethet i å vurdere risiko, og at risiko estimeres på bakgrunn av mangelfull data og store usikkerheter. På denne måten vil risikovurdering, på tross av at det skal være et vitenskapelig grunnlag, ha problemer med å forsvare at den er rasjonell.

Antakelsene som gjøres der det er mangelfulle data gjøres nødvendigvis ut fra faglig skjønn. Disse er uunngåelig for å kunne drive med forskning som fører vår kunnskap fremover. Men

hva skjønn eller til og med et godt skjønn er, er umulig å definere, men skjønn har karakter av en ferdighet som er tilegnet over tid og som uttrykker seg i en vurderingsevne som treffer det vesentlige det meste av tiden (Kaiser, 2000). Det ultimate valg i en risikovurdering hviler til slutt på ens personlige kunnskap og subjektive erfaring, altså det antirasjonalistiske.

I risikovurdering settes denne rasjonaliteten på prøve, noe som blir synlig gjennom bruk av vage konklusjoner og vurderinger. Stort spillerom, og uklare eller manglende retningslinjer for rapportering av usikkerhet, kan føre til mangelfull rapportering av usikkerhet og stort tolkningsrom for leseren, Det setter risikovurderingens legitimitet som vitenskapelig grunnlag for videre beslutningstaking på prøve fordi antagelser er rapportert, men ikke begrunnet.

Utviklingen av et standardisert system må derfor ikke være et forsøk på å rasjonalisere eller ”vitenskapeliggjøre” risiko, men gi et mest mulig adekvat og riktig bilde av risiko. Siden usikkerhet i vitenskapelig data kan påvirke beslutningstaking, er det en viktig faktor for at en kontroverser oppstår, vil de som besitter vitenskapelig kunnskap, så vel som de som praktiserer den, ha nøkkelroller i planlegging av spørsmål av ikke bare miljø, men samfunnet for øvrig, som i tilfellet petroleumsvirksomhet. Både de økonomiske og samfunnsmessige konsekvensene av å vurdere petroleumsvirksomhet til å ha veldig stor miljørisiko, vil være enorm dersom det førte til at nyetablering ble stoppet.

Utfordringen ved risikovurderingen er at den har en såpass klar funksjon. Selv ved kjennskap til disse innvendingene mot risikovurderingens avgjørende rolle i politiske beslutninger, og vel vitende om usikkerheter knyttet til vurdering av risiko, er det regulatoriske forskeres oppgave å gjøre en vurdering som fører til beslutninger. For det første må det være forskeres oppgave å rådgi beslutningstakere siden de besitter mest kompetanse på området som skal vurderes. For det andre er det et behov for risikovurderinger fordi det er lovpålagt ved potensielt forurensende aktivitet. Alternativt kunne vi beskyttet naturen for naturens skyld, ved å konsekvent bruke føre-var-prinsippet. Det vil si det samme som å la være å etablere virksomhet der det er risiko for forurensning. Det er dog rimelig å anta at teknologisk utvikling og aktivitet ville bli svært begrenset og er lite sannsynlig at vil få gjennomslag, siden innovasjon mot teknologisk og økonomisk vekst og fremgang er godt forankret i vestlig kultur.

Forurensning er ofte et direkte resultat av at mennesker har mislykkes i å vurdere økologisk risiko skikkelig, eller til og med definere hva som er og har vært utsatt for risiko (Stahl et al, 2001). Uten adekvat økologisk risikovurdering vil prognosene for menneskesamfunnet være svært dystre (Karr, 2001).

Både Statoil og Hydro har klare økonomiske interesser i at de får godkjent sine søknader om utslipp, slik at de kan iverksette sine virksomheter. De er derfor utsatt for kritikk fra de som mener de har interesse av å tilbakeholde informasjon om usikkerhet. Usikkerheten som kommer til uttrykk ved beskrivelser som ”risiko antas å være”, uten at hva som er usikkert spesifiseres, og uttrykk som er verdiladede, som neglisjerbar, forsterker inntrykket av at risikovurderingene ikke er rene objektive dokumenter. Vurderingene av Ormen Lange og Snøhvit speiler at det ikke finnes klare retningslinjer for formidling av risiko og usikkerhet. Et argument for å utvikle tydeligere retningslinjer til innhold, er nettopp rollen vitenskap og teknologi har i regulering av virksomheter og samfunnet.

Flere av usikkerhetene som ble presentert i kapittelet om usikkerhet i risikovurdering, vil reduseres med økt kunnskap, derfor vil også verdiene representere kunnskap som er under stadig endring, i tillegg til etiske valg. Vurderingen av Ormen Lange at usikkerhetsfaktorer som er konservative vurderes til å være unødvendig konservative, slik som i vurderingen av Ormen Lange viser. Hva som inkluderes og hva som ekskluderes fra analyse av et naturlig fenomen er ikke bare et vitenskapelig, men også et etisk spørsmål (Beck, 1992; Kollek, 2003). I konkrete beslutninger viser det seg i praksis vanskelig å skille fakta fra verdispørsmål, og å eliminere viktige usikkerhetsmomenter uten tap av helhetsperspektivet (Kaiser, 1998). Som vi ser på flere av definisjonene av risiko er hva mennesket gir en verdi avgjørende for hva vi ønsker å vurdere risiko for en risikovurdering.

