

Student Hanne Vatnem Olsen

# Miljørisikoanalyse

## – Regelverk, teori og metoder

Trondheim, juni 2010

NTNU  
Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet  
Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi  
Institutt for produksjons- og kvalitetsteknikk





**MASTER THESIS 2010**  
for  
**stud. techn. Hanne Vatnem Olsen**

**ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT**  
**(Miljørisikoanalyse)**

Risk assessment related to environmental consequences is becoming more and more important. A number of European Union (EU) directives have addressed this issue. Among these are the Major accident (Seveso II) directive, The Environmental impact assessment (EIA) directive, and the Integrated pollution prevention and control (IPPC) directive. The approaches to risk assessment in these directives are very different and no common approach has so far been suggested. The Norwegian Oil Industry Association (OLF) has developed a separate method called "Miljørisikoanalyse" (MIRA) which is applied in the Norwegian oil and gas industry. The main objective of this master thesis is to make a survey of existing approaches to environmental risk assessment and to suggest a unifying approach that can be used to meet the requirements in most relevant legislation.

As part of this master thesis the candidate shall:

1. Identify and describe the requirements for environmental risk assessment in Norwegian and European legislation.
2. Discuss and delimit the term "Environmental risk assessment". What do we mean by "environment" in this context? Does it only comprise scenarios that are leading to harm to the environment, or can the environment also be the hazard?
3. Identify and compare the various approaches to environmental risk assessment – that can be found in the literature.
4. Discuss the concept of environmental risk acceptance criteria – and suggest an approach to this issue.
5. Describe and discuss the role of barriers, and especially safety instrumented systems, in environmental risk assessments.

6. Suggest a unifying approach to environmental risk assessment and discuss the pros and cons of the suggested approach.

Following agreement with the supervisor, the tasks may be given different weights.

The project work shall be documented either as a technical report, or in a scientific article format. The text should be clear and concise, and include the necessary references to figures, tables and diagrams. References shall be given to any external sources used in the text.

Equipment and software developed during the project is a part of the fulfilment of the task. Unless outside parties have exclusive property rights or the equipment is physically non-moveable, it should be handed in along with the final documentation. Suitable documentation for the correct use of such material is also required.

If the candidate encounter unforeseen difficulties in the work, and if these difficulties warrant a reformulation of the task, these problems should immediately be addressed to the Department.

Any expenses in terms of travelling, use of phone, copying etc shall be covered by the student unless otherwise is agreed upon.

A draft version of the final documentation shall be handed in 4<sup>th</sup> of June 2010. On the 14<sup>th</sup> of June 2010 the candidate shall present his work, and open up for a public questioning by an evaluation committee. The presentation will continue for approximately 20 minutes, followed by questions. The candidate may improve the final documentation after the draft has been submitted. If major changes are made, this should be documented in a separate one sheet paper submitted together with the final documentation.

The documentation shall be submitted electronically. The Department will print the report/journal paper in a consistent format.

The final due date is set to **14<sup>th</sup> of June 2010**.

Responsible professor/supervisor at NTNU:

Professor Marvin Rausand  
Telephone: 73 59 25 42  
Mobile phone: 456 66 265  
E-mail: [marvin.rausand@ntnu.no](mailto:marvin.rausand@ntnu.no)

Supervisor at NTNU:

Mary Ann Lundteigen  
Telephone: 73 59 71 01  
Mobile phone: 918 97 686  
E-mail: [mary.a.lundteigen@ntnu.no](mailto:mary.a.lundteigen@ntnu.no)

**DEPARTMENT OF PRODUCTION  
AND QUALITY ENGINEERING**



Per Schjølberg

Associate Professor/Head of Department

---



Marvin Rausand  
Responsible Professor



## **Forord**

Denne rapporten er en del av mastergraden fra det internasjonale studieprogrammet RAMS (Sikkerhet, pålitelighet og vedlikehold), ved institutt for produksjons- og kvalitetsteknikk, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU. Rapporten er utarbeidet våren 2010.

Rapporten omhandler miljørisikoanalyse, og det kreves ingen bakgrunnsinformasjon for å lese rapporten.

Jeg ønsker å takke min veileder Professor Marvin Rausand (NTNU) for god hjelp og veiledning til rapporten. Jeg vil også takke Post doc Mary-Ann Lundteigen (NTNU) for hjelp og veiledning til deler av rapporten.

Hanne Vatnem Olsen

Trondheim, juni 2010





## Sammendrag

Denne rapporten har miljørisikoanalyse som tema. Den beskriver krav som stilles til vurdering av miljørisiko i norsk og europeisk regelverk, presenterer ulike metoder for miljørisikoanalyse, beskriver akseptkriterier for miljørisiko og barrierer i miljørisikoanalyse, og til slutt presenterer den en ny metode for miljørisikoanalyse.

Begrepet miljø kan være vanskelig å definere. For denne rapporten dekker begrepet miljø luft, jord, vann, dyreliv og nasjonalparker. Også begrepet miljørisiko har vært diskutert. Skal det utføres miljørisikoanalyse kun på de hendelser der miljøet er skadelidende, eller skal det også utføres miljørisikoanalyser på hendelser der miljøet utgjør risikoen? Denne rapporten ser kun på miljørisikoanalyser der miljøet er skadelidende.

En miljørisikoanalyse er en risikoanalyse som retter seg mot det ytre miljøet. Den har mange likheter med andre typer risikoanalyser, men for å utføre en miljørisikoanalyse stilles større krav til kunnskap om biologi og økologi. Da det de siste tiårene har oppstått flere ulykker som har skadet miljøet, har dette ført til større fokus på det ytre miljø og krav til gjennomføring av miljørisikoanalyser stilles nå i de fleste land. Eksempler på slike ulykker er Seveso-ulykken i Italia i 1976, Tsjernobyl-ulykken i Ukraina i 1986, grunnstøtingen av Sea Empress i 1996 og oljeutslipp fra tankskipet Prestige i 2002.

I norsk og europeisk regelverk, er det først og fremst tre direktiv/forskrifter som stiller krav til vurdering av miljørisiko; *Seveso II-direktivet (storulykkeforskriften)*, *IPPC-direktivet* og *Forskrift om konsekvensutredning*. Seveso II-direktivet har som formål å forebygge storulykker der farlige kjemikalier inngår, og begrense konsekvensene dersom en slik ulykke oppstår. For å sikre dette, skal det utarbeides en sikkerhetsrapport. IPPC-direktivet har som formål å samle regulering av alle forurensende utslipp til luft, vann og jord fra én og samme virksomhet i én tillatelse, gitt av én myndighet. Dette for å oppnå en bedre beskyttelse av miljøet. Formålet med Forskrift om konsekvensutredning, er å sikre at hensynet til miljø og samfunn blir tatt i betraktning under forberedelse og gjennomføring av planer eller tiltak. Petroleumsindustrien har utarbeidet et eget regelverk for helse, miljø og sikkerhet. Her inngår fem forskrifter; *Rammeforskriften*, *Aktivitetsforskriften*, *Styringsforskriften*, *Opplysningspliktforskriften* og *Innretningsforskriften*.

I rapporten presenteres fem ulike metoder for miljørisikoanalyse. To av disse metodene gjelder generelt for alle miljørisikoanalyser, mens de tre andre omhandler spesifikke områder. En er rettet mot oljeindustrien (MIRA), en mot nye substanser, og den siste er en regional miljørisikovurdering.

Akseptkriterier for miljørisiko, gir et mål på det miljørisikonivået som er tolererbart for bedriften. For å finne disse akseptkriteriene, kan metoder som risikomatrix, ALARP-prinsippet eller sammenligningskriterier benyttes.

Barrierer brukes som et sikkerhetstiltak for å forhindre ulykker som kan føre til skade på miljø, teknologi, mennesker eller materielle verdier. Barrierer kan være både passive og aktive. I noen tilfeller kan det være slik at det å implementere en sikkerhetsbarriere kan få konsekvenser for miljøet, eller det å ta hensyn til miljøet kan føre til at sikkerheten settes i andre rekke. Et eksempel på det første, er avising av fly om vinteren. Avisingsvæsken som brukes kan skade miljøet, men den er nødvendig for å opprettholde flysikkerheten.

På bakgrunn av tidligere miljørisikoanalyser og regelverk som omhandler vurdering av miljørisiko, er det i denne rapporten utarbeidet en ny metode for miljørisikoanalyse. Denne metoden består av åtte steg: forberedelse til analysen, fastsette miljørisikoakseptkriterier, system- og aktivitetsbeskrivelse, identifisere farekilder og uønskede hendelser, beregne sannsynlighet og vurdere konsekvenser/dose-respons vurdering, beregne og vurdere miljørisiko, vurdere usikkerhet og følsomhet, og risikoreduserende tiltak.

## Innhold

Forord	7
Sammendrag	9
Innhold	11
1. Innledning	13
1.1 Mål	15
1.2 Avgrensning	16
1.3 Oppbygging av rapporten	16
2. Miljørisikoanalyse	17
2.1 Miljørisiko	17
2.2 Positive og negative sider ved bruk av miljørisikoanalyse	18
3. Krav som stilles til vurdering av miljørisiko i norsk og europeisk regelverk	21
3.1 Innledning	21
3.2 Seveso II-direktivet (Storulykkeforskriften)	21
3.3 IPPC-direktivet	23
3.4 Forskrift om konsekvensutredning	24
3.5 Petroleumsindustrien	24
3.5.1 Rammeforskriften	25
3.5.2 Aktivitetsforskriften	25
3.5.3 Styringsforskriften	26
3.5.4 Opplysningspliktforskriften	26
3.5.5 Innretningsforskriften	27
3.6 Forskrifter for andre industrier	27
3.6.1 Skipsfart	27
3.6.2 Transport av farlig gods	27
4. Ulike tilnærminger til miljørisikoanalyse	29
4.1 MIRA – Metode for miljørettet risikoanalyse	29
4.1.1 Usikkerhet	32
4.2 Risikoanalyse for miljø	32
4.3 Et rammeverk for miljørisikovurdering og ledelse	33
4.3.1 Vurdering av mulige løsninger	35
4.4 Miljørisikovurdering av nye substanser	35
4.5 Regional miljørisikovurdering	36
4.6 Sammenligning av metodene	39
5. Akseptkriterier for miljørisiko	41
5.1 Risikoakseptkriterier	41
5.2 Miljørisikoakseptkriterier	41
5.3 Metoder for å finne akseptkriterier for miljørisiko	42
5.3.1 Risikomatriser	42

5.3.2	ALARP-prinsippet	43
5.3.3	Sammenligningskriterier	43
5.4	Tilnærming til miljørisikoakseptkriterier	44
5.4.1	Føre-var-prinsippet	44
5.4.2	GAMAB	45
6	Barrierer i miljørisikoanalyse	47
6.1	Begrepet barriere	47
6.2	Klassifisering av barrierer	49
6.3	Sikkerhetsinstrumenterte system	50
6.4	Barrierer i petroleumsvirksomheten	50
6.4.1	Utvikling av barrierer for produksjonssystem under vann	51
6.5	Kan implementering av en barriere gå ut over miljøet?	51
7	Metode for miljørisikoanalyse	53
7.1	Inngangsdata	56
7.2	Fordeler og ulemper med metoden	57
8	Konklusjon og anbefaling for videre arbeid	59
	Kilder	61
	Vedlegg 1: Definisjoner	65

## 1. Innledning

De siste tiårene har det oppstått flere ulykker som har ført til store skader på miljøet. Eksempler på dette er Seveso ulykken i Italia i 1976 (avsnitt 3.2) og Tsjernobyl-ulykken i Ukraina i 1986. Dette har ført til økt fokus på det ytre miljøet og på bærekraftig utvikling, og de fleste land stiller nå krav til gjennomføring av miljørisikoanalyser. Dette gjelder både for godkjenning av nye prosjekter og for beredskapsplanlegging i eksisterende virksomheter [42]. Andre ulykker som har, eller kunne ha forårsaket miljøskader, er oljeutslipp fra Statfjord A i Nordsjøen, oljeutslipp fra tankskipet Prestige, grunnstøtingen av Sea Empress og grunnstøtingen av oljetankeren Exxon Valdez. Årsaken til oljeutslippet fra Statfjord A i desember 2007, var brudd i en lasteslange som førte til at anslagsvis 4 400 kubikkmeter råolje lekket ut i Nordsjøen. Utslippet førte ikke til betydelige skader på det marine miljøet [27]. Tankskipet Prestige, som fraktet 77 000 tonn tungolje, sprang lekk utenfor kysten av Galicia, Spania, i november 2002 [42]. Skipet brakk i to og sank (figur 1). Dette blir karakterisert som Europas verste oljekatastrofe noen sinne. Ulykken førte blant annet til at 300 000 havfugler døde og eksistensgrunnet til 30 000 fiskere og arbeidere i skaldyrbransjen ble ødelagt [55].



Figur 1: Forliset av tankskipet Prestige utenfor kysten av Galicia, Spania, november 2002 [55].

Da Sea Empress grunnstøtte i Milford Haven i West Wales, februar 1996, ble det sluppet ut mer enn 72 000 tonn olje. Over 3 500 fugler i området døde på grunn av utslippet, og omtrent det samme antallet fugler ble funnet dekket av olje, men i live [28]. Exxon Valdez grunnstøtte utenfor Alaska, USA, mars 1989. Vel 33 000 tonn olje ble sluppet ut som følge av ulykken, noe som førte til at mellom 100 000 og 300 000 sjøfugler døde, og fisk og spekkhuggere ble truet [42].

Disse ulykkene er alle eksempler på ulykker der teknologien har vært farekilde, og miljøet har vært skadelidende. Opp gjennom historien er det også eksempler på ulykker der miljøet har vært farekilden. I senere tid er eksempler på slike ulykker jordskjelvet i Chile, februar 2010, hvor minst 214 personer ble funnet døde [1], jordskjelvet på Haiti, januar 2010, hvor over 217 000 mennesker døde [65], jordskjelvet i Kina, mai 2008, hvor minst 107 mennesker ble drept [31] og flodbølgekatastrofen i Sør-Asia, desember 2004, hvor rundt 260 000 mennesker mistet livet [56]. I tillegg til å ta livet av mange mennesker, fører slike ulykker til store skader på materielle verdier, teknologi og miljøet rundt. Bygninger kolliderer og infrastrukturen rammes, og kostnadene for å rydde opp etter katastrofen kan være svært høye. I følge Burton, Kates og White (1993) er det to trender som viser seg for katastrofer der miljøet er farekilden. Den ene trenden er at det oppstår flere katastrofer hvor over 100 mennesker mister livet. Den andre er at det totale antall døde avtar. Årsaken til at det oppstår flere katastrofer hvor over

100 mennesker mister livet, kan komme både av økt rapportering og av befolkningsøkning og høy befolkningskonsentrasjon i farefulle områder. Det at det totale antallet døde er lavere, kan komme av at arbeidet med å advare, evakuere og forhindre katastrofer er forbedret [5]. Et eksempel på dette, er at det blir sendt ut tsunamivarsel dersom det oppstår et jordskjelv på havet.

I april 2010 inntraff to ulykker som førte til store utslipp til miljøet. Den ene ulykken er vulkanutbruddet under isbreen Eyjafjallajökull på Island, 14. april 2010 [64]. Utbruddet førte til at det ble spydd ut store mengder klimagasser hver dag, kanskje mer enn all industri og trafikk i hele Norge til sammen spyr ut per dag. Asken, som kom ut av vulkanen, førte til at flytrafikken i store deler av Europa ble rammet. Fly ble innstilt, og mange ble "askefaste" og kom seg ikke hjem fra blant annet ferie. Det at mange fly ble innstilt, bidro til å veie opp for klimagassene vulkanen slapp ut [61]. Grunnen til at fly ble stående på bakken i områder med vulkanaske, var at asken er farlig for fly. Den kan forstyrre radiosambandet, hindre utsikt i frontvinduene, føre til brudd på luftinntak, og den kan føre til at motorene i flyet stopper [60]. Også luftambulansene ble rammet av asken, og kunne i perioder ikke fly [57]. Etter dette første utbruddet, har vulkanen hatt flere utbrudd som i perioder har rammet flytrafikken i deler av Europa.

Den andre ulykken er en utblåsning på oljeriggen Deep Horizon i Mexicogolfen, 21. april 2010. Denne utblåsningen førte til en eksplosjon av plattformen, og 11 personer døde [59]. 5. mai strømmet det fortsatt 795 000 liter olje ut fra den havarerte plattformen daglig [58]. 6. mai kom det melding om at oljen nådde land i delstaten Louisiana, og andre deler av USAs kysten er truet [63]. Når oljen treffer kystlinjen, er det ressurskrevende å fjerne den, og det er mange sårbare organismer der som kan skades. Kystsonene er gyteområde for mange fiskearter. Fugler i området står i fare for å bli tilgriset eller dø, som følge av oljeutslippet [62].

Eksemplene som er gitt, viser at miljøskade er et dagsaktuelt tema. Bare det halvåret denne rapporten ble utarbeidet, oppsto det flere større ulykker hvor miljøet ble skadet, mennesker ble drept og infrastruktur ble rammet.

Etter ulykken i Seveso, som er nevnt over, ble det vedtatt et EU-direktiv for å forebygge storulykker i industrien og begrense konsekvensene slike ulykker har på mennesker, miljø og materielle verdier. Direktivet er endret flere ganger, som følge av andre ulykker som har oppstått. Også andre direktiv og forskrifter som skal forebygge og begrense forurensning og ta hensyn til miljøet er vedtatt. For europeisk regelverk gjelder dette IPPC-direktivet, og i Norge er det utarbeidet en egen forskrift om krav til konsekvensutredning (Forskrift om konsekvensutredning). Petroleumsindustrien i Norge har opprettet et eget regelverk for helse, miljø og sikkerhet. Ut fra regelverk kommer det klart fram at bedrifter skal ha fokus på miljø, og forsøke å forhindre skade på miljøet så godt som mulig. For å kartlegge bedrifters miljørisiko, kan en miljørisikoanalyse benyttes. Det er utarbeidet flere metoder for hvordan en slik analyse kan gjennomføres, men det er ikke utarbeidet noen standard. En standard for utføring av miljørisikoanalyse kunne vært til stor hjelp for bedrifter i arbeidet med å kartlegge deres miljørisiko.

For å forstå hva miljørisikoanalyse er, er det viktig å kjenne til begrepene farekilde og risiko. Definisjonen for farekilde er [8]:

*Det iboende potensialet for at noe skal forårsake skade. Fare kan inkludere substanser, energiformer, eller måten et arbeid utføres på.*

Det finnes to typer farekilder, de som er villet eller ondsinnet, og de som ikke er det. En villet eller ondsinnet handling, kalles en trussel. Det er da en bevisst handling fra et menneske som forårsaker skaden. Eksempel på trusler er terrorisme, sabotasje eller brannstifting. Et eksempel på en farekilde som ikke er villet eller ondsinnet, er en ventil som lekker olje. Farekilde er et viktig begrep i en miljørisikoanalyse, da det er farekildene som avdekker uønskede hendelser som kan føre til miljøskade [42].

Når det gjelder risiko, presenteres to ulike definisjoner. Dette fordi det finnes to typer risiko. Den ene typen er ulykkesrisiko, som beskriver en hendelse. Et eksempel på en slik hendelse, er risikoen for å bli tatt av et snøskred. Den andre typen risiko er påvirkningsrisiko, som er påvirkning over en viss periode. Det kan for eksempel være risikoen ved å bo i nærheten av en høyspentledning, eller stadige småutslipp fra en bedrift.

Ulykkesrisiko:

*Et uttrykk for den fare som uønskede hendelser representerer for mennesker, miljø eller materielle verdier, og hvor risikoen uttrykkes ved sannsynligheten for og konsekvensene av de uønskede hendelsene[50].*

Påvirkningsrisiko:

*Risiko er muligheten for at hendelser eller menneskelige aktiviteter og beslutninger påvirker (negativt) aspekter av hva mennesket verdsetter [19].*

I artikler og bøker brukes ordene miljørisiko og økologisk risiko om hverandre. Sutter (2007) forklarer forskjellen på hvordan disse begrepene brukes i USA. Miljørisiko beskriver her risikoen til mennesker på grunn av forurensning av miljøet. Økologer kom da opp med begrepet økologisk risiko, som er risiko til ikke-menneskelige organismer, populasjoner og økosystem. I Europa brukes begrepet miljørisiko på samme måte som økologisk risiko brukes i USA [52].

## **1.1 Mål**

Denne rapporten omhandler miljørisikoanalyse, og skal belyse ulike sider av dette begrepet. Som en hjelp til dette, er det satt opp seks delmål som skal betraktes nærmere i rapporten:

1. Identifisere og beskrive kravene til miljørisikoanalyse i norsk og europeisk regelverk.
2. Diskutere og begrense «miljørisikoanalyse». Hva menes med ”miljø” i denne konteksten? Er det bare scenarioer som leder til skade på miljøet, eller kan miljøet også være risikoen?
3. Identifisere og sammenligne de ulike tilnærmingene til miljørisikoanalyse – som finnes i litteraturen.
4. Diskutere konseptet miljørisikoakseptkriterier – og foreslå en tilnærming til dette konseptet.
5. Beskrive og diskutere rollen barrierer har, og spesielt sikkerhetsinstrumenterte system, i miljørisikoanalyse.
6. Foreslå en tilnærming til miljørisikoanalyse og diskutere fordeler og ulemper av den foreslåtte tilnærmingen.

## **1.2 Avgrensning**

Rapporten er utarbeidet med bakgrunn i europeiske forhold. Regelverket som er benyttet, er hentet fra europeiske og norske lover og forskrifter, og arbeidet er av den grunn mest relevant for Europeiske land. Da temaet miljø er aktuelt over hele jorden, kan likevel deler av rapporten være aktuell for andre verdensdeler. Miljøproblemene er ofte de samme, og en metode for miljørisikoanalyse i Europa trenger nødvendigvis ikke være ulik en metode for miljørisikoanalyse i for eksempel Australia.

Miljø er et begrep det kan være vanskelig å definere. Det kan dekke alt fra luft, jord, vann og dyreliv til kulturminner, historiske minnesmerker, bygninger og kunstverk. For denne rapporten dekker begrepet miljø luft, jord, vann, dyreliv og nasjonalparker. Kulturminner, historiske minnesmerker, bygninger og kunstverk defineres som materielle verdier. Bygninger kan også defineres som teknologi. Akkurat hvor grensen mellom miljø, materielle verdier og teknologi går, kan være vanskelig å definere.

Rapporten omhandler miljørisikoanalyse generelt, men ser i tillegg på hvordan temaet behandles i petroleumsindustrien. Grunnen til at nettopp denne industrien er valgt, er at petroleumsindustrien har et eget regelverk som går på helse, miljø og sikkerhet, og de har utarbeidet en egen metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Andre industrier kan også ha eget regelverk og egne metoder, men denne rapporten går ikke nærmere inn på dette.

## **1.3 Oppbygging av rapporten**

Rapporten er delt inn i åtte kapitler. Det første kapitlet gir en innledning til rapporten ved å gi eksempler på en del ulykker som har ført til skade på miljøet, og ved å definere noen sentrale begrep. Målet med rapporten og begrensninger som er foretatt, er beskrevet her. I kapittel to forklares begrepene miljørisikoanalyse og miljørisiko, og kapitlet sier noe om positive og negative sider ved bruk av miljørisikoanalyse. Kapittel tre gir en oversikt over norsk og europeisk regelverk som inneholder krav som stilles til vurdering av miljørisiko. Noe av regelverket gjelder generelt, mens noe kun gjelder for spesielle industrier. Petroleumsindustrien har for eksempel et eget helse, miljø og sikkerhetslovverk. Ulike tilnærminger til miljørisikoanalyse presenteres i kapittel fire. Til slutt i kapitlet kommer en sammenligning av fire av de fem metodene som er beskrevet. Det femte kapitlet omhandler akseptkriterier for miljørisiko. Først gis en beskrivelse av hva risikoakseptkriterier er, så følger en forklaring av miljørisikoakseptkriterier, en beskrivelse av ulike metoder som kan benyttes for å finne disse kriteriene, og til slutt gis eksempel på ulike tilnærminger til miljørisikoakseptkriterier. Barrierer i miljørisikoanalyse beskrives i kapittel seks. Begrepet barriere forklares, ulike klassifiseringer av barrierer presenteres, sikkerhetsinstrumenterte system forklares og det gis eksempel på barrierer i petroleumsindustrien. Om implementering av en barriere kan gå ut over miljøet, er også en problemstilling i dette kapitlet. Kapittel sju presenterer en ny metode for miljørisikoanalyse, mens kapittel åtte gir konklusjon og anbefaling for videre arbeid.



## 2. Miljørisikoanalyse

Miljørisikoanalyse er en risikoanalyse som retter seg mot det ytre miljøet og bærekraftig utvikling, i motsetning til de tradisjonelle risikoanalysene som er rettet mot mennesker og materielle verdier. De ulike typene risikoanalyser har mye til felles. Det som skiller en miljørisikoanalyse fra andre risikoanalyser er at det stilles større krav til kunnskap om biologi og økologi. Det er de senere årene lagt større vekt på miljørisikoanalyser, og det stilles nå krav til gjennomføring av miljørisikoanalyser av myndighetene i de fleste land, som nevnt i innledningen. I følge Rausand og Utne (2009) er hensiktene til en miljørisikoanalyse [42]:

- å analysere om en virksomhet oppfyller myndighetenes regelverk i forhold til miljørisiko
- å vurdere om virksomhetens egne miljømål oppfylles
- å dokumentere miljørisiko for myndigheter og offentligheten
- å danne beslutningsgrunnlag for virksomhetens egne prosjekter, som omfatter risikoreduserende tiltak

I følge MIRA (metode for miljørettet risikoanalyse) er formålene med å gjennomføre en miljørisikoanalyse blant annet [33]:

- å følge pålagte forskrifter og regler fra myndighetene
- å gi en vurdering av om selskapets akseptkriterier og miljømål møtes
- å styre og redusere miljørisiko fra virksomheten best mulig
- å bruke analysen som beslutningsstøtte i prosjektene
- å framlegge dokumentasjon på miljørisiko for miljømyndigheter og andre offentlige instanser
- å kunne gi en dokumentasjon for publikum generelt (berørte parter/kommuner etc.)
- å danne et best mulig grunnlag for valg og dimensjonering av risikoreduserende tiltak, herunder (spesielt) oljevernberedskap

Disse punktene har mye til felles med Rausand og Utnes hensikter som er presentert over. Punkt tre, fire og sju i MIRAs formål, går inn under det siste punktet hos Rausand og Utne, og punkt fem og seks blir sammenfattet i punkt tre hos Rausand og Utne.

Det som, ut fra punktene over, er viktig for en miljørisikoanalyse, er å kartlegge hva myndighetenes regelverk sier om miljørisiko og dokumentere virksomhetens miljørisiko for myndighetene, offentlige instanser og for publikum generelt, og vurdere om virksomhetens egne akseptkriterier og miljømål oppfylles og ut fra dette vurdere risikoreduserende tiltak.

For den økonomiske planleggingen til en bedrift, kan miljørisikoanalyser være et godt verktøy. Det kan være basisen for evaluering av kostnadene ulike risikoreduserende tiltak har for bedriften [10].

### 2.1 Miljørisiko

Tabell 1 viser en matrise over hvilke faktorer en risikoanalyse kan omfatte. En risikoanalyse kan vurdere miljørisiko med hensyn til skade på miljøet, skade på mennesker, skade på teknologi eller skade på materielle verdier. På samme måte kan en analyse der menneske eller teknologi er farekilden, vurdere skade på miljø, menneske, teknologi eller på materielle verdier. Situasjoner der menneske utgjør farekilden, kan være både ved beviste eller ubeviste handlinger. Beviste handlinger kan være sabotasje eller terrorhandling, som for eksempel å tenne på en skog. Dette fører til store miljøskader dersom brannen sprer seg. En handling som

kan føre til samme utfall, men som ikke er gjort bevist, er noen som er ute i skogen og tenner bål. Dersom bålet kommer ut av kontroll, kan dette føre til en stor skogbrann. På slike miljøskader, der menneske er farekilden, kan det utføres miljørisikoanalyse. I situasjoner der menneske fører til skade på andre mennesker, teknologi eller materielle verdier, kan det utføres andre typer risikoanalyser.

Miljørisikoanalyser kan utføres i de tilfellene der teknologi skader miljøet. Et eksempel på dette er oljelekkasje fra et tankskip. Dette kan føre til skade på vegetasjon langs kysten, og til død og skade på fugl og fisk. For situasjoner der teknologi fører til skade på mennesker, teknologi eller materielle verdier, kan det foretas andre typer risikoanalyser.

**Tabell 1: Matrise som viser ulike farekilder, og hva farekildene kan skade. Kryssene viser i hvilke situasjoner en miljørisikoanalyse kan utføres.**

Det som skades	Farekilde		
	Miljø	Menneske	Teknologi
Miljø	x	x	x
Menneske	(x)		
Teknologi	(x)		
Materielle verdier	(x)		

Av tabell 1 kommer det fram at de situasjonene der miljøet fører til skade på miljøet, kan oppfattes som miljørisiko og en miljørisikoanalyse kan her utføres. Grunnen til at de situasjonene der miljø er farekilde og det som skades er menneske, teknologi eller materielle verdier har kryss i parentes, er at ikke alle oppfatter dette som miljørisiko. Typiske hendelser der miljøet er farekilden, er jordskjelv, vulkanutbrudd, tørke, kraftige stormer/orkaner eller en tsunami. Alle disse hendelsene kan føre til stor skade på teknologi eller materielle verdier, det kan skade og ta livet av mennesker, og det kan ødelegge miljøet. Forekomsten av slike hendelser varierer fra land til land. Noen steder er særlig utsatt for tørke, mens andre steder ligger i jordskjelvutsatte områder. For å redusere utfallet av miljøkatastrofer, fokuseres det på å minske omfanget av katastrofen, kontrollere utfallet av katastrofen og en omfattende risikoredusering av skadepotensial [5]. Kapittel 1 gir eksempler på hendelser der miljøet er farekilden.

Denne rapporten omhandler videre kun de situasjonene der miljøet er skadelidende, men ser likevel på de situasjonene der miljøet er farekilden, som miljørisiko. Det å utføre en miljørisikoanalyse med hensyn på ulike typer naturulykker, kan redusere konsekvensene dersom en slik ulykke inntreffer.

## 2.2 Positive og negative sider ved bruk av miljørisikoanalyse

Miljørisikoanalyse er et viktig ledelsesverktøy for bedrifter, og norske forskrifter krever at det skal foretas forbyggende tiltak mot forurensning og at hensynet til miljø alltid skal tas i betraktning ved forberedelse og gjennomføring av planer og tiltak. Det skal etterstrebes å forebygge og begrense konsekvensene av storulykker (se kapittel 3). Det er av den grunn viktig for bedriften å vite hva som er positive og negative sider ved bruken av miljørisikoanalyse.

Bruk av miljørisikoanalyse kan være til hjelp ved beslutningstaking i en bedrift. Dette gjelder særlig ved bestemmelse av hvilket/hvilke risikoreducerende tiltak som skal implementeres. Ofte kan flere tiltak være aktuelle, og en miljørisikoanalyse kan da benyttes som grunnlag for å velge det mest hensiktsmessige tiltaket. En miljørisikoanalyse kan være et hjelpemiddel når ulike risikoer skal sammenlignes for å finne ut om risikoreducerende tiltak er nødvendig. Den bryter ned komplekse system og identifiserer områder i prosessen eller på anlegget hvor risikoreduksjon kan være mest effektiv, den kan brukes som basis for effektiv risikokommunikasjon og den kan brukes for å framheve og prioritere forskningsbehov [10]. En miljørisikoanalyse kan også gi bedriften en mulighet til å avdekke kunnskapsmangler. Dette gir et forbedret kunnskapsgrunnlag, og synliggjøring av usikkerhet i resultatene er av den grunn viktig [42].

Kritikk som er rettet mot bruken av miljørisikoanalyse, er blant annet at en slik vitenskapelig teknikk oppmuntrer til en for stor og overdreven tillit til resultatene som forekommer. Metoden er kritisert for kun å fokusere på deler av problemet i stede for helheten, og at forholdet mellom risikoanalyse og føre-var-prinsippet kan være vanskelig. Hvor ”føre-var” skal vi være [10]? En annen begrensning som bruken av miljørisikoanalyse har, er at det kreves hyppige oppdateringer. Miljørisiko er et komplekst område, hvor eksterne og interne faktorer endrer seg kontinuerlig [42]. Hyppige oppdateringer er både tidkrevende og kostbart for bedriften, og kan av den grunn være vanskelig å gjennomføre.



### 3. Krav som stilles til vurdering av miljørisiko i norsk og europeisk regelverk

#### 3.1 Innledning

For å finne krav som stilles til vurdering av miljørisiko i norsk regelverk, ble det utført søk på forskrifter på nettsiden <http://www.lovddata.no>. Da de fleste europeiske forskrifter er implementert i Norge, ble det ikke utført søk i europeisk regelverk. Søkeord som miljørisiko, miljø og risiko og miljøanalyse gav ingen treff. Ved å søke på risiko for miljø, kom *Rammeforskriften*, som er omtalt nedenfor, opp. Søk på risiko gav *Forskrift om risikoanalyse for flyttbare innretninger*, som i § 4 krever at det skal utføres en teknisk miljøanalyse [14]. Ved å søke på miljø, kom det flere, mer eller mindre relevante, treff som *Rammeforskriften*, *Internkontrollforskriften*, og *Forskrift om vern av miljøet i Antarktis*. I *Internkontrollforskriften* står det blant annet at risiko skal vurderes og reduseres [22]. I *Forskrift om vern av miljøet i Antarktis*, stilles det krav om konsekvensvurdering, hvor eventuelle virkninger på miljøet skal tas hensyn til [15]. Disse to forskriftene blir ikke nærmere omtalt i rapporten.

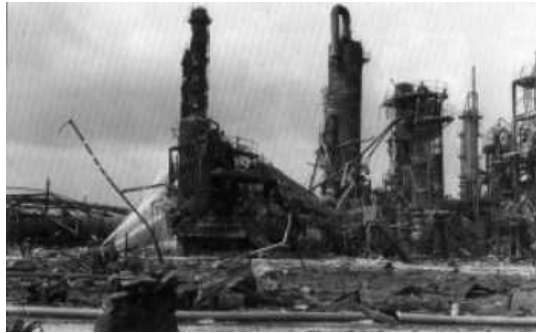
Ved hjelp av andre kilder, viser det seg at det i norsk og europeisk regelverk først og fremst er tre direktiv/forskrifter som omhandler krav til vurdering av miljørisiko. Dette er *Seveso II-direktivet*, *IPPC-direktivet* og *Forskrift om konsekvensutredning*. Disse er nærmere beskrevet i avsnitt 3.2, 3.3 og 3.4. Når det gjelder petroleumsindustrien, er det utarbeidet et eget sett med forskrifter som går på helse, miljø og sikkerhet; *Rammeforskriften*, *Aktivitetsforskriften*, *Styringsforskriften*, *Opplysningspliktforskriften* og *Innretningsforskriften*. Alle disse forskriftene omhandler vurdering av miljørisiko i større eller mindre grad (avsnitt 3.5). Til slutt i dette kapittelet er det tatt med noen eksempler på forskrifter fra andre industrier.

#### 3.2 Seveso II-direktivet (Storulykkeforskriften)

Bakgrunnen for Seveso II-direktivet er ulykken som oppsto i en kjemisk fabrikk i landsbyen Seveso, nord i Italia 10. juli 1976 (figur 2). Farlige miljøgifter ble sluppet ut i luften over et område på ca. 1 800 hektar. Dette førte til at hundrevis av mennesker ble evakuert, husdyr ble nødslaktet, avlinger ble destruert, og det ble registrert akutte hudlidelser på mennesker. Det er ikke knyttet noe dødsfall direkte til ulykken, men registrering av senvirkninger pågikk fortsatt i 2006. Etter ulykken ble det økt fokus på faremomenter i kjemisk industri, og et direktiv for forebygging av slike ulykker ble utarbeidet. Det fikk navnet Sevesodirektivet, og kom ut i 1982 [49]. Etter dette, er direktivet blitt endret flere ganger. Det ble endret etter Bhopal-ulykken i 1984, etter brannen i lageret til medisinprodusenten Sandoz i Basel i Sveits i 1986 og etter Piper Alpha-ulykken på britisk sokkel i 1988. Etter denne siste revisjonen fikk det navnet Seveso II-direktivet [42].

Seveso II-direktivet (EUs storulykkedirektiv) er et minimumsdirektiv. Dette betyr at det må utvikles nasjonale regelverk ut fra direktivet i de enkelte medlemslandene. Regelverket må minst oppfylle kravene i direktivet. For norsk regelverk er Seveso II-direktivet implementert gjennom storulykkeforskriften [42]. Formålet med denne forskriften er [50]:

*Forskriften har som formål å forebygge storulykker der farlige kjemikalier inngår, samt begrense de konsekvenser storulykker kan få for mennesker, miljø og materielle verdier, og gjennom dette sikre høy grad av beskyttelse på en enhetlig og effektiv måte.*



Figur 2: Ulykken i den kjemiske fabrikken i Seveso, 10. juli 1976 [54].

De som fører tilsyn med etterlevelsen av denne forskriften i Norge, er Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap, Direktoratet for arbeidstilsynet, Klima- og forurensningsdirektoratet, Petroleumsstilsynet og Næringslivets sikkerhetsorganisasjon. Disse kan da, innen sine respektive tilsynsområder, fatte nødvendige vedtak og fastsette vilkår for å gjennomføre forskriften [50].

Virksomhetene som går inn under forskriften, skal systematisk arbeide for å forebygge og begrense konsekvensene av storulykker. Dette skal sikres gjennom funksjonelle styringssystem og tilstrekkelige ressurser. Arbeidet skal dokumenteres, og stilles til rådighet for tilsynsmyndighetene. Virksomhetene skal også utarbeide en sikkerhetsrapport. Dette for å dokumentere at [50]:

- et systematisk arbeid for å forebygge og begrense konsekvensene av storulykker er etablert og iverksatt.
- risikoen for en storulykke er identifisert, og at nødvendige tiltak er truffet for å redusere sannsynligheten for at slike ulykker inntreffer og begrense konsekvensene av storulykke for mennesker, miljø og materielle verdier.
- tilstrekkelig sikkerhet og pålitelighet er innarbeidet i planlegging, bygging, drift og vedlikehold av anlegg og infrastrukturer tilknyttet drift forbundet med risiko for storulykker innen virksomheten.
- det er utarbeidet interne beredskapsplaner og at det foreligger tilstrekkelige opplysninger som gir grunnlag for å utforme eksterne beredskapsplaner med henblikk på å treffe nødvendige tiltak ved en storulykke.
- relevante myndigheter er meddelt tilstrekkelige opplysninger for å kunne ta beslutninger om plasseringen av nye virksomheter eller utvikling av eksisterende virksomheter.

Sikkerhetsrapporten skal inneholde navn på organisasjonen som har utarbeidet rapporten, og en oppdatert liste over farlige kjemikalier i virksomheten [50].

The European Commission har utarbeidet en veiledning for hvordan sikkerhetsrapporten skal utarbeides for å møte kravene gitt i Seveso II-direktivet. Det som bør inngå i sikkerhetsrapporten er informasjon om ledelsessystemet og organiseringen av virksomheten med tanke på forebygging av ulykker, en presentasjon av miljøet rundt virksomheten, en beskrivelse av anlegget, identifisering, ulykkesrisikoanalyse og forebyggende metoder, og tiltak for beskyttelse og intervensjon for å begrense konsekvensene av en ulykke. En nærmere beskrivelse av innholdet kan leses i veiledningen [9]. Sikkerhetsrapporten vil inneholde mye av det sammen som en rapport fra en risikoanalyse vil inneholde. Når miljøet blir vurdert i en sikkerhetsrapport, kan dette sammenlignes med en miljørisikoanalyse.

### 3.3 IPPC-direktivet

IPPC-direktivet er et direktiv som omhandler integrert forebygging og begrensning av forurensning. Direktivet blir i Norge implementert gjennom utslippstillatelser fra Klif (Klima- og forurensningsdirektoratet) [47]. Formålet med direktivet er:

*Formålet med IPPC-direktivet (EUs rådsdirektiv 96/61 EF) er å samle regulering av alle forurensende utslipp til luft, vann og jord fra én og samme virksomhet i én tillatelse, gitt av én myndighet. Ved dette skal man oppnå en mer helhetlig vurdering og regulering av den samlede forurensningsbelastningen forårsaket av en virksomhet, og derigjennom en bedre beskyttelse av miljøet [25].*

Direktivet lister opp forpliktelser for hvordan anlegget skal drives. I dette inngår det at anlegget skal ha forebyggende tiltak mot forurensning, det skal ikke forårsake noen vesentlig forurensning, det skal unngå avfallsproduksjon så langt det er mulig (dersom avfall produseres skal det gjenvinnes eller deponeres på mest miljømessige måte), det skal utnytte energien effektivt, det skal ha tiltak for å forebygge uhell og begrense følgene av dem, og det skal ha tiltak for å unngå enhver forurensningsrisiko ved endelig opphør av virksomheten [24]. IPPC-direktivet baseres på fire hovedprinsipp. Disse er [47]:

1. Enhetlig tilnærming
2. BAT (best available techniques)
3. Fleksibilitet
4. Offentlig deltagelse

Det første punktet er utdypet ovenfor, i formålet med direktivet. BAT går ut på at virksomheten er pliktet til å benytte den beste tilgjengelige teknikken så langt det er mulig. Utslippsgrensene som fastsettes i en tillatelse skal basere seg på BAT. Med fleksibilitet menes at tekniske særegenheter ved en installasjon, geografisk plassering og lokale miljøbetingelser skal kunne tas hensyn til når tillatelser fastsettes. Offentlig deltagelse går ut på at tillatelser skal være tilgjengelig for offentligheten, slik at offentligheten kan delta i beslutningsprosessen og uttrykke meninger [47].

Beste tilgjengelige teknikk defineres ulikt av Forurensningsforskriften og Statens petroleumstilsynet. I Forurensningsforskriften forklares BAT som det trinnet i utviklingen av virksomhetsformene og driftsmetodene som er det mest effektive og avanserte. Videre forklares de tre ordene beste, tilgjengelige og teknikk. Med *teknikk* menes både den anvendte teknologi og måten anlegget konstrueres, bygges, vedlikeholdes, drives og avvikles på. Med *tilgjengelige* menes de teknikker som er utviklet slik at de kan anvendes i den aktuelle industrielle sektor på økonomisk og teknisk mulige vilkår. Her skal det tas hensyn til kostnader og fordeler, og den tilgjengelige teknikken skal brukes uavhengig av om den anvendes eller produseres i Norge eller ikke. Forutsetningen er at virksomheten har tilgang til teknikken på rimelige vilkår. Med *beste* menes de mest effektive teknikkene for å oppnå et høyt allment vernnivå for miljøet som helhet [16].

Statens forurensningstilsyn definerer, i sin rapport om nullutslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten, BAT ved risikoreduksjon som de tekniske, operasjonelle eller organisatoriske løsningene som etter en vurdering av skadepotensialet, nåværende og framtidig bruk og kostnader gir de beste resultatene [26].

Begge disse definisjonene tar med økonomi som en del av vurdering for bruk av BAT. Dersom den teknikken som regnes for å være den beste, er uforholdsmessig dyr i forhold til fordelene den har, må det vurderes om det lønner seg å bruke den [47].

Ved bruk av BAT skal det fokuseres på teknikker som forhindrer forurensning, og når BAT bestemmes skal det legges vekt på blant annet bruk av lav-utslipps-teknologi, bruk av stoffer som er mindre farlige, gjenbruk og resirkulering av avfall og benyttede stoffer, og tid som kreves for å introdusere BAT [47].

### **3.4 Forskrift om konsekvensutredning**

Forskrift om konsekvensutredninger gjelder for planer etter plan- og bygningsloven, og for tiltak og planer etter annet regelverk (se § 2 og § 3 i forskriften). Formålet med forskriften er [11]:

*Formålet med bestemmelsene om konsekvensutredninger (KU) er å sikre at hensynet til miljø og samfunn blir tatt i betraktning under forberedelsen av planer eller tiltak, og når det tas stilling til om, og på hvilke vilkår, planer eller tiltak kan gjennomføres.*

I forskriftens vedlegg III settes det krav til hva en konsekvensutredning må inneholde. Først skal det utarbeides en redegjørelse for planen eller tiltaket som skal gjennomføres. Under dette punktet inngår det å fastsette innhold og formål, begrunne tiltak, utarbeide en tidsplan for gjennomføringen, og sikre at det foreligger en redegjørelse for forholdet til kommunale, fylkeskommunale og andre regionale og nasjonale planer som er relevante i forhold til den aktuelle planen eller tiltaket. Konsekvensutredningen skal inneholde en beskrivelse og vurdering av virkningene som planen eller tiltaket som utarbeides kan få for miljøet og samfunnet. Her inngår blant annet forurensning, transportbehov, energiforbruk og energiløsninger, kulturminner og kulturmiljø, naturens mangfold, landskap, sikring av jordressurser, befolkningens helse og helsens fordeling i befolkningen, kriminalitetsforebygging, beredskap og ulykkesrisiko, risiko ved havstigning, og barn og unges oppvekstvilkår [11].

Hvilke planer og tiltak som skal behandles etter forskriften, er nærmere beskrevet i forskriftens kapittel II. Noen planer og tiltak skal alltid behandles etter forskriften, mens andre skal vurderes. Forskriften presiserer hvilke kriterier planene og tiltakene skal vurderes opp mot [11].

En konsekvensutredning kan ses på som en forenklet miljørisikoanalyse. Dette fordi en konsekvensutredning ikke omfatter alle punktene i en miljørisikoanalyse, men fokuserer mest på konsekvensene et utslipp kan føre med seg. Konsekvensutredningen tar hensyn til blant annet støy og landskapsestetikk, noe en miljørisikoanalyse ikke omfatter.

### **3.5 Petroleumsindustrien**

Når det gjelder helse, miljø og sikkerhet i petroleumsindustrien (figur 3), reguleres dette av fem forskrifter; *Rammeforskriften*, *Aktivitetsforskriften*, *Styringsforskriften*, *Opplysningspliktforskriften* og *Innretningsforskriften*. Disse forskriftene trådte i kraft 1. januar 2002. Grunnen til at det er utarbeidet et slikt felles regelverk for helse, miljø og sikkerhet, er at reguleringen av og tilsynet med petroleumsvirksomheten da i størst mulig grad blir helhetlig og samordnet. De som fører tilsyn med at regelverket etterleves på de respektive forvaltningsområdene, er Petroleumstilsynet, Klima- og forurensningsdirektoratet og Statens



helsetilsyn. Koordinering av tilsyn med petroleumsvirksomheten er Petroleumstilsynets ansvarsområde [35].



Figur 3: Gullfaks A, Nordsjøen [53].

### 3.5.1 Rammeforskriften

Rammeforskriften er en forskrift om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten. Formålet med forskriften er [38]:

- *å framme et høyt nivå for helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten,*
- *å oppnå systematisk gjennomføring av tiltak for å oppfylle kravene og nå målene som er gitt i helse-, miljø- og sikkerhetslovgivningen,*
- *å videreutvikle og forbedre nivået for helse, miljø og sikkerhet.*

I § 9 beskriver rammeforskriften hvilke prinsipper som skal legges til grunn for risikoreduksjon. Blant annet skal skade eller fare for skade på mennesker, miljø eller materielle verdier forhindres eller begrenses i tråd med helse-, miljø- og sikkerhetslovgivningen. De løsningene som samlet gir de beste resultatene, når skadepotensialet, nåværende og framtidig bruk og økonomi er tatt i betraktning, skal benyttes. Dersom det er usikkerhet på grunn av utilstrekkelig kunnskap omkring en teknisk, operasjonell eller organisatorisk løsning, skal det velges en løsning som reduserer usikkerheten [38].

Operatøren er pliktig til å gjennomføre overvåking over det marine miljøet. Dette for å sikre at beslutningsgrunnlaget og kunnskapen er tilstrekkelig for å opprettholde en akseptabel miljøtilstand. Det som inngår i overvåkingen, er grunnlagsundersøkelser, miljøovervåking, etterkantundersøkelser, fjernmåling og karakterisering av olje og kjemikalier [38].

### 3.5.2 Aktivitetsforskriften

Denne forskriften omhandler utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten. Det som går på ytre miljø i forskriften, er blant annet at det ytre miljøet skal overvåkes. Ved hjelp av overvåking kan forurensninger påvises og kartlegges. Definerede regioner skal samarbeide om denne overvåkingen. Dersom en akutt forurensning skulle inntreffe, skal en plan for

overvåking over en aksjon mot dette være etablert. Det skal etableres et fjernmålingssystem slik at akutt forurensning fra innretningen raskt blir oppdaget og kartlagt. Ved akutt forurensning skal det utføres etterkantundersøkelser. Dette for å identifisere og beskrive risiko for forurensningen. Forurensning som følge av operasjonelle utslipp skal overvåkes, for både havbunnen og vannsøylen. Hvordan dette skal utføres, er beskrevet i vedlegg 1 til forskriften [2].

Forskriften sier også at miljøstatus må kartlegges. Kartleggingen foretas ved at det utføres grunnlagsundersøkelser før leteboring på dypt vann, før leteboring i områder med særlig sårbare miljøressurser, og før produksjonsboring. Når det gjelder oljeholdig vann, skal dette renses før det slippes ut i sjøen slik at oljeinnholdet er så lavt som mulig. Kjemikalier som ikke brukes, skal ikke slippes ut i sjøen. Dette gjelder også for kaks fra bore- og brønnaktiviteter, sand og andre faste partikler med et oljeinnhold på over ti gram per kilo tørr masse, eller olje eller oljeholdig vann fra brønntesting eller opprensning av produksjons- eller injeksjonsbrønner, som ikke er rensset [2].

### **3.5.3 Styringsforskriften**

Denne forskriften omhandler blant annet styring av risiko, og styring av helse, miljø og sikkerhet i petroleumsindustrien. Som en del av styringselementene i forskriften, inngår å sette akseptkriterier for storulykkes- og miljørisiko. Det skal settes akseptkriterier for personellet på innretningen som helhet, for personellgrupper som er spesielt risikoutsatt, for bortfall av hovedsikkerhetsfunksjoner, for forurensning fra innretningen, og for skade på tredjepart [51].

Et tiltak for å ivareta helse, miljø og sikkerhet, er utføring av analyser. Til dette skal anerkjente modeller, metoder og teknikker og de best tilgjengelige dataene benyttes. Formålet med analysen, og hvilke betingelser, forutsetninger og avgrensninger som legges til grunn, må komme klart fram. De analysene som er nærmere omtalt i forskriften, er analyse av storulykkesrisiko, kvantitative risiko- og beredskapsanalyser, miljørettede risiko- og beredskapsanalyser, og analyse av arbeidsmiljøet. Miljørettede risikoanalyser skal utføres for blant annet akutt forurensning og for bakgrunnsbelastning, og analysene for de enkelte innretningene skal kunne sammenlignes på en entydig måte [51]. De må da presenteres i sammenlignbare kategorier for alle innretningene. Det som menes med bakgrunnsbelastning er operasjonelle utslipp fra innretningen, og informasjon fra regionale konsekvensutredninger der dette finnes [36].

Når en miljørettet risikoanalyse skal utføres, trengs enkelte viktige opplysninger. Disse er forurensningens fysiske, kjemiske og økotoksikologiske egenskaper, forurensningens karakteristikk, transport og spredning, forvitring, økosystemers sårbarhet, meteorologiske data, og miljøprioriteringskart for sårbare ressurser [36].

### **3.5.4 Opplysningspliktforskriften**

Denne forskriften omhandler materiale og opplysninger i petroleumsvirksomheten. Den sier blant annet noe om hvilke opplysninger om overvåking, utslipp og risiko for forurensning som skal rapporteres, og hvilke fare- og ulykkesituasjoner som skal varsles videre. Noe av rapporteringen og varslingen skal sendes til Petroleumstilsynet, mens annet skal sendes til Statens forurensningstilsyn. Blant materiale og opplysninger som skal sendes til Statens forurensningstilsyn, er resultater fra overvåking av det ytre miljøet, opplysninger om endring i risikoen for forurensning, rapport om årlig utslipp, og resultater fra risiko- og

beredskapsanalysene (nevnt i aktivitetsforskriften). Dersom en fare- eller ulykkessituasjon som har ført til, eller kunne ha ført til alvorlig og akutt skade, akutt livstruende sykdom, alvorlig svekking eller bortfall av sikkerhetsfunksjoner eller andre barrierer slik at innretningens integritet er i fare, eller akutt forurensning oppstår, må dette varsles til Petroleurstilsynet. Varslingen skal skje umiddelbart over telefon, og varselet skal bekreftes skriftlig. Dersom hendelsen er mindre alvorlig eller av mindre akutt karakter, skal dette rapporteres med en enkel skriftlig melding første arbeidsdag etter at situasjonen inntraff eller ble oppdaget [34].

### **3.5.5 Innretningsforskriften**

Innretningsforskriften er en forskrift som blant annet går på utforming og utrusting av innretninger i petroleumsvirksomheten. Ved valg av tekniske løsninger, skal de løsningene som hindrer skadelig kjemisk påvirkning på mennesker og miljø, og som reduserer behovet for bruk av kjemikalier velges. Anlegg som brukes til lagring, bruk, gjenvinning og destruksjon av kjemikalier, skal velges, utformes og plasseres med hensyn til helse og sikkerhet for personell, korrosjon og andre former for nedbryting av materialer, brann- og eksplosjonsfare, og risiko for forurensning. Dersom en akutt forurensning forekommer, skal innretningen ha tilgang til materiell som effektivt kan settes inn i aksjon [21]. Materiellet bør være funksjonelt, robust, fleksibelt og tilpasset vær-, vind- og strømforhold i hele influensområdet til forurensningen [37].

## **3.6 Forskrifter for andre industrier**

Som for petroleumsindustrien, har andre industrier egne forskrifter som sier noe om krav som stilles til vurdering av miljørisiko. Blant disse er skipsfart og transport av farlig gods. Nedenfor presenteres en forskrift for skipsfart og en for transport av farlig gods, for å gi noen eksempler på forskrifter fra andre industrier.

### **3.6.1 Skipsfart**

#### *Forskrift om risikoanalyse for flyttbare innretninger*

I kravene til risikoanalyse står det at en teknisk miljørisikoanalyse som kartlegger potensialet for å redusere risikoen for forurensning i en normal tilstand og i en ulykkestilstand skal utføres [14].

### **3.6.2 Transport av farlig gods**

#### *Forskrift om landtransport av farlig gods*

Transporten skal gjennomføres på en sikker og forsvarlig måte, og det farlige godset skal behandles på en slik måte at miljøskader forebygges. Det kreves at virksomheten skal foreta risikovurdering for å finne de farene og problemene som kan oppstå ved transporten, og på bakgrunn av dette redusere risikoen til et akseptabelt nivå [12].



## 4 Ulike tilnærminger til miljørisikoanalyse

For å finne ulike metoder for miljørisikoanalyse, ble det utført søk blant ulike standarder. Søkeord som miljørisiko, miljøvurdering, miljørisikoanalyse, miljørisikovurdering, miljø, miljøanalyse, risikoanalyse og risikovurderinger ble benyttet på både norsk og engelsk. Det kom opp flere analyser som omhandlet risiko generelt, som for eksempel *NS 5814 Krav til risikovurderinger*, men ingen som direkte omhandlet miljørisikoanalyse. Videre ble det utført søk på Google og i Science Direct, og av det som der ble funnet presenteres fem ulike metoder for å utføre en miljørisikoanalyse. To av metodene er generelle (avsnitt 4.2 og 4.3), mens de tre andre omhandler spesifikke områder. En er rettet mot oljeindustrien (avsnitt 4.1), en annen mot nye substanser (avsnitt 4.4) og en tredje omhandler regional miljørisikovurdering (avsnitt 4.5).

### 4.1 MIRA – Metode for miljørettet risikoanalyse

MIRA er en metode for miljørettet risikoanalyse innen oljeindustrien, som er utarbeidet av OLF (Oljedirektoratets Landsforening). Hensikten med MIRA er blant annet [33]:

- å synliggjøre miljørisiko ved aktiviteten.
- å synliggjøre hvilke aktiviteter/hendelser ved en operasjon som bidrar til miljørisiko, for å kunne iverksette sannsynlighetsreduserende tiltak (for eksempel endret design eller rutiner).
- å synliggjøre/identifisere hvilke naturlig forekommende ressurser som vil være utsatt ved akutte utslipp, for å kunne iverksette konsekvensreduserende tiltak (for eksempel oljevernberedskapstiltak).

De elementene som skal inngå i en miljørisikoanalyse er, i følge MIRA, akseptkriterier for miljørisiko, utslippssenarioer, vind og strømdata, biologiske ressurser som forekommer i influensområdet, verdien til ressursene og sårbarheten ressursene har overfor oljeforurensning på individ-, populasjons- og samfunnsnivå. For de ulike utslippsscenarioene skal sted, tid, oljetype, rate, varighet og forløp beskrives.

MIRA har tre metodiske nivåer: referansebasert analyse, eksponeringsbasert analyse og skadebasert analyse, hvor referansebasert er den minst omfattende og skadebasert er den mest omfattende analysen. En referansebasert analyse gir en rask indikasjon på risikonivået, men den inkluderer ikke oljespredningsberegninger. I eksponeringsbasert analyse benyttes sannsynligheter for oljeforurensning og for at sårbare og verdifulle ressurser er til stede, til å gi et mål for potensiell miljørisiko for et avgrenset område. Ved skadebasert analyse blir enkelte arter, bestander og habitater valgt ut, på grunnlag av hvilke som er gode indikatorer for miljørisiko ved akutte utslipp. For disse, som videre kalles VØK (Verdsatt Økosystem Komponent), beregnes skadegrad og restitusjonstid [33].

Ved gjennomføring av en MIRA, blir ulike steg gjennomgått. Hvor mange steg som gjennomgås, avhenger av hvilket nivå man er på. De syv hovedstegene er [33]:

- Steg 1: Definere akseptkriterier
- Steg 2: Etablere en aktivitetsbeskrivelse
- Steg 3: Etablere sannsynlighetsestimater for uønskede hendelser
- Steg 4: Etablere et tilstrekkelig antall sannsynlige kombinasjoner av utslippsvarigheter og -rater i miljørisikoanalysen

- Steg 5: Oljespredningsberegninger
- Steg 6: Gjennomføre skadeberegninger
- Steg 7: Beregne miljørisiko

Felles for alle tre nivåene er steg 1-4, og det som skiller eksponeringsbasert og skadebasert analyse er at ved skadebasert analyse gjennomføres skadeberegninger. Nedenfor gis en beskrivelse av de enkelte stegene, ut fra rapporten utgitt av OLF [33].

### **Steg 1: Akseptkriterier**

Steg én går ut på å sette akseptkriterier for miljøskade. Akseptkriteriene skal fastsettes av operatøren, og de gir en øvre grense for den akseptable risikoen ved virksomheten. Behovene som akseptkriteriene bør oppfylle, er blant annet å ivareta selskapsinterne retningslinjer for sikkerhetsstyring, overholde myndighetskrav, bidra til styring av miljørisiko, og de bør utformes slik at det er mulig å analysere/evaluere om akseptkriteriene overholdes. Et prinsipp som kan brukes som grunnlag for akseptkriterier, er at restitusjonstiden (varigheten) etter en miljøskade skal være ubetydelig i forhold til forventet frekvens av hendelser som medfører miljøskade. Ubetydelig kan her tolkes ulikt av ulike selskap. Noen kan sette en grense på 1 % av tiden i et langt tidsperspektiv, mens andre kan sette grensen på 5 %. Akseptkriterier for miljørisiko er nærmere beskrevet i kapittel 5.

### **Steg 2: Etablere en aktivitetsbeskrivelse**

I dette steget blir aktiviteten som skal analyseres bestemt og beskrevet. Det som bør inngå i denne kartleggingen, er:

- hvilken type aktivitet som skal analyseres
- omfanget av aktiviteten
- eksisterende kunnskaper om det aktuelle reservoaret
- hva som eksisterer av sammenlignbar informasjon og ut fra dette om det er tilstrekkelig med en referansebasert (forenklet) analyse
- om det forligger tidligere miljørisikoanalyser som dekker aktiviteten eller som kan brukes til sammenlikning
- andre grunnleggende forutsetninger og antagelser

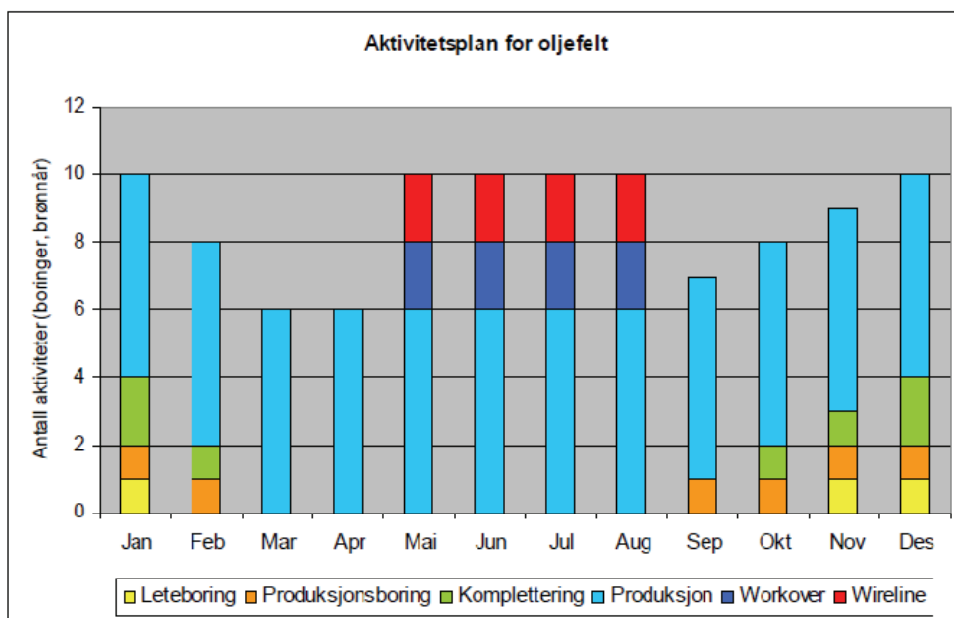
Tidsrommet hvor utføring av aktivitetene planlegges er også viktig å få med under dette punktet, slik at sesongmessige variasjoner i miljørisiko framkommer. Dersom aktivitetsnivået endrer seg for en installasjon, er det viktig at miljørisikoanalysen blir oppdatert. Miljørisikoanalysen bør av den grunn oppdateres hvert 3.-5. år. Figur 4 viser et eksempel på hvordan en aktivitetsplan for et oljefelt i drift kan se ut.

### **Steg 3: Etablere sannsynlighetsestimat for uønskede hendelser**

Her skal det utarbeides et estimat for sannsynligheten for at en uønsket hendelse, som har potensielle miljøkonsekvenser, inntreffer. Estimaten utføres på bakgrunn av erfaringsdatabasene og aktivitetene som er beskrevet i steg to.

### **Steg 4: Rate/varighetsberegning**

I steg fire skal beregning av sannsynlige kombinasjoner av rate og varighet av miljøutslipp utføres. Disse beregningene kan utføres ulikt av de ulike operatørselskapene. Av den grunn har OLF utarbeidet retningslinjer for hvordan beregningene skal utføres. Dette bidrar til at det blir enklere å kommunisere analyseresultatene, og det gir styrket tillit hos beslutningstakerne.



Figur 4: Eksempel på en aktivitetsplan for et oljefelt i drift [33].

### Steg 5: Oljespredningsberegninger

Oljespredningsberegninger utføres på ulike måter for de tre nivåene. For eksponerings- og skadebasert analyse etableres nødvendige oljedriftsdata, mens den referansebaserte analysen benytter eksisterende oljedriftsdata. Beregningene utføres for å danne et grunnlag for skadeberegningene i steg seks, og for å gi utfyllende statistisk og scenariobasert informasjon som grunnlag for en beredskapsanalyse. Til beregningene benyttes en oljedriftsmodell. Denne kan beregne oljekonsentrasjoner i vannmasser, statistikk fra et gitt område og den kan gi en fordeling av oljemengder i ulike kystavsnitt. Oljespredningsberegningene bør utføres gjennom hele året, for vinter, vår, sommer og høst, for å få med eventuelle sesongvariasjoner.

### Steg 6: Gjennomføre skadeberegninger

Dette steget gjennomføres, som steg fem, ulikt for de tre nivåene. Referansebasert analyse sammenligner miljørisikoen som er beskrevet i referanseanalysen, mens de to andre analysene skilles ut fra detaljeringsnivå. Eksponeringsbasert analyse er en screening analyse av potensialet for miljøskade. En mer direkte beregning av miljøskade gis ved den skadebaserte analysen. Beregningen uttrykkes ved restitusjonstiden for den/de utvalgte VØK artene eller områdene innenfor influensområdet.

### Steg 7: Beregning av miljørisiko

I dette steget vurderes det om akseptkriteriene selskapet har, overholdes. Formålet med beregningene, er å finne de tiltakene som bidrar til å redusere sannsynligheten og konsekvensen for miljøskade. Beregningene danner grunnlag for dimensjonering av oljevernberedskapen.

For nærmere beskrivelse av de tre metodiske nivåene, og nødvendige inngangsdata, databehandling og utgangsdata for de ulike stegene henvises til OLFs rapport *Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA)* [33].

### 4.1.1 Usikkerhet

Beregningene som utføres kan aldri ses på som eksakt rette mål på miljøskade for et område, men de kan gi gode estimater. Verdiene bygger på tilgjengelig kunnskap og erfaringsdata fra tidligere oljeutslipp, slik at når nye data foreligger kan målet på miljørisiko endres. Usikkerhetsfaktorer i miljørisikoanalyser kan være frekvens for utblåsning, utblåsningsscenarioer, oljetype og oljeegenskaper, modellering av oljedrift, usikkerhet i fordeling av sårbare ressurser, og usikkerhet i beregning av skadeomfang [33].

## 4.2 Risikoanalyse for miljø

Denne metoden presenteres av Rausand og