



Norges Handelshøyskole

Bergen, våren 2010

En samfunns- og miljøøkonomisk vurdering av nullutslippsmålet til sjø for petroleumsindustrien

av:

Rasmus Osaland

Masterutredning innen i økonomi og administrasjon med hovedprofil

”Energy, Natural Resources and the Environment”

Veileder:

Professor Rögnvaldur Hannesson

Dette selvstendige arbeidet er gjennomført som ledd i masterstudiet i økonomi- og administrasjon ved Norges Handelshøyskole og godkjent som sådan. Godkjenningen innebærer ikke at Høyskolen innestår for de metoder som er anvendt, de resultater som er fremkommet eller de konklusjoner som er trukket i arbeidet.

Sammendrag

Denne utredningen har til sikte for seg å se på de samfunns- og miljøøkonomiske aspektene ved at myndighetene i 1997 (MD 1997) satte et krav om at petroleumsnæringen skal nå et nullutslippsmål til sjø. Oppgaven tar først for seg konsekvensene av dette målet med tanke på både kostnader og luftutslipp (gjennom økt energiforbruk) for å redusere miljøfarlige utslipp til sjø. Videre ser vi inngående på hva og hvor mye som slippes ut av forskjellige stoffer, den tilhørende miljørisikoen og de reelle miljøskadene utslipp til sjø fra petroleumsindustrien har medført/medfører. Mot slutten sammenlignes det hele med kostnadene ved å redusere miljørisikoen fra andre næringer i Norge. Dette danner da grunnlaget for å vurdere om nullutslippsmålet kan betegnes som et samfunns- og miljøøkonomisk fornuftig mål sett i lys av alternativ anvendelse av investeringene som er gjort for å møte nullutslippsmålet.

Forord

Jeg har under arbeidet tilbrakt 3-4 dager i uken hos ConocoPhillips Norge (CoP) sitt hovedkontor like ved Stavanger. Her har jeg disponert eget kontor, og fått tilgang på det meste av materiale og informasjon som ConocoPhillips har av både konfidensiell og offentlig tilgjengelig informasjon. Jeg føler jeg har fått et unikt innblikk innen både bedriften og spesielt miljødelen av helse miljø og sikkerhet (HMS) avdelingen til CoP. Jeg har blant annet fått være med på miljømøter hver fjortende dag, hvor bedriftens spisskompetanse innen ytre miljø har vært samlet, og jeg har gjennom dette forumet virkelig fått sett bedrifts-, samfunns- og miljømessige konsekvenser av nullutslippsmålet.

Mange av kildene som er sitert i oppgaven stammer fra samtaler med ansatte i CoP, og jeg kunne aldri skrevet en slik utredning uten de uvurderlige innspillene, veiledningene og tipsene jeg har fått fra Steinar Berntsen, Harald Lura, Kåre Voldum, Monica Aasberg, Gro Gingstad og Eimund Garpestad. En spesiell takk går til CoP's Chief Environmental Engineer, Anne Tone Fjermestad, for å ha inkludert meg i kjernen av teknisk ytre miljø kunnskap, samt for uvurderlig veiledning, oppbakking og for utfordringene jeg har fått. I tillegg ønsker jeg å takke Helén Angell Skram (Strategy & Portfolio Management Coordinator) for muligheten til å skrive denne oppgaven og for flott veiledning innen den økonomiske delen av utredningen. Min faglige veileder på NHH, Rögnavdurdur Hannesson, må selvsagt også takkes for glimrende veiledning og ikke minst ærlige og presise tilbakemeldinger rundt utredningen min.

Det er viktig å presisere at alle synspunkt, resonnement og konklusjoner står for forfatterens regning og ikke nødvendigvis sammenfallende med ConocoPhillips' eller andre involverte sitt syn på temaene som belyses.

Rasmus Osaland

Innholdsfortegnelse

SAMMENDRAG.....	2
FORORD.....	3
1. INNLEDNING/OM OPPGAVEN	6
2. BAKGRUNN FOR NULLUTSLIPPSMÅLET	9
2.1. HVORFOR NULLUTSLIPPSMÅL?.....	9
2.2. HVA INNEBÆRER NULLUTSLIPPSMÅLET?.....	10
2.3. HVA HAR BLITT GJORT FREM TIL NÅ.....	12
2.3.1. <i>Borekaks</i>	13
2.3.2. <i>Kjemikalier</i>	15
2.3.3. <i>Produsert vann</i>	16
2.3.4. <i>Påløpte kostnader og effektivitet av forskjellige tiltak</i>	19
2.4. HVORDAN ER NULLUTSLIPPSMÅLET OPPNÅDD/ SKAL OPPNÅS?	23
2.4.1. <i>Internasjonale avtaler</i>	24
2.4.2. <i>Nasjonale reguleringer</i>	25
2.5. UTFORDRINGER FREMFOR	26
3. UTSLIPPSDATA OG TILHØRENDE MILJØRISIKO	28
3.1. GENERELLE UTSLIPPSDATA	28
3.2. SPESIFIKKE UTSLIPPSDATA FOR EKOFISK-OMRÅDET	29
3.3. MILJØRISIKO VED FORSKJELLIGE UTSLIPP TIL SJØ	30
3.3.1. <i>Introduksjon av Environmental Impact Factor (EIF)</i>	31
3.3.2. <i>Forskjellige kilders andeler av EIF-bidrag for Ekofisk (Før og nå)</i>	34
4. SPESIFIKT OM FORSKJELLIGE RENSETEKNOLOGIER (FUNKSJON, EFFEKTIVITET, USIKKERHET, KOSTNADER, LUFTUTSLIPP)	39
4.1. BASE CASE.....	39
4.2. REINJEKSJON / INJEKSJON.....	39
4.2.1. <i>Reinjeksjon (PWRI)</i>	40
4.2.2. <i>Injeksjon (PWI)</i>	41
4.3. CTour.....	42
4.3.1. <i>Luftutslipp som følge av CTour</i>	47
4.4. KORT OM ANDRE RENSETEKNOLOGIER.....	50
4.5. SAMLET VURDERING	51

5.	MILJØEFFEKTER OG SKADER.....	55
5.1.	OBSERVASJONER OG ERFARINGER GENERELT	55
5.2.	OBSERVASJONER OG ERFARINGER FRA EKOFISK SPESIELT	57
6.	ALTERNATIV ANVENDELSE AV MILJØINVESTERINGENE.....	61
6.1.	PETROLEUMSSEKTORENS ANDEL AV NASJONALE UTSLIPP	62
6.1.1.	<i>Prioriterte miljøfarlige stoffer</i>	62
6.1.2.	<i>Oljeutslipp</i>	67
6.2.	KUNNE ANDRE SEKTORER REDUSERT UTSLIPP MER KOSTNADSEFFEKTIVT / TIL EN HØYERE KOST-NYTTE?	68
6.3.	MILJØPARADOKS	71
6.4.	ANDRE OMRÅDER TIL SAMMENLIGNING	72
7.	DISKUSJON OG MENINGER RUNDT NULLUTSLIPPSMÅLET	74
7.1.	TILTAK FØR KUNNSKAP (FØRE-VAR)	75
7.2.	ALTERNATIVE VEIER VIDERE FOR MYNDIGHETENE OG PETROLEUMSNÆRINGEN.....	76
8.	RESULTAT OG KONKLUSJONER.....	79
8.1.	OPPSUMMERING OG EGNE VURDERINGER AV FORDELER/ULEMPER VED NULLUTSLIPPSMÅLET	79
8.1.1.	<i>Borekaks</i>	79
8.1.2.	<i>Kjemikaliebruk og -substitusjon</i>	80
8.1.3.	<i>Produsert vann</i>	82
8.2.	TOTALVURDERING	83
8.3.	ANBEFALINGER FOR FREMTIDENS REGULERING AV PETROLEUMSINDUSTRIEN	86
8.4.	GENERELLE ANBEFALING FOR VIDERE FOKUSOMRÅDER NASJONALT	87
9.	AVSLUTTENDE KOMMENTARER.....	89
	ORDLISTE.....	91
	KILDEHENVISNING	93

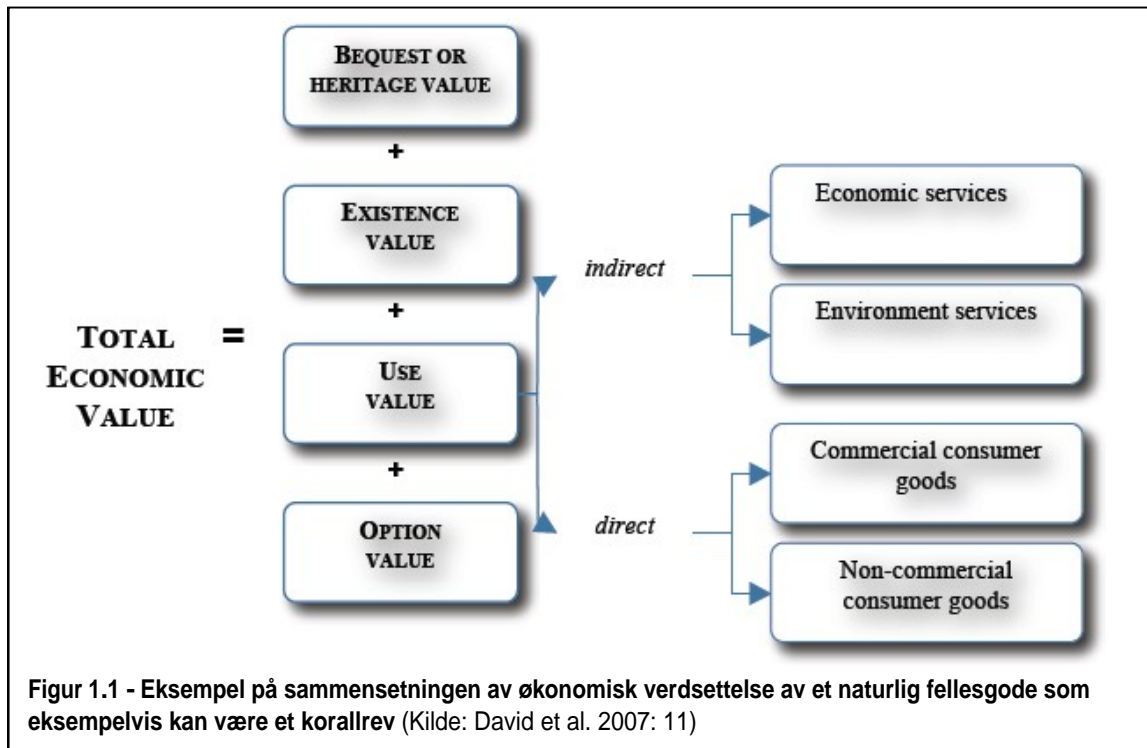
1. Innledning/Om oppgaven

Jeg føler jeg har endt opp med en oppgave som virkelig treffer kjernen av hva jeg mener profilen "Energy, Natural Resources and the Environment" (ENE) er ment å dekke; nemlig å danne en kobling mellom økonomisk tenkning og teknisk forståelse. Resultatet har forhåpentligvis blitt en økonomisk optimal tilnærming til et teknisk energi- og miljømessig komplekst problem. På bakgrunn av dette er oppgaven til tider rimelig teknisk orientert, i hvert fall til å være en masterutredning innen i økonomi og administrasjon. Men det er nødvendigvis nødt for å være slik for at både jeg og leseren har forståelse for kjernen rundt problemstillingene som blir tatt opp.

Selve oppgaven bygger naturlig nok på en god del observasjoner og erfaringer man har fra Ekofisk-området hvor ConocoPhillips er operatør, og er i stor grad benyttet som en case-studie. Informasjon fra andre felt er ofte vanskelig tilgjengelig noe som til tider er løst ved at jeg eksempelvis har laget nasjonale scenarier hvor Ekofisk er benyttet som referanseinstallasjon. Estimaten er da i hovedsak kun ment som illustrative og gjenspeiler nødvendigvis ikke virkeligheten ettersom alle petroleumsfelt har unike og ofte svært forskjellige reservoaregenskaper som vil påvirke resultatene i stor grad.

En viktig avgrensning i denne oppgaven er at jeg bevisst har valgt å ikke gå inn på den uhyre vanskelige problemstillingen med å prøve å verdsette en fisk, et korallrev, en art eller et økosystem. Det eneste av dette som med noenlunde sikkerhet kan verdsettes rent monetært vil være ikke-truede arter som utnyttes kommersielt og dermed har en markedspris. Utover dette finnes det en del aksepterte metoder for verdsettelse av "ikke-verdsettbar goder" (eksempelvis Munasinghe, M. (1993)) gjengitt av David et al. (2007: 11) som vises i figur 1.1 her. Som det sees av figuren er det laget systematiske metoder for å kunne estimere verdien av et miljøgode, og det er skrevet en del avhandlinger innen temaet også. Det må presiseres at en slik innfallsvinkling kunne vært sentralt ved en annerledes vinkling på denne utredningen også, men jeg følte det ville

være mer rett for min del å ha en mye mer indirekte verdsettingsmetode i den grad jeg forsøker å verdsette noe i det hele tatt. Den indirekte metoden innebærer at jeg simpelthen anser havmiljøet som et gode hvor lavere forurensing isolert sett anses som bedre. På denne måten kan man sammenligne utslipp fra forskjellige kilder/industrier, og identifisere hvor det er mest kostnadseffektivt å redusere.



Figur 1.1 - Eksempel på sammensetningen av økonomisk verdsettelse av et naturlig fellesgode som eksempelvis kan være et korallrev (Kilde: David et al. 2007: 11)

Et sentralt skille i samfunnsøkonomiske vurderinger er skillet mellom kostnadseffektivitet og nyttekostnad. Ved nyttekostnadsvurderinger får man som kjent en gitt nytte av investeringene, og man ender til slutt opp med en samfunnsøkonomisk lønnsomhetsvurdering. Men for miljømessige dilemmaer kan det være svært vanskelig å vurdere hvilken nytte man faktisk oppnår. I slike tilfeller er det fristende å bruke kostnadseffektivitetsvurderinger ettersom man her unngår problemstillingen med verdsettelse nesten helt. I stedet setter man seg et mål om for eksempel 15 % reduksjon av total mengde olje fra produsert utslippet vann, slik som OSPAR-konvensjonen hadde som mål å nå innen 2006 med år 2000 som referansemål (Ekins et al. 2005a). Målet i seg selv er enkelt å forholde seg til for industrien og myndighetene, men hvilken nytte den

medfører er derimot ukjent eller ikke i fokus. Ulempen her er åpenbart at man ikke får synliggjort nytten, og tiltaket kan i ytterste konsekvens ha svært liten eller ingen nytte, noe som kan være tilfellet hvor forurensingen i utgangspunktet var så lav at den ikke skadet miljøet til å begynne med.

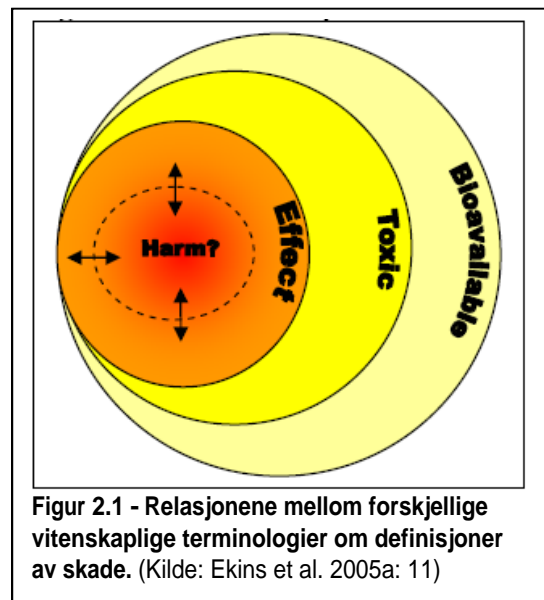
Nullutslippsmålet ble først introdusert i stortingsmelding nr. 58 (1996-97) – ”Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling” (MD 1997). Parallelt med dette har Oslo-Paris-konvensjonen (OSPAR) også stått som en sentral regulativ enhet på europeisk nivå. Fokuset for norske myndigheter var å ha null miljøskadelige utslipp til sjø, noe som tilsier en nyttekostnads tilnærming til problemstillingen. Men når målsetningen ble satt hadde man svært liten kunnskap om miljøeffektene av utslippene, dermed måtte man i hovedsak prøve å redusere utslipp av de stoffene man antok utgjorde størst fare. Man endte dermed opp med en rekke målsetninger og tiltak om å redusere diverse utslipp til sjø, men ettersom man ikke hadde kunnskap nok om å vurdere nytten ble kostnadseffektivitets vurderinger oftest benyttet, med dens tilhørende fordeler og ulemper.

2. Bakgrunn for nullutslippsmålet

Før jeg angriper problemstillingen er det viktig å få etablert en bakgrunn og forståelse for det såkalte nullutslippsmålet. Man kan begynne med å spørre seg om hva det faktisk er, hvorfor det kom, hva det innebærer og hvilke muligheter man har for å nå det. Dette må gjennomgås i grundighet før man kan vurdere selve fornuften av nullutslippsmålet når det eksempelvis sammenlignes opp mot hvilke samfunns- og miljømessige resultater man alternativt kunne oppnådd ved å bruke tilsvarende kapital- og arbeidsinnsats i en annen sektor.

2.1. Hvorfor nullutslippsmål?

Før vi går nærmere inn på hva nullutslippsmålet i praksis er og har vært er det greit å kjapt begynne med hvorfor det ble etablert et mål om null miljøskadelige utslipp til sjø for petroleumsindustrien i det hele tatt. Et stadig økende fokus på miljøet generelt, og havmiljøet spesielt i kombinasjon med store og økende utslipp av miljøfarlige stoffer til sjø fra offshore petroleumsvirksomhet på 1990-tallet dannet bakteppet for nullutslippsmålet som



ble etablert av myndighetene i 1997. Derimot hadde man svært liten kunnskap om både omfanget av og hvilke typer skader disse utslippene fra olje- og gassinntallasjonene utgjorde på organismer i havet (Garpestad, Eimund, pers. komm.). Det ble derfor argumentert med at nullutslippsmålet var et føre var tiltak på bakgrunn av hva man registrerte ble sluppet ut av miljøfarlige stoffer.

Her er det forresten et viktig skille man bør være klar over, nemlig at et stoff kan gjerne være miljøfarlig/-giftig, altså utgjøre en miljørisiko, uten at det medfører en miljøskade. Miljøfarlig betyr da i all enkelhet at et stoff har et potensial til å være miljøskadelig, men om det faktisk er det avhenger av faktorer som eksempelvis konsentrasjon, mengde, opphoping, tilstedeværelse av organsimer som kan ta skade, varighet av utslipp osv. Videre har man strides om forskjellige definisjoner på hva som er skade og hva som er observerbare effekter. En organisme, en art eller et økosystem kan bli påvirket av menneskelig skapte utslipp, men tar ikke nødvendigvis skade av det, på samme måte som at jeg som person føler ubehag ved å gå langs en trafikkert vei. Jeg kjenner luftkvaliteten er dårligere, men tar nødvendigvis ikke skade av det selv om jeg er blitt påvirket av forurensingen mens jeg gikk der. Ekins et al. (2005a: 11) oppsummerer disse sammenhengene godt og er gjengitt i figur 2.1.

Videre bør man ha en viss oppfatning av dimensjonene av utslippene, og hvor mye det representerer i forhold til miljøfarlige utslipp til sjø fra andre kilder (som i hovedsak stammer fra landbasert industri, landbruk, kommunale avløp, fiske/oppdrett, shipping og generell forurensing fra diverse produkter). Dette vil etter min mening være det beste sammenligningsgrunnlaget fremfor en absolutt verdsetting som figur 1.1 representerer.

2.2. Hva innebærer nullutslippsmålet?

Nullutslippsmålet innehar forskjellige elementer og omfatter alle typer utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten på den norske kontinentalsokkelen. Det innebar blant annet at man skulle ha nådd et mål om null miljøskadelige utslipp til sjø innen 2006.

Da nullutslippsmålet ble etablert skulle det umiddelbart gjelde for alle nye selvstendige utbygninger, mens eksisterende installasjoner skulle ha utført tilfredsstillende tiltak innen utgangen av 2005 (SFT 2006). Nullutslippsmålet fikk flere virkeområder og

Nullutslippsmål for petroleumsvirksomheten utslipp til sjø slik de er spesifisert i Stortingsmelding nr. 26 (2006-2007) - Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand

Miljøfarlige stoffer:

- Ingen utslipp, eller minimering av utslipp, av naturlig forekommende miljøgifter omfattet av resultatmål 1 for helse- og miljøfarlige kjemikalier
- Ingen utslipp av tilsatte kjemikalier innen svart kategori (i utgangspunktet forbudt å bruke og slippe ut) og rød kategori (høyt prioritert for utfasing ved substitusjon).

Andre kjemiske stoffer:

Ingen utslipp eller minimering av utslipp som kan føre til miljøskade av:

- Olje (komponenter som ikke er miljøfarlige)
- Stoffer innen gul og grønn kategori
- Borekaks
- Andre stoffer som kan føre til miljøskade.

Særskilte forutsetninger for petroleumsvirksomhet i Barentshavet:

For utslipp til sjø under normal drift gjelder:

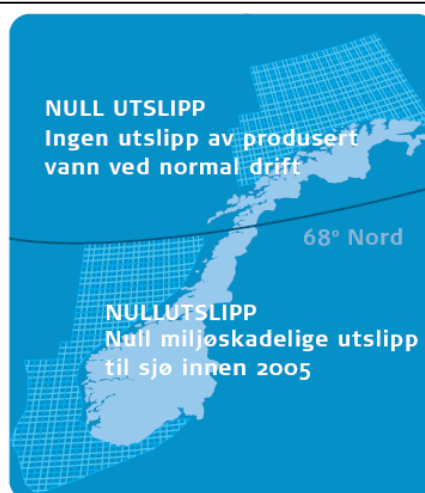
- Ingen utslipp av borekaks og borevæske. Borekaks fra topphull kan normalt slippes ut, under forutsetning av at utslippet ikke inneholder stoffer med uakseptable miljøegenskaper og bare i områder hvor potensialet for skade på sårbare miljøkomponenter vurderes som lavt
- Ingen utslipp av produsert vann. Maksimalt fem prosent av det produserte vannet kan ved driftsavvik slippes ut etter rensing.
- Ingen utslipp til sjø fra brønntesting.

Tabell 2.1 – Spesifisering av nullutslippsmålet. (Kilde: Klif 2010b: 9-10)

spesifikasjoner i både stortingsmelding nr. 12 (2001-2002) "Rent og rikt hav" (UD 2002) og nr. 25 (2002-2003) "Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand" (MD 2003)

og oppsummeres i hovedsak av tabell 2.1.

Videre ble nullutslippsmålet utvidet og innskjerpet betydelig for nordområdene i stortingsmelding nr. 38 (2003-2004) "Om petroleumsvirksomheten" (OED 2004). Her ble det etablert et tydelig skille mellom nullutslippsdefinisjonen fra stortingsmelding 58 (1996-97) som innehadde målsetningen om null miljøskadelig utslipp til sjø, og den nye definisjonen for nordområdene som innebar ingen fysiske utslipp til sjø ved normal drift.



Figur 2.2 - To definisjoner på nullutslipp. Null utslipp gjelder for de aller fleste utslipp til sjø i tillegg til produsert vann. (Kilde: OLF 2005: 3)

Figur 2.2 oppsummerer definisjonene og hvor de gjelder på en enkel og grei måte.

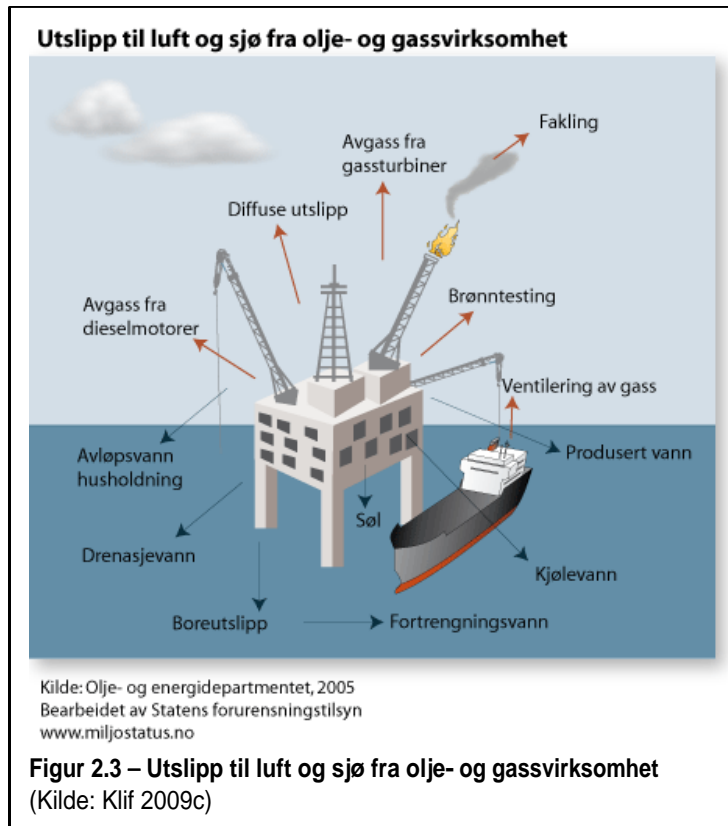
Den siste stortingsmeldingen som omhandlet nullutslippsmålet ble fremlagt i mai 2007 under navnet St.meld. nr. 26 (2006-2007) – ”Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand” (MD 2007). Her ble det varslet at man blant annet skulle ”i 2009 vurdere måloppnåelse og behovet for ytterligere tiltak for å sikre at nullutslippsmålet nås” (MD 2007: 113). Rapporten som skulle vurdere dette ble utsatt ett år på grunn av en god del omfattende nullutslippstiltak ble endelig gjennomført noen år etter den satte fristen som var innen utgangen av 2005. Klima- og forurensingsdirektoratet (tidligere SFT) kom dermed ikke ut med rapporten før 19. april i år. Denne rapporten (Klif 2010b) viste seg å bli en sentral del av denne utredningen, og en del av analysene og konklusjonene gitt i rapporten hadde en del likheter med de jeg allerede hadde gitt i denne utredningen. Jeg fikk dermed bekreftet at en del av antakelsene og vurderingene jeg hadde gjort viste seg å være rimelige.

I tillegg samler Klif (2010b) informasjon rundt nullutslippsmålet på en veldig god måte, samtidig som rapporten bidra med en del nye og oppdaterte opplysninger.

2.3. Hva har blitt gjort frem til nå

For å få litt grep om omfanget av operasjonelle utslipp fra petroleumsindustrien kan det være greit å ha en oversikt over hvor mye som slippes ut fra de forskjellige kildene og hvordan det har utviklet seg historisk sett. Under dette punktet presenteres hovedmomenter av hvilke tiltak som er blitt implementert siden nullutslippsmålet ble etablert og resultatene av disse tiltakene.

Det er mange kilder til utslipp fra en tradisjonell oljeinstallasjon, noe som kan sees fra figur 2.3. Men store deler av miljørisikoen ved utslipp til sjø kan knyttes tilbake til noen få kilder. Disse er utslipp av kjemikalier, borekaks (steinmasse fra boreoperasjoner) med vedheng av borevæske og produsert vann som er vannet som følger opp med oljen fra



produksjonsbrønnen og inneholder oljefragmenter og en hel del andre stoffer som kan føre til miljøskade. Oppdeling mellom tiltak innen hovedområdene kjemikalier, borekaks og produsert vann vil dermed være naturlig og oversiktlig.

2.3.1. Borekaks

Utslipp av borekaks med vedheng av olje- eller syntetisk baserte borevæsker har historisk sett vært den største bidragsyteren til miljørisiko fra petroleumsindustrien på norsk kontinentalsokkel. Dette fordi utslippene hadde høyt vedheng av olje og andre potensielt miljøskadelige stoffer som både tildekket og forurenset havbunnen rundt utslippet samtidig som det var en kontinuerlig lekkasje av stoffene til sjøvannet. Siden 1991 har utslipp av olje- eller syntetisk baserte borevæsker blitt regulert, noe som har resultert i at borekaks med oljevedheng som hovedregel reinjiseres i grunnen eller fraktes til et deponi på land (OD et al. 2008: 33). Men selv etter nesten 20 år observeres

det fremdeles små lekkasjer av olje fra borekakschauger, men det skal ikke utgjøre et miljøskadelig element lenger (OSPAR 2009: 28). I dag brukes det mye vannbaserte borevæsker som ifølge flere studier kun har en begrenset påvirkning på bunnfauna innenfor 250 meter fra utslippspunktet selv om utsluppet mengde er på godt over 100 000 tonn årlig fra eksisterende felt i Norge (OD et al. 2008: 33-36).

Det er derimot forbudt å slippe ut alle former for borekaks og -væske i nordområdene/Barentshavet, med unntak av boring av topphullseksjonen, noe som gjør at borekaks i prinsippet ikke kan ha noen effekt på bunnfaunaen i nordområdene.

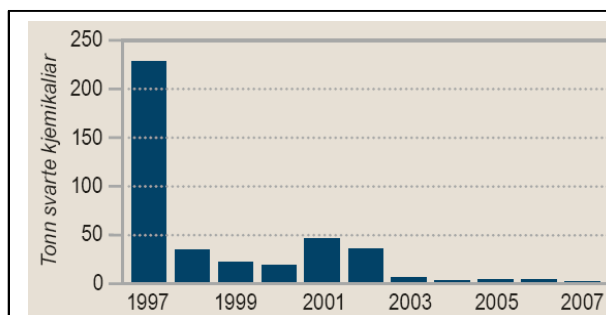
Ulempen ved reinjisering eller transport til land er at det er meget ressurs- og energikrevende. Hvis reinjisering krever at en ny brønn må bores koster dette like mye som en produksjonsbrønn, altså rundt 200-250 millioner kroner, i tillegg kommer utstyr og installasjonskostnader på ca en tittel av dette, mens de årlige driftskostnadene er på noen millioner kroner. Hvis man skulle implementert nordområdereguleringene om fysisk nullutslipp for hele den norske sokkelen er det beregnet at ilandføring av all vannbasert borekaks og -væske for alle norske felt ville beløpet seg på over 3 milliarder kroner. Dette er derimot kun et estimat for vedtatte boreplaner og ikke antatte boringer over eksisterende og nye felts levetid som er betydelig høyere (OD et al. 2008: 41-43).

ConocoPhillips har i tillegg beregnet totalt energiforbruk ved injisering på Eldfisk-feltet til ca 900 MJ per tonn, og 1875 MJ per tonn ved transport til deponi på land. Men uansett metode kvitter man seg ikke helt med risikoen fra oljebaserte borevæsker ettersom man kan ha avrenninger fra et landdeponi eller ved reinjisering kan borekaset lekke ut igjen fra grunnen. Sistnevnte er noe som man har erfart ved flere anledninger, eksempelvis lekkasjer ved feltene Visund (Statoil) i 2007 og Ringhorne (ExxonMobil) i 2004 (OD et al. 2008: 37). Totalt sett har Statoil måttet stenge hele 13 injeksjonsbrønner som følge av lekkasjer (Helgesen 2010). Andre operatørselskap har derimot ikke opplevd lignende problemer som Statoil (og ExxonMobil) har hatt (Ptil 2010).

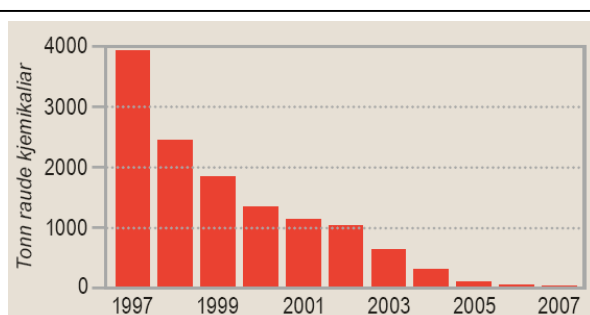
Men baserer en seg på rapporten fra OD et al. (2008) og anbefalinger gitt her er det generelt sett svært begrensede problemer med borekaks i dag og vil ikke ha noe videre stort fokus i oppgaven.

2.3.2. Kjemikalier

Bruk og utslipp av miljøfarlige kjemikalier var stort og økende på 1990-tallet og behovet for å fase ut majoriteten av disse kjemikaliene var tilsynelatende prekært. Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) deler inn kjemikaliene etter fargekodene svart, rød, gul og grønn etter hvor stort miljøskadelig potensial de har. De svarte og potensielt mest skadelige av stoffene er "i utgangspunktet forbudt å bruke og slippe ut", mens stoffene i rød kategori er "høyt prioritert for utfasing ved substitusjon" til mindre farlige kjemikalier (se tabell 2.1). Siden nullutslippsmålet ble etablert i 1997 har man effektivt redusert utslipp av svarte og røde kjemikalier med over 99 % på kun 10 år (OED og OD 2009: 66).



Figur 2.4 - Utslipp av svarte kjemikalier fra petroleumsvirksomheten (Kilde: OED & OD 2009: 66)



Figur 2.5 - Utslipp av røde kjemikalier fra petroleumsvirksomheten (Kilde: OED & OD 2009: 74)

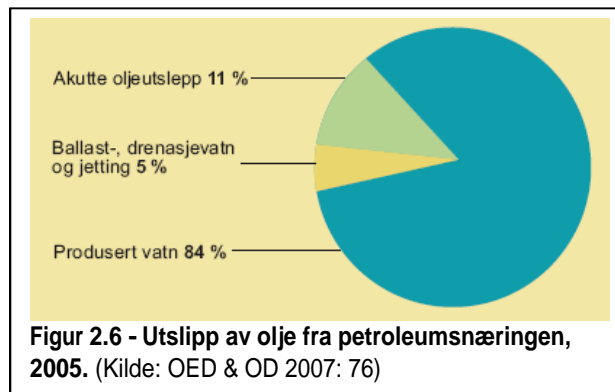
Kostnadene ved den omfattende kjemikaliesubstitusjonen på disse 10 årene er estimert til å være i overkant av 1 mrd kr (Veggeland 2006) og regnes i hovedsak som det mest kostnadseffektive tiltaket innen nullutslippsmålet.

SFT uttalte selv i 2006 at de anså nullutslippsmålet for svart og rød kategori som nådd, men at ytterligere kjemikaliesubstitusjon fremdeles skulle være en prioritet (SFT 2006: 22-23). SFT minnet samtidig om at man alltid bør tenke helhetlig ved kjemikaliebruk. Eksempelvis hvis man kan oppnå de samme tekniske resultatene ved et lite forbruk av et stoff i rød kategori som ved et høyt forbruk av stoffer i gul kategori kan det vel så gjerne være miljømessig best å bruke det røde kjemikaliyet. Utslipp i gul og grønn kategori har derimot økt betydelig siden 1997, men sees i hovedsak ikke på som en stor bidragsyter til miljørisiko ettersom man mener disse har liten eller ingen miljøeffekt (OD 2009: 74).

2.3.3. Produsert vann

Vann som kommer opp sammen med utvunnet olje og gass fra et reservoar kalles produsert vann. Dette vannet er i hovedsak enten naturlig formasjonsvann som kan ha vært lagret i reservoaret like lenge som selve oljen, eller det kan stamme fra tidligere injisert vann, altså vann som i utgangspunktet har blitt pumpet ned i reservoaret i den hensikt å drive frem oljen/holde trykket oppe i reservoaret. Dette vannet vil da som oftest være kontaminert av forskjellige naturlig forekommende stoffer som

hydrokarboner (olje o.l.), tungmetaller, radioaktivitet og en hel del kjemiske forbindelser i tillegg til rester av menneskelig tilsatte kjemikalier som også ofte følger med det produserte vannet.



Mange av disse stoffene har potensielt miljøskadelige effekter når de slippes ut til sjøen. Når vi i tillegg vet at det tas opp (og slippes ut) enorme mengder vann ved utvinning av olje/gass er dette en sentral del av utfordringene knyttet til miljøfarlige utslipp fra petroleumsindustrien. For å illustrere hvilke mengder produsert vann som følger med ved utvinning av olje og gass kan det være verdt å vite at det siden 2004 har blitt tatt

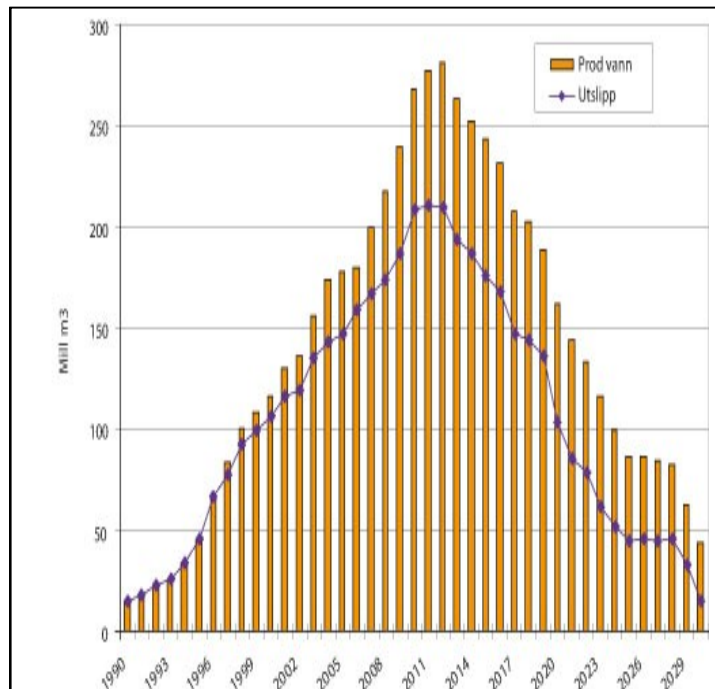
opp mer vann enn olje fra norsk kontinentalsokkel. Produsert vann står faktisk vanligvis i hovedsak bak mesteparten av oljeutslippet fra petroleumsvirksomheten (figur 2.6), og fortsatt øker mengden produsert vann mens oljeutvinningen hadde sin topp i 2001. Dette forklarer stort sett det faktum at vannmengden når sin topp en god stund etter oljeutvinningen har nådd sin

topp for et felt.

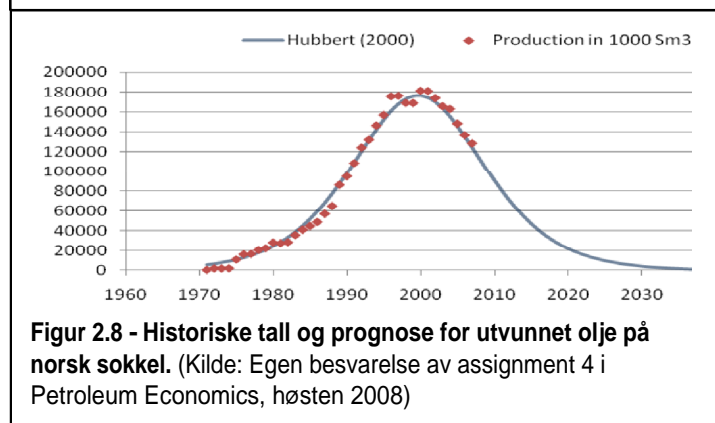
Hvis man sammenligner utvinningsprofilen for produsert vann (figur 2.7) og utvunnet olje (figur 2.8) så er de til forveksling like ved at de begge har en Hubbert-

lignende kurvatur, men at produsert vann profilen er forskjøvet 10-15 år frem i tid og vil dermed nå toppen om få år.

Et annet fellestrekk er at produksjonen av vann og olje avhenger en del av oljeprisen når man nærmer seg senfasen av oljeutvinningen. Høy oljepris gjør at det lønner seg å holde felt lenger åpent og dermed får en høyere oljeutvinning enn antatt. Men samtidig produserer oljefelt som er i senfasen en veldig høy andel vann noe som gjør at



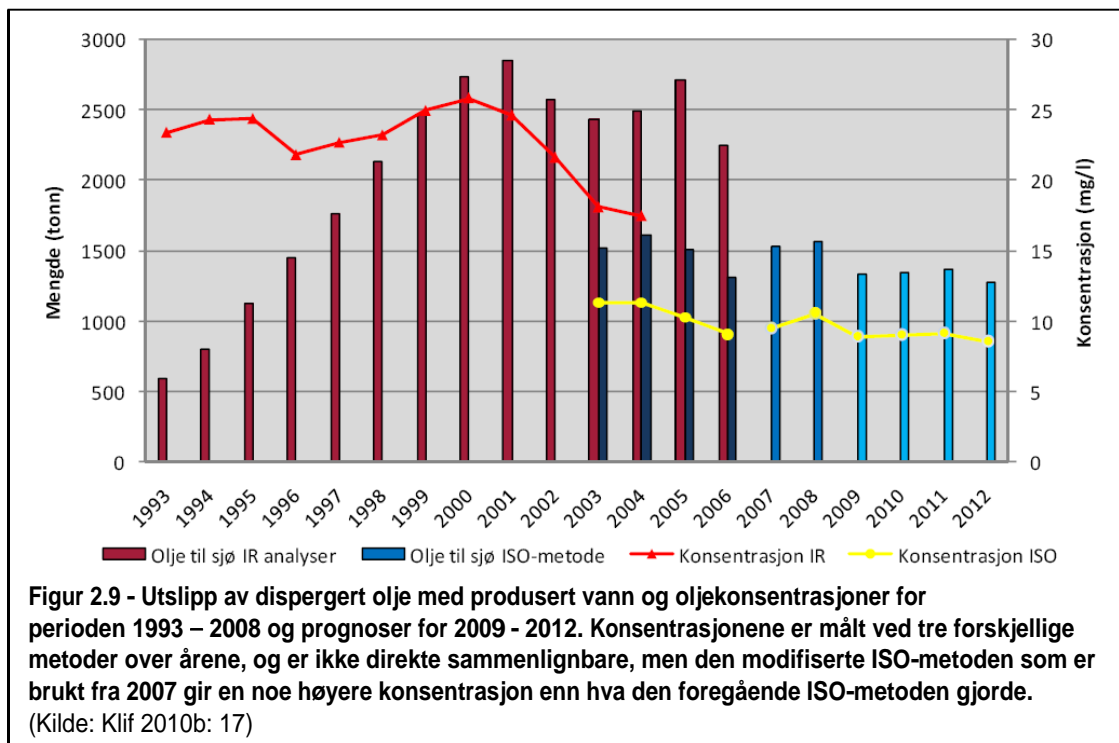
Figur 2.7 - Historiske tall og prognoser for opptak og utslipp av produsert vann på norsk sokkel. (1 Sm³ = 1000 liter) Gapet mellom utslipp og produsert vann er mengden vann som (re)injiseres (tilbake) i grunnen. (Kilde: MD 2007: 116)



Figur 2.8 - Historiske tall og prognose for utvunnet olje på norsk sokkel. (Kilde: Egen besvarelse av assignment 4 i Petroleum Economics, høsten 2008)

prognosene for produsert vann har endret seg til dels kraftig de siste årene, ettersom antatt nedstengning forskyves for felt med høy vannproduksjon (eksempelvis Gullfaks og Statfjord).

Fra figur 2.9 kan vi se at utslipp av dispergert olje i produsert vann alene har utgjort 1000-3000 tonn årlig alt etter hvilken målemetode man bruker. Grunnen til den kraftige økningen av oljeutslipp på 90-tallet var økende vannproduksjon på aldrende felt samtidig som ytterligere renseteknologi ikke ble implementert. I dag ser vi derimot store investeringer i reinjeksjon/injeksjon (PWRI/PWI) av produsert vann og forskjellige nye renseteknikker; dette bidrar sterkt til at vi ser total oljemengde de siste årene har stabilisert seg. Det finnes som nevnt mange andre miljøfarlige komponenter i produsert vann enn kun den oljen som er dispergert eller løst i vannet. Men en god del av disse komponentene korrelerer sterkt med olje i vann (OiW) innholdet, noe som tilsier at disse komponentene tenderer å binde seg til oljen. I så måte fungerer OiW-verdiene som en enkel men veldig grov tilnærming til miljørisikoen forbundet med utslipp.



Komponenter som ikke følger med oljedråpene i like stor grad og som er av miljørisiko i produsert vann kan være alle miljøfarlige komponenter som er vannløselige, tungmetaller, kjemikalierester, naturlig forekommende radioaktive stoffer (NORM) og en større andel som ikke kan identifiseres, en såkalt UCM-fraksjon (Unresolved Complex Mixture) (OD et al. 2008: 19-21). Men ifølge OD et al. (2008: 20) er metallutslippene fra produsert vann generelt sett ikke regnet som noe miljøproblem, mens ”det må forskes mer for å fastslå om radioaktivitet i produsert vann kan gi effekter i biota.”

I dag benyttes i hovedsak avanserte renseteknikker eller injeksjon (som mer eller mindre løser problemene med de komponentene som ikke lar seg rense vekk effektivt) for å redusere miljøbelastningen fra produsert vann. Derimot kan begge deler være svært energikrevende og man må foreta en balansering mellom forurensning til luft og sjø, hvor en utslippsreduksjon til sjø kan føre til en utslippsøkning til luft (og omvendt). Dette kalles i litteraturen for et miljøparadoks (OD et al. 2004: 51-53).

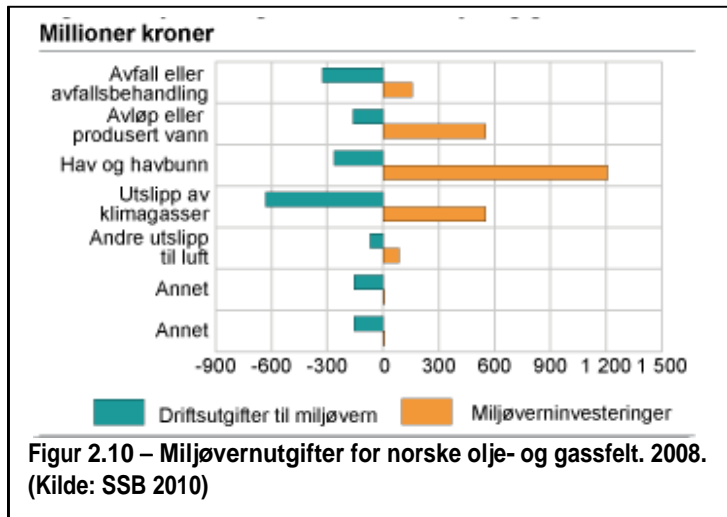
2.3.4. Påløpte kostnader og effektivitet av forskjellige tiltak

Alle nullutslippstiltak til og med 2006 er estimert av Oljedirektoratet til å ha kostet 5,2 mrd kr i rene nullutslippstiltak, 1,1 mrd i kjemikaliesubstitusjon og mellom 0,5 og 1 mrd i forskning og utvikling av eksempelvis nye renseteknologier (Veggeland 2006). Altså totalt sett rundt 7 mrd kr på mindre enn 10 år (dette er etter alt å dømme kapitalkostnader, i tillegg kommer de løpende operasjonskostnadene knyttet til eksempelvis å vedlikeholde og overvåke renseutstyr eller injeksjonsbrønner). I utvidelsen av dette er det flere installasjoner som har innført kostbare tiltak de siste 3-4 årene også, blant annet har det blitt installert et produsert vann rensesanlegg kalt CTour på Ekofisk-komplekset til en investeringskostnad på hele 1,4 milliarder kroner (ConocoPhillips 2008b).

For første gang, og så sent som 11. juni 2010, kom Statistisk Sentralbyrå ut med tall over hvor store utgifter til miljøvern petroleumsindustrien hadde et enkelt år (SSB 2010). Fra denne publikasjonen kan vi se at totalt sett 4,6 mrd kroner ble brukt til miljøvern innen petroleumsindustrien i 2008, hvorav 1,8 mrd var driftsutgifter og 2,8 mrd var

investeringer. Hele 90 % av disse utgiftene knyttet seg til offshoreanlegg, mens resterende 10 % var miljøtiltak på landanlegg.

Av figur 2.10 ser vi hvordan kostnadsallokeringen offshore var i 2008.



Kategoriene "avløp og

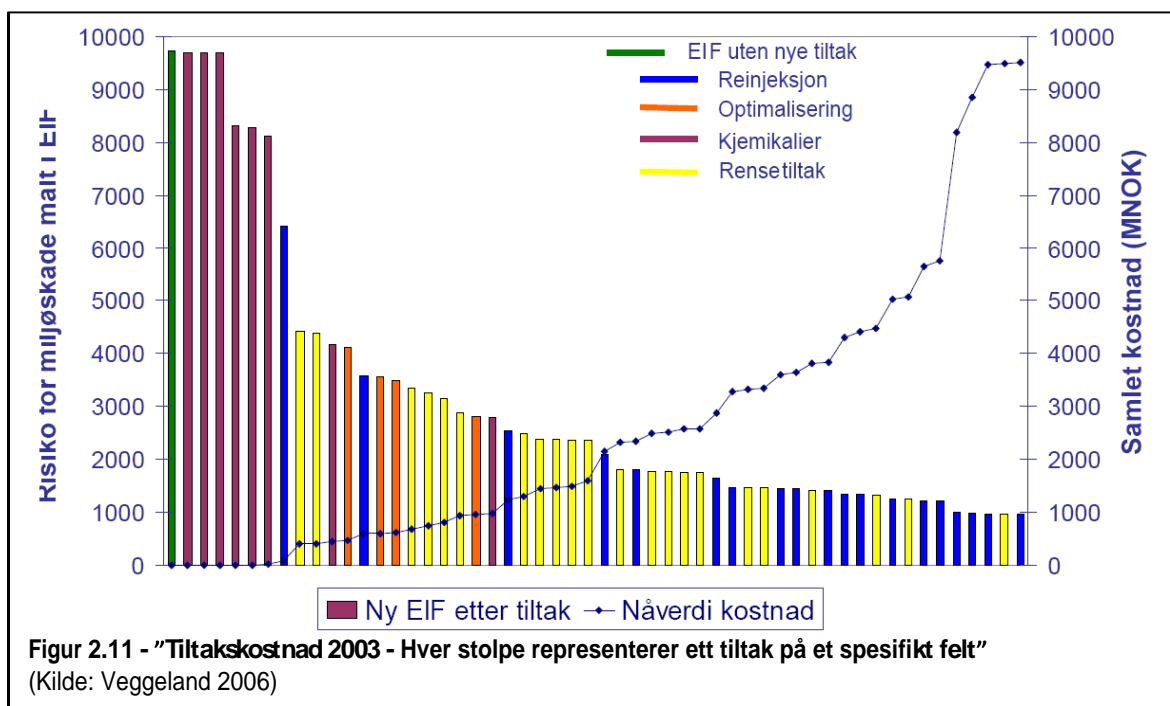
produsert vann" og "hav og havbunn" er områder som grovt sett kan knyttes tilbake til nullutslippsmålet til sjø. Et omtrentlig anslag på hva tiltak for å nærme seg nullutslippsmålet kostet i 2008 beløper seg ifølge figur 2.10 til over 2 milliarder kroner. Antar vi videre at kostnadene knyttet til nullutslippsmålet var i samme størrelsesorden i 2007 og 2009 også, vil de totale kostnadene i forbindelse med nullutslippsmålet være på over 13 milliarder kroner¹.

For noen kan det være enkelt å tenke at dette er tiltak som oljeselskapene har råd til å finansiere, og at det kun representerer en fraksjon av de massive kostnadene/inntektene et oljeselskap til daglig står ovenfor (miljøverninvesteringene innen petroleumsindustrien i 2008 utgjorde faktisk ikke mer enn 2 % av totale offshore investeringer (SSB 2010)). Men faktum er at petroleumsselskapene har en skattesats på hele 78 % som består av 28 % selskapsskatt og 50 % spesiell petroleumskatt som er gjeldende for alle aktiviteter som kan tilskrives offshore. Etersom de aller fleste

¹ 7 mrd til og med 2006, deretter 2 mrd hvert år frem til 2010 gir påløpte kostnader på over 13 mrd kr.

nullutslippstiltak kan kostnadsføres offshore kan i prinsippet alle midlene som brukes i forbindelse med nullutslippsmålet alternativt vært skattet for til en sats på 78 % eller investert i selskapet slik at man fikk en fremtidig skatteinngang. Det betyr med andre ord at 78 % av kostnadene alternativt kunne kommet inn til statskassen, og representerer dermed unngått inntekt til fellesskapet. Ettersom unngått inntekt er ekvivalent med en kostnad, betyr dette at den norske befolkningen er med på å betale 78 % av nullutslippstiltakene, noe som kan være greit å ha i bakhodet ved evaluering av tiltak i forbindelse med nullutslippsmålet.

En god oversikt over estimerte effekter fra forskjellige tiltak er gitt i figur 2.11. Her ser vi kostnadsestimatene langs høyre akse og et mål på miljøbelastningen, EIF (Environmental Impact Factor), langs den venstre akse. (EIF forklares nærmere i seksjon 3.3.1). Dessverre er denne kostnadskurven basert på data fra 2003 og gjelder for prosjekter man vurderte å igangsette da. Mange av disse er gjennomført i dag, mens flere av de minst kostnadseffektive nok ikke er gjennomført. Det har dessverre ikke vært mulig å oppdrive en lignende sammenstilling for tiltakskostnader for nyere år.



Men grafen er uansett en god illustrasjon på nullutslippsmålet og dens konsekvenser og kostnader. Her ser vi først og fremst at kjemikaliehåndtering eller -substitusjon på den tiden var stort sett rimelige og kostnadseffektive tiltak, men de forventede miljøforbedrende effekter var relativt sett ikke store utenom tiltak nr 4 i rekken. Det må imidlertid påpekes, slik vi ser fra figur 2.4 og 2.5, at mange relativt sett meget kostnadseffektive tiltak innen kjemikaliesubstitusjon allerede var tatt før 2003.

Videre ser vi at (re)injeksjon av produsert vann har varierende men høyere kostnader. Variasjonen skyldes grovt sett ulike muligheter for (re)injeksjon og hvordan det benyttes. Isolert sett oppnås den laveste kostnaden ved å reinjisere vannet tilbake i reservoaret hvorpå vannet fungerer som trykkstøtte, og man har mulighet for å reinjisere ned i en eksisterende brønn. Men som det er utdypet i seksjon 4.2.1 er det derimot ofte knyttet store problemer med reinjisering da det blant annet kan skade reservoaret og man risikerer lavere utvinningsgrad. Alternativt kan man injisere produsert vann i et deponi, eksempelvis Utsira-formasjonen, da fungerer ikke vannet som trykkstøtte for oljen/gassen og energien som brukes for å injisere vannet utgjør et netto tap av energi; med mindre man kan utnytte et eventuelt høyt trykk fra petroleumsreservoaret for å injisere vannet i en formasjon med lavere trykk. De dyreste reinjiseringstiltakene får man generelt sett ved lang avstand til et deponi, lavt trykk i petroleumsreservoaret og/eller høyt trykk i deponiet.

Rensetiltak, som CTour er et eksempel på, er i hovedsak et bedriftsøkonomisk rimeligere tiltak enn (re)injeksjon, men har til gjengjeld et annerledes miljøbidrag. For også her er det mange faktorer som spiller inn på kostnader og effektivitet, blant annet hvilke egenskaper har det produserte vannet (oljeinnhold etc.) og i hvilke volumer det må behandles.

Men informasjonen figur 2.11 gir oss er basert på 7 år gamle data, og siden den gang er det foretatt mye ny forskning og utvikling på disse områdene, noe som betyr at estimatene i dag vil kunne være rimelig forskjellige både for kostnads- og EIF-estimatene. Eksempelvis var CTour på Ekofisk budsjettet til å koste 640 millioner, men endte altså opp på en kostnad over det dobbelte. I tillegg ga den ikke gitt like gode resultater av rensingen som man håpte på. Men renseeffekten har naturlig nok forbedret seg etter hvert som man har blitt kjent med teknologien og brukt mye tid og ressurser på optimalisering og vedlikeholdsarbeid.

Figur 2.11 illustrerer også på en god måte hvordan marginalkostnadene eskalerer ved ytterligere rensing. Spesielt ved de siste 10 % ser man ekstremt høye kostnader for relativt lave EIF-reduksjoner, og hvor alle disse dyre tiltakene ser ut til å være (re)injeksjonstiltak. Dette kan være viktig å ha i minne, spesielt når man ser på kravene for fysisk nullutslipp. Samtidig er det viktig å presisere at grafen viser tiltak som gjelder for eksisterende installasjoner som i utgangspunktet ikke er bygget for å møte strenge nullutslippsmål. Den viser altså ikke kostnadene ved å implementere nullutslippstiltak for nye utbygginger/installasjoner som er det man står ovenfor i nordområdene. Da vil det etter alt å dømme være betydelig rimeligere, da man kan optimalisere helt i fra planleggingsstadiet av en eventuell utbygging.

2.4. Hvordan er nullutslippsmålet oppnådd/ skal oppnås?

Nå har vi raskt streifet innom forskjellige fysiske tiltak for å redusere de miljømessige innvirkningene fra forskjellige utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten. Men vi har til gode å gå gjennom hva som har gjort og gjør at slike tiltak har blitt implementert i den grad det har blitt gjort. De forskjellige stortingsmeldingene og andre nasjonale føringer har vist seg viktige, i tillegg er OSPAR-konvensjonen nevnt som en sentral europeisk avtale.

2.4.1. Internasjonale avtaler

De aller fleste europeiske føringer om utslipp til sjø er regulert gjennom OSPAR-konvensjonen som har alle europeiske land som grenser til Atlanterhavet (utenom Russland) som medlemsland, i tillegg til Sveits, Luxemburg og Finland som alle har elver som renner ut i det nordøstlige Atlanterhavet. OSPAR uttaler selv at den har som hovedoppgave å bevare det marine økosystemet og beskytte menneskelig helse ved å hindre og eliminere forurensing i det nordøstlige Atlanterhavet (OSPAR 2010).

Sentrale føringer fra OSPAR som regulerer petroleumsindustrien spesielt er et mål på å maksimalt tillate 30 mg olje per liter utsluppet produsert vann. I tillegg hadde OSPAR som mål å redusere total oljemengde fra produsert vann med 15 % innen 2006 med år 2000 som referansemål (OSPAR 2009: 18).

Begge disse målene representerer innføringer av miljøstandarder hvor *isoleret sett* forventet miljøeffekt, altså nytte, er positiv men ukjent. Derimot kan total miljøeffekt, luft, land og vann sett under ett, være både positiv og negativ ettersom rensemetodene for å nå 30 mg/l og -15 % målene krever renseteknikker som i hovedsak bidrar til utslipp til luft da de er energikrevende. Det er viktig å vite at disse målene ikke representerer bestemmelse av optimale utslippsnivå, blant annet fordi OSPAR ikke har forsøkt å verdsette miljøet (koraller/fisk/bunndyr etc.), og er dermed økonomisk sett ikke gjenstand for nyttekostnadsanalyser. I stedet kan man kun bruke kostnadseffektivitetsanalyser når utslippsmålet, men ikke nyttemålet, er kjent. Da kreves det kun kunnskap om kostnader ved alternative rensemetoder, og ikke kjennskap til den økonomiske verdsettingen av miljøgodene (Hagen 2009: 3).

Men uansett ble 30 mg/l målet kun overskredet av 22 olje- og gassinstallasjonene i Nordøst-Atlanteren i 2007 mot 59 i 1994 (OSPAR 2009: 22). I tillegg ble 15 % målet totalt

sett overoppfyllt, og total reduksjon fra 2000 til 2006 var på rundt 20 % (Henriquez 2010).

I tillegg til disse spesifikke kravene for petroleumsvirksomheten har OSPAR-konvensjonen som generelt krav til medlemslandene å anvende BAT ("Best Available Technique") og BEP ("Best Environmental Practice") for å minimere miljørisikoen til sjø.

De siste årene har OSPAR i stedet for å kun innføre miljøstandarder som har gitt en ukjent nytte, begynt å fokusere på helhetlige risikobaserte vurderinger av spesielt produsert vann utslipp, med blant annet et skarpere fokus på de andre potensielt miljøskadelige komponentene produsert vann inneholder (Henriquez 2010).

I tillegg har OSPAR også fokusert på kjemikaliebruk -utslipp og -substitusjon, effekter av borekaks og borevæsker og noe på fysisk innvirkning fra installasjoner og rørledninger. Det er her ikke noe særlig mer å tilføye enn hva som er opplyst om disse tiltakene i seksjon 2.3.

2.4.2. Nasjonale reguleringer

Norske myndigheters reguleringer derimot har ofte vært strengere enn OSPAR-målene siden innføringen av nullutslippsmålet i 1997. Norge benytter i hovedsak ikke generelle tallfestede miljøstandarder, men evaluerer i stedet hvert felt for seg og samarbeider tett med operatørene for å finne de beste løsningene for hvert felt. Eksempelvis Ekofisk som tradisjonelt hadde utslipp på rundt 20 mg/l olje i vann, som altså er godt under OSPARs krav, måtte etter krav fra SFT implementere ytterligere tiltak for å redusere risikoene fra produsert vann. Norske myndigheter følger med andre ord tett opp BAT og BEP prinsippene. Man endte, som nevnt tidligere, opp på å bruke CTour-konseptet som man blant annet forventet skulle redusere olje i vann verdiene helt ned til 1-2 mg/l (Voldum et al. 2008).

	OiW Discharge ppm	EIF %
Hydrocyclon (EIF-reference)	20	100%
Hydrocyclon+ Coalesser filter	8-12	63%
Hydrocyclon +2xCFU	5-8	49%
Hydrocyclon + CTour	1-2	20%

Tabell 2.2 – Forskjellige konsept for å rense produsert vann på Ekofisk. (Kilde: Voldum et al. 2008: 2)

De siste årene har det også blitt mer fokus på det helhetlige bildet av utslipp til sjø. Blant annet er man blitt mer oppmerksom på utslipp med radioaktivt innhold, noe som har gjort at også radioaktivitet nylig har blitt inkludert i nullutslippsmålet for Norge (Fjermestad, A.T., pers. komm.). Dette på tross av at man ikke vet effektene av slike utslipp. Spesifikt innebærer målet at utslipp av naturlig forekommende radioaktive stoffer skal reduseres til nær det naturlige bakgrunnsnivået innen 2020 (SS 2009).

Det som er interessant å merke seg her er at nullutslippsmålet ser ut til å oppdateres fra tid til annen, noe som kan by på problemer for installasjoner som bruker avanserte renseteknikker fremfor (re)injeksjon. Dette eksempelvis fordi det ikke eksisterer noen renseteknikker (i hvert fall som er små nok til å installeres på en oljeplattform) for å fjerne/redusere naturlig forekommende radioaktive stoffer (NORM) eller tungmetaller fra produsert vann (Voldum, Kåre, pers. komm.). Tar man Ekofisk som eksempel kan man her i ytterste konsekvens ha gjort en fersk milliardinvestering i 2008 til noe ubrukelig og verdiløst få år senere hvis myndighetene skulle håndheve nullutslippsmålet for radioaktivitet strengt. Dette fordi eneste tilgjengelige teknologi for å hindre utslipp av radioaktivitet på norsk sokkel i dag er (re)injeksjon.

2.5. Utfordringer fremover

En av hovedutfordringene fremover blir veien videre for myndighetene. Spesielt for norske styresmakter kan man stille spørsmål om man skal innføre Barentshav-/nordområdekrav for hele den norske kontinentalsokkelen? Eller står ikke kostnadene i stil til nytten for det fysiske nullutslippsmålet for nordområdene, slik at man kanskje bør

innføre Norskehav/Nordsjø-kravene for Barentshavet også? Eller bør kanskje det overordnede fokuset være mer fokusert på andre industrier/områder hvor forurensingen kanskje er større eller har større miljørisiko? Havet blir jo også utsatt for betydelig miljørisiko fra landbruk, shipping, fiske/oppdrett og industrien langs kysten. Hvor stor innvirkning har disse kildene i forhold til petroleumsvirksomheten?

Noen av disse spørsmålene er uten tvil politisk sensitive, men bør uansett være et utvalg av flere spørsmål man bør stille seg ved vurdering av utslippskrav for den norske petroleumsindustrien. Jeg vil uansett prøve å belyse noen av disse spørsmålene utover i denne oppgaven og til slutt komme med egne meninger og konklusjoner relatert til dette.

Men før jeg går nærmere inn på det må vi få det meste av relevante fakta på bordet. Dette vil være forskjellige utslippsdata, miljørisikoen forbundet med slike utslipp, hva som utgjør stor risiko og hva som ikke nødvendigvis er så miljøfarlig likevel. For å kunne se helheten i dette må man også se hva man faktisk har observert og registrert av effekter og skader og ikke minst hva man mangler gode tall og data på.

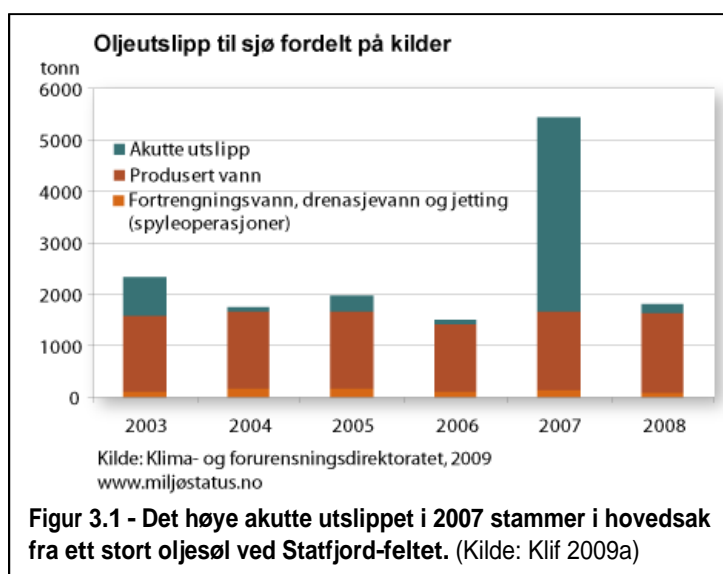
3. Utslippsdata og tilhørende miljørisiko

I absolutte tall finner man store mengder utslipp fra plattformene på den norske kontinentalsokkelen. I tillegg til de utslipp til sjø som er presentert er det også meget store utslipp til luft, som typisk er CO₂, NO_x og flyktige organiske forbindelser (Volatile Organic Compounds, VOC). I tillegg til å vise utslippsdata til sjø er det greit å ha en oversikt over luftutslipp også, ettersom omfattende tiltak for å redusere potensielt miljøfarlige utslipp til sjø nesten alltid medfører omfattende utslipp til luft som oftest grunnet økt energiforbruk.

3.1. Generelle utslippsdata

Vi begynner med det som er hovedfokus i utredningen, nemlig produsert vann. På verdensbasis slippes det nå ut rundt 4 milliarder standard kubikkmeter (Sm³) produsert vann til sjøen (Henriquez 2010). På norsk sokkel ble det i 2008 tatt opp 173 millioner Sm³ (173 milliarder liter) produsert vann (Klif 2009b), noe som til sammenligning er nesten halvparten av totalt vannforbruk i norske husholdninger (som var 358 mill Sm³ i 2005 (SSB 2008: 116). Hele 149 mill Sm³ av det produserte vannet ble sluppet ut til sjøen (nesten 4 % av verdens utslipp av produsert vann) mens resten ble injisert/reinjisert under havbunnen.

Det fulgte i gjennomsnitt med 9,5 mg olje per liter utsluppet vann (mg/l) og det ble rapporter om et totalt utslipp på 1569 tonn olje fra produsert vann i 2008 (OLF 2009). I tillegg hadde man mindre utslipp fra annet



vann og akutte utslipp av olje som vist i figur 3.1.

Når vi ser på utslipp til luft har olje- og gassutvinning en stor andel av nasjonale utslipp. CO₂-utslippet var i 2008 på hele 13,8 millioner tonn noe som tilsvarer 27 % av nasjonalt klimagassutslipp, mens NO_x-og NMVOC² utslippet var på henholdsvis 24 % og 39 % av nasjonale utslipp (Klif 2009a). Den aller største delen av CO₂-utslippene (typisk over 90 %) kan tilskrives energiproduksjon basert på fossile kilder mens resten i hovedsak er i forbindelse med faking (Fjermestad, pers. komm.).

3.2. Spesifikke utslippsdata for Ekofisk-området

Ettersom jeg utover i oppgaven bruker Ekofisk-området som casestudie og det finnes en god del data på faktiske observerte miljøeffekter herfra er det hensiktsmessig å også se på utslippsdata for dette området spesielt. Diverse sentrale tall for utslipp til sjø er presentert på en oversiktlig måte i tabell 3.1. Her ser vi at Ekofisk-komplekset i hovedsak står for mellom 4 og 14 % av utslippene fra norsk sokkel. Til sammenligning produserte Ekofisk nesten 15 millioner Sm³ oljeekvivalenter (o.e.) i 2008 (CoP 2009) noe som var ca 6,2 % av en nasjonal produksjon av olje og gass på 242 millioner Sm³ o.e. (Klif 2009a).

Utslipp av representativt utvalgte komponenter:			
	Norsk sokkel (2008)	Ekofisk (2008)	% av norsk sokkel
Produsert vann utslipp (PW)	149 mill Sm ³	9,4 mill Sm ³	6,3 %
Utslippet olje fra PW	1569 tonn	136 tonn	8,7 %
Oljekonsentrasjon i PW	9,5 mg/l	14,5 mg/l	(N/A)
PAH (eks naftalen)	3,3 tonn	0,25 tonn	7,6 %
Naftalen	45,0 tonn	2,05 tonn	4,6 %
BTEX	1800 tonn	121,1 tonn	6,7 %
Fenoler	208 tonn	28,2 tonn	13,6 %
Oktyl- og nonylfenoler	0,05 tonn	5,8 kg	11,6 %

Tabell 3.1 – Egne beregninger. Data hentet fra OLF 2009, [www.miljostatus.no] og "Utslippsrapport 2008 for Ekofisk feltet" (CoP 2009)

² NMVOC (Non-Methane Volatile Organic Compounds) er flyktige organiske forbindelser unntatt metan

De relevante utslippene til luft for denne utredningen er også best oppsummert i tabellform gitt i tabell 3.2. For å få perspektiv på tallene slapp en gjennomsnittsnorsk personbil ut 2165 kg CO₂ i 2008³, noe som betyr at norsk sokkel slipper ut CO₂ tilsvarende hele 6,36 millioner biler, mens Ekofisk har et utslipp tilsvarende 318 400. Dette forteller oss blant annet at en prosent reduksjon/økning i utslippene for en installasjon som Ekofisk tilsvarer en utslippsendring tilsvarende over 3000 biler. Dette kan være nyttig å huske på når vi senere ser på hvilke utslippsøkninger til luft forskjellige renseteknologier fører med seg.

	Norge totalt	Norsk sokkel	Andel av "Norge totalt"	Ekofisk	Andel av, "Norsk sokkel"
CO ₂	44,3 mill tonn	13,8 mill tonn	31,1 %	0,69 mill tonn	5,0 %
NO _x	175 880 tonn	50 882 tonn	28,9 %	1 465 tonn	2,9 %

Tabell 3.2 – Egne beregninger. Data hentet fra OLF (2009), [www.miljostatus.no] og CoP (2010)

Energien fra turbinene og motorene på Ekofisk brukes til mange operasjoner. Den klart største energiandelen brukes til å komprimere og transportere gass, men det er likevel verdt å merke seg at Ekofisk er i hovedsak en oljeproduserende installasjon (10 % av årlig norsk produksjon) som i forhold ikke har den største gassproduksjon (ca. 2 % av årlig norsk produksjon). Vanninjeksjon, som for Ekofisk er injeksjon av sjøvann som trykkstøtte, har også et høyt relativt bidrag. CTour- systemet sin andel av energiforbruk er i forhold til gassleveranse og vanninjeksjon relativt liten, men utgjør likevel noen prosent av totalt energiforbruk, noe som betyr at energibruken og tilhørende luftutslipp er meget betydelig i absolutte termer.

3.3. Miljørisiko ved forskjellige utslipp til sjø

³ I 2008 kjørte en gjennomsnittsnorsk personbil i Norge 13 700 km og slapp ut 158 gCO₂/km (ssb.no). Antar vi at mer forurensende biler i snitt kjører like langt som mindre forurensende biler gir dette et årlig utslipp på: 0,158 kgCO₂/km * 13700 km = 2165 kg CO₂ årlig. (Registrerte personbiler i Norge var ca. 2,2 millioner i 2008)

Nå som vi har sett hvilke utslipp til sjø som kan være miljømessig bekymringsverdige, og i hvilke mengder de forskjellige stoffene slippes ut kan vi nå se nærmere på hva disse utslippene utgjør i konkret miljørisiko.

3.3.1. Introduksjon av Environmental Impact Factor (EIF)

Før vi går inn på hva Environmental Impact Factor (EIF) er og hvordan den benyttes må vi først introdusere et rimelig enkelt konsept for beregning av miljørisiko, nemlig PEC/PNEC (Predicted Effect Concentration dividert på Predicted No Effect Concentration). PEC/PNEC fungerer slik at man kan vurdere hvor stor sjanse det er for at regulære utslipp gir effekter på miljøet. En PEC/PNEC mindre enn 1 tilsier at det er signifikant (>95 %) sjanse for at utslippet ikke fører til effekter på miljøet. En PEC/PNEC på nøyaktig 1 betyr med andre ord at det er estimert en 5 % sjanse for at utslippet vil ha en miljømessig effekt, mens PEC/PNEC på 100 gir 95 % sjanse for at utslippet har en effekt på miljøet (SINTEF 2009).

Etter nullutslippsmålet ble introdusert trengte man et verktøy for å måle miljørisiko på en bedre måte enn kun sannsynligheten for at en miljøeffekt inntreffer. Dette skapte grunnlaget for den mer helhetlige "Environmental Impact Factor" (EIF) som bygger på PEC/PNEC-beregninger. EIF er et norskutviklet konsept som ble tatt i bruk i 1999 og er et verktøy for å tallfeste miljørisikoen ved regulære utslipp til sjø fra petroleumsindustrien.

De regulære utslippene det er knyttet størst miljørisiko til er utslipp av kjemikalier og produsert vann og har dermed størst fokus i denne utredningen. Ifølge Klif (2010b) har kjemikalier som korrosjonshemmere og H₂S-fjerner størst bidrag til miljørisiko på norsk sokkel, i tillegg utgjør biosider (kjemikalier som har til hensikt å fjerne/drepe uønskede mikroorganismer) også en betydelig miljørisiko. For produsert vann er det de naturlig forekommende stoffene som dispersert olje, polyaromatiske hydrokarboner (PAH),

fenoler og tungmetaller som har vist seg å utgjøre størst miljørisiko. Grundigere innføring av de forskjellige stoffene og deres miljørisikobidrag gis i seksjon 3.3.2.

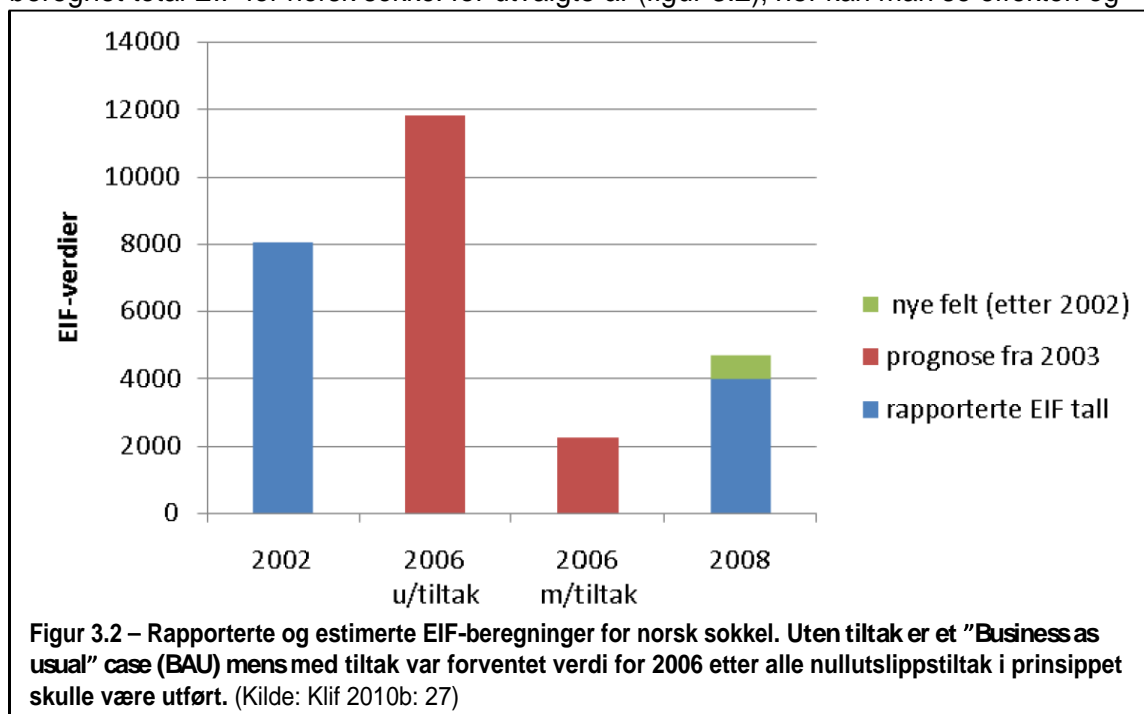
Tallfestingen av EIF-verdier for produsert vann fungerer i utgangspunktet slik at sentrale inputverdier er fysiske/kjemiske karakteristika av stoffer i utslippet, sammensetningen av stoffene, hvordan strømningsforholdene er rundt utslippsstedet (slik at man vet hvor mye/fort utslippet blir vannet ut og hvor det tar veien hen), og hva som er antatte grenseverdier for biologiske effekter. Grovt sett får man til slutt ut en EIF-verdi som presenterer en relativ risiko ved utslipp(ene). Man får altså ut en verdi som for eksempel kan fortelle oss om effektiviteten av et rensiltak eller kanskje den ekstra miljørisiko man får ved å slippe ut et nytt kjemikalie. Det er derimot viktig å understreke at EIF er et dimensjonsløst styringsverktøy og har dermed ingen absolutt verdi som eksplisitt forteller oss om det er risiko for miljøskadelige effekter (SFT 2003: vedlegg 2). Etter hvert som man får ny kunnskap om miljørisikoen ved forskjellige stoffer oppdateres parametrene bak EIF-beregningene, noe som betyr at hvis man skal sammenligne EIF-verdier over tid må man bruke de samme standardiserte input i modellen.

Noe av grunnen til at man har et eget mål om kjemikaliesubstitusjon er måten EIF modellen er konstruert på. EIF-en er nemlig i stor grad kalkulert basert på akutt toksisitet og ikke like sensitiv ovenfor de svarte og røde kjemikalienes kronisk toksisitet og bioakkumulerende egenskaper (Fjermestad, pers. komm.) . Hvis man kun hadde hatt fokus på EIF-reduksjoner ville man ikke fått redusert utslippet av svarte og røde kjemikalier på langt nær like mye som det har blitt gjort. Dette fordi EIF-bidraget fra disse ikke er så høyt, men at langtidseffektene fra slike kjemikalier utgjør en mye større miljørisiko.

På tross av disse begrensningene ved EIF er det sett på som det aller beste og mest benyttede styringsverktøyet for miljørisiko for petroleumsindustrien i Norge. Det er spesielt benyttet når man vil se effekter av tiltak, og man kan dermed beregne

kostnadseffektiviteten ved et miljøtiltak. SFT har tidligere kommet med en veiledende tiltaksgrense på 200.000 per EIF-reduksjon noe som betyr at tiltak som koster mindre enn dette per EIF-reduksjon skal i prinsippet gjennomføres mens tiltak som er dyrere enn dette, altså har lavere kostnadseffektivitet, i prinsippet ikke anses som miljøøkonomisk lønnsomt. Men sist gang denne grensen var nevnt var fra et notat (SFT 2004) så langt tilbake som 2004, det kan dermed se ut som om SFT (nå Klif) har beveget seg bort fra et tallfestet prinsipp siden den gang.

EIF-verdiene inkluderer ikke miljørisikoen ved naturlig forekommende radioaktive stoffer (NORM) og diverse komponenter med ukjente miljøegenskaper (UCM-fraksjonen). På tross av at dette ikke er inkludert i EIF anses EIF-beregninger som veldig konservative, altså rimelig føre var (Berntsen, Steinar, pers. komm.). Klif (2010b: 27) har beregnet total EIF for norsk sokkel for utvalgte år (figur 3.2), her kan man se effekten og



forventet effekt av forskjellige nullutslippstiltak. I en tilsvarende rapport om måloppnåelse for nullutslippsmålet fra 2003 (SFT 2003) ble det gitt en grei oversikt over hvor mye man kan redusere miljørisikoen med til gitte kostnader, og er egentlig en oppsummering/ annen måte å fremstille tallene fra figur 2.11 på. Tabellen er gjengitt i

tabell 3.3, og vi ser at det muligens er herfra den veiledende tiltaksgrensen på 200.000 kr/EIF stammer fra ettersom vi ser svært eskalerende kostnader for kun ytterligere 2 prosentpoeng reduksjon fra 83 til 85 %.

Reduksjon i EIF	Kostnad over tiltakets levetid i nåverdi	Kostnadseffektivitet 2006
70 %	830 mill kr	50.000 kr/EIF
77 %	1,5 mrd kr	95.000 kr/EIF
80 %	2,2 mrd kr	187.000 kr/EIF
83 %	2,3 mrd kr	190.000 kr/EIF
85 %	2,9 mrd kr	400.000 kr/EIF

Tabell 3.3 – Beregnede kostnader og kostnadseffektiviteter for gitte reduksjoner i miljørisiko målt ved EIF.
(Kilde: SFT 2003, vedlegg 3: 2)

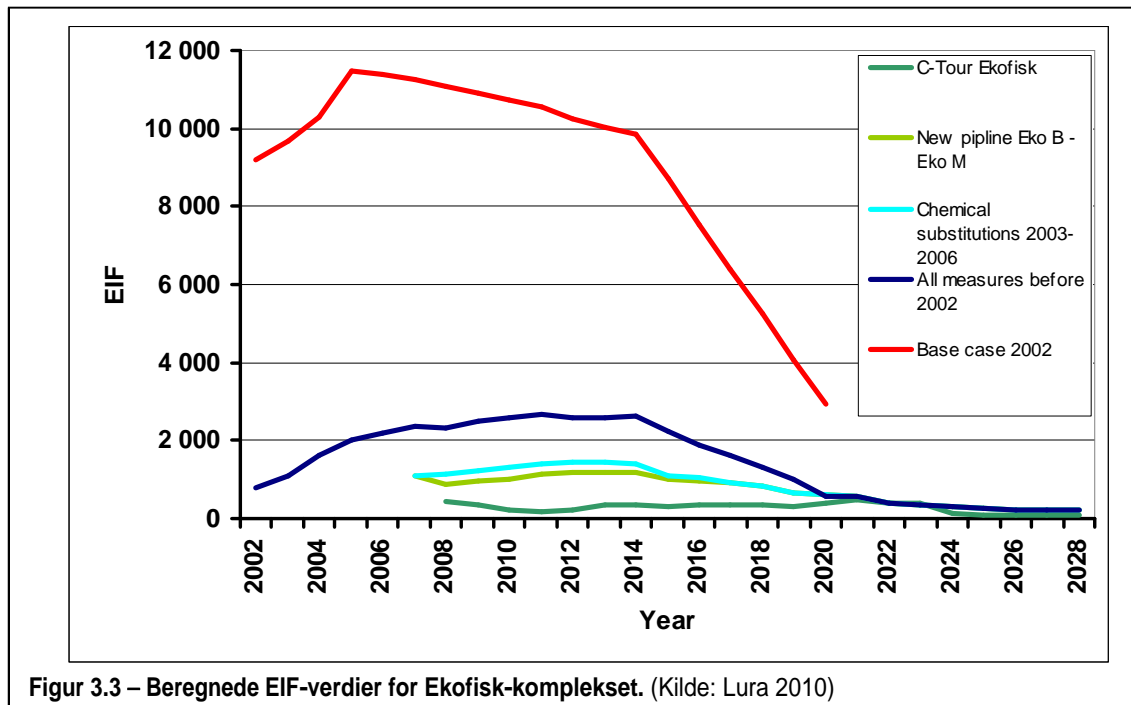
De fleste av disse rimelige tiltakene er utført eller i ferd med å bli utført, og man har generelt sett få lavt hengende frukter igjen. Hvis vi ser videre på hva beregnede kostnader for (re)injeksjon av produsert vann lå på i 2008 finner man kun tiltak på to installasjoner til en kostnadseffektivitet på rundt 200.000 kr per EIF, mens for de resterende installasjonene er kostnadseffektiviteten fra 600.000 til hele 25 millioner kr per reduserte EIF (OD et al 2008: 26-31).

EIF eller tilsvarende verktøy for å tallfeste miljørisikoen benyttes derimot ikke av andre næringer eller sektorer. Dette gjør sammenligninger på tvers av næringer til en svært vanskelig oppgave, og det finnes heller ingen komplett oversikt over hvor stor andel miljørisiko de forskjellige næringene utgjør i et nasjonalt perspektiv.

3.3.2. Forskjellige kilders andeler av EIF-bidrag for Ekofisk (Før og nå)

Nå som vi kjapt har vært gjennom hva EIF er og hvordan man skal tolke det må vi se på hva som har bidratt historisk, og hva som er bidrar i dag, til EIF-verdiene for en typisk installasjon som Ekofisk. Her har det blitt beregnet EIF-verdier fra og med 2002 i tillegg til at man har predikert EIF-verdier gitt forskjellige scenarier frem til lisensperiodens slutt i 2028, gjengitt i figur 3.3. Her ser vi "Base case 2002" ville på det meste nesten gitt

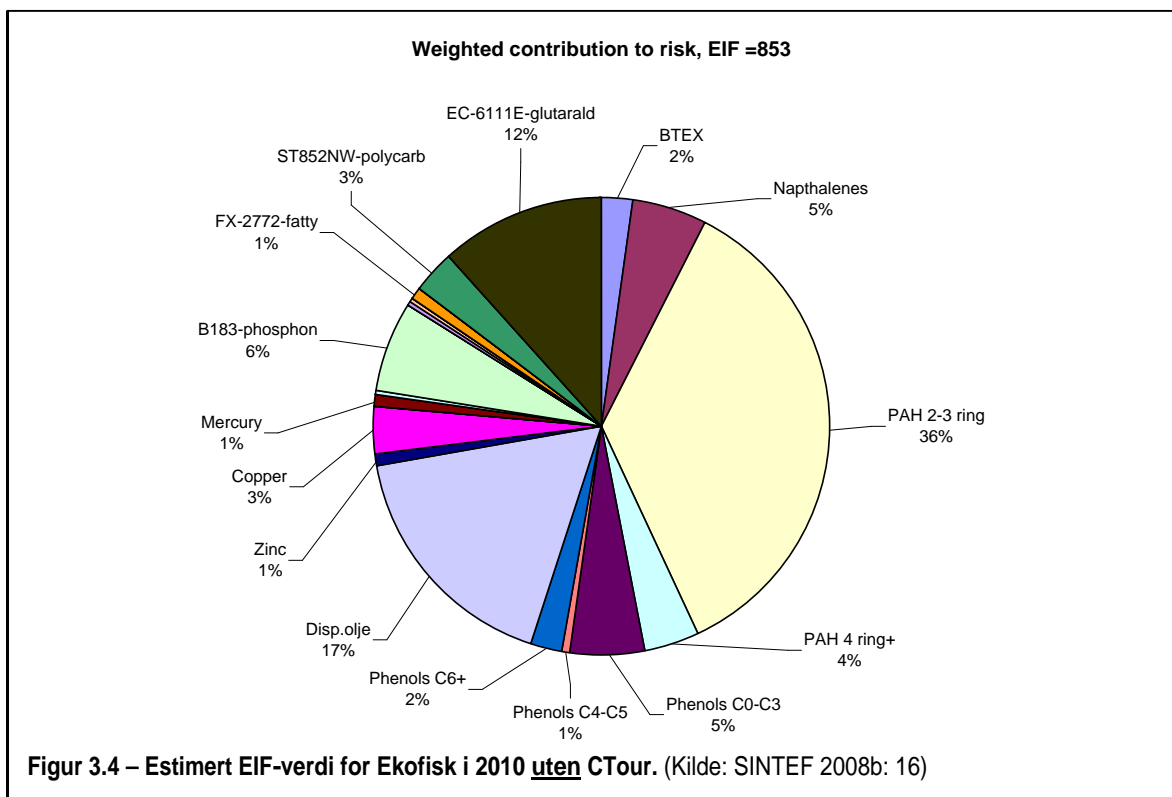
en EIF-verdi på 12 000, noe som er tilnærmet lik EIF-verdien hele den norske kontinentalsokkelen ble beregnet å ha i 2000. Verdien for Ekofisk "Base case 2002" representerer med andre kun en hypotetisk verdi man ville hatt hvis man ikke hadde gjort noen som helst miljøtiltak noensinne. Vi ser med andre ord at det er gjort mange effektive og forholdsvis rimelige tiltak før 2002 også, ettersom alle tiltak gjort før 2002 har redusert potensiell worst case verdi med ca. 90 %. Videre har ytterligere kjemikaliesubstitusjon og ny korrosjonsbestandig rørledning (som har redusert behovet for korrosjonshemmende kjemikalier) halvert EIF-verdien. Lignende tiltak som dette er å finne på de aller fleste installasjonene på norsk sokkel og Ekofisk kan i så måte være et noenlunde representativt felt for norsk sokkel.

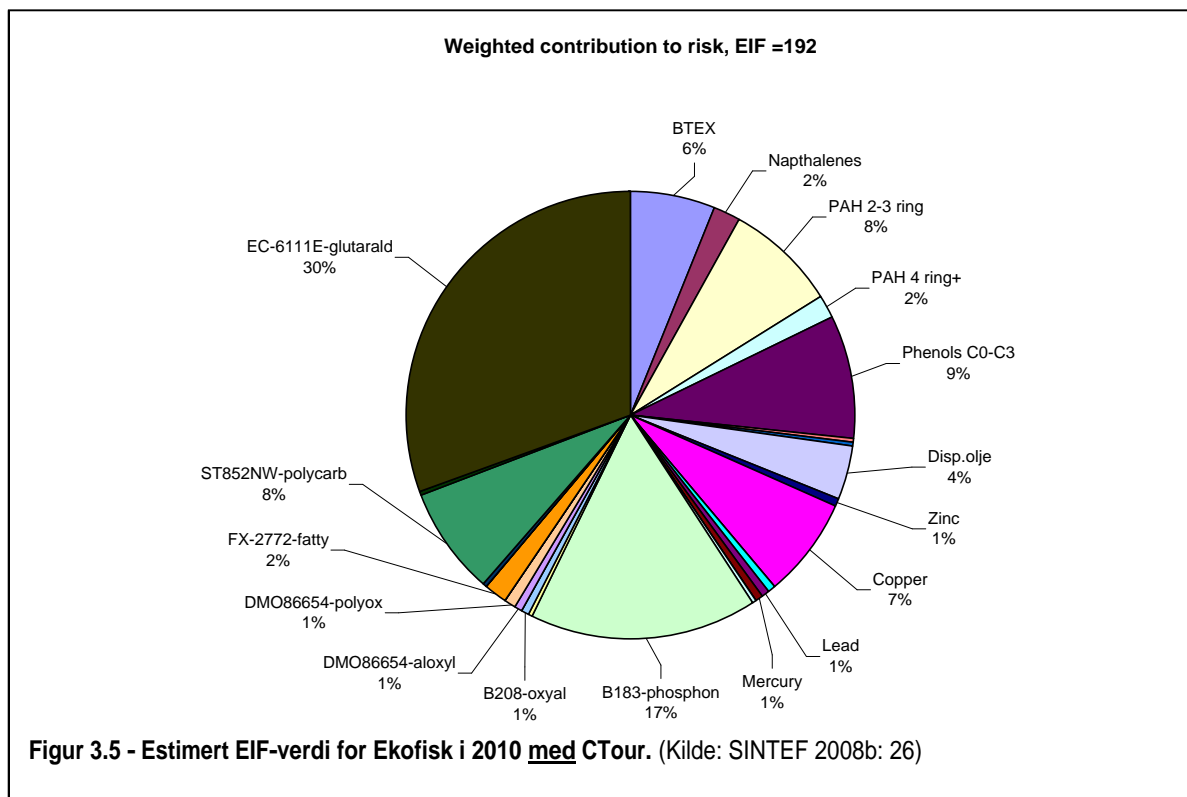


Men disse nevnte tiltakene kommer ikke til å ha særlig mer fokus i oppgaven da disse på marginen har vært mer kostnadseffektive og har gitt relativt sett store miljømessige forbedringer innen petroleumsindustrien. I så måte er dyrere og mer energikrevende tiltak som ytterligere rensing eller (re)injeksjon av produsert vann mer kontroversielle samfunns- og miljøøkonomisk sett, og er som nevnt tidligere hovedfokuset i oppgaven. I

figur 3.3 representerer dette gapet ned til CTour-linjen. For andre installasjoner kunne dette vært gapet ned til en tenkt "(re)injeksjonslinje", og for Ekofisk ville man fått en enda lavere EIF-verdi enn CTour-linjen.

Hva bidrar så til disse miljørisikoene, og hva får man fjernet ved de forskjellige håndteringsmetodene for produsert vann? For Ekofisk-feltet har SINTEF (2008b) foretatt beregninger for EIF-verdi og forskjellige komponenters bidrag til EIF for 2010 med rensetiltaket CTour installert og uten ytterligere rensetiltak enn hva som var opprinnelig. Dette er gjengitt i figur 3.4 og 3.5. Disse kakediagrammene kan være vanskelig å lese, men oppsummeres på en mer håndgripelig måte i tabell 3.4.





	Forventet Ekofisk uten CTour (2010)		Forventet Ekofisk med CTour (2010)		Prosentvis EIF-reduksjon
	Prosentvis bidrag	EIF-bidrag	Prosentvis bidrag	EIF-bidrag	
Olje i vann (OiW)	17 %	148	4 %	8	94,6 %
Tungmetaller	5 %	43	10 %	18	58,1 %
Kjemikalier	22 %	193	60 %	115	40,4 %
PAH	40 %	337	10 %	19	94,4 %
Fenoler	8 %	68	9 %	18	73,5 %
Naftalen	5 %	44	2 %	3	93,2 %
BTEX	2 %	19	6 %	12	36,8 %
Total:	100 % (eller 99 % pga avrundingsfeil)	853 (eller 851 pga avrundingsfeil)	100 % (eller 101 % pga avrundingsfeil)	192 (eller 193 pga avrundingsfeil)	77,5 %

Tabell 3.4 – Egne beregninger basert på tall hentet fra SINTEF (2008b: 16 og 26). Vi ser at SINTEF antar reduksjon i EIF fra både tungmetaller og BTEX, mens all annen litteratur (bla. Klif (2010b) forteller oss at det ikke finnes noen renseteknikker for å fjerne tungmetaller og at CTour i stedet skal øke BTEX-andelen. Det er uvisst hvorfor det har oppstått slike sprik.

De største miljømessige risikoene av utslipp til sjø for Ekofisk uten ytterligere renseteknikker ville vært PAH'er⁴, kjemikalier, og olje som fulgte med det utslupne produserte vannet. I tillegg ville man hatt mindre bidrag fra noen andre vann- eller oljeløselige komponenter som fenoler, naftalen og BTEX. CTour er en renseteknikk som er god til å fjerne olje og oljeløselige komponenter (som PAH, tunge fenoler og naftalener) fra produsert vann men ikke effektiv på tungmetaller, radioaktivitet (som til nå ikke er inkludert i EIF-beregninger, selv om det trolig har en viss innvirkning) og vannløselige komponenter (som BTEX og lette fenoler) (Voldum et al. 2008: 8). Men i sum får man en prosentvis stor reduksjon av EIF ved bruk av CTour, og man ender opp med en estimert EIF på 22,5 % av EIF'en man ville hatt uten ytterligere tiltak.

⁴ PAH (Polyaromatiske Hydrokarboner) er en fellesbetegnelse for en gruppe stoffer med varierende miljøfarlige egenskaper. Den teknisk riktige benevnelsen slik begrepet PAH er brukt i denne utredningen er EPA-PAH, som er et utvalg av de 16 mest miljøfarlige PAH'ene definert av USA's Environmental Protection Agency (EPA). Med andre ord: PAH = EPA-PAH eksklusive naftalen i denne utredningen.

4. Spesifikt om forskjellige renseteknologier

(Funksjon, effektivitet, usikkerhet, kostnader, luftutslipp)

Vi har vært innom og nevnt forskjellige metoder for å begrense miljørisikoen fra operasjonelle utslipp, og da spesielt den som totalt sett utgjør størst risiko, nemlig produsert vann. Spesielt renseteknikken CTour og (re)injeksjon av produsert vann er mye nevnt, men ikke utdypet hvordan de fungerer og hvilke egenskaper de har.

4.1. Base Case

Det har tidligere vært nevnt forskjellige base cases eller business as usual (BAU) referansebaner om du vil. Disse har sterkt varierende EIF-baner alt etter når de har utgangspunktet sitt fra, slik som man blant annet ser fra figur 3.3. Hva som oftest er referert til base case de siste årene for produsert vann er situasjonen man ville hatt hadde man ikke implementert ytterligere tiltak enn de såkalte hydrosyklonene som har vært standard renseteknologi i mange år. En hydrosyklon i seg selv er en kostnadseffektiv rensemetode for å fjerne større mengder olje og andre stoffer som er løst i oljen. Den kan faktisk fjerne opp til 98 % av oljemengden (Ekins et al. 2005: 32) (avhengig av størrelsen på oljedråpene) men når innkommende produsert vann har et oljeinnhold på flere hundre mg per liter, så er det fremdeles en del olje og andre stoffer igjen ut fra hydrosyklonene. For Ekofisk er oljekonsentrasjonen etterpå typisk rundt 20 mg/l. Men som vi har sett gir dette for høy miljørisiko i forhold til hvordan nullutslippsmålet tolkes, dermed har operatørene på norsk sokkel vært nødt til å implementere ytterligere miljørisikoreduserende tiltak.

4.2. Reinjeksjon / Injeksjon

Et tiltak som operatørene har blitt pålagt, for både eksisterende og nye installasjoner, er å utføre kost/nytte (nytte i form av redusert EIF) analyser om å gjenbruke det

produserte vannet. Altså alltid å vurdere om injeksjon tilbake i reservoaret som trykkstøtte, eller for deponering ved å injisere det i et "avfallsdeponi" (slik som Utsira-formasjonen er mye brukt til), kan være reelle alternativ for håndtering av produsert vann på installasjonen. Implikasjonene av disse to formene for injeksjon har relativt sett store forskjeller.

4.2.1. Reinjeksjon (PWRI)

Reinjeksjon kan være en god løsning ettersom man både blir kvitt det produserte vannet og man samtidig kan bruke det reinjiserte vannet som trykkstøtte i stedet for å injisere sjøvann. Den store fordelene med dette er at det ekstra kraftbehovet er mye mindre her enn ved ren injeksjon.

Det har derimot vist seg at det kan skade petroleumsreservoaret hvis man reinjiserer produsert vann ned i et reservoar som har hatt trykkstøtte av injisert sjøvann. Blandingen man da får av sjøvann (som inneholder sulfat) og produsert vann (som inneholder en del forskjellige ioner) nedi reservoaret danner ofte en del tungoppløselige sulfatsalter. I tillegg inneholder produsert vann organiske syrer (maur- og eddiksyre) som fungerer som næring for såkalte sulfatreduserende bakterier som omdanner sulfat til den forsurende og giftige gassen hydrogen sulfid (H_2S). Sulfidet utgjør både en helserisiko, som gjør verneutstyr nødvendig, samt at det fører til en forsurening av reservoaret som i hovedsak fører til lavere kvalitet på utvunnet gass (Christensen et al. 2009: 40). I tillegg har sulfidet også en korroderende effekt på rørledninger. Man har på bakgrunn av disse H_2S -egenskapene krav om en maksimal konsentrasjon av H_2S i eksportert gass. Dette betyr at gass med høye sulfidverdier må renses før eksport. Rensingen må vanligvis utføres med miljøfarlige kjemikalier og man kan i verste fall til slutt ende opp med at reinjeksjon gir høyere miljørisiko enn hva som var utgangspunktet (OD et al. 2008: 23 og Christensen et al. 2009: 41).

I tillegg til dette kan reinjeksjon fysisk skade reservoaret ved at det sprekker opp og man kan ende opp med en lavere utvinningsgrad. Slik oppsprekking kan oppstå som følge av flere fenomener, blant annet kan høy partikkelforekomst i det injiserte vannet føre til tetting av porer i reservoaret og man får behov for større trykk ved reinjisering som igjen kan føre til uønsket oppsprekking av reservoaret (Christensen et al. 2009: 37).

På bakgrunn av dette ser man at man helst bør reinjisere produsert vann (som trykkstøtte) kun hvis man ikke tidligere har injisert sjøvann. En løsning som er brukt en del på nyere felt som trenger trykkstøtte er å benytte vann fra vannholdige reservoarer (som Utsira-formasjonen) som trykkstøtte når vannproduksjonen fra oljefeltet er lav, for deretter å fase inn større andeler produsert vann når vannproduksjonen øker. Man benytter altså formasjonsvann i stedet for sjøvann når tilgangen på produsert vann er for lavt ettersom formasjonsvann vanligvis ikke inneholder sulfat og man unngår problemstillingen med sulfat og sulfider (OD et al. 2008: 21-24).

Det kan også nevnes at man opprinnelig gikk for PWRI for Ekofisk-området, men gikk til slutt i stedet for CTour da man anså risikoen for reservoarskade som for stor. I denne sammenhengen er det viktig å vite at et par prosent lavere utvinningsgrad for Ekofisk tilsvarer grovt sett et middels stort oljefunn på norsk sokkel.

4.2.2. Injeksjon (PWI)

Ved injeksjon til deponi unngår man problemene med oppsprekking, H₂S og forsuring i mye større grad ettersom man ikke injiserer noe tilbake i det produserende reservoaret. Derimot kan man ikke benytte eksisterende brønner ved injeksjon til deponi og får dermed alltid en kostnad ved å bore brønnen. I tillegg er brutto forbruk lik netto tap av energi da denne type injeksjon ikke erstatter annen trykkstøtte i petroleumsreservoaret. I tillegg kan det også være en betydelig avstand til deponiet som gjør at man bruker en del energi for selve transporten også. Alt dette fører til at PWI som oftest totalt sett er

mest energikrevende måten å håndtere produsert vann problemet på. Eneste unntak er når man står ovenfor forhold hvor trykket i deponiet er mye lavere enn i det produserende reservoaret. Kvitebjørn feltet er et eksempel på dette og her unngår man ekstra energibruk da trykket i det produserende reservoaret benyttes til å injisere det produserte vannet ned i deponiet.

OD et al. (2008) estimerte de totale kostnadene for om man skulle implementert PWRI/PWI på alle norske installasjoner til hele 46 mrd kr (+/- 50 %), og da er ikke tap som følge av utsatt produksjon eller nedsatt utvinningsgrad tatt med.

4.3. CTour

Når (re)injeksjon utgjør for stor risiko for reservoaret, man ikke har tilgang på deponi eller kostnadene blir vurdert som for høye i forhold til nytten får operatørene slippe ut rensert produsert vann til sjø (under 68. breddegrad) såfremt man har fulgt BAT og BEP-prinsippene. Rensemetsoden CTour vil da i de fleste tilfeller oppfylle myndighetenes krav ettersom det anses som en av de beste tilgjengelige teknologiene. Den er som nevnt brukt på Ekofisk og ble i mars besluttet implementert (i kombinasjon med en såkalt flotasjonsenhet) på Eldfisk også (CoP et al. 2010) noe som indirekte bekrefter at CTour fortsatt anses som BAT.

CTour er en prosess som benytter kondensat/NGL (Natural Gas Liquids) for å samle den dispergerte og oppløste oljen (bidrar til partikkelvekst), og andre komponenter som følger med oljen, i produsert vann strømmen. Normalt tilsettes 0,5 til 2 % kondensat/NGL i vannet, noe som er betydelige mengder kondensat når vi vet at det produseres nesten like mye vann som olje på Ekofisk. Denne blanding sendes videre til en siste hydrosyklon som nå kan ekstrahere oljen og mange av de andre miljøfarlige komponentene på en mye bedre måte (Voldum et al. 2008: 2-5). Dette er en mindre energikrevende prosess sammenlignet med de fleste injeksjonsmetoder, og representerer dermed mindre utslipp til luft ved at gassturbinene brukes mindre. De forventede resultatene av CTour prosessen sees i figurene 3.4 og 3.5 og tabell 3.4. Fordelen ved CTour i forhold til andre renseteknikker er at den klarer å fjerne en god del komponenter som andre renseteknologier ikke klarer, altså ikke kun fjerning av oljeelementer. En ulempe er at systemet kun kan benyttes på installasjoner som har god tilgang på kondensat/NGL.

EIF Component Group	CTour Process guarantee	Average* Removal Efficiency	+/-SD
	%	%	%
Naphthalenes	78	86	1,9
2-3 ring PAH	86	89	2,4
4+-ring PAH	89	92	2,5
C0-C3 phenols	0	0	4,4
C4-C5 phenols	41	29	9,1
C6-C9 phenols	60	82	4,4
BTEX	35	36	7,2
OiW	<2,2 ppm	<1,3 ppm	

Tabell 4.1 – Forventet effektivitet av CTour, første kolonne er leverandørens garanti basert på simuleringer, andre kolonne er gjennomsnittseffektiviteten man fikk ved pilottesten på Ekofisk, tredje kolonne er antatt standardavvik. Basert på at innkommende produsert vann har en OiW-konsentrasjon på 22,4 mg/l. (Kilde: Voldum et al. 2008: 7-8)

Erfaringene man har gjort med CTour derimot er i hovedsak ikke like gode som man initialt trodde. Man forventet eksempelvis en reduksjon av OiW, PAH og naftalen på

nesten 95 % ifølge tabell 3.4, eller mellom 85 og 95 % ifølge Voldum et al. (2008) men sammenligner man utslippstall fra før og etter CTour ble installert er reduksjonene en del lavere enn dette. Tabell 4.1 viser hvilke forventninger man hadde før installasjon av CTour på Ekofisk. Fra figur 3.4 ser vi at totalt sett 72 % av samlet EIF-bidragene er listet opp i tabell 4.1, noe som betyr at kun tungmetaller og kjemikalierester er utelatt her. Tabell 4.2 derimot sammenligner utslippstallene for Ekofisk i 2007, altså før CTour ble installert, og i 2009 når CTour var i noenlunde normal drift. Denne sammenligningen har en sterk forutsetning om at innkommende produsert vann til enhver tid er av samme "kvalitet", altså inneholder de samme konsentrasjonene og oppløsningene av miljøfarlige stoffer, noe som i virkeligheten kan ha en del variasjon blant annet etter hvilken brønn og hvilket lag i reservoaret oljen/vannet hentes opp fra. Men dette er trolig noe av det beste sammenligningsgrunnlaget som er tilgjengelig, dessuten legger SINTEF til grunn i sin rapport (SINTEF 2008b) samme inngående konsentrasjon av alle stoffer i produsert vann helt frem til 2025, selv om dette nok er en forenkling fra SINTEF sin side også.

Hvis man sammenligner tallene fra tabell 4.1 og 4.2, ser vi at CTouren i operasjonell drift er en god del mindre effektiv enn hva pilottesten og forventningene tilsa. Der hvor man trodde rensingen ville fjerne 80 % eller mer av komponentene (O_iW, PAH, naftalen og tunge fenoler) ser vi at de reelle tallene antas å variere fra 37 til 74 %. Forutsetter man at renseseffekten for de resterende komponentene (altså kjemikalier og tungmetaller) er som antatt i figurene 3.4 og 3.5 og tabell 3.4 vil man grovt sett ende på en EIF-verdi rundt 400 for Ekofisk i stedet for 192 for år 2010.

Utslipp fra Ekofisk J	2009				Utslipp per mill Sm ³ vann			%vis reduksjon	"Ekstrapoleringskoeffisient"	Antatt reell effekt av CTour i 2009	
	2007	2009 (gj.-snitt)	Kun CTour (84% drift)	Uten CTour (Rest. 16%)	2007	2009					
Produsert vann utslipp	5,67	6,68	5,62*	1,06*	mill Sm ³	N/A	N/A		57,8 % / 73,9 %		
OiW (mg/l)	20,81	8,79	6,06*	23,2*	mg/l	N/A	N/A	73,9 %	= 78,2%		
Utsluppet olje fra PW	118,0	58,7	34,1*	24,6*	tonn	20811	8787	kg/mill Sm ³	57,8 %	78,2 %	73,9 %
PAH (eks. naftalen)	195,8	123,8	Splitt ikke tilgjengelig		kg	34,5	18,5	kg/mill Sm ³	46,4 %	78,2 %	59,3 %
Naftalener	6465	4245	Splitt ikke tilgjengelig		kg	1 140	635	kg/mill Sm ³	44,3 %	78,2 %	56,6 %
C0-C3 fenoler	45687	47277	Splitt ikke tilgjengelig		kg	8058	7077	kg/mill Sm ³	12,2 %	78,2 %	15,6 %
C4-C5 fenoler	59,4	49,3	Splitt ikke tilgjengelig		kg	10,48	7,38	kg/mill Sm ³	29,6 %	78,2 %	37,8 %
C6-C9 fenoler	8,67	7,2	Splitt ikke tilgjengelig		kg	1,53	1,08	kg/mill Sm ³	29,5 %	78,2 %	37,7 %
BTEX	94056	111130	Splitt ikke tilgjengelig		kg	16588	16636	kg/mill Sm ³	-0,3 %	78,2 %	-0,4 %

Tabell 4.2 – Sammenligning av utslipp fra Ekofisk J plattformen (altså ikke hele Ekofisk) ifbm. produsert vann i 2007 og 2009, samt beregning av antatt reell effekt av CTour gitt forutsetningen om at innkommende produsert vann strøm er av lik "kvalitet". (Kilder: Tabellen er basert på utslippstall fra utslippsrapportene for Ekofisk for 2007 og 2009 (CoP 2008 og 2010) i tillegg til internt tilgjengelige tall) * = Tallene merket med stjerne er hentet fra internt

På tross av dette anses CTouren som er installert på Ekofisk som en av de best fungerende CTourene som er installert på norsk sokkel (Fjermestad, A.T., pers. komm.). En av årsakene til at den ikke har gitt de effektivitetstallene som man ventet er at det har vist seg å være stor forskjell på et "rent" og et "skittent" CTour-system. På pilottester og laboratorieforsøk har man naturlig nok operert med rene systemer, men når det settes i kontinuerlig drift og er i operasjon en stund dannes det avleiringer og samler seg oljerester i systemene noe som gjør at renseeffekten går ned. Renser man og tar fullt vedlikehold på systemet (som tok omtrent en hel måned i november 2009) kan man raskt nå OiW-verdier som er ned mot 1-2 mg/l, men som nødvendigvis ikke er stabilt lave ettersom man til nå har opplevd en del mer driftsproblemer enn man trodde

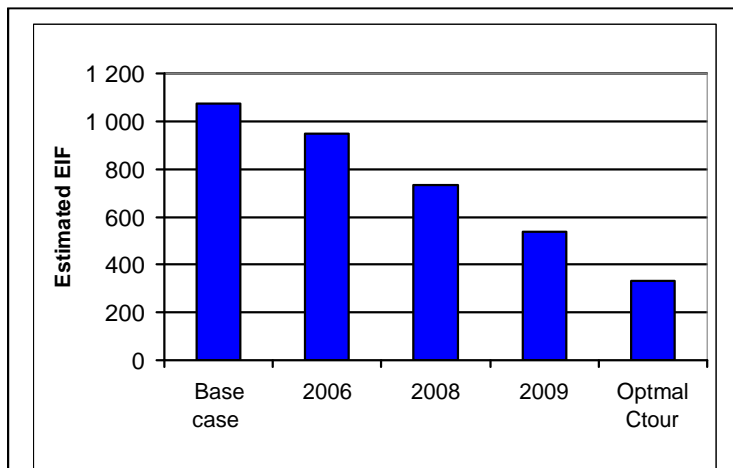
(Lura, Harald, pers. komm.). Man holder derimot fast på at ettersom teknologien fortsatt ikke er helt moden og man stadig gjør seg nye erfaringer, vil en optimalisering av driften kunne gi betydelig bedre effektivitet enn hva man har opplevd til nå (jf figur 4.1).

Et meget enkelt kostnadsestimat for om CTour skulle blitt implementert på alle installasjoner på norsk sokkel ligger på rundt 21 mrd kr. Dette estimatet er kun en ekstrapolering

av det faktum at CTouren på Ekofisk har en kapasitet på å behandle i overkant av 17 mill Sm³ vann per år, altså rundt 7 % av total vannmengde som forventes i toppåret om få år (se figur 2.7). Det trengs med andre ord rundt regnet 15 ganger høyere kapasitet for å rense alt produsert vann fra norsk sokkel, noe som veldig forenklet tilsvarer 15

	Antatt reell effekt av CTour (p.t.)	<i>SINTEFs antatte EIF-verdi uten CTour</i>	<i>SINTEFs antatte EIF-verdi med CTour</i>	Ny antatt reell EIF-verdi m/ CTour
<i>Utsluppet olje fra PW</i>	73,9 %	148	8	39
<i>PAH (eks naftalener)</i>	59,3 %	337	19	137
<i>Naftalener</i>	56,6 %	44	3	19
<i>C0-C3 fenoler</i>	15,6 %	44	17	37
<i>C4-C5 fenoler</i>	37,8 %	6	<1	4
<i>C6-C9 fenoler</i>	37,7 %	18	<1	11
<i>BTEX</i>	-0,4 %	19	12	19
Total EIF-verdi ekskl kjemikalier & tungmetaller		617	59	266

Tabell 4.3 – Beregnede EIF-bidrag fra de mest betydningsfulle komponentene i produsert vann, eksklusive kjemikalier og tungmetaller.



Figur 4.1 – Sammenligning av beregnede EIF-verdier for Ekofisk. Legg merke til at EIF for 2009 er beregnet til over 500, mens optimalisert CTour ville gitt en beregnet verdi på rundt 300. Disse EIF-verdiene er ca 100 EIF høyere enn tidligere estimert for 2010 ettersom man har beregnet å fase ut kjemikalier tilsvarende 100 EIF fra 2009 til 2010. (Kilde: Lura 2010)

CTourer av Ekofisk størrelse. Hvis vi antar at kostnadene er lineære med hensyn på mengde produsert vann får man altså en total installasjonskostnad på (1,4 mrd * 15) 21 mrd. Da er ikke noen form for skala- eller læreeffekter (ei heller energi- eller CO₂-kostnader) inkludert, men det ville vært naturlig at kostnaden per installert enhet synker over tid men at kostnad per m³ rensset vann øker for installasjoner med mindre vannproduksjon.

4.3.1. Luftutslipp som følge av CTour⁵

Hvis alt produsert vann fra Ekofisk J plattformen skulle blitt rensset gjennom CTour-systemet i 2009 ville man behandlet 18300 Sm³ vann hver dag, noe som er nesten 40 % av daglig kapasitet på systemet som har en installert effekt på 2,5 MW. Energiforbruket kan grovt sett skaleres ned lineært noe som gir et gjennomsnittsforkbruk på (0,4 * 2,5 MW) 1 MW per time året rundt, altså 8760 MWh per år. 1 MW tilsvarer et gassforbruk på 293 Sm³ i gassturbinene, som igjen gir et årlig utslipp av CO₂ på (8760 MWh * 293 Sm³ * 2,2 kg CO₂/Sm³ gass) ≈ 5647 tonn CO₂.

En uventet bieffekt med CTour derimot er at man ikke klarer å gjenvinne alt kondensatet som benyttes i prosessen, mye på grunn av at tetting av hydrosyklonene fører til at man ikke klarer å ta tilbake store deler av kondensatet i prosessen igjen, noe som betyr at den til syvende og sist må fakles (Voldum, Kåre, pers. komm.). Slik fakling utgjør en annen betydelig kilde til utslipp av CO₂ til luft. I 2009 beregnet man at det kunne dreie seg om rundt 10000 Sm³ gass som ble faklet daglig. Dette gjaldt derimot kun for den mengden som gikk gjennom CTour (84 %), noe som betyr at om alt skulle gått gjennom CTour ville man faklet omtrent (10000 Sm³ * (100/84)) 11900 Sm³ gass per dag. Tradisjonelt har man benyttet en omregningsfaktor på 2,34 kg CO₂/Sm³ faklet gass, ettersom gassen man faklet var relativt ren og tørr. Derimot inneholder gassen/NGL'en

⁵ Med mindre annet er oppgitt er alle kildehenvisninger i dette avsnittet: Personlig kommunikasjon med Aasberg, Monica, Senior Environmental Engineer, ConocoPhillips.

som kommer fra CTour-prosessen en del tyngre komponenter noe som gir en betydelig høyere reell omregningsfaktor. Fra de seneste dataene jeg har tilgjengelig, som er fra rundt årsskiftet 2009/2010, registrerte man i snitt godt over 3 kg CO₂ per Sm³ faklet gass, og hadde på det meste 3,71 kg CO₂/Sm³. Dette er svært nær den nye omregningsfaktoren på 3,73 kg CO₂/Sm³ som myndighetene har pålagt operatørene å benytte inntil operatørene kan tilfredsstillende dokumentere den reelle omregningsfaktoren for hver installasjon. Da denne faktoren benyttes i blant annet alle skatte- og avgiftsberegninger som omfatter fakling, benyttes også 3,73 kg CO₂/Sm³ i denne utredningen også, selv om den fysisk sett er en slags maksimalverdi.

En fakling på 11900 Sm³ per dag tilsvarer en årlig tilleggsfakling på 4 343 500 Sm³ gass, noe som tilsvarer 16 200 tonn økt CO₂ utslipp. Man regner med at CTour grovt sett har bidratt med 0,8 kg CO₂/Sm³ økning i reell omregningsfaktor, altså kan man si at faktoren har økt fra rundt 2,34 til 3,14. Trekker man fra fakling grunnet CTour i 2009 ville man hatt en fakling av (14 274 000 – 4 343 500) 9 930 500 mill Sm³ rimelig tørr og ren gass.

Uten CTour ville man da hatt en reell omregningsfaktor rundt den tradisjonelle omregningsfaktoren på 2,34. I tabell 4.4 har jeg valgt 2,42 ettersom dette er omregningsfaktoren for

	Fakling av gass i Sm ³	Antatt reell omregningsfaktor	CO ₂ -utslipp i tonn
Uten CTour	9 930 500	2,42	24 032
CTour bidrag	4 343 500	5,05	21 930
Totalt	14 274 000	3,22	45 962
<i>Ifølge utslippsrapport</i>	14 274 000	3,68	52 536

Tabell 4.4 – Tankeeksperiment om hvor mye ekstra CO₂-utslipp CTouren fører med seg pga økt fakling og forringet kvalitet på fakklegassen.

fakkelen på Ekofisk K plattformen, denne plattformen er totalt avskilt fra CTour-systemet og har dermed ingen hydrokarbontilførsel derfra. Det kan derfor representere en tenkt reell omregningsfaktor for Ekofisk J uten CTour installert. Ettersom snittet for omregningsfaktoren reelt sett lå på godt over 3, rundt regnet 0,8 over verdien uten CTour-bidrag, ender man opp med at CTouren har et årlig bidrag på nesten 22 000 tonn økt CO₂ utslipp bare på grunn av økt fakling og forringing av kvaliteten på all fakklegass.

(Ren faklingsøkning: $4\,343\,500 \cdot 2,42 = 10\,511$ tonn CO₂; økning som følge av tyngre komponenter: $14\,274\,000 \cdot 0,80 = 11\,419$ tonn CO₂). Dette er derimot tall det er festet usikkerhet til men de illustrerer i det minste CTourens negative effekt på faklingen.

Totalt sett fører CTouren trolig med seg utslipp av CO₂ på rundt (5647 + 21 930) ≈ 27 600 tonn årlig, slik den driftes i dag, noe som tilsvarer rundt 4 % økning i CO₂-utslippene fra Ekofisk, eller over 12 700 biler om du vil. I tillegg fører forbrenning av gass i både turbin og fakkel også med seg utslipp av CH₄, N₂O, NO_x, CO og VOC, som også kan ha effekter på klima/miljø.

Faklingen og turbinbruken medfører også tapt salg av gass. I tillegg må man betale skatt og kjøpe kvoter for utsluppet CO₂ ved å forbrenne gassen selv. Dette er oppsummert i tabell 4.5, hvor omregningsfaktoren på 3,73 er brukt siden dette som nevnt er det som brukes ved beregning av skatter og avgifter. CTour sitt bidrag til å forringe kvaliteten på fakkelgassen er derimot utelatt her på grunn av usikkerheten rundt disse beregningene (men beste estimat er på rundt (21930 tonn - 16200 tonn) 5730 tonn ekstra CO₂, noe som ville tilsvart nesten 1,78 mill kr i ekstra CO₂-skatt og kvotekjøp).

Utslipp ifbm CTour (2009)	Forbrukt gass p.d. (Sm ³ /d)	Total gass 2009 (Sm ³)	CO ₂ -utslipp (tonn)	NO _x -utslipp (kg)	CO ₂ skatt	CO ₂ kvoter	NO _x skatt	Totale forurensingskostnader	Redusert gass-salg (NOK)	Brutto kostnader før skatt
Fakkel	11 900	4 343 500	16 201	6 081	3 078 238	1 944 151	66 891	5 089 280	7 687 995	12 777 275
Turbin	7 032	2 566 680	5 647	4 620	1 072 872	677 604	50 820	1 801 296	4 543 024	6 344 319
Total	18 932	6 910 180	21 848	10 701	4 151 111	2 621 754	117 711	6 890 576	12 231 019	19 121 594

Tabell 4.5 – Estimerte kostnader ved gassforbrenning ifbm full bruk av CTour på Ekofisk i 2009.
Fakkel: Omregningsfaktorer: 3,73 kg CO₂/ Sm³ gass; 1,4 g NO_x/ Sm³ gass; CO₂ skatt 190 kr/tonn ; CO₂ kvote ca 15 € per tonn (120 kr) ; NO_x-pris ca 11 kr/kg NO_x; Gasspris: 1,77 kr/Sm³ gass. (Forventet pris brukt i Klimakur 2020)
Turbin: 2,2 kg CO₂/Sm³, Lav-NO_x-turbin gir 1,80 g NO_x/Sm³; NO_x-skatt, CO₂-pris og -skatt er lik som for fakkel.

Fra tabell 4.5 ser vi at man ender opp med en total kostnad på over 19 mill kr årlig, og da har vi fremdeles utelatt investerings- finans-, vedlikeholds- og driftskostnader, men på

den andre side er det ikke trukket fra den energien man sparer for ikke å eksportere gassen.

Til slutt kan vi ta med at hvis alt produsert vann på Ekofisk hadde gått gjennom CTour ville man i alt unngått⁶ 98,5 tonn ekstra oljeutslipp fra olje i vann i 2009. Dette utgjør 738 fat olje som man kunne solgt til ($\$ 80 * 738$) \$ 59 000, altså ca 350 000 kr. Hvis CTouren på Ekofisk er representativ for andre/fremtidige CTourer og man legger til grunn 27 600 tonn CO₂ er sluppet ut grunnet Ekofisk CTouren (inkl dens forringing av fakkeltgasskvaliteten) betyr det at det slippes ut 280 tonn CO₂ per tonn OiW unngått. Det må derimot presiseres at dette er basert på slik CTour opereres i dag, og at det forventes større forbedringer med tanke på spesielt å redusere mengden fakkeltgass som stammer fra CTour-prosessen.

4.4. Kort om andre renseteknologier

Det finnes flere renseteknikker enn CTour som også er i stor utstrekning på norsk sokkel, men jeg har valgt å ikke gå i detalj inn på disse ettersom oppgaven ville blitt for lang (og uinteressant) med en inngående innføring i disse teknologiene også. Dessuten anses CTour blant de aller beste renseteknikkene, og representerer dermed i stor grad samlealternativet "rensing før utslipp", uansett hvilken spesifikk renseteknikk som brukes.

Men ettersom CTour sammen med en teknologi kalt Epcon er de mest brukte renseteknikkene på norsk sokkel (Klif 2010b: 28), kan vi kjapt nevne hvordan norskutviklede Epcon fungerer. Her tilsettes natur- eller nitrogengass sammen med det produserte vannet i en tank, og ved hjelp av rotasjon kan man enklere ta ut hydrokarbonene fra toppen av tanken, og vannet fra bunnen (OLF 2006). Ellers finnes

⁶ $(20,81 \text{ mg/l uten CTour} - 6,06 \text{ mg/l med CTour}) * 6,68 \text{ mill Sm}^3 = 9,853 * 10^{10} \text{ mg} = 98,53 \text{ tonn}$

det filter og membraner som kan fjerne en del komponenter, men man får da spesialavfall i form av brukte filter/membraner som må deponeres på land.

Det forskes også en del på å redusere opptak av produsert vann før det kommer opp til plattformen i det hele tatt. Teknikkene er generelt sett vanskelige å benytte på gamle/eksisterende installasjoner/brønner og reduksjonspotensialet er dermed begrenset ettersom det er de gamle og store installasjonene som står for den aller største andelen av produsert vann på norsk sokkel. De mest lovende teknikkene er derimot gjengitt i tabell 4.6, og de er utbredt i forskjellig grad hvor noen fortsatt er på forsøksstadiet.

	Potensiale for vannreduksjon	Problemer	Kjemikalie- og energibruk
Bedre reservoarstyring	0-40 %	Teknisk dyrt	
Vannavstengning	0-40 %	Vanskelig å benytte for gamle brønner	Kan både øke og redusere utslippet av kjemikalier
Nedihullsseparasjon	70-90 %	Vanskelig å ettermontere	Energibesparende
Havbunnseparasjon	0-95 %	Forsøksstadiet, teknisk vanskelig	Potensial til å redusere utslipp til luft og kjemikalier.

Tabell 4.6 – Oppsummering av metoder for å redusere vannproduksjon.
(Egen tabell basert på opplysninger fra Klif 2010b: 29-30)

4.5. Samlet vurdering

Nå som vi har vært grundig igjennom noen metoder for å hankses med produsert vann, kan det være greit med en kort oppsummering og sammenligning av teknikkene, spesielt injeksjon, reinjeksjon og rensing av produsert vann. En rimelig enkel og god sammenligning er presentert i tabell 4.7, men sammenligningen gjelder dessverre kun effektivitet og kostnader ved å redusere oljeutslipp fra produsert vann, og ikke de andre viktige komponentene.

Scenario		Imputed cost/value 2004£/tOIW	UKCS cost in 2006 2004£	Key wastes	
				UKCS in 2006	tonnes of waste/tOIW diverted
Reference	0	Non-compliance or cutbacks in production			
Filtration	1	£50,000	£96m	~3.7 kt Loose LSA waste	1.9 LSA
PWRI	2a	£65,000	£124m	~1.5 MtCO ₂	810 CO ₂
	2b	£8,000	£15m	~0.4 ktCO ₂	200 CO ₂
	2c	£73,000	£140m	~1.5 MtCO ₂	813 CO ₂
All C-Tour	3	£49,000	£94m	~-0.5 MtCO₂	280 CO₂
All Epcon	4	£19,000	£36m		

Tabell 4.7 – Sammenligning av forskjellige metoder for å kunne nå Storbritannias mål om 15 % reduksjon (1912 tonn) innen 2006 av totale oljeutslipp fra PW. (Kilde: Ekins et al. 2005a: 56-57)

i) Kun for illustrativ sammenligning, her presenteres kostnader/utslipp som følge av å nå 1912 tonn (15 %) reduksjon med hver enkel teknologi.

ii) Løses derimot fakilingsproblemet helt med CTour, kan utslippet komme helt ned i **~-0,1 MtCO₂** eller **57 tCO₂/tOIW**.

iii) Viktig å ha i bakhodet at tallene er basert på beregninger gjort i 2005 eller tidligere (unntatt CO₂-tallene for CTour som er egne beregninger gjort i seksjon 4.3). Kostnader, utslipp og effektivitet kan med andre ord være endret siden.

iv) 2a) tilsvarer PWI inn i eksisterende brønn
2b) tilsvarer PWRI (hvor det produserte vannet erstatter sjøvann som trykkstøtte i reservoaret)
2c) tilsvarer PWI hvor man må bore ny brønn, med tilhørende økte kostnader (og marginalt økte luftutslipp)

v) PWRI 2b viser 0,4 ktCO₂ utslipp, noe som er feil benevnelse, riktig benevnelse er **0,4 MtCO₂**.

Vi ser fra figuren at for at Storbritannia skulle redusere totale oljeutslipp fra PW med 15 % innen 2006 kunne man risikere et årlig utslipp på rundt 1,5 mill tonn CO₂ hvis man i hovedsak gikk for PWI, altså 3,4 % av hele Norges årlige CO₂-utslipp på 44 mill tonn.

Nyere beregninger som er foretatt for et scenario hvor hele den norske kontinentalsokkelen skulle fulgt prinsippet om fysisk nullutslipp (minst 95 % reduksjon av utslipp til sjø) tegner derimot et noe mindre dramatisk bilde. Her kalkulerer OD et al. (2008) med et totalt ekstra utslipp på 5,59 mill tonn CO₂ over nåværende felters levetid (eller et årlig utslipp på 0,51 mtCO₂ i 2015). Men for felt som Ekofisk, Eldfisk og flere andre er luftutslipp satt til 0 eller nær 0 mest sannsynlig fordi det vil være snakk om reinjeksjon som erstatter injeksjon av sjøvann (man estimerer altså med ~0 tCO₂ per unngått tonn OiW-utslipp, i stedet for 200 tCO₂ som Ekins et al. (2005a) har brukt).

Uansett bør estimatet etter mitt syn i hovedsak sees på som en illustrasjon ettersom den er noe misvisende da reinjeksjon for en del felt kan gi store negative utslag på utvinningsgraden, og dermed føre til store finansiell tap. Reinjeksjon for en del felt bør i så måte være et rimelig urealistisk alternativ i praksis.

Krav om fysisk nullutslipp vil derimot gjøre både Tor og Norne feltene ulønnsomme for videre drift, noe som vil føre til en nedstengning av disse. Tas dette i betraktning estimeres det et netto totalt ekstra utslipp på kun 2,24 mill tonn CO₂ over feltenes levetid. Grunnen til at luftutslippet uten Tor og Norne er mer enn halvert er at nedstengningene i seg selv regnes som netto reduksjon ettersom man unngår operasjonelle utslipp fra disse i all fremtid. Dette er estimert til hele 3,38 mill tonn CO₂ unngått utslipp. Personlig har jeg vanskelig for å regne nedstengninger på samme måte som man regner CO₂-opptak fra eksempelvis trær, altså med negativt fortegn, og velger derfor å bruke 5,59 mill tonn CO₂ som det mest korrekte tallet (OD et al. 2008: 30-31).

Til sammenligning hvis CTour skulle vært brukt på alt produsert vann på norsk sokkel, og man antar at ytelsen på CTouren på Ekofisk er representativ for en gjennomsnitts CTour og vi vet at 3,7 % (6,68 mill Sm³ på Ekofisk J av totalt 180 mill Sm³ PW nasjonalt) av alt produsert vann på norsk sokkel går gjennom denne årlig ville vi fått et totalt utslipp på (27600 tCO₂* (100/3,71)) ca 744 000 tonn CO₂ i 2009. Bruker vi samme omregningsfaktor⁷ for å gjøre om årlig utslipp til totalt utslipp over feltenes levetid som er brukt i OD et al. (2008) får vi et sammenlignbart tall som er beregnet til 8,18 mill tonn CO₂ hvis dagens CTour teknologi ble implementert på alle eksisterende norske installasjoner. Dette er altså mer enn PWRI/PWI, og reflekterer nok blant annet hvor konservative estimatene er for full implementering av PWRI/PWI, i tillegg til at referanse-CTouren (på Ekofisk) har unormalt høye CO₂-utslipp grunnet faklingsproblemene.

⁷ (3,7 % * 13,78 mtCO₂) 0,51 mtCO₂ er beregnet utslipp ved PWRI/PWI i år 2015, men ettersom totalt produsert vann på norsk sokkel i 2009 er temmelig lik i 2015 vil dette noenlunde tilsvare utslippet for 2009 også. Dermed kan vi bruke samme omregningsfaktor for CTour basert på predikert luftutslipp i 2009. Omregningsfaktoren er (5,59 mtCO₂ / (3,7 % * 13,78 mtCO₂)) ≈ 11

Uansett får slike utslippstall en til å fokusere på miljøparadokset man står ovenfor når man skal møte produsert vann problematikken. Avveiningen mellom utslipp til luft og vann er veldig vanskelig å vurdere ettersom de er to så forskjellige former for forurensing med rimelig forskjellige miljøkonsekvenser knyttet til dem. Men hvilke miljøeffekter og -skader har man registrert og observert som følge av petroleumsindustriens utslipp til sjø, som kan rettferdiggjøre disse kostbare og luftforurensende tiltakene? I neste kapittel tar vi for oss de faktiske effektene og erfaringene man har gjort seg.

5. Miljøeffekter og skader

Det har de senere årene blitt foretatt en del studier for å avdekke effektene diverse utslippskilder har hatt for bunn- og havflora og -fauna. Spesielt er det blitt utført relativt grundige effektstudier i forbindelse med utslippene fra Ekofisk-området. Det er viktig å påpeke at slike studier ikke var tilgjengelige når nullutslippsmålet ble introdusert i 1997, og for den saks skyld har man også hatt rimelig begrenset kunnskap ved innskjerper av nullutslippsmålet eksempelvis ved innføring av fysisk nullutslipp for nordområdene i 2004. Kunnskapen forbedres stadig og man har etter hvert fått gode studier som forteller oss om effekter fra operasjonelle utslipp. Derimot forteller studiene i hovedsak om miljøeffektene på kort og i beste fall mellomlang sikt. Langtidseffektene derimot er en god del mer usikre, og det er ofte på bakgrunn av denne usikkerheten at man innfører føre-var tiltak for å minimere risikoen.

5.1. Observasjoner og erfaringer generelt

Mange av komponentene som følger med produsert vann er ved laboratorieforsøk påvist giftige for mange plante- og dyrearter i havet, og hvor effektene fra de forskjellige stoffene kan være mange og til dels svært ødeleggende for individene. Det som derimot er ytterst nødvendig å merke seg her er at disse effektene observeres i all hovedsak ved laboratorium hvor floraen/faunaen utsettes for større konsentrasjoner og/eller langvarig eksponering av miljøgiften(e).

Petroleumsindustrien som helhet har i rundt 15 år blitt pålagt å utføre omfattende årlige effektovervåkinger av operasjonelle utslipp ved en utvalgt installasjon med betydelige utslipp. I de siste årene har disse blitt utført rundt Ekofisk-komplekset og resultatene herfra utdypes i neste delkapittel. Slike effektovervåkinger og andre tilstandsovervåkinger har bidratt med verdifull kunnskap om (i det minste de kortsiktige) effektene fra operasjonelle utslipp de siste årene.

Det Norske Veritas (DNV 2006) har oppsummert hovedtrekkene fra de mange overvåkningene på en god og oversiktlig måte. For å oppsummere oppsummeringen til DNV er det først greit å skille mellom effekt- og tilstandsovervåkning. Ved effektovervåkning setter man gjerne blåskjell og torsk ut i bur i nærheten av utslippet samtidig som man har referansestasjoner. Man sammenligner til slutt resultatene man finner. Ved tilstandsovervåkning derimot fanger man typisk inn organismer som lever fritt rundt utslippet og sammenligner med organismer som er fanget inn i områder frie for utslipp.

Resultatene fra de fleste tilstandsovervåkninger viser at fisk fanget i nærheten av produksjonsfelt kan vise tegn på å være utsatt for blant annet produsert vann, altså har hatt et visst opptak av stoffer som finnes i produsert vann noe som betyr at stoffene er biologisk tilgjengelige for en del organismer. Derimot er nivåene i hovedsak så marginale at effektene er små til ingen (DNV 2006: 8).

Ved effektovervåkninger ser man at fisk og skjell plassert nær utslippspunkt har noe høyere verdier av miljøgifter som stammer fra produsert vann. Men allerede ved 500-1000 meter ut fra utslippspunkt(ene) er det produserte vannet så fortynnet ut at man ikke klarer å finne tydelige effekter på faunaen. Bunnfauna eller dyr som beiter på bunnen har derimot vist tegn på nedsatt helsetilstand opptil 500 meter fra utslippspunkt. Det er med andre ord i all hovedsak kun organismer som lever i umiddelbar nærhet som er noe påvirket av regulære utslipp til sjø.

Utslipp av borekaks med vedheng av vannbaserte borevæsker har så langt vist seg å ha svært små toksiske effekter på havorganismene og er dermed stort sett tillatt sluppet ut i Nordsjøen/Norskehavet men ikke i nordområdene ettersom det bryter med prinsippet om null fysiske utslipp. Utslippet borekaks har derimot visse påvirkninger på bunnsamfunnet ettersom det fører til fysisk nedslamming av havbunnen og de

organismene som befinner seg der (SINTEF 2008a: 46). Men "erfaringer fra overvåkingsundersøkelser i etterkant av boringer viser imidlertid at nedslammede områder raskt rekoloniseres etter avsluttet boring" (OD et al. 2008: 36). Samtidig presiseres det at koraller og svamper er sensitive for slik nedslamming og at utslipp av borekaks i områder med slike korallrev/svampesamfunn bør unngås. Men totalt sett er "mindre enn 0,1 % av sokkelens areal [er] kontaminert og områdene med påvirket bunnfauna er enda mindre." (Klif 2010b: 39)

Men DNV konkluderer med at det er "ikke avslørt forhøyede nivåer av forurensing grunnet produsert vann, og det har generelt ikke vært mulig å identifisere noen negative miljøeffekter som følge av utslipp av produsert vann" (DNV 2006: 8), og "at fisk generelt ikke er påvirket av forurensing fra petroleumsvirksomheten" (DNV 2006: 11). Dette synet er støttet av rapporten om "Konsekvenser av regulære utslipp til sjø" (SINTEF 2008a: 44-50) og "SFTs ekspertgruppe som konkluderer i sin evaluering av vannsøyleovervåkingen frem til og med 2006 at "Utslipp av produsert vann ikke har gitt effekter på fisk, heller ikke akkumulering"" (OD et al 2008: 19).

5.2. Observasjoner og erfaringer fra Ekofisk spesielt⁸

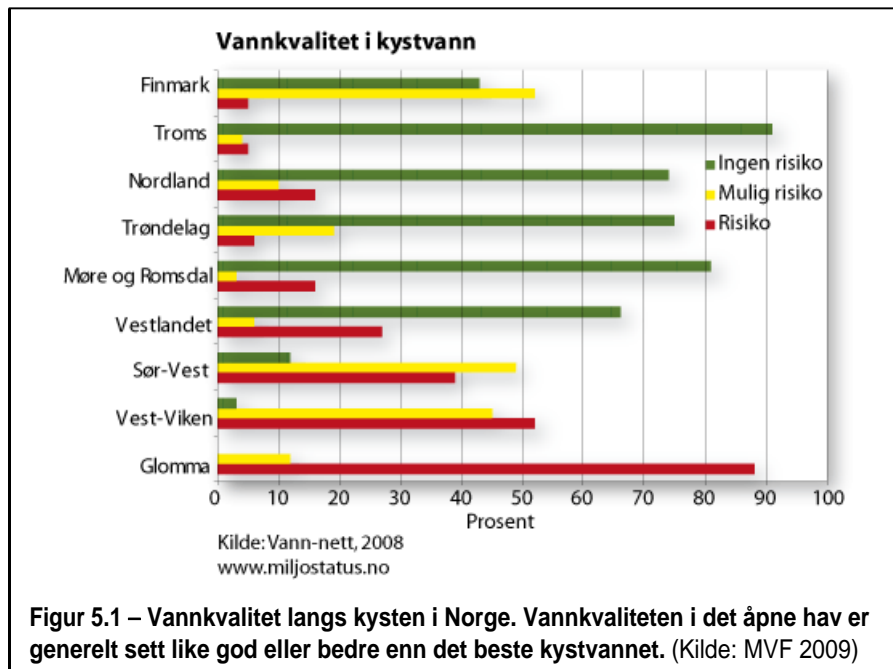
Ekofisk-området er trolig det mest miljøovervåkede området på norsk sokkel ettersom de årlige effektovervåkingene i både 2006, 2008 og 2009 ble lagt til Ekofisk. Dette har gitt god kunnskap om effektene av nullutslippsmålet for Ekofisk-området ettersom man har kunnet sammenligne miljøeffektene både før og etter installasjonen av CTour-anlegget.

Effektovervåkingen av vannsøylen for alle disse årene har vært å plassere ut to bur med torsk og blåskjell i 200-250 meter fra utslippspunktene i tillegg til fire bur med kun

⁸ Med mindre annet er oppgitt er all kildehenvisning i dette avsnittet personlig kommunikasjon med Lura, Harald, Staff Environment Engineer, ConocoPhillips.

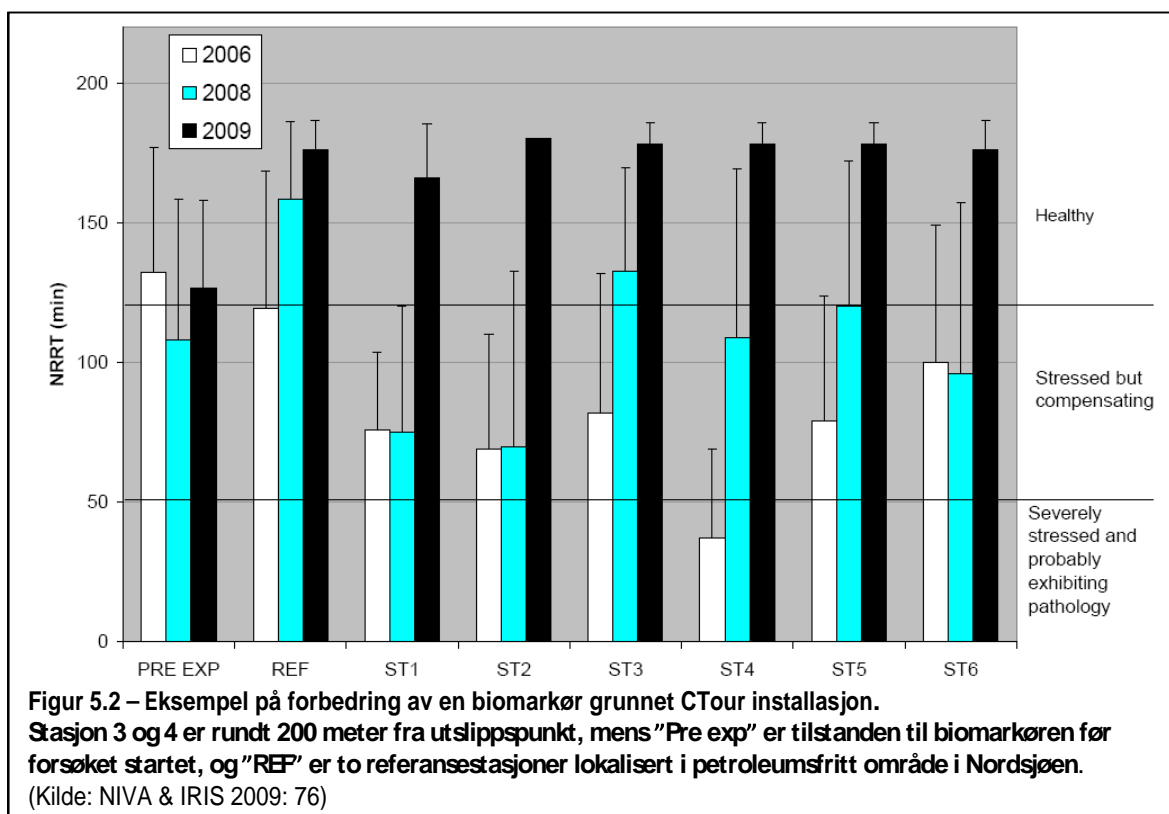
blåskjell noen få kilometer unna. Eksponeringstiden var på 6 uker, hvorpå man sammenlignet bioakkumulasjon og gitte biomarkører før og etter eksponering.

Resultatene for blant annet PAH kan fungere som en god illustrasjon. Her fant man at mengden PAH i blåskjell økte forholdsvis betydelig, men at verdiene ble lavere for hvert av årene grunnet C-Tour. Men verdiene var likevel aldri så høye at det kunne gi noen skade på organismene (Lura, H., pers. komm.). Det viste seg faktisk at PAH-verdiene i blåskjellene eksponert for det produserte vannet befant seg i nedre del av spekteret for observerte verdier av PAH fra blåskjell fra kysten av de nordiske land. (NIVA & IRIS 2009: 53-54 og 69-70). Rapporten konkluderer ut fra dette at nåværende nivå av PAH-forbindelser fra det produserte vannet fra Ekofisk representerer en begrenset miljørisiko.



Totalt fant man signifikante negative responser for 2 av 10 undersøkte biomarkører (en hos torsk og en hos blåskjell) (NIVA & IRIS 2009: 78), mens man for noen andre markører faktisk oppdaget en forbedret tilstand enn før eksponeringen av produsert vann. Dette er selvsagt en noe overraskende observasjon, men kan best forklares med

at torsken ble tatt fra de noe forurensede fjordene i Trøndelag. Forurensingen i disse fjordene er likevel ganske lav, og vannkvaliteten her er en del bedre enn kystvannet man har lenger sør i landet, slik som vises av figur 5.1. Dette betyr med andre ord at torsken ble hentet fra et område hvor den før eksponering mest sannsynlig var plassert i en fjord hvor vannkvalitet utgjorde ingen risiko for dyre- og plantelivet. På tross av dette viste noen biomarkører hos torsken forbedring selv om den var plassert kun 200 meter fra utslippskilden av produsert vann.



Ellers observerte man generelt sett forbedrede levevilkår for hvert år som gikk selv om mengde produsert vann økte med 32 % fra 2006 til 2009 (NIVA & IRIS 2009: 72). Dette viser med tydelighet de positive effektene CTour har gitt for vannet i nærheten av Ekofisk. Figur 5.2 fungerer som et eksempel på dette ved at den viser bedringen av såkalt "lysosomal membran stabilitet" i blåskjell.

Det må imidlertid presiseres at denne effektovervåkingen er mangelfull på det området at det kun er overvåket to arter, mens det i virkeligheten lever tusenvis av arter i nærheten av slike installasjoner. Disse kan selvsagt reagere veldig forskjellig på de miljøfarlige stoffene, og kunne i prinsippet endret resultatene og konklusjonene til rapporten. Men alt i alt ble blåskjell og torsk valgt ettersom de regnes som generelle markører som responderer rimelig lett på forskjellige miljøgifter.

Samlet sett vurderer NIVA & IRIS (2009: 79) den nåværende miljørisikoen, fra produsert vann fra Ekofisk på dyr som lever i vannsøylen i nærheten av plattformen, som lav.

6. Alternativ anvendelse av miljøinvesteringene

Nå har vi grovt sett vært gjennom hvilke miljøfarlige stoffer som slippes ut ved utvinning av olje og gass i Norge og i hvilke mengder dette har blitt sluppet ut. Deretter har vi rimelig grundig vært gjennom hvilke metoder man har for å møte disse utfordringene, og hva det koster både finansielt og i tilhørende luftutslipp. Vi har også gjort anslag på hvor stor miljørisiko og skade disse utslippene til sjø har utgjort/utgjør for havmiljøet.

Vi har derimot i svært liten grad sammenlignet utslippene fra petroleumsindustrien med de totale nasjonale utslippene eller utslipp fra andre spesifikke sektorer som har et betydelig bidrag til den totale miljørisikoen. En slik sammenligning vil bidra til å sette petroleumsvirksomheten og nullutslippsmålet i et mer helhetlig miljøperspektiv. En sentral forutsetning som bør være veiledende for enhver regulativ enhet er at man bør styre etter prinsippet om å redusere utslippene der det koster minst.

Samfunnsøkonomisk sett bør man altså veie nullutslippstiltakene i petroleumsindustrien med alternative tiltak i andre sektorer som kan redusere miljøbelastningen.

Prinsippet om kostnadseffektivitet (i mangel på nok data for å kunne utføre nyttekostnads analyser) ser stort sett ut til å være retningslinjene man følger ved vurdering av rense-/ utslippsreducerende tiltak innen petroleumsindustrien (jf eksempelvis fokuset på kostnadseffektivitet i OD et al. 2008). Men spørsmålet er om det følges samme prinsipp i like stor grad ved regulering av de nasjonale utslippene, altså gjøres det muligens en forskjell på reguleringen av de forskjellige sektorene?

Å svare på dette kan fort ende i en del syensing og farges av egen oppfatning eller ståsted, og det kan dermed være utfordrende å frembringe troverdige svar på dette. Men hvis man derimot sammenligner de reelle utslippstallene fra de forskjellige sektorene relativt til hverandre kan vi komme nærmere et faktabasert svar.

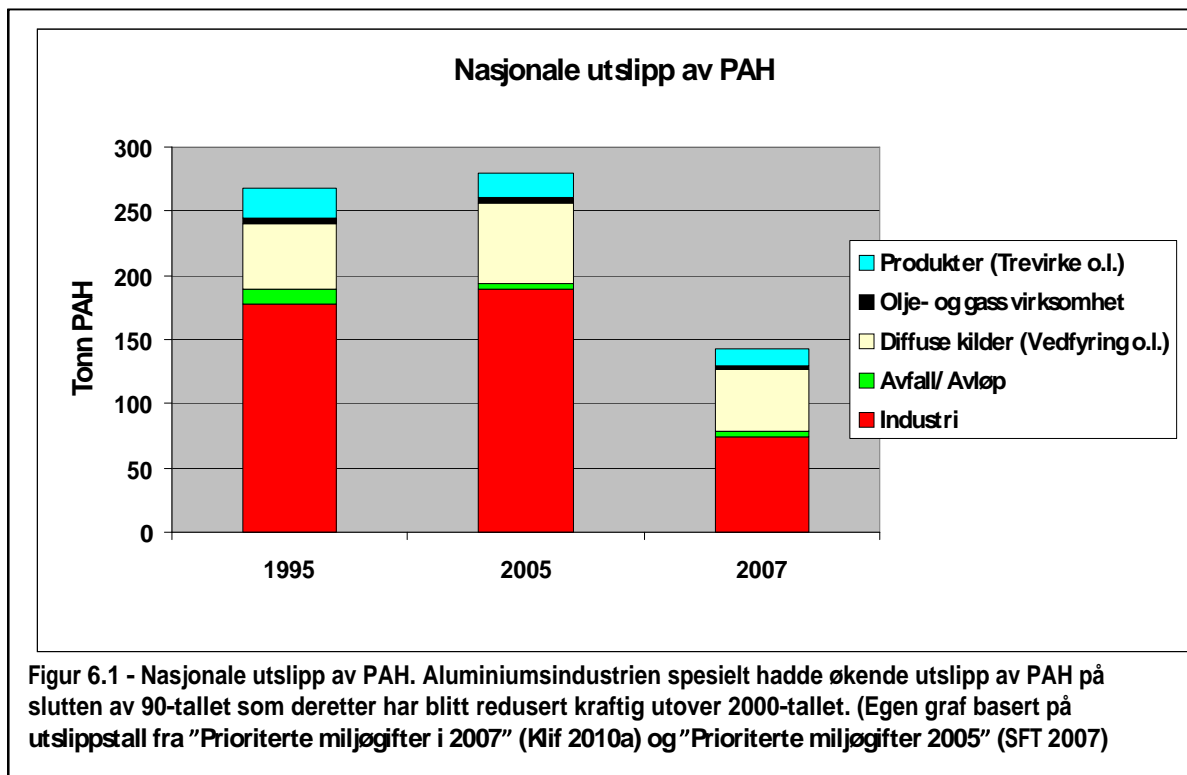
6.1. Petroleumssektorens andel av nasjonale utslipp

Petroleumsvirksomheten i Norge vet vi står for store utslipp til luft. CO₂-utslippene utgjør hele 27 % av Norges klimagassutslipp mens NO_x utslippene er på 24 % av nasjonale utslipp NO_x-utslipp. Men samtidig står denne virksomhetens for en fjerdedel av den totale verdiskapningen i Norge (Skancke 2009), noe som kan tilsi at utslippene står i noenlunde stil med verdiskapningen. Men finner man tilsvarende forhold mellom verdiskapning og petroleumsnæringens andel av miljøfarlige utslipp til sjø? Det skal vi se nærmere på nå.

6.1.1. Prioriterte miljøfarlige stoffer

En av de beste måtene å illustrere petroleumsvirksomhetens andel av miljøfarlige utslipp kan gjøres ved å sammenligne utslippene av stoffene som står på myndighetenes såkalte prioritetsliste. Denne listen består av rundt 30 miljøfarlige stoffgrupper som er ansett som en nasjonal prioritet å stanse eller redusere utslippene av vesentlig. Prioritetslisten ble første gang presentert i samme stortingsmelding som nullutslippsmålet ble introdusert (st.meld. nr. 58 (1996-97)). Av stoffene på prioritetslisten bidrar petroleumsvirksomheten til utslipp av totalt åtte av disse. Ifølge Klif (2010b: 19) er det "særlig fokus på PAH og alkylfenolene oktyl- (C8) og nonylfenol (C9)" for petroleumsindustrien, mens de resterende seks stoffene er diverse tungmetaller.

PAH (polyaromatiske hydrokarboner) er en stoffgruppe som omfatter mange forskjellige forbindelser. 16 av de mest giftige, arvestoffskadelige og/eller kreftfremkallende av disse PAH'ene kalles EPA-PAH (se også fotnote 3 i seksjon 3.3.2). Oktyl- og nonylfenoler er bioakkumulerende, tungt nedbrytbare og meget giftig for vannlevende organismer (Klif 2008).

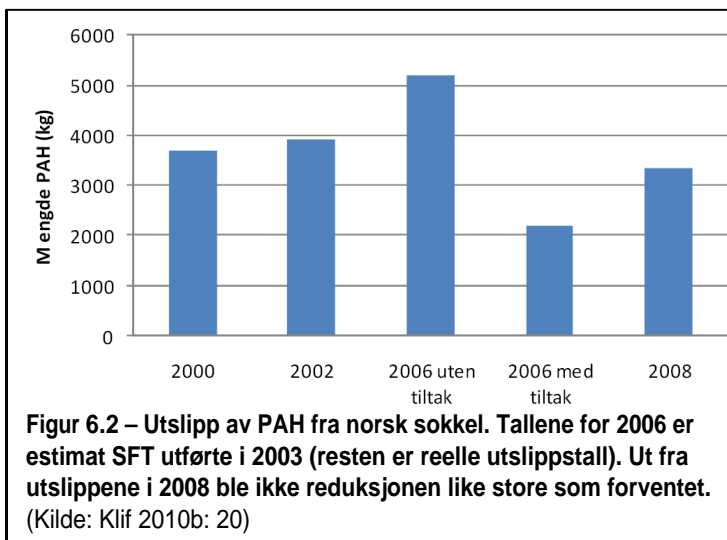


Vi kan begynne med å sammenligne utslipp av polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Fra tabell 3.1 ser vi at Ekofisk hadde 7,6 % av totalt PAH-utslipp fra petroleumsvirksomheten i 2008. Antatt reelt EIF-bidrag fra PAH'er fra Ekofisk er på 137 (se tabell 4.3). Samtidig opplyser Klif (2010b: 6) at Ekofisk bidrar med 11 % av total EIF fra produsert vann (EIF_{PW}). Videre fra tabell 4.3 ser vi at antatt EIF_{PW} er på 266 eksklusive tungmetaller og kjemikalier, hvis vi inkluderer tungmetaller vil en rimelig antakelse være at EIF_{PW} fra Ekofisk blir rundt 300. Total EIF_{PW} fra norsk sokkel beregnes da til $(300 * (100/11)) \approx 2700$, mens resterende EIF på ca 2000 stammer trolig i hovedsak fra kjemaliebruk/-utslipp. Ekofisk sitt PAH-utslipp utgjør dermed i dag rundt $(137/2700) 5\%$ av total EIF_{PW}, eller nesten $(137/4700) 3\%$ av total EIF. PAH-utslipp fra norsk sokkel utgjør da hele 2/3 av EIF_{PW} eller nesten 2/5 av total EIF⁹, og utgjør dermed den største miljørisikoen til sjø fra norsk sokkel, selv om beregningene må anses som noe grove ettersom de er utført på bakgrunn av en del antakelser og tilnærminger.

⁹ PAH's andel av EIF fra produsert vann (EIF_{PW}) på norsk sokkel = $(137/2700) * (100/7,6) = 66,8\% \approx 2/3$
 PAH's andel av total EIF (EIF) på norsk sokkel = $(137/4700) * (100/7,6) = 38,4\% \approx 2/5$

Man ville dermed kanskje tro at næringen stod for en stor andel av totale norske PAH-utslipp. Derimot ser vi fra figur 6.1 og tabell 6.1 at petroleumsvirksomheten kun har stått for rundt 2 % av PAH-utslippene de siste årene. Figur 6.1 viser at denne andelen faktisk var rimelig lik også i 1995, altså før nullutslippsmålet ble introdusert. Uten nullutslippstiltak er det en rimelig antakelse at utslipp av PAH fra petroleumsnæringen ville vært opp imot det dobbelte (se figur 6.2), men dette ville fremdeles utgjort en andel av norske PAH-utslipp på under 5 % (jf tabell 6.1).

Hovedkilden til PAH-utslipp i Norge har nemlig vært fra aluminiumsproduksjon basert på eldre teknologi, men modernisering av aluminiumsindustrien de siste årene har redusert PAH-utslippene betydelig og man anslår at totalt PAH-utslipp i Norge var kommet ned i 144



tonn i 2007 (Klif 2010a). Søderberganlegget på Karmøy (som har vært ett av flere aluminiumsverk til Hydro Aluminium Karmøy) har uten tvil vært det utslippspunktet med desidert høyest PAH-utslipp. Ifølge Klif (2009d) har Hydro Aluminium Karmøy sluppet ut mellom 48 og 84 tonn PAH hvert år de siste 10 årene. Dette alene er 10 til 30 ganger høyere enn hva de årlige utslippene fra petroleumsvirksomheten har vært. Dette har ifølge Steinar Berntsen (CoP) vært "all-time-high" i miljøskadelige utslipp til sjøen, og det er blant annet blitt funnet en del fisk med gjelleskader grunnet de høye PAH-verdiene ved kysten av Karmøy. Søderberganlegget ble derimot endelig stengt ned i mars 2009, og PAH-utslippene fra Hydro Aluminium Karmøy har trolig gått drastisk ned etter nedstengningen.

Disse enorme PAH-utslippene fra aluminiumsverk og den sene nedstengningen av slike anlegg basert på over 90 år gammel teknologi kan illustrere en mulig forskjellsbehandling av henholdsvis konkurranseutsatt landbasert industri og petroleumsvirksomheten. Det vil i så fall bety at man ikke har redusert utslippene av PAH der hvor det har vært miljø-/samfunnsøkonomisk optimalt. Ifølge Klif (2010a: 91) er PAH-utslippene betydelig redusert de siste årene hovedsakelig på grunn av modernisering i aluminiumsindustrien, mens fokuset for ytterligere reduksjon fremover er at "rentbrennende vedovner blir installert i husholdninger samt at riktig fyringsmåte brukes". Dette fordi "det diffuse utslippet av PAH (fra boligoppvarming med biobrensel og vedfyring, trafikk) vil trolig være den største utslippskilden i 2010" (Klif 2010a: 5). Det er også verdt å legge merke til at "når det gjelder de PAH-forbindelsene som slippes ut fra offshoresektoren er disse petrogene og ikke pyrogene (fra forbrenningsprosesser), og de er ikke like miljøfarlige" (OD et al 2008: 17). Altså er miljørisikobidraget fra PAH fra petroleumsvirksomheten enda del lavere enn hva vektandelen på 2,3 % skulle tilsi.

	Totale norske utslipp (tonn)	Norsk sokkel		
		Utslipp med produsert vann (tonn)	Utslipp med vektstoffer (tonn)	Prosentvis andel av norske utslipp
PAH (eks naftalen)	144	3,3	-	2,3
Oktyl- og nonylfenol	2	0,05	-	2,5
Arsen	28	0,6	0,18	2,8
Bly	199	0,39	1,5	0,9
Kadmium	1,5	0,04	0,012	3,5
Kobber	1250*	0,1	2,2	0,2
Krom	40	0,2	0,55	1,9
Kvikksølv	0,9*	0,011	0,005	1,8

**Tall fra 2006*

Tabell 6.1 – Utslipp av stoffer på prioritetslisten fra norsk sokkel i 2008 og nasjonale utslipp i 2007
(Kilde: Klif 2010b: 22)

Men selv om PAH har vært den forurensningen som har knyttet størst miljørisiko ved seg fra petroleumsvirksomhetens utslipp de senere årene er det som vi vet en god del andre stoffer som også utgjør en betydelig miljørisiko. Oktyl- og nonylfenoler ble nevnt som en stoffgruppe med stort fokus på. Men igjen ser vi fra tabell 6.1 at andelen utslipp

fra petroleumsvirksomheten kun er på 2,5 %. Andelen før nullutslippsmålet (1995) var faktisk på kun 1,2 % av nasjonalt utslipp, men utslippene av disse fenolene som i hovedsak kommer fra kommunale avløp har blitt betydelig redusert siden 1995 noe som gjør at andelen fra petroleumsvirksomheten er doblet, selv om utslippet fra petroleumsvirksomheten har blitt redusert fra 0,3 tonn til 0,05 tonn i samme periode (Klif 2010a: 73)

Ellers ser vi fra tabell 6.1 at utslipp av prioriterte tungmetaller fra produsert vann og vektstoffer (som brukes ved boring) utgjør maksimalt 3,5 % av nasjonale utslipp, mens EIF bidraget til disse tungmetallene er betydelig lavere enn PAH sitt bidrag. Klif (2010b: 38) illustrerer det på følgende måte "Tungmetaller i produsert vann foreligger i relativt lave konsentrasjoner som ikke er vesentlig høyere enn de som finnes i naturlig sjøvann." Det er her altså verdt å merke seg at utslipp av produsert vann i all hovedsak er av naturlig forekommende stoffer som i mange av tilfellene ikke er så mange ganger høyere enn bakgrunnsnivåene av stoffene i havet.

I tillegg til at utslipp av stoffer fra prioritetslisten er generelt sett veldig små for petroleumsvirksomheten, er det også viktig å faktisk se hvor utslippskildene befinner seg. Optimalt utslippspunkt sett fra en totalvurdering for å minimere effektene av utslipp vil i de aller fleste tilfeller være langt til havs, altså hvor utslippspunktene for petroleumsvirksomheten befinner seg. Verste utslippspunkt vil være ferskvann, fjorder med lav vannutskiftning eller landområder (hvor utslippene til slutt ender i sjø/innsjø eller blir tatt opp av landorganismer). Vi ser av figur 5.1 at kystvannet i Norge er forurenset i varierende grad men at det åpne havet stort sett er av god miljømessig kvalitet. Dette kan også illustreres av tabell 6.2, hvor vi ser PAH-nivåene i blåskjell varierer kraftig etter hvor de befinner seg. Derimot er dataene fra 90-tallet og er ikke nødvendigvis representative i dag. Men utslipp i kystnære områder har uansett i de fleste tilfeller større negative effekter knyttet til seg enn utslipp i det åpne hav.

Location of mussels	Total PAH (ng/g wet weight)
North Sea (< 500 m from platform)	400-1150
North Sea (< 10 km from platform)	20
North Sea (background areas)	8
Norwegian coast (background)	47
Norwegian contaminated fjords	100-4300

Tabell 6.2 – PAH-konsentrasjon i blåskjell ved forskjellige lokasjoner.
(Kilde: Frost et al. (1998) gjengitt av Ekins et al. (2005a: 23).

6.1.2. Oljeutslipp

I tillegg til stoffene på prioritetslisten vet vi at det er betydelige utslipp av olje fra produsert vann, som bidrar til miljørisiko. Hele 80-90 % av oljeutslippet fra petroleumsvirksomheten stammer normalt sett fra produsert vann (figur 2.6). Men hvor stor andel av oljeutslippet utgjør dette i nasjonal målestokk? Cordah (2001) (gjengitt av Ekins et al 2005a) har forsøkt å estimere dette for oljeutslipp til Nordsjøen (hele Nordsjøen, ikke kun Norges andel). Vi ser fra tabell 6.3 at det rundt årtusenskiftet ble sluppet ut omtrent 9000 tonn olje fra produsert vann, men at dette kun utgjorde 10 % av all olje som entret Nordsjøen. Så mye som halvparten stammet trolig fra elver eller avrenninger fra land. Til og med atmosfæriske avsetninger er antatt å bidra mer enn operasjonelle oljeutslipp fra all petroleumsvirksomhet i Nordsjøen.

Source	Low	Mid	High	% of total (Mid)
Natural seeps		1		1%
Rivers/land run-off	16	46	76	50%
Costal sewage/sewage sludge	1	6	10	6%
Dumped industrial waste	1	2	2	2%
Dredged spoils	2	6	10	7%
Oil terminals/refineries		1.0		1%
Reported spills		1.0		1%
Operational ship discharges	1	3	5	3%
Accidental and illegal discharges		7		8%
Atmospheric deposition	7	11	15	12%
Produced water		9.0		10%
Total North Sea	47	92	137	100%
UK Produced water (1999)		5.6		6%
UK Produced water (post 2006)		4.9		5%

Tabell 6.3 – Kilder til oljetilførsel til Nordsjøen (i kilotonn per år). Norsk sokkels totale oljeutslipp fra produsert vann var i år 2000 på 2,5 kt (Klif 2010b: 18) altså maksimalt 2,7 % av totalt oljeutslipp til Nordsjøen. (I 2008 var utslippet under 1,6 kt, jf kapittel 3.1.)
(Kilde: Cordah (2001), gjengitt av Ekins et al. (2005a: 9)

Men alle anslag med usikkerhetsintervall må sees som de grove anslagene de er, og i stortingsmelding nr 26 (2006-2007) bekreftes usikkerheten gjennom utsagnet om at "utslipp av olje fra andre landbaserte kilder og driftsutslipp fra skipsfarten er tallgrunnlaget mangelfullt" (MD 2007: 112).

6.2. Kunne andre sektorer redusert utslipp mer kostnadseffektivt / til en høyere kost-nytte?

Dette er et spørsmål som er svært vanskelig å svare på. For det første kan sammenligning av forskjellige miljøfarlige utslipp ofte betegnes som å sammenligne epler og appelsiner, da effektene av ulike typer utslipp kan være svært forskjellige samtidig som resipientene også ofte vil være forskjellige. Det som er minst vanskelig å sammenligne er utslipp av samme type stoffer slik det ble gjort i kapittel 6.1. Men utover det kreves betydelig mengder kunnskap om biologi og kjemi. EIF har i så måte forenklet og generalisert sammenligninger av forskjellige typer miljøfarlige stoffer, og har vist seg å være et verdifullt styringsverktøy for kostnadseffektivitet av miljøforbedringer innen petroleumsnæringen.

Det store problemet derimot er at ingen andre sektorer benytter EIF (eller andre konkrete metoder) som mål på miljørisiko. Det blir dermed en uoverkommelig oppgave for meg uten kompetanse på økologi/kjemi å konkret sammenligne miljørisikoen fra petroleumsvirksomheten med utslipp fra skipstrafikk, landbasert industri, landbruk, fiskeri/oppdrett og kommunale avløp/avfallshåndtering.

Derimot kan vi gjøre oss et tankeeksperiment om miljøøkonomisk optimalisering av reduksjon av eksempelvis PAH-utslipp i Norge. La oss først anta for enkelhetens skyld at det kanskje er brukt rundt regnet 9 milliarder i tiltak for å møte nullutslippsmålet for produsert vann (i 2006 var det brukt 5,2 mrd på rene nullutslippstiltak (se seksjon 2.3.4), men dette var før eksempelvis CTouren til 1,4 mrd på Ekofisk). Som vi husker fra seksjon

6.1.1 utgjør PAH-utslipp nesten 2/3 av miljørisikoen fra produsert vann (kjemikalier og lignende er med andre ord utelatt), altså et EIF-bidrag på ca 1800. Figur 2.11 antyder eksponentielle marginalkostnader ved reduksjon av miljørisiko, men la oss i stedet for regnestykkets skyld forutsetter lineære kostnader, altså at 1 % reduksjon i EIF representerer 1 % av kostnadene. Hvis man i tillegg har redusert etter prinsippet om optimal kostnadseffektivitet med hensyn på størst mulig EIF-reduksjon kan det bety at man isolert sett kan kostnadsføre 2/3 av de totale investeringene til reduksjon av PAH utslipp. Dette fordi PAH står for nesten 2/3 av miljørisikoen fra produsert vann. Enkelt sagt kan man altså si at det har kostet 6 milliarder kroner å halvere forventet utslipp av PAH. Dette betyr med andre ord at halveringen av forventet PAH-utslipp har gjort at EIF_{PW} uten PAH-reduksjon ville vært på $(2700+1800) 4500$ i stedet for 2700. Man kan da si at man har oppnådd en EIF-reduksjon på 40 % til en kostnad av 6 mrd kroner. Dette tilsvarer i størrelsesorden et unngått årlig PAH-utslipp på kanskje 3-4 tonn.

Til sammenligning ser vi at industrien reduserte sitt PAH-utslipp fra 190 tonn i 2005 til 74 tonn i 2007, en reduksjon på hele 116 tonn på kun 2 år. Denne reduksjonen er omtrent 35 ganger høyere enn hva petroleumsvirksomheten har hatt i forhold til "business as usual" (BAU). Om vi hadde sett tilsvarende reduksjoner for disse to sektorene i et tenkt samfunnsøkonomisk optimaliserende kvotemarked for PAH-utslipp ville kostnaden ved å redusere disse utslippene for aluminiumsindustrien vært 35 ganger høyere enn for petroleumsindustrien ettersom PAH-reduksjonene er 35 ganger høyere. Dette gir en teoretisk total kostnad på utrolige 210 milliarder kroner for aluminiumsindustrien, eller en 1/4 av et norsk statsbudsjett! Samme hvordan man vrir og vender på det er dette trolig godt over hundre ganger høyere enn de virkelige rensekostnadene aluminiumsindustrien har hatt. Hvis forutsetningene og forenklingene som er gjort er noenlunde rimelige viser dette at PAH-utslippene på langt nær ikke har blitt redusert på en samfunnsøkonomisk optimal måte (slik et tenkt kvotemarked i prinsippet skal sørge for). Man kan dermed også konkludere med at myndighetene har forskjellsbehandlet disse sektorene på dette området.

Uten at jeg skal spekulere for mye i hvorfor, kan nok noe av grunnen til dette være at petroleumsindustrien har vært en næring som har hatt gode økonomiske marginer og ikke hatt behov for subsidier eller redningspakker for å klare seg. Derimot har den mer konkurranseutsatte landbaserte industrien delvis blitt bygd ned de senere tiår, og har hatt behov for gunstige vilkår for å holde seg i landet. Et typisk eksempel på det er at den kraftkrevende metallindustrien har nytt svært godt av strømvtaler til langt under markedspris, som uten tvil er en subsidie. I slikt henseende kunne strenge miljøkrav med korte tidsfrister ført til massiv nedbygging av metallindustrien. Tar man dette med i beregningen kan utfallet av den helhetlige samfunnsøkonomien endre seg, selv om slakkere krav til landbasert industri isolert sett ikke er miljøøkonomisk optimalt.

Derimot kan ikke samme argument benyttes for PAH-utslipp fra diffuse kilder (hovedsakelig vedfyring) som i dag er blitt den største utslippskilden. Det har i de senere årene blitt gjennomført enkelte subsidieordninger for å gi befolkningen incentiver til å bytte til rentbrennende ovner. Men ettersom det langt ifra er blitt brukt milliarderbeløp på dette samtidig som vedfyring har blitt den største PAH-kilden kan det ikke påstås at tiltakene har vært særlig omfattende, spesielt hvis man sammenligner med petroleumsindustrien. Slik sett kunne PAH-utslippene mest sannsynlig blitt redusert mye mer kostnadseffektivt ved å ha større tiltak rettet mot diffuse kilder enn tiltak i petroleumsindustrien.

Tilsvarende resonnementer ville etter alt å dømme gitt mye av de samme resultatene for reduksjoner av oktyl- og nonylfenoler, oljeutslipp og en god del flere av de miljøfarlige stoffene som slippes ut til sjø gjennom produsert vann.

Totalt er det rundt 3500 stoffer som er klassifisert som helse- eller miljøskadelige (Klif 2010d) og som nevnt er 30 av disse stoffene/stoffgruppene på prioritetslisten. Men hva med de resterende stoffene som ikke er blitt prioritert men som like fullt kan være

nesten like miljøfarlige? Disse kunne det vært verdifullt å sammenligne utslipp av, men tilgangen på slikt tallmateriale har vist seg vanskelig å frembringe. Blant annet opereres det kun aktivt med fargeklassifisering (svart, rød, gul, grønn) av kjemikalier innen petroleumsindustrien, noe som gjør en sammenligning av utslipp av kjemikalier i petroleumsindustrien med utslipp fra andre industrier/sektorer svært tidkrevende/vanskelig.

6.3. Miljøparadoks

Miljøparadokset, altså avveiningene mellom utslipp til luft og utslipp til vann er viktige momenter ved vurdering av utslippsreducerende tiltak i petroleumsindustrien. Det ble gitt en rimelig grundig innføring i problematikken i store deler av kapittel 4. Jeg har derimot ikke funnet eksempler på andre sektorer enn petroleumssektoren hvor luftutslippene er noe i nærheten av de luftutslipp per enhet miljøgift renses som i petroleumssektoren. Dette betyr med andre ord at miljøparadokset i hovedsak er et problem ved rensesiltak innen petroleumsindustrien, mens andre sektorer som oftest ikke opplever avveiningen mellom utslipp til vann/luft som en like stor parameter å ta hensyn til ved vurdering av utslippsreducerende tiltak.

Men denne problematikken har i de senere år vist seg å være nøkkelmomenter for petroleumsindustrien, synliggjort spesielt gjennom Klif (2010b) og OD et al. (2008) sine anbefalinger om veien videre mot nullutslippsmålet. Som vi så fra seksjon 4.3.1 og 4.5 medfører både injeksjon, reinjeksjon og avanserte rensesiltak store utslipp til luft. De analyserte alternativene (full implementering av C-Tour eller full PWI/PWRI) ville gitt en økning av Norges årlige CO₂ utslipp på godt over 1 % de neste årene. Slike ytterligere utslippsøkninger gjør seg ikke godt i en tid hvor fokuset på utslippsreduksjoner av klimagasser står sentralt. Samtidig forventes generelle økninger av klimagasser fra petroleumssektoren de neste årene, noe som kan gjøre en ytterligere økning utover dette politisk vanskelig. Blant annet vet vi at utslippsreduksjoner i denne sektoren er

generelt sett dyrere enn ellers i samfunnet. Dette fordi de lavt hengende fruktene (tiltakskost lavere enn 300 kr/tCO₂) allerede er tatt ettersom petroleumssektoren har stått ovenfor CO₂-avgifter helt siden 1991. Slik sett kan man også her argumentere for at man ikke har redusert klimagassutslipp der hvor det er miljøøkonomisk optimalt. Marginalkostnadene er med andre ord høyere innen petroleumssektoren enn i andre sektorer, men det vil være et tema for en annen utredning enn denne.

I tillegg til at CO₂ som klimagass bidrar til et varmere klima (og dermed et varmere hav), har den også en forsurende effekt på havet når karbondioksidet løses i vann (om lag 1/3 av all CO₂ som er sluppet ut de siste 200 årene er absorbert av havet). En vanlig antakelse er at det i år 2100 vil havet rundt Norge ha en pH på 0,3 lavere enn man har i dag, noe som blant annet kan føre til ødeleggelse av en del koraller (MVF 2010). Men selv om utslippene, som følge av nullutslippsmålet, gir betydelig økning av luftutslippet i norsk målestokk, utgjør dette likevel en dråpe i havet (årlig rundt 0,002 % av verdens CO₂-utslipp¹⁰) ved full implementering av de analyserte alternativene og er ikke en konsekvens som er utdypet i denne utredningen.

6.4. Andre områder til sammenligning

I seksjon 5.1 nevnes fysisk nedslamming av korallrev og svampesamfunn som en mulig negativ effekt ved utslipp av borekaks, og det kan følgelig settes strenge krav til å ikke slippe ut borekaks i slike områder. Men tar vi for oss fiskerisektoren får vi et noe annet perspektiv på saken. Her har nemlig fiskernes bunntråling ført til skader på mellom 30 og 50 % av korallene langs Norskekysten (SINTEF 2008a: 46). Bunntrålingen har vært (og er muligens fortsatt) så omfattende at noen områder i Nordsjøen har blitt bunntrålt mer enn 400 ganger i året (OSPAR 2000: 112). Det er per i dag kun åtte korallrev som er beskyttet mot bunntråling i Norge (FKD 2009), mens så å si alle er rimelig godt beskyttet

¹⁰ CTour med full faklingsproblematikk: (Globalt Co₂:)(<http://www.eia.doe.gov/oiaf/ieo/emissions.html>) (0,744 mill tCO₂ i 2015) / (33 000 mill tCO₂ globalt utslipp i 2015) = 0,0023 %
Eller OD et al. (2008) sitt estimat for full implementering av PWRI/PWI på 0,51 mill tCO₂ i 2015 = 0,0017 %

mot petroleumsvirksomhet. Vi ser, på tross av at det finnes flere teknikker og metoder for å fiske på en mer bærekraftig måte, at det foregår betydelige mengder bunntåling selv om kostnaden ved annen måte å fiske på må antas å være relativt lav. Selv om jeg ikke har satt meg inn i kostnaden ved forskjellige måter å fiske på vil disse etter hva jeg kan se uansett være mye lavere enn petroleumsindustriens kostnader ved å reinjisere eller ilandføre borekaks i områder hvor eksistensen av korallrev har gjort at utslipp av alle typer borekaks forbudt. Dette på tross av at fysisk nedslamming av korallrev fra borekaks er mye mindre skadelig for korallrev enn den ørkendannelsen bunntålingen fører med seg.

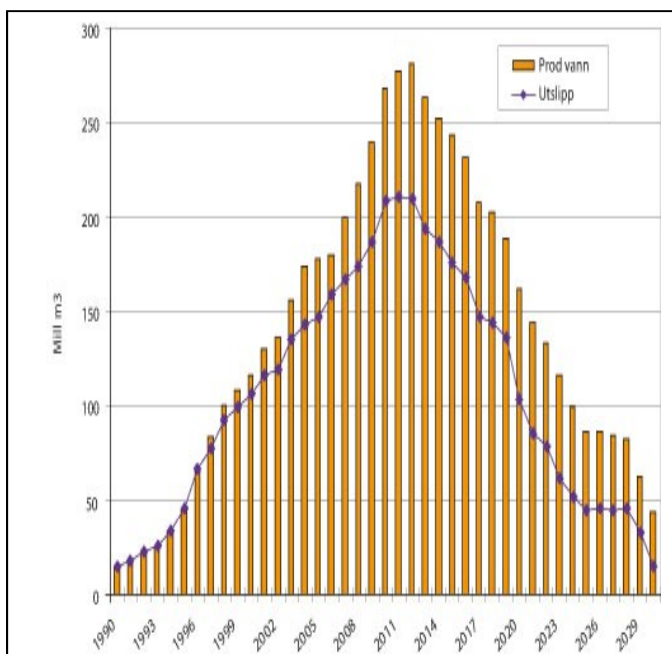
Dette viser med tydelighet en forskjellsbehandling mellom fiskeri og petroleumsvirksomhet fra myndighetenes side, uten at vi skal gå nærmere inn på hvorfor det kan være slik.

En sammenligning av utslipp fra landbruk, fiskeoppdrett, diverse produkter, shipping og annen industri kunne også vært gjort her. Men tilgjengeligheten på tallmateriale, disponibel tid og den begrensede økte nytteverdien for oppgaven har gjort at slike sammenligninger ikke har blitt utført.

7. Diskusjon og meninger rundt nullutslippsmålet

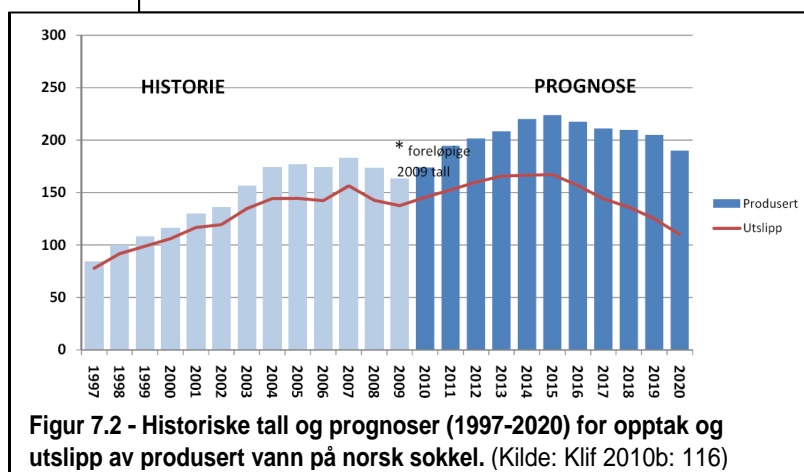
Nå som vi har vært igjennom de aller fleste aspektene ved nullutslippsmålet og sammenlignet tiltak og kostnadseffektiviter i petroleumssektoren med tiltak i andre sektorer er det greit å prøve å få et helhetlig perspektiv på nullutslippsmålet og ha litt diskusjoner og meninger rundt dette.

Et sentralt moment som ikke har blitt særlig poengtert i verken Klif (2010b) eller OD et al. (2008) er det faktum at mengde produsert vann fra norsk sokkel når sin topp (peak) om få år. Ifølge stortingsmelding nr. 26 (2006-2007) (MD 2007: 116) predikerte man en produsert vann peak i 2012, (se figur 2.7 og 7.1) mens senere rapporter har utsatt dette toppunktet til 2015 (figur 7.2).



Figur 7.1 – Historiske tall og prognoser (1990-2030) for opptak og utslipp av produsert vann på norsk sokkel. Gjengivelse av figur 2.7 for sammenligning med figur 7.2.

Uansett vil vannproduksjonen på norsk sokkel droppe radikalt når felt som Gullfaks og Statfjord stenges ned. Disse to feltene stod nemlig for over halvparten av



Figur 7.2 - Historiske tall og prognoser (1997-2020) for opptak og utslipp av produsert vann på norsk sokkel. (Kilde: Klif 2010b: 116)

alt utslipp av produsert vann i 2007. Dette kommer ikke frem i figur 7.2 ettersom nedstengingen ifølge de seneste antakelsene vil bli gjort i 2020. Det kommer derimot noe bedre frem av figur 7.1, men her sees ikke ett enkelt radikalt dropp, ettersom nedgangen i mengde produsert vann ser ut til å være glattet ut over flere år. Uansett ser vi av figur 7.1 en halvering av mengde produsert vann om 10 år, mens vi om 20 år er nede i rundt 1/5 av dagens mengde. Dette illustrerer med tydelighet at selv om mengde produsert vann stiger p.t. er likevel produsert vann problematikken et rimelig kortlivet dyr sett i det lange løp. Enkelt sagt vil investeringer gjort for å håndtere produsert vann i dag ha en betydelig lavere miljøøkonomisk verdi om 10-20 år enn om mengden produsert vann hadde holdt seg stabil. Dette taler fremover for en samfunnsøkonomisk sett "underinvestering" i produsert vann rensing/(re)injeksjon ettersom det fra 2020 vil bli en naturlig rask nedgang i mengde produsert vann.

Med dette faktum i kombinasjon med petroleumsindustriens lave andel av miljøfarlige utslipp, kan man spørre seg om hvorfor det har vært et slikt stort fokus på produsert vann håndtering. Dette spesielt i forhold til andre sektorer hvor vi gjennom flere eksempler har med tydelighet sett at kostnadseffektiviteten ville vært høyere noe som også i hovedsak betyr at kostnadsnytte forholdet også mest sannsynlig ville vært bedre.

7.1. Tiltak før kunnskap (føre-var)

Store deler av begrunnelsen for nullutslippsmålet var, som nevnt tidligere, at det var et føre-var tiltak, altså man gjennomførte utslippsreducerende tiltak før man visste effektene av de utslippene som fant eller ville finne sted. Føre-var tiltak i seg selv har opp gjennom historien kanskje ikke vært så veldig mye benyttet, noe som miljøet fremdeles tar skade av fra i dag (kanskje spesielt med tanke på menneskelig skapte stoffer som eksempelvis PCB). Derimot virker det som føre-var tiltak har blitt benyttet oftere de senere år, kanskje særlig i Norge. I slikt henseende er føre-var tiltak vel og bra,

selv om man risikerer at det kan føre med seg store kostnader til liten nytte hvis det viser seg at stoffene likevel ikke er av helse- eller miljøskadelig betydning.

Med andre ord er et mål om store utslippsreduksjoner, slik som nullutslippsmålet, isolert sett et samfunnsfremmende tiltak. Når man derimot ser de siste års massive forskning (blant annet PROOF og PROOFNY¹¹) på effektene av utslipp fra petroleumsindustrien, kunne det vært nyttig å revidere målene etter hvert som kunnskapen kom inn. I stedet ble nullutslippsmålet flere ganger utvidet ved at det ble tatt inn nye stoffer i målet samtidig som nivået for akseptable utslipp stadig ble innskrenket, nå med en begrunnelse om at man ikke visste nok om de langsiktige effektene. Det er for så vidt korrekt at de langsiktige effektene ikke kan bli fastslått, men at man i slike tilfeller burde sett utslippene i sammenheng med andre utslipp fra Norge (eller for den saks skyld verden) som helhet. For ser man på kostnaden for utslippsreducerende tiltak delt inn etter sektor er det vanskelig å se at det er brukt mer milliarder på rene miljøtiltak innen andre områder enn i petroleumssektoren, selv om denne sektoren, opprinnelig og fremdeles, står for kun noen få prosent av de miljøfarlige utslippene.

Det har som nevnt tidligere vært flere utslippskilder (fiske, aluminiumsindustri, landbruk, oppdrett etc.) som har gitt effekter på det marine miljøet på både kort- og mellomlang sikt. Slik sett burde kanskje de nasjonale tiltakene og dermed pengebruken for det meste være fokusert på stoffer/utslipp som man faktisk vet utgjør en høy miljørisiko.

7.2. Alternative veier videre for myndighetene og petroleumsnæringen

¹¹ *Forskningsprogram om "Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheter" (PROOF (2002 - 2005) og PROOFNY (2006 - 2015)).*

Ifølge Ekins et al. (2005a, 2005b og 2006) er det i hovedsak tre alternative veier å gå for fremtidens regulering av petroleumsvirksomheten. Deres forslag kan oppsummeres på følgende måte:

1. Beholde dagens utslippsstandarder (for Ekins et al. var dette de britiske standarder slik de var i 2005) med visse tilleggsmåsetninger som blant annet ytterligere kjemikaliesubstitusjon.
2. Kontinuerlig reduksjon av miljørisikoen som innebærer stadige forbedringer i blant annet renseteknologi. (Strengere enn første alternativet og minner om det generelle nullutslippsmålet i Norge)
3. Bevege seg mot et fysisk nullutslippsmål, for til slutt å ende opp i det som i hovedsak representerer Norges regulering av nordområdene (Strengest av de tre alternativene).

Første alternativet er for petroleumsindustrien forholdsvis enkel å forholde seg til ettersom man har visse standarder å følge, og er først renseteknologi valgt skal dette i prinsippet være tilstrekkelig tiltak ut installasjonens levetid. Fordelen er forutsigbarheten som sikrer optimal bedriftsøkonomisk lønnsomhet, men ny kunnskap om miljørisiko skal i prinsippet ikke få konsekvenser for eksisterende installasjoner. Kan man derimot som bedrift stole på at myndighetene har bundet seg til masten, uansett ny kunnskap?

Alternativ 2 derimot fokuserer på å stadig å redusere miljørisikoen i tempo med teknologi- og kostnadsutviklingen. I prinsippet kan man altså få godkjent å ha en C-Tour med 20-30 års levetid som renseteknikk i dag, men hvor man risikerer at man om 5 år må installere en ny teknologi som eksempelvis kan håndtere radioaktive stoffer (eller pålegge (re)injeksjon) ettersom C-Tour da i prinsippet kan være utdatert teknologi (ikke såkalt BAT eller BEP). I så tilfelle medfører dette ekstra og uventede kostnader for både bedriften og samfunnet. Slike reguleringer som er basert på (ny)tolkninger av regelverk

kan føre til ustabile reguleringer, større lobbyvirksomhet og/eller forskjellsbehandling av oljeselskaper. Fordelen er derimot at regelverket til enhver tid kan være tilpasset ny kunnskap, noe som er miljømessig bedre enn alternativ 1.

Det siste alternativet er for Ekins et al. egentlig et langsiktig mål om å nå fysisk nullutslipp. Derimot har man i hovedsak dette for nordområdene allerede. Isolert sett er denne løsningen best for havmiljøet da man i prinsippet ikke har noen miljørisiko til sjø. Ser man derimot bredere på det kan kostnadene ved å oppfylle det fysiske nullutslippsmålet være så høye at utbyggingen blir mindre lønnsom eller ikke blir utbygd i det hele tatt. I slike tilfeller vil skatteinntektene for nasjonen gå ned og man får mindre å bruke på alternative områder i samfunnet. Dette kan for sammenligningens skyld være utslippsreducerende tiltak i andre sektorer hvor kostnadseffektiviteten er betydelig bedre enn i petroleumssektoren. Paradoksalt nok kan altså meget strenge miljøkrav i ytterste konsekvens føre til et dårligere marint miljø.

8. Resultat og konklusjoner

Etter å ha vært igjennom et omfattende faktagrunnlag er det på tide å oppsummere og komme med egne vurderinger av nullutslippsmålet og forsøke meg på noen anbefalinger om veien videre. Dette kan deretter sammenlignes opp mot det som faktisk er blitt gjort og hvilke anbefalingene Oljedirektoratet, Statens Strålevern og Statens forurensingstilsyn (OD et al. 2008) og Klima- og Forurensingsdirektoratet (Klif 2010b) har gitt i sine rapporter.

8.1. Oppsummering og egne vurderinger av fordeler/ulemper ved nullutslippsmålet

La oss videreføre inndelingen som ble benyttet i seksjon 2.3 hvor det ble gjort et skille mellom borekaks, kjemikalier og produsert vann, og vurder disse separat i oppsummeringen også.

8.1.1. Borekaks

Borekaks har ikke vært en sentral del av oppgaven ettersom man stort sett ser på problemene med borekaks som løst. En sentral grunn til dette er forbudet om utslipp av oljebefengt borekaks som ble innført allerede 1991. Dette har vist seg å være et tiltak som har hatt visse kostnader knyttet til seg ettersom man enten må injisere eller ilandføre borekaks med oljevedheng eller benytte vannbaserte borevæsker (som ikke har like gode tekniske egenskaper som olje- eller syntetisk baserte borevæsker). Miljørisikoen fra petroleumsindustrien ble med andre ord betydelig redusert på 1990-tallet som følge av dette tiltaket.

Det jeg derimot ønsker å problematisere her er prinsippet om fysisk nullutslipp i nordområdene som fører til at man også må reinjisere eller ilandføre vannbasert

borekaks/ -væske. Basert på de analyserte miljøeffektene (se seksjon 5.1 og 6.4) av utslipp av denne type borekaks er det et miljøøkonomisk meget dyrt tiltak å reinjisere eller ilandføre dette, da det i utgangspunktet har svært begrensede og kortsiktige effekter på det marine miljøet ved utslipp.

Både OD et al (2008) og Klif (2010b) konkluderer med at "det ikke bør innføres et generelt krav til null utslipp av borekaks og borevæske på norsk sokkel", men problematiserer samtidig ikke at det faktisk er et generelt krav for nordområdene. Grunnen til dette kan være politiske eller at de statlige institusjonene ikke har ansett det som en del av vurderingene som skulle forestas i disse rapportene. Personlig kunne jeg tenkt meg en helhetlig debatt om den miljømessige nyttekostnaden er god nok for å kunne opprettholde fysisk nullutslipp for vannbasert borekaks i nordområdene.

8.1.2. Kjemikaliebruk og -substitusjon

Den massive nedgangen i utslipp av miljøfarlige kjemikalier de siste 13 årene anser jeg som meget positivt, både miljømessig og i form av relativ kostnadseffektivitet. Kjemikalieene har fortsatt en betydelig EIF-andel (rundt 2/5 av total EIF ifølge seksjon 6.1.1) noe som kan være vanskelig å forstå ettersom "utslippene av tilsatte miljøfarlige kjemikalier (kjemikalier i rød og svart kategori) er redusert med over 99,5 % i perioden 1997 til 2008 (fra 4160 tonn i 1997 til 17,5 tonn i 2008)". For på tross av denne massive reduksjonen bidrar fremdeles korrosjonshemmere og H₂S-fjerner med størst miljørisiko uttrykt ved EIF (Klif 2010b: 6).

Forklaringen på dette er noe komplisert, men kan i hovedsak tilskrives måten EIF modellen er konstruert på. Som nevnt i seksjon 3.3.1 er EIF'en i stor grad kalkulert basert på akutt toksisitet, og er dermed ikke like sensitiv på utslippene av røde og svarte kjemikalier som i hovedsak innehar en langsiktig miljørisiko. Dette fordi den store miljørisikoen fra røde og svarte stoffer er deres bioakkumulerende egenskaper og

kronisk toksisitet. Kjemikalier i gul kategori, hvor bruken og utslippet faktisk har økt siden 1998, kan i stor grad være akutt toksiske (typisk biosider og H₂S-fjerner) men brytes raskt ned i miljøet og er derfor ikke ansett for å være en stor bidragsyter til miljørisiko ettersom man mener disse har liten eller ingen miljøeffekt (OD 2009: 74). De gule kjemikaliene har desidert størst EIF-bidrag siden det vektmessig slippes ut over 700 ganger mer av gule kjemikalier forhold til det samlede utslippet av svarte og røde kjemikalier (Klif 2010e).

Likevel er det tydelig at det har vært knyttet en større usikkerhet til hvor mye hvilke kategorier bidrar til miljørisiko. For eksempel så SFT (2003) for seg en EIF reduksjon på ca 9700 eller 83 % innen utgangen av 2006 hvor 74 % av reduksjonen var knyttet til produsert vann håndtering og 23 % til kjemikaliereduksjoner. Altså ca 2230 i EIF-reduksjon fra 90 % lavere utslipp av miljøfarlige kjemikalier i 2006 i forhold til 2002, noe grovt sett kan bety at man trodde at kjemikalienes bidrag til EIF i 2006 uten tiltak ville være rundt 2500. Per i dag er likevel EIF-bidraget fra kjemikalier antatt å være opp mot 2000. På installasjoner som Statfjord, Gullfaks og Snorre som står for godt over halvparten av all vannproduksjon på norsk sokkel, er det likevel kjemikalier (korrosjonshemmere, H₂S-fjerner og biosider) som utgjør størst miljørisiko uttrykt ved EIF ifølge Klif (2010b: 26). For meg betyr dette at EIF-bidraget fra kjemikalieutslipp nok har vært undervurdert i tidligere år, og/eller at EIF-bidraget fra produsert vann har vært overvurdert og/eller at vannproduksjonen med påfølgende utslipp til sjø på norsk sokkel har vært underestimert. Denne problemstillingen er overhodet ikke belyst i verken OD et al (2008) eller Klif (2010b).

Klif har derimot helt siden 2005 ansett nullutslippsmålet for miljøfarlige (svarte og røde) kjemikalier som nådd. Ettersom miljøfarlige kjemikalier refererer til kun svarte og røde kjemikalier i denne sammenhengen, kan jeg, sett i et EIF-bidrag-lys, være tilbøyelig for å være enig i at det er nådd for disse kjemikaliene. Derimot anses ikke gule kjemikalier

som miljøfarlige selv om de uten tvil har høyest EIF-bidrag av de fire kjemikaliekategoriene.

Vi kan da oppsummere med at kjemikalieutslipp samlet sett står for 2/5 av totalt EIF bidrag samtidig som man anser nullutslippsmålet for røde og svarte kjemikalier for nådd og ikke mener at gule og grønne kjemikalier utgjør en betydelig miljørisiko. Når man samtidig tydelig har uttalt at målet for reduksjon av miljøfarlige stoffer fra produsert vann ikke er nådd (Klif 2010c) kan man i denne sammenhengen stille spørsmål ved Klif sine bastante "svart/hvit" uttalelser ettersom produsert vann "kun" står for den resterende 3/5 av totalt EIF-bidrag.

Når vi i tillegg har i bakhodet at all kjemikaliesubstitusjon frem til og med 2006 hadde kostet mindre enn CTouren på Ekofisk, ender jeg opp med å konkludere med at tiltakene for kjemikaliereduksjon og -substitusjon har miljøøkonomisk sett vært fornuftige, i hvert fall når man sammenligner med investeringene som er foretatt innen håndtering av produsert vann.

I denne sammenheng burde et ytterligere fokus på kjemikaliesubstitusjon eller i investering i utstyr som gjør kjemikaliebruk unødvendig vært høyere prioritert. (For Ekofisk utgjorde ny rørledning mellom Ekofisk B og Ekofisk M (jf. figur 3.3) et miljørisikoreduserende tiltak da man kunne redusere bruken av korrosjonshemmere betraktelig.)

8.1.3. Produsert vann

Like positiv til de omfattende tiltakene ved produsert vann håndtering er det derimot vanskelig å være. Totale kostnader knyttet til produsert vann håndtering er vanskelig å estimere, men ved full implementering av CTour på norsk sokkel kom jeg frem til en investeringskostnad på 21 mrd og et årlig CO₂-utslipp på over 0,74 millioner tonn (eller

0,15 mtCO₂ hvis faklingsproblematikken blir fullstendig løst). Full implementering av PWRI/PWI ville beløpet seg på 46 mrd (+/- 50 %) med et anslag for årlig CO₂ utslipp på 0,51 millioner tonn (OD et al. 2008).

Selv om man ikke har full implementering av noen av disse teknikkene enda er både kostnadene og de tilhørende luftutslippene til nå vært meget høye. Man har gjennom de utførte tiltakene godt over halvert miljørisikoen sammenlignet med forventet miljørisiko uten tiltak, men de observerte miljøforbedringene er likevel små. Dette spesielt fordi miljøpåvirkning ville vært liten selv uten omfattende rensetiltak, selv om effektene på miljøet på lengre sikt er mer usikre.

Da vi videre sammenlignet milliardbeløpene som var blitt brukt på produsert vann håndtering med alternativavkastningen ved investeringer i miljørisikoreduserende tiltak innen andre sektorer, kom vi frem til at allokeringen av pengene ikke kan betegnes som samfunnsøkonomisk optimal. Spesielt så vi på sammenligninger av den miljøgiften som utgjør størst miljørisiko fra produsert vann, nemlig PAH. Her så vi at selv om PAH-utslipp hadde en høy andel, kanskje opp mot 2/3, av miljørisikoen fra produsert vann, utgjorde dette kun 2,3 % av det totale nasjonale utslippet av PAH.

Vurderingen min ut i fra dette tyder på at det de siste årene har vært en overinvestering innen metoder for å håndtere produsert vann.

8.2. Totalvurdering

I både OD et al. (2008: 4 og 45) og Klif (2010b: 5, 7, 8, 13, 42, 47 og 48) uttrykkes det mangfoldige ganger at det skal fokuseres på "transparente samfunnsøkonomiske nytte-kostnadsvurderinger som også omfatter helhetlige miljøvurderinger av tiltak for å hindre utslipp av produsert vann og/eller borekaks og borevæsker." Denne typen uttalelser viser med tydelighet at man ønsker en samfunnsøkonomisk optimal

tilnærming til nullutslippsmålet. Vilkåret ser historisk sett ut til å være oppfylt ved vurderinger innenfor den oppdelingen gjort i seksjon 8.1. Men på tvers av denne inndeling er det vanskeligere å se om en tilsvarende helhetsvurdering er benyttet, spesielt når vi ser på den relativt lave kostnadseffektiviteten håndtering av produsert vann har hatt i forhold til kjemikaliesubstitusjon. Skjevfordelingen her kan derimot skyldes den tilsynelatende oppjusteringen av miljørisikoen kjemikaliutslipp har hatt de siste årene (ref diskusjonen i seksjon 8.1.2), og at det muligens på grunnlag av den informasjonen man hadde tilgjengelig på daværende tidspunkt tilsvarte en optimal allokering av miljørisikoreducerende tiltak.

Men å hevde at man har utført optimal allokering basert på "samfunnsøkonomiske nytte- kostnadsvurderinger som også omfatter helhetlige miljøvurderinger" i et helhetlig nasjonalt perspektiv er i denne utredningen i stor grad avvist. Men de siste årene, spesielt gjennom OD et al. (2008) og Klif (2010b), har det vært en betydelig mer nyansert og faktabasert tolkning av nullutslippsmålet. Her blir det anbefalt å ikke innføre generelle krav om fysisk null utslipp av både produsert vann og borekaks/ -væske. Det er heller ikke anbefalt at det kreves reinjeksjon/injeksjon av produsert vann på de store vannprodusentene Statfjord og Gullfaks. Dette går imot en konservativ tolkning av nullutslippsmålet basert på begrunnelsen om "høye kostnader, betydelige økte klimagassutslipp, relativt små utslipp av miljøgifter og så langt ingen påvisbare miljøeffekter" (Klif 2010b: 47). Spesielt anbefales det at "de betydelige utslippene til luft fra norsk sokkel bør tillegges større vekt når nye tiltak vurderes" (Klif 2010b: 47), noe som markerer et skille og muligens en indirekte anerkjennelse om at fokuset har vært for stort på utslippsreducerende tiltak til sjø. Dette er nok også en konklusjon myndighetene vil like da det allmenne fokuset de senere årene har i mye større grad vært på klimagassutslipp fra petroleumsindustrien enn dens utslipp til sjø. Et redusert ambisjonsnivå for utslipp til sjø fra petroleumsindustrien kan nasjonalt sett bety rundt 1 % årlige unngåtte klimagassutslipp i forhold til full implementering av renseteknikker og/eller injeksjon/reinjeksjon (jf seksjon 6.3).

Men samtidig har Klif ved presentasjon av rapporten på egne nettsider (Klif 2010c) følgende overskrift "Fortsatt behov for å redusere utslippene offshore" med henvisning til utslipp av miljøfarlige stoffer fra produsert vann. Dette viser at selv om man har begynt å vurdere nullutslippsmålet i et mer samfunnsøkonomisk perspektiv de siste årene, fastholder man fortsatt på prinsippet om ytterligere reduksjoner. Derimot kan det se ut som at virkemiddelbruken ikke skal radikaliseres ytterligere, hvor man på denne måten unngår en videre dramatisk eskalering av kostnader og luftutslipp.

Etter min mening har man begynt å bevege seg i riktig retning hva det gjelder nullutslippsmålet, men at kravet om ytterligere reduksjon (utover optimalisering av drift og reiseutstyr) kan ha ytterligere betydelige samfunnsøkonomiske kostnader. Man bør i stedet ta mer hensyn til ny kunnskap hurtigere og foreta en revisjon av et i utgangspunktet 13 år gammelt mål. Det blir etter min mening litt for enkelt å si at "utslippene bør reduseres". For selvsagt; ja, utslipp av miljøfarlige stoffer bør som hovedregel forsøkes redusert, men på bekostning av hva? Her mener jeg investeringsalternativene i altfor liten grad kommer til syne, spesielt med tanke på at 78 % (eller enda mer ettersom staten eier 2/3 av Statoil) av kostnadene ved nullutslippstiltak bæres av staten og dermed av det norske folk. Mange av de nyeste rapportene analyserer og vurderer petroleumssektoren i Norge på en generelt sett god og reflektert måte, men sammenligninger sektorene seg i mellom er ofte ikke utdypet. I Klif (2010b: 22-23) og OD et al. (2008: 17) presenteres petroleumsindustriens andel av nasjonale utslipp av stoffer på prioritetslisten, men rapportene unngår en problematisering og etter min mening en viktig diskusjon rundt en helhetlig samfunns- og miljøøkonomisk vurdering om hvor investeringene gir høyest kostnadseffektivitet/nyttekostnad i et nasjonalt perspektiv. Behovet for ytterligere reduksjoner virker i hovedsak å være begrunnet med at man ikke har nådd selve målet, og ikke fordi utslippene kan være av betydelig miljøskadelig karakter.

8.3. Anbefalinger for fremtidens regulering av petroleumsindustrien

Basert på det som er blitt gjennomgått i denne utredningen ønsker jeg å komme med en egen anbefaling om hvordan petroleumsindustrien ideelt sett burde vært regulert i sett i et helhetlig nasjonalt lys.

Fra seksjon 7.2 ble det presentert tre alternativer som Ekins et al. (2005a, 2005b og 2006) så for seg som realistiske. Norge kan se ut til å ha valgt en miks av alternativ 2 og 3, men det finnes etter min mening et siste alternativ som stort sett er en salig blanding av de tre nevnte alternativene. Det har ikke til hensikt å foreta en dyp innføring av tankegangen, men den går i sin største enkelhet ut på at nåværende installasjoner stort sett beholder sine renseteknikker (og optimaliserer driften av disse) og at ytterligere dyre tiltak blir mer unntaket enn regelen. Reguleringen av nye installasjoner kan i stedet gjøres på ad hoc basis og følge et samfunnsøkonomisk prinsipp basert på aller siste kunnskap om miljørisiko. Slik sett kan særlig miljø-sensitive områder få strenge miljøkrav etter behov, mens alle andre områder bør i prinsippet få miljøkrav som står i stil til kravene andre sektorer står ovenfor. Dette betyr som hovedregel at det fysiske nullutslippsmålet for nordområdene vil falle bort og at fysisk nullutslipp kun bør være oppe til vurdering ved de mest sensitive områdene.

Dette alternativet er derimot både vanskelig og kontroversielt å få innført i et land hvor petroleumsindustrien i aller høyeste grad blir fulgt med argusøyne. Samtidig som tradisjonelle næringsveier som landbruk, fiske og stor del av den landbaserte industrien kanskje blir sett på som en viktig del av kulturarven og som en sentral del av distriktspolitikken. Disse blir av allmennheten sjeldent assosiert med å ha betydelige miljøfarlige utslipp, noe som etter min mening i en årrekke har blitt gjenspeilt gjennom de ulike miljøreguleringene sektorene har møtt.

8.4. Generelle anbefaling for videre fokusområder nasjonalt

Et overordnet og gjennomgående problem, som vi har sett flere ganger i denne utredningen, er vanskeligheten med å sammenligne utslipp av en type miljøgift med en annen, og utslipp fra en sektor kontra en annen. Det har nå i over 10 år vært brukt EIF som mål på miljørisiko innen petroleumsindustrien, og selv om det har vært visse utfordringer med EIF (jf seksjon 3.3.1 og 8.1.2) har det i all hovedsak vært en stor suksess. Med denne suksessen i bakhånd er det underlig å se at denne eller lignende metoder for mål på miljørisiko ikke er benyttet innen andre sektorer. Spesielt for annen industri som har store punktvis utslipp (eksempelvis metallindustrien) skulle det ikke være verre å innføre EIF her enn i petroleumsindustrien. Dette fordi utslippene i stor grad allerede måles, i tillegg til at en god del av miljøgiftene er de samme som petroleumsindustrien slipper ut¹².

Hadde man hatt sammenlignbare EIF-verdier for de sektorene med betydelige miljøfarlige utslipp ville man kunne sammenlignet miljørisikoene, og dermed på en mye enklere og etterprøvable metode redusert den samlede miljørisikoen på en samfunns- og miljøøkonomisk optimal måte.

Samme prinsipp kunne også med rimelig enkelhet blitt innført for tilsatte kjemikalier. Fra petroleumsindustrien benyttes som kjent en fargeklassifisering for å bestemme en generalisert miljøfare ved hvert kjemikalie. Tilsvarende aktiv bruk av fargeklassifisering ser derimot ikke ut til å brukes i andre industrier/sektorer så vidt meg bekjent. Hadde kjemikaliebruken/-utslippet blitt rapportert på lik linje som petroleumsindustrien må, hadde vi hatt godt sammenlignbare tall for kjemikalier også. På denne måten kunne man fokusert innsatsen innen kjemikaliesubstitusjon der hvor potensialet for

¹² Det er trolig verre å innføre sammenlignbare EIF-estimer for næringsmiddelindustrien (fiskeri, oppdrett og landbruk) da utslippene ofte ikke er konsentrerte og punktvis. Samtidig er som oftest utslippene til vann/sjø fra disse sektorene av helt andre typer stoffer, da helst næringsstoffer som fører til miljøfare gjennom overgjødning.

forbedringer var best, altså hvor det er mest kostnadseffektivt/miljøøkonomisk optimalt.

9. Avsluttende kommentarer

Denne utredningen har undersøkt og vurdert de samfunns- og miljøøkonomiske aspektene ved myndighetenes nullutslippsmål til sjø fra petroleumsindustrien. Utredningen er basert på et til tider solid datagrunnlag med supplerende utdypning og forståelse for problematikken fra hovedsakelig ConocoPhillips' dyktige ytre miljø faglige team.

På bakgrunn av det jeg har lært og som er presentert i denne utredningen er nullutslippsmålet i seg selv og slik det er blitt praktisert de senere årene i hovedsak ikke et samfunns- eller miljøøkonomisk fremmende tiltak. Selv om det er flere positive elementer innen nullutslippsmålet, kanskje spesielt kjemikaliesubstitusjon og andre tiltak gjennomført rundt årtusenskiftet, har vi derimot sett flere eksempler og illustrasjoner på at man kunne redusert den totale miljørisikoen i Norge på en betydelig mer kostnadseffektiv måte. Dette gjelder særlig for det fysiske nullutslippsmålet og produsert vann håndtering som CTour og (re)injeksjon representere. Dette fører i tillegg med seg omfattende utslipp til luft ved spesielt borekaks- og produsert vann håndtering, noe som ytterligere forverrer helhetsvurderingen av nullutslippsmålet.

Et ørlite forbehold kan være nødvendig da betydelige deler av utredningen er basert på antakelser, ekstrapoleringer og ikke minst diverse estimater som til tider har variert kraftig mellom kilder og over tid. Dette gjelder kanskje spesielt EIF-beregninger og enkelte utslippsdata og kostnadsestimater. Dette kan i verste fall ha begrenset validiteten av utredningen, men illustrerer samtidig den tekniske kompleksiteten som ligger bak de relativt enkle økonomiske beregninger som er gitt i oppgaven.

Samtidig ser jeg at jeg i det store og hele har kommet til mange av de samme konklusjonene som både Klif (2010b) og OD et al. (2008) har presentert. Dette bekrefter for min del at jeg mer eller mindre har behandlet temaet rimelig objektivt, samtidig som

jeg har samlet, presentert og tolket tilgjengelig informasjon med en tydeligere samfunnsøkonomisk vinkling enn hva som er gjort i andre rapporter som har behandlet denne tematikken.

Ordliste

BAT –	Best Available Technique/Technology
BAU –	Business As Usual
BEP –	Best Environmental Practice
BTEX –	Vanlig betegnelse på de 4 lignende kjemiske stoffer: Benzen, Toluen, Etylbenzen og Xylen
CoP –	ConocoPhillips Norge
C-Tour –	Renseteknologi til rensing av produsert vann
EIF –	Environmental Impact Factor
ENE –	Energy, Natural Resources and the Environment
Epcon –	Renseteknologi til rensing av produsert vann
FKD -	Fiskeri- og kystdepartementet
IRIS –	International Research Institute of Stavanger
Klif –	Klima og Forurensingsdirektoratet (tidl. Statens Forurensingstilsyn, SFT)
LNG –	Liquified Natural Gas
MD -	Miljøverndepartementet
MVF -	Miljøvernforvaltningen
NGL –	Natural Gas Liquids
NIVA –	Norsk institutt for vannforskning
NMVOC -	Non-Methane Volatile Organic Compounds (Flyktige organiske forbindelser unntatt metan)
NPD –	Norwegian Petroleum Directorate (Oljedirektoratet, OD)
OD –	Oljedirektoratet
OED –	Olje- og energidepartementet
OiW –	Olje i vann (Oil in Water)
OLF –	Oljeindustriens Landsforbund
OSPAR –	Oslo-Paris konvensjonen

PAH –	Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (også kalt Polyaromatiske Hydrokarboner)
PEC –	Predicted Effect Concentration
PNEC –	Predicted No Effect Concentration
PROOF –	Forskningsprogram fra 2002 til 2006 om "Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten".
PROOFNY –	Forskningsprogram fra 2006 til 2015 om "Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten".
Ptil –	Petroleumstilsynet
PW –	Produced Water
PWI –	Produced Water Injection
PWRI –	Produced Water Reinjection
SFT –	Statens Forurensningstilsyn (fra januar 2010 er det blitt Klima- og Forurensningsdirektoratet (Klif))
SSB–	Statistisk Sentralbyrå
Sm ³ –	Standard kubikkmeter (1 Sm ³ = 1000 liter)
SS –	Statens Strålevern
UCM –	Unresolved Complex Mixture (Betegnelse på stoffer i produsert vann som man ikke har identifisert eller ikke vet miljøgiftigheten av)
UD –	Utenriksdepartementet
VOC -	Volatile Organic Compounds (Flyktige organiske forbindelser)

Kildehenvisning

Aasberg, Monica – Senior Environmental Engineer, ConocoPhillips - Informasjon ervervet gjennom samtale, e-postkorrespondanse eller kommentarer fra vedkommende.

Berntsen, Steinar – Environmental Specialist, ConocoPhillips - Informasjon ervervet gjennom samtale, e-postkorrespondanse eller kommentarer fra vedkommende.

Christensen, Karianne H. et al (2009): "Reinjeksjon av produsert vann", fagrapport utgitt av NTNU (s. 37-42)

ConocoPhillips (2008a): "Utslippsrapport 2007 for Ekofisk feltet"

ConocoPhillips (2008b): "Environmental Achievements", informasjonsbrosjyre

ConocoPhillips (2009): "Utslippsrapport 2008 for Ekofisk feltet"

ConocoPhillips (2010): "Utslippsrapport 2009 for Ekofisk feltet"

ConocoPhillips et al. (2010): "PL 018, Edfisk II, Videreutvikling av Edfisk-feltet – Forslag til program for konsekvensutredning, mars 2010", (s. 13-16)

David, G. et al. (2007): "Social and economic values of pacific coral reefs", Coral Reef InitiativeS for the Pacific (CRISP)

Det Norske Veritas (DNV) (2006): "Miljøkvalitet i vannsøylen – Status"

Ekins, Paul, Robin Vanner og James Firebrace (2005a): "Management of Produced Water on Offshore Oil Installations: a Comparative Assessment Using Flow Analysis", Policy Studies Institute (PSI) Working Paper

Ekins, Paul, Robin Vanner og James Firebrace (2005b): "A Comparative Assessment of Options for Produced-Water Management in the North Sea", presentert på Offshore Europe 2005 i Aberdeen, Skottland, Society of Petroleum Engineers (SPE 96332)

Ekins, Paul, Robin Vanner og James Firebrace (2006): "Zero emissions of oil in water from offshore oil and gas installations: economic and environmental implications" (I: Journal of Cleaner Production, nr 15 (2007), s. 1302-1315).

Fiskeri- og kystdepartementet (FKD) (2009):

www.regjeringen.no/nb/dep/fkd/pressesenter/pressemeldinger/2009/tre-nye-korallomrader-beskyttes-mot-bunn.html?id=587419], pressemelding nr 123. (mai 2010)

Fjermestad, Anne Tone – Chief Environmental Engineer, ConocoPhillips - Informasjon ervervet gjennom samtale, veiledning, e-postkorrespondanse og kommentarer fra vedkommende.

Garpestad, Eimund – Manager Environment Projects, ConocoPhillips - Informasjon ervervet gjennom samtale, e-postkorrespondanse eller kommentarer fra vedkommende.

Hagen, Kåre P. (2009): "Miljøøkonomi og samfunnsøkonomisk lønnsomhet", utgitt artikkel ifbm kurset SAM476 – Samfunnsøkonomisk prosjektvurdering

Helgesen, Ole K. (2010): "Lekasjer fra 13 avfallsbrønner" [www.tu.no/olje-gass/article242413.ece] Teknisk Ukeblad, april 2010

Henriquez, Leo (2010): "Can OSPAR reach its 2020 Produced Water Target by Applying a Holistic Risk Based Approach?", presentasjon fra Produced Water Management Conference i Stavanger den 21.-22. januar 2010

Klima- og forurensingsdirektoratet (2008): "Nonyl- og oktylfenoler"

[www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Nonyl-og-oktylfenoler/] (mai 2010)

Klima- og forurensingsdirektoratet (2009a): "Olje og gass"

[www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Olje-og-gass/] (mars 2010)

Klima- og forurensingsdirektoratet (2009b): "Utslipp fra olje- og gassindustrien i 2008"

[www.klif.no/no/Aktuelt/Nyheter/2009/Juni-2009/Utslipp-fra-olje-og-gassindustrien-i-2008] (mars 2010)

Klima- og forurensingsdirektoratet (2009c): "Utslipp til luft og sjø"

[www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Olje-og-gass/Utslipp-til-luft-og-sjo] (mars 2010)

Klima- og forurensingsdirektoratet (2009d): "Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) – Utslipp per bedrift"

[<http://norskeutslipp.no/Templates/NorskeUtslipp/Pages/component.aspx?id=232&eps language=no&ComponentType=utslipp&ComponentPageID=232>] (april 2010)

Klima- og forurensingsdirektoratet (2010a): "Status og utslippsprognoser - Prioriterte miljøgifter i 2007" TA-2571/2010

Klima- og forurensningsdirektoratet (2010b): " Klima- og forurensningsdirektoratets vurdering av måloppnåelse for nullutslippsarbeidet april 2010 - Petroleumsvirksomhetens arbeid med nullutslipp" TA-2637/2010

Klima- og forurensningsdirektoratet (2010c): "Fortsatt behov for å redusere utslippene offshore" [www.klif.no/no/Aktuelt/Nyheter/2010/April-2010/Fortsatt-behov-for-a-reducere-utslippene-offshore] (mai 2010)

Klima- og forurensningsdirektoratet (2010d): "Kjemikalielister" [www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Kjemikalielister] (mai 2010)

Klima- og forurensningsdirektoratet (2010e): " Utslipp av kjemikalier" [www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Olje-og-gass/Utslipp-til-luft-og-sjo/Utslipp-til-sjo/Utslipp-av-kjemikalier/] (juni 2010)

Lura, Harald – Staff Environment Engineer, ConocoPhillips – Informasjon ervervet gjennom samtale, e-postkorrespondanse eller kommentarer fra vedkommende.

Lura, Harald (2010) – "Improved PW treatment at Ekofisk – Reduced Discharges and Improved Results from Monitoring", presentasjon fra Produced Water Management Conference i Stavanger den 21.-22. januar 2010.

Lystad, Einar og Ingunn Nilssen (2004): "Monitoring and Zero Discharge", presentert på den syvende Society of Petroleum Engineers International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production i Calgary, Canada, Society of Petroleum Engineers (SPE 86799)

Miljøverndepartementet (MD) (1997): "Stortingsmelding nr. 58 (1996-97) - Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling"

Miljøverndepartementet (MD) (2003): "Stortingsmelding nr. 25 (2002-2003) - Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand"

Miljøverndepartementet (MD) (2007): "Stortingsmelding nr. 26 (2006-2007) – Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand"

Miljøvernforvaltningen (MVF) (2009): "Kysten" [www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Kysten/] (mai 2010)

Miljøvernforvaltningen (MVF) (2010): "Forsuring av havet" [www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Forsuring-av-havet/] (mai 2010)

Norwegian Institute of Water Research og International Research Institute of Stavanger (NIVA & IRIS) (2009): "Water Column Monitoring 2009"

Olje- og Energidepartementet (OED) (2004): "Stortingsmelding nr. 38 (2003-2004) - Om petroleumsvirksomheten"

Olje- og Energidepartementet og Oljedirektoratet (OED og OD) (2007): "Fakta 2007" Kap. 9 "Miljøomsyn i norsk petroleumsvirksomhet" (s. 65-78)

Olje- og Energidepartementet og Oljedirektoratet (OED og OD) (2009): "Fakta 2009" Kap. 9 "Miljøomsyn i norsk petroleumsvirksomhet" (s. 63-77)

Oljedirektoratet (OD) et al. (2004) – "Utredning av muligheter for mer effektiv energiforsyning på norsk sokkel"

Oljedirektoratet (OD), Statens Forurensingstilsyn (SFT) og Statens Strålevern (SS) (2008): "Kostnader og nytte for miljø og samfunn ved å stille krav om injeksjon/reinjeksjon av produsert vann, nullutslipp av borekaks og borevæske og inkludere radioaktivitet i nullutslippsmålet. Desember 2008" TA-2468/2008

Oljeindustriens Landsforening (OLF) (2005): "Faktaark nullutslipp"

Oljeindustriens Landsforening (OLF) (2006): "Olje- og gassindustrien har mål om null miljøskadelige utslipp til sjø på norsk sokkel"

Oljeindustriens Landsforening (OLF) (2009): "Miljørapport 2009"

Oslo-Paris kommisjonen (OSPAR) (2009): "Assessment of impacts of offshore oil and gas activities in the North-East Atlantic"

Oslo-Paris kommisjonen (OSPAR) (2000): "Quality Status Report 2000 - Region II Greater North Sea", (s. 110-126)

Oslo-Paris kommisjonen (OSPAR) (2010): "About OSPAR"

[www.ospar.org/content/content.asp?menu=0001] (mars 2010)

Petroleumstilsynet (Ptil) (2010): "Injeksjonsbrønner – status på norsk sokkel"

<http://ptil.no/nyheter/injeksjonsbroenner-status-paa-norsk-sokkel-article6940-24.html>

(juni 2010)

SINTEF (2008a): "Konsekvenser av regulære utslipp til sjø" (s. 44-53)

SINTEF (2008b): "EF-beregninger for utslipp av produsert vann på Ekofisk, Eldfisk og Tor"

SNTEF (2009) "EF and deposition calculations for drilling in PL433 field at the exploration well 6506/9-2 SFogelberg" (s. 12-15)

Skancke, Martin (2009): "Forvaltningen av petroleumsformuen og Statens pensjonsfond – Utland", gjesteforelesning i FIE421 - Langsiktig makroøkonomisk analyse, 30. okt. 2009

Statens Forurensingstilsyn (SFT) (2003): "Operatørenes arbeid for å nå målet om nullutslipp til sjø" TA-1996

Statens Forurensingstilsyn (SFT) (2004): "Status i nullutslippsarbeidet på Ekofiskfeltet: SFTs vurdering", brev til ConocoPhillips.

Statens Forurensingstilsyn (SFT) (2006): "Petroleumsvirksomhetens arbeid med å nå nullutslippsmålet - Status og fremdrift", brev til Miljøverndepartementet 21.11.2006

Statens Strålevern (SS2009): "Radioaktiv forurensing"
[\[www.miljostatus.no/Tema/Radioaktiv-forurensning\]](http://www.miljostatus.no/Tema/Radioaktiv-forurensning) (mars 2010)

Statistisk sentralbyrå (SSB) (2008): "Naturressurser og miljø 2008" (s. 116)

Statistisk sentralbyrå (SSB) (2010): "Milliarder til miljøvern i olje og gass"
[\[www.ssb.no/vis/magasinet/miljo/art-2010-06-11-01.html\]](http://www.ssb.no/vis/magasinet/miljo/art-2010-06-11-01.html) (11. juni 2010)

Utenriksdepartementet (UD) (2002): "Stortingsmelding nr. 12 (2001-2002) - Rent og rikt hav"

Veggeland, Kirsti (2006): "Miljøtiltak, kostnader og ressursutnyttelse" Oljedirektoratets presentasjon på Nullutslippseminar, 18. oktober 2006.

Voldum , Kåre et al. (2008): “The CTour Process, an option to comply with zero harmful discharge legislation in Norwegian waters – Experience of CTour installation on Ekofisk after start up 4th quarter 2007”, presentasjon ved Abu Dhabi International Petroleum Exhibition and Conference i November 2008. (SPE 118012)

Voldum, Kåre – Senior Process Engineer, ConocoPhillips - Informasjon ervervet gjennom samtale, e-postkorrespondanse eller kommentarer fra vedkommende.