Tydeligere retningslinjer for formidling av usikkerhet og en gjennomsiktighet i prosessen mot en konklusjon av risiko ved informasjon, vil kunne bidra til å redusere denne bekymringen. For en mer gjennomsiktig reguleringsprosess vil tydelig og konsekvent uttrykke usikkerhet gis det mindre rom for mistanke om at risikovurderer utelater informasjon, samtidig som det gir samfunnsborgere et bedre grunnlag for å vurdere avgjørelser som er tatt av SFT, som igjen kan øke tillitten til det offentlige forvaltning.

Ut fra diskusjonen så langt kan det fremsettes tre premisser presentasjon av risiko.

1. Den som vurderer risiko skal informere beslutningstaker, men må også komme frem til et kvantitativt uttrykk for risiko. Et felles konsept for å uttrykke risiko og usikkerhet tillater sammenligning, tillater risiko å bli prioritert og gir effektiv risikokommunikasjon.
2. Risiko innebærer usikkerhet om sannsynlighet og konsekvens. Samfunnet må derfor være villig til å ta sjansen på at det kan oppstå skade på miljøet det ønsker å beskytte. Alternativet er å følge føre-var-prinsippet, som vil medføre svært begrenset teknologisk utvikling og aktivitet og utelukkes som alternativ i denne diskusjonen.
3. Leseren av risikovurderingen er ikke bare den som skal håndtere risiko eller foreta valg ut fra en risikovurdering, men også allmennheten som har rett til tilgang på informasjon gjennom miljøinformasjonsloven. Det må tas hensyn til i en presentasjon av risiko.

Hvordan kunne krav til presentasjon av usikkerhet forbedret risikovurderingen av Ormen Lange og Snøhvit?

Ut fra resonnementene i diskusjonsdelen så langt, er det sannsynlig å anta at å definere begrepene som benyttes for å beskrive usikkerheten i risiko er en måte å unngå usikkerhet blant de som skal lese risikovurderingen. Dette kan bidra til å imøtekomme skepsis og redusere antall og graden av kontroverser som oppstår når det allmennheten ønsker å påvirke offentlige og private beslutningstakere i miljøspørsmål. Ved å utvikle et rigorøst system for presentasjon av usikkerhet og risiko og rapportering av usikkerhet, vil informasjon om usikkerhet være lett tilgjengelig, også for allmenheten. Selv om det ikke er noen garanti for at det tas hensyn til i en risikovurdering vil risikovurderingsprosessen være mer gjennomiktig enn den er i dag.

Et spørsmål blir hvilke krav til rapportering av usikkerhet som er nødvendige for at beslutningstakere for petroleumsvirksomhet skal bli informert om all valgrelevant usikkerhet, samtidig som det ivaretar et uttrykk som er enkelt å tolke og prioritere. Når Levin skriver at det er en forutsetning for at et valg er godt fundert, blir spørsmålet for hver sektor det skal vurderes for, hvilke usikkerheter som er relevante for beslutningstakere.

Rapportering av risiko har som hovedoppgave å gi adekvat informasjon for at beslutningstaking kan skje på et kunnskapsbasert grunnlag, derfor må målet være å fremstille risiko slik at beslutningstakere også er informert om usikkerhet, og ut fra det kan beskytte det som er utsatt for risiko. Dette er altså ikke bare en diskusjon om hvordan usikkerhet fremstilles, men også om hva en risikovurdering skal inneholde for å gi adekvat informasjon om usikkerhet.

Ved å formidle usikkerhet og eksplisitt nevne hva som er antakelser gjort på grunnlag av manglende data og hva som er datagrunnlag, vil linjene mellom politikk, samfunn og vitenskap i risikovurderinger tydeliggjøres (Kaiser, 1998). Siden risikovurdering primært utføres for å rådgi forvaltere, er kvantifiserte risikoestimerer nødvendige. Å utvikle standardiserte fraser for å uttrykke usikkerhet har som vi har sett, flere utfordringer. Å uttrykke risiko numerisk, slik det er gjort i vurderingen av Ormen Lange, der det benyttes PEC/PNEC estimat, og presentasjon av av miljørisiko som 3%, skiller seg ikke nødvendigvis fra det å benytte standardiserte begreper for å uttrykke risikoen, forskjellen er at standardiserte uttrykk kan inneholde større utfallsrom. Levin (2006) foreslår at grad av risiko uttrykkes etter hvor stor prosent sjans de har for at en hendelse skal oppstå med et utfallsrom som indikerer grad av usikkerhet. En slik rangering av uttrykk som brukes, vil gjøre det enklere å tolke uttrykk som ”svært lav”, mot ”relativ lav”. Problemene knyttet til ugjennomsiktighet og inntrykk av en urealistisk presisjon i estimeringen av risiko, viser at en numerisk fremstilling av risiko, ikke bør stå alene uten informasjon om usikkerhet i underliggende data. En forutsetning for å uttrykke risiko numerisk kan altså være at disse suppleres med informasjon for å unngå bildet av at risiko kan tallfestes med presisjon. SFT mener at i en risikoanalyse må hver av klassene for sannsynlighet og konsekvens være beskrevet entydig og mest mulig kvantitativt for at risiko knyttet til en hendelse skal kunne klassifiseres (SFT, 2007). I stedet for å benytte et tall, vil utfallsrom gi et mer pålitelig og realistisk bilde av risiko.

Det er en del av vår rasjonelle kulturtradisjon investerer kvalitet av virkelighet i tall (Funtowicz, Ravetz og Leinfellner, 1990). Lord Kelvin illustrerer tradisjonen i dette sitatet:

Jeg sier ofte at når du kan måle det du snakker om, og uttrykke det i tall, så vet du noe om det. Men når du ikke kan måle det, når du ikke kan uttrykke det i tall, er din kunnskap av et utilstrekkelig og utilfredstillende slag (Mackay, 1977).

I denne tradisjonen er ikke kvantitativ påstand utelukkende ansett som nødvendige for at et subjekt skal være vitenskapelig, det er også generelt ansett for å være tilstrekkelig (Funtowicz, Ravetz og Leinfellner, 1990). En årsak til at usikkerhet ikke kommer bedre frem kan være forvirring om usikkerhet og kvalitet og troen på at det er et rettfrem forhold mellom disse, at høy kvalitet være ekvivalent til lav usikkerhet (Funtowicz og Ravetz, 1993). Å presentere usikkerhet må ikke forveksles med dårlig kvalitet på risikovurderingen, men en nødvendighet når risiko skal karakteriseres der det er økende kompleksitet og sammenkobling av menneskelig aktivitet, teknologi og miljø. Ut fra det kan en økte mistilliten til regulatorisk valgtaking i kan miljøsaker antas å ikke blir mindre om valg presenteres som sikkert, siden det ligger i definisjonen av risiko at en risikovurdering alltid vil innebære usikkerhet om utfallet og sannsynligheten for at utfallet skal finne sted. En økende mistillit til risikovurdering i miljøsaker bør være en oppfordring til å gjøre vurderingen enda mer gjennomiktig og lett å tolke, fremfor å holde tilbake informasjon eller gjøre informasjonen utilgjengelig gjennom bruk av fagterminologi eller vage beskrivelser. Ved å synliggjøre usikkerheten vil vurderingen ikke bare bli transparent, men også avsløre at det er store kunnskapshull som skal gi grunnlag for vurdering og konklusjon, i form av et numerisk eller standardisert uttrykk.

Ved adekvat og tydelig rapportering av usikkerhet vil en ikke gi inntrykk av at en vet mer enn en gjør, men at en ut fra det man vet gjør en vurdering som i best mulig grad beskytter de deler av miljøet vurderingen omhandler. For at risikovurderingen skal bli mest mulig relevant og effektiv, bør bruken av kvantitative uttrykk begrenses til å bare inkludere de usikkerheter som har noe å si for det praktiske og teoretiske formålet med risikovurdering.

Selv om noen av disse usikkerhetene kan kvantifiseres, er noen store kilder til usikkerhet rett og slett ikke kvantifiserbare (Leeuwen og Vermeire, 2007). Man kan derfor argumentere med at det bør skilles mellom ikke-kvantifiserbare og kvantifiserbare usikkerheter. Et spørsmål er også om det er bør være sånn at en usikkerhet er så stor at den ikke kan vurderes, eller at det ikke er forsvarlig å vurdere den. To usikkerheter kunne i såfall vært aktuelle å skille fra hverandre: kvantifiserbare usikkerheter, og udefinerte usikkerheter som ikke kan kvantifiseres eller beskrives. Dette er problematisk med tanke på at spørsmål om usikkerhet uteblir fra vurderingen, og fordi usikkerhet det ikke informeres om heller ikke kan reduseres ved å investere i forskning og generere mer informasjon. Store usikkerheter kan istedet synliggjøres ved å beskrive variasjonsbredde eller utfallsrom. Konkret kan en angi et stort spekter av sannsynligheter, for eksempel at det er mellom 10 og 10.000. Slik karakteriseres usikkerheten som stor, i stedet for at det utelates fra risikovurdering. Ut fra dette resonnementet kan vi fastslå at mangel på kunnskap ikke tilstrekkelig for å utelate usikkerhet.

En av definisjonene av risiko innebærer at risiko er til stede der usikkerhet involverer noe av betydning for verden, og som har innflytelse på menneskers realitet på en eller annen måte. En økt bevissthet om naturens egenverdi og bæredyktighet, øker også behovet for risikovurdering ved potensielt forurensende aktivitet. For at innholdet i en risikovurdering skal gi mening bør derfor den som vurderer gjøre klart hva som ønskes å beskyttes. Karr (2001) mener at risikovurderinger som begynner før de har definert hva som er utsatt for risiko sannsynligvis vil mislykkes. Ved at dette er klart og tydelig definert i starten av en risikovurdering, sammen med et eller flere mulige konsekvenser, blir det enklere å følge konklusjonene og vurderingene i resten av risikovurderingen. Eksempelvis ville uttrykk som ”skade på miljø”, og på hvilken måte noe blir ”påvirket” gi mer mening, dersom disse var definert på forhånd i teksten.

Å utvikle rigorøse metoder for å uttrykke risiko vil være i tradisjonen om rasjonalitet i vestlig tankegang. Bakgrunnen for det moderne konseptet av risiko skyldes dets opprinnelse fra den lange historien av tilsynekomsten av rasjonalitet i vestlig tankegang (Jaeger et al, 2001). I

møte med globale komplekse miljøproblemer utfordres det rasjonelle tilnærmingen til kunnskap fordi de inneholder så mye usikkerhet og forskning hele tiden genererer informasjon, er risiko på siden av det tradisjonelle syn for rasjonell oppfatningsdannelse. En rasjonell tilnærming til risiko etterlyses i risikovurdering når Leeuwen og Vermeire (2007) mener at det er essensielt at rigorøse vitenskapelig metoder blir brukt i alle slike vurderinger. De mener matematiske tilnærminger til risikovurderinger hjelper til å identifisere områder med usikkerhet og at risikovurdering er drevet av tvil, ikke sikkerhet.

En like rigorøs fremstilling har fordeler fordi det blir tydelig og lett å tolke og gir sammenlignbare vurderinger av risiko og usikkerhet, men uten krav til innhold i presentasjonen av usikkerhet i en risikovurdering, risikerer en at helhetsbildet forsvinner. En rigorøs og systematisk presentasjon av risiko, som med en tabell eller et skjema, må understøttes og inneholde eksplisitt informasjon om usikkerheter for ikke å gi det feilaktige inntrykk av at risiko kan forutsies med sikkerhet. At det ikke finnes vitenskapelig konsensus om standard metoder og deres validitet (Leeuwen og Vermeire, 2007) er et argument for at adekvat rapportering av usikkerhet vil sikre en mer pålitelig vurdering, siden mangel på konsensus om metodene nødvendigvis vil føre til at valg av metoder varierer.

Siden usikkerhetene er flere i risikovurdering av miljø, vil presentasjon av all tilgjengelig forskning som er relevant for vurderingen være for omfattende om alle usikkerheter i detalj skulle komme frem i hver risikovurdering. Det bør i en retningslinjer for presentasjon av risiko være krav til flere detaljer samtidig som at sannsynlighet og konsekvens defineres og kvantifiseres.

Et skjema eller en tabell vil gjøre det enkelt å sammenligne informasjon og prioritere risikovurderinger, og sikrer at informasjon som er relevant for beslutningstaker ikke utelates. En virksomhet som benytter ny teknologi i nye farvann, vil nødvendigvis ha mindre erfaring og forskning til grunn for en vurdering, og det bør komme frem av en risikovurdering.

Selv ved oppfyllelse av Levins betingelser og bruk av definerte, standardiserte fraser, er det likevel viktig å være klar over at det er stadig store kunnskapshull, og umulig å vite i hvilken grad en skal ta høyde for det en ikke vet. Risikovurderinger vil derfor være kun delvis vitenskapelig basert, siden det tas valg som er ikke-vitenskapelige ut fra skjønn, personlig

kunnskap og subjektive erfaring. Ikke-vitenskapelige avgjørelser tas også i spørsmål som hva man ønsker å beskytte, og i hvilken grad. Disse kan karakteriseres som etiske valg.

Entydig og allment aksepterte definisjoner av konsekvensutredning, miljørisikoanalyse, konsekvensanalyse og risikovurdering av petroleumsvirksomhet for beslutningstakende formål bør foreligge, før en kan stille krav til innhold.

Konklusjon

Langt fra alle usikkerheter som Levin mener er valgrelevant informasjon er rapportert i risikovurderingene for Snøhvit og Ormen Lange. Analysen viser at det er en inkonsekvent bruk av begreper for å beskrive grader av risiko og vage begreper for å beskrive hva det er risiko for. Levins betingelser for adekvat rapportering om usikkerhet i risikovurdering er derfor ikke oppfylt i noen av risikovurderingene.

Analysen kan således sies å gjenspeile at det er få retningslinjer til rapportering av usikkerhet i risikovurderingen, slik hypotesen foreslår. Ut fra funnene i analysen og diskusjonen kan det konkluderes med at det er behov for å utvikle krav til informasjon om usikkerhet, og standardiserte uttrykk for presentasjon av usikkerhet i retningslinjene for presentasjon av risiko ovenfor beslutningstaker.

For å få vurderinger som tillater sammenligning og sikre en effektiv risikokommunikasjon, foreslås det at risiko presenteres som kvantitet, med utfallsrom for sannsynlighet. Hva som skal beskyttes i risikovurderingen bør presenteres tidlig for at premisset for resten av risikovurderingen skal være klart.

Følgende krav til presentasjon av innhold kunne forbedret Ormen Lange og Snøhvit:

- risiko skal presenteres kvantitativt, og ut fra definerte utfallsrom.
- vurdererens konfidens i innholdet bør presenteres ut fra definerte inferentiale uttrykk

Kvantitative uttrykk for risiko, som et PEC/PNEC estimat, skal suppleres med informasjon om usikkerhet. Rapporternig av usikkerhet skal inneholde informasjon om:

- karakter og grad av usikkerhet (kvalitet og mengde av data)
- uenighet blant eksperter, og at eventuelt hvem sin vurdering som benyttes
- sannsynlighet, og hva som skal til, for å redusere usikkerheten

Innvendingene mot risikovurdering viser at det kan være avgjørende for risikovurderingens legitimitet at den ikke inneholder verdiladede uttrykk ,og i størst mulig grad er gjennomiktig i vurderinger eller antakelser som ikke tas direkte fra data. Standardiserte uttrykk og krav til innhold om usikkerhet vil gi en tydeligere presentasjon, og vurderingen unngår å gi inntrykk av at risiko er noe som kan vurderes med presisjon, men ut fra faglig begrunnede vurderinger som tar høyde for usikkerhet. Det vil gi et mer realistisk bilde av risiko ved petroleumsvirksomhet, både ovenfor beslutningstakere og allmenheten.

Referanseliste

- Aftenposten, (publisert 11.07.2005), *Fastlåst om giftdeponi*, [Online], Aftenposten.
Tilgjengelig fra: <<http://www.aftenposten.no/nyheter/oslo/article1078158.ece>>
[20.08.2009]
- Beck, U. 1992, *Risk Society. Towards a New Modernity*, SAGE Publications, UK
- Brante, T. 2000, ”Science-Based Controversies”, s. 181-191 i Lars J. Lundgren (red.)
Knowing and Doing: On Knowledge and Action in Environmental Protection.
Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm
- Collins, H. og Evans, R. 2007, *Rethinking expertise*, The University of Chicago Press,
Chicago
- EC, 2003, *Technical Guidance Document on Risk Assessment*, [Online]. Tilgjengelig fra:
<http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/TECHNICAL_GUIDANCE_DOCUMENT/EDITION_2/tgdpart2_2ed.pdf> [30.08.2009]
- Futowicz, S.O. og Ravetz, J.R. 1993, “The emergence of post-normal science”, i von
Schomberg, R. (red.) *Science, Politics and morality. Scientific uncertainty and
Decision Making*, Kluwer Academic Publishers, Nederland
- Funtowicz, S.O. og Ravetz, J.R., Leinfellner, W. 1990, ”Uncertainty and quality in science for
policy”, i von Schomberg, R. (red.) *Science, Politics and morality. Scientific
uncertainty and Decision Making*, Kluwer Academic Publishers, Nederland
- Goodman, D. 2002, “Extrapolation in Risk Assessment: Improving the Quantification of
uncertainty, and improving information to reduce the Uncertainty”, *Human and
Ecological Risk Assessment*: vol.8, nr. 1, s. 177-192
- Haukelid, K. 1999, *Risiko og sikkerhet. Forståelser og styring.*, Universitetsforlaget, Oslo
- Hydro, (2005) ”Ormen Lange Landandlegg. Søknad om utslippstillatelse”, 2005, [Online],
Hydro. Tilgjengelig fra:
<http://www.no/nyheter/dokumenter/ormenlange_land_soknad061005.pdf>
[02.05.2009]

- Jaeger, C. C., Renn, O., Rosa, E. A., Webler, T. 2001, *Risk, uncertainty and rational action*, Earthscan publications Ltd, UK
- Kaiser, M. 1998, *Føre-var prinsippet: Mellom forskning og politikk*, NENT publikasjon nr.11, Oslo
- Kaiser, M. 2000, *Hva er vitenskap?* Universitetsforlaget, Oslo
- Karr, J. R. 2001, "Invited perspective – protecting life: weaving together environment, people and law" i Stahl, R.G., Clark, J, Bachman, R.A., Ells, S.J., Barton, A.L., (red.), *Risk management: Ecological Risk-Based Decision-Making*, Setac press
- Karr J.R. og Chu E.W. 1999, "Ecological integrity: reclaiming lost connections" i Westra, L. og Lemons, J., Dordrecht (red.), *Perspectives on ecological integrity*, Kluwer Academic Publishers, Nederland, s. 34-48
- Knowles, J. 2000, *Vitenskap, rasjonalitet og common sense*, Cappelen akademisk forlag
- Kollek, R. 1993, "Controversies about risks and their relating to different paradigms in biological research", s. 27-40 i von Schomberg, R. (red.) *Science, politics and morality: scientific uncertainty and decision making*, Kluwer academic publishers, Nederland
- Leeuwen, C.J. van og Vermeire, T.G. 2007, *Risk assessment and chemicals: An introduction*, 2. utg. Springer
- Levin, R., Hansson, S.O., Ruden, C. 2004, "Indicators of uncertainty in chemical risk assessments", *Regulatory toxicology and pharmacology*, Vol. 39: s. 33-43
- Levin, R. 2006, "Adequacy Conditions for Reporting Uncertainty in Chemical Risk Assessments", *Human and Ecological Risk Assessment* Vol. 12: s. 834-855
- Mackay, A.L. 1977, *The harvest of a quiet eye : a selection of scientific quotations*, Institute of Physics, UK
- MIRA, 2007 *Miljørettet risikoanalyse, rapport nr 2007-0063*, [Online], Oljeindustriens landsforening. Tilgjengelig fra:
<<http://www.olf.no/getfile.php/zKonvertert/www.olf.no/Milj%C3%B8rapporter/Doku>

[menter/Metode%20for%20Milj%C3%B8rettet%20Risikoanalyse%20%28MIRA%29%20revisjon%202007.pdf](#)> [15.08.2009]

Norsk standard, (03.2009), Definisjon av risikovurdering, [Online],
<<http://www.standard.no/no/Fagomrader/Kvalitet/Risiko/Risiko/>>, Standard Norge
[30.08.2009]

Norske Shell (u.d), ”Ormen Lange- tall og fakta”, [Online], Tilgjengelig fra:
<http://www.shell.no/home/content/nor/products_services/solutions_for_businesses/ep/ormenlange/no/facts/> [10.08.2009]

Nowotny, H. 1993, “A new branch of science”, s. 63-76 i Schomberg, R. von (red.) *Science, Politics and morality*, Scientific uncertainty and Decision Making, Kluwer Academic Publishers, Nederland

NTB, (publisert 10.07.08), *Syv av ti sier nei til oljeboring*, [Online], Aftenposten, Tilgjengelig fra: <<http://www.aftenposten.no/klima/article2531520.ece>> [20.08.09]

Power, M. 2004, *The risk management of everything*, Demos, London

Renn, O. 2008, *Risk Governance : Coping with Uncertainty in a Complex World*, Earthscan Publications, London

Rosa E.A. 1998, “Methateoretical Foundations for Post-Normal Risk” *Journal of risk research* nr.1 s. 15-44

Rowe, W. 1994, “Understanding Uncertainty”, *Risk Analasys* Vol. 14 s. 743–50

SFT, 1999, *Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn*, [Online] SFT. Tilgjengelig fra: <<http://www.sft.no/publikasjoner/kjemikalier/1629/ta1629.pdf>>, (02.04.2009)

SFT, u.d., *Om SFT*, [Online] SFT. Tilgjengelig fra:
<http://www.sft.no/publikasjonerforside___3308.aspx>, [02.04.2009]

Stahl, R.G., Clark, J, Bachman, R.A., Ells, S.J., Barton, A.L. (red.) 2001, *Risk management: Ecological Risk-Based Decision-Making*, Setac press, USA

Statoil, (16.10.2006), *Søknad om utslippstillatelse for planlagte utslipp ved boring av avgrensingsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit*, [Online], Statoil. Tilgjengelig fra:

<http://www.sft.no/nyheter/dokumenter/061017_statoil_soknad_avgrensningsbronn_snohvit.pdf> [02.04.2009]

Statoilhydro, (u.d.) *Fakta om Snøhvit*, [Online], Tilgjengelig fra:

<<http://www.statoilhydro.com/no/OurOperations/ExplorationProd/ncs/snoehvit/Pages/default.aspx>> , [05.08.2009]

Sundquist, G. 2002, "Constructing a Theoretical Framework", s. 29-48 i Sundqvist G. (red.), *The Bedrock of Opinion: Science, Technology and Society in the Siting of High-Level Nuclear Waste*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht

Sundquist, G. 2000, "The Environmental Experts: On Science's Authority in Environmental Protection, s. 51-73 i Lundgren L.J. (red.) *Knowing and Doing: On Knowledge and Action in Environmental Protection*, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm

The Oxford dictionary, 2009, *Risk*, [Online] Tilgjengelig fra:

<http://www.askoxford.com/concise_oed/risk?view=uk>, [01.04.2009]

USEPA (US Environmental Protection Agency), 2000, "Risk Characterization Handbook" [Online]. EPA 100-B-00-002. Science Policy Council, Washington, DC, USA. Tilgjengelig fra: <<http://epa.gov/osa/spc/htm/rchandbk.pdf>> [30.08.2009]

Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans J.P., van der Sluijs, P., van Asselt. M. B. A., Janssen, P., Kreyer von Krauss, M.P. 2003, "Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty", *Integrated Assessment Vol. 4 s. 5 - 17*

Yates, J.F. og Stone E.R. 1992, "The risk Construct", i Yates, J.F (red.), *Risk-Taking Behaviour*, Wiley, Chichester

Lover og forskrifter:

Aktivitetsforskriften, 2001, *Forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten*, [Online], Lovdata. Tilgjengelig fra: <<http://www.lovdata.no/cgi-wift/wiftldles?doc=/usr/www/lovdata/for/sf/ai/ai-20010903->

[1157.html&emne=aktivitetsforskriften&](#)> [20.08.2009]

Forurensningsforskriften, 2004, *FOR 2004-06-01 nr 931: Forskrift om begrenning av forurensning (forurensningsforskriften)*, [Online], Lovdata. Tilgjengelig fra: <<http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20040601-0931.html>> [20.08.2009]

Forurensningsloven, 1981, *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (Forurensningsloven)*, [Online], Lovdata. Tilgjengelig fra: <<http://www.lovdata.no/all/nl-19810313-006.html>> [20.08.2009]

Miljøinformasjonsloven, 2003, *LOV 2003-05-09 nr 31: Lov om rett til miljøinformasjon og deltakelse i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet*, [Online], Lovdata. Tilgjengelig fra: <<http://www.lovdata.no/all/hl-20030509-031.html#12>> [20.08.2009]

Vedlegg 1

Hentet fra Ormen Lange Landandlegg. Søknad om utslippstillatelse.

5.9.2 Miljørisikovurdering av prosessvannutslipp

Miljørisiko knyttet til utslipp av rensert prosessvann er vurdert, ref./11/.

Vurderingen er basert på utslipp av:

1. Behandlet prosessvann etter innblanding av kjølevann (planlagt utslippsanordning)
2. Behandlet prosessvann uten innblanding med kjølevann (tenkt utslippsanordning)
 - a) til utslipp via rør med indre diameter på 10 cm
 - b) til utslipp gjennom en diffusor

Alternativ 2 er vurdert fordi fortykning av behandlet prosessvann ikke er ansett som et avbøtende tiltak med hensyn til miljørisiko.

Grenseverdiene for forventet ingen effekt (PNEC = Predicted No Effect Concentration) for hydrokarboner, som ble benyttet i analysen, ble satt til 1/10 av PNEC fra EIF (Environmental Impact Factor). Dette fordi grenseverdiene fra EIF ikke er vurdert med hensyn på om de møter de nye kravene i EUs veileder for miljørisikoanalyser for marint miljø. Dette er en konservativ tilnærming og betyr at grensen for PNEC er 10 ganger strengere i denne analysen. Konsentrasjonene av hydrokarboner, MEG, ammoniakk/ammonium og metaller i behandlet prosessvann til utslipp er svært lave, ref. kapittel 5.4.2, tabell 5.6. For den planlagte utslippsanordningen er det beregnet svært lave konsentrasjoner av stoffer fra prosessvannet i sjøvann og i sediment, ref. vedlegg 6. På denne bakgrunn er risiko for skade på miljøet vurdert som svært lav.

Det fiktive utslippet utgjør også en lav risiko for skade på miljøet. Ved utslipp av behandlet prosessvann er PEC/PNEC >1 ved umiddelbar nærhet til utslippsstedet. Dette gjelder for utslipp under sommerforhold med sprangsjikt i vannmassene. Om vinteren er tettheten i vannmassene relativt lik på dyp ned til 40 meter. Under disse forholdene er PEC/PNEC <1 allerede ved utslippsstedet. Med basis i de konservative tilnærmingene i denne risikoanalysen er det konkludert at utslippet ikke utgjør noen miljørisiko.

Optimale konsentrasjoner i prosessvannet oppnås når behandlingsanlegget virker som forventet. De høyeste konsentrasjonene er forventet dersom ekstraksjonstrinnet i behandlingsanlegget er ute av drift. Problemer med ekstraksjonstrinnet vil kunne forekomme i 3% av driftstiden.

I ”worst case” tilfellet er miljørisikoen også vurdert til relativt lav med henholdsvis $PEC/PNEC >2$ ut til 400 meter og $PEC/PNEC >1$ ut til 1400 meter nedstrøms utslippspunktet. Worst case tilfellet omfatter utslipp uten bruk av diffusor ved sommerforhold i vannmassene. Ved vinterforhold eller ved utslipp gjennom diffusor er forholdet mellom $PEC/PNEC$ svært lavt og blir vurdert til ingen risiko for skade på miljøet. Siden utslipp med høyest konsentrasjon i prosessvannet kun vil forekomme i 3% av tiden vurderes miljørisikoen som følge av dette utslippet som lav. Det konkluderes med lav miljørisiko for direkte utslipp av behandlet prosessvann til sjø utenfor Nyhamna.

Det er de tungt nedbrytbare langkjedete PAHene som har potensial for transport og oppkonsentrering i næringskjeden (biomagnifisering). Ved utslipp av prosessvann fra Ormen Lange vil konsentrasjonene av PAH være svært lave, slik at komponentene ikke utgjør noen risiko for skade på organismer selv om hensyn til biomagnifisering blir ivaretatt.

Konklusjonen på vurderingene er at det er lav miljørisiko forbundet med utslipp av behandlet prosessvann fra Ormen Lange landanlegg.

Vedlegg 2

Hentet fra Søknad om utslippstillatelse forplanlagte utslipp ved boring av avgrensningsbrønn 7120/6-2 S på Snøhvit 16.10.2006 0

11.5 Miljøkonsekvenser som følge av boring av brønn 7120/6-2 S

11.5.1 Generelt

Miljøkonsekvensene som følge av boreaktivitetene, anses for å være minimale. Utslipp av topphullskaks vil finne sted direkte på havbunnen og vil (i motsetning til utslipp fra riggen) ikke gi opphav til en sky av sediment i hele vannsøylen. Partikler i utslippet vil sedimentere i nærområdet rundt brønnen.

Utslipp av borevæskeskjemikalier til sjø vil kun finne sted over en periode på noen få dager i forbindelse med boring av topphullseksjonen. Sementkjemikalier (ca. 30 liter sementblanding) som slippes ut i forbindelse med vasking av sementutstyr etter hver sementjobb er vurdert til å ha minimal effekt på miljøet. Sementkjemikalier som slippes ut fra brønnrammen vil raskt

sedimentere i nærområdet rundt brønnen. Noen av komponentene er vannløselige og vil raskt fortynnes ved utslipp. Ingen av komponentene er giftige for vannlevende organismer i de konsentrasjoner som kan oppstå utenfor brønnrammen.

Utslippene av gjengefett er diffuse og vil medføre minimale konsekvenser i vannsøylen.

Man har planlagt bruk av gult gjengefett på borestreng. Fettfraksjonen som lekker ut, er såpass lite vannløselig at det ikke kan oppnås giftige konsentrasjoner i vannsøylen ved utslipp. Fraksjonen som følger med borekaks og –væske vil fortynnes og vil ikke medføre konsekvenser på sedimentlevende organismer i området.

11.5.2 Nedslamming

Utslipp av topphullskaks vil finne sted direkte på havbunnen og vil (i motsetning til utslipp fra riggen) ikke gi opphav til en sky av sediment i hele vannsøylen. Strømning og hastighet vil bestemme spredningen av utslippet. Ved boring av topphullet er det planlagt å benytte NaCl og om nødvendig bentonitt for å rense hullet.

Spredning og sedimentering av kaks på sjøbunnen som begraver fauna nær brønnen vil representere den største miljøpåvirkningen. Påvirkningen er svært lokal og opprettelig innenfor kort tid. Overvåkningsundersøkelser etter tidligere boringer gjennomført av Statoil i Barentshavet viser begrenset spredning av borekaks.

Også andre spesialdesignede undersøkelser viser at ved bruk av vannbasert borevæske er de miljømessige effektene begrenset til en distanse på 25-50 meter fra boreposisjoner [12].

Ved boring av brønn 7120/6-2 S er det beregnet at det vil boret ut ca 116m³ kaks i tillegg til eventuell bentonitt fra topphullsseksjonen, som vil bli deponert på havbunnen. Avhengig av strømstyrke vil kaksen fordeles medstrøms, sannsynligvis innenfor noen titalls meter. I områder der bunnsedimentet blir dekket med flere cm tykt kakslag vil bunnsamfunnet mest sannsynlig desimeres. Likevel vil de nye massene danne ny bunnoverflate og rekoloniseringen vil starte i løpet av det nærmeste året.

Ut fra betraktningene ovenfor kan det antas at deponering av borekaks i størrelsesorden 116m³, uavhengig av om det benyttes NaCl eller bentonitt, vil kun ha negative miljømessige effekter på et meget begrenset bunnareal.

11.6 Konklusjon

Med bakgrunn i at det kun benyttes ikke miljøskadelige kjemikalier i forbindelse med

boreoperasjonen, at forbruk og utslipp av kjemikalier minimaliseres og at det ikke er koraller er annen sårbar bunnfauna på brønnlokasjonen, kan det konkluderes med at det sannsynligvis ikke vil oppstå skade på miljøet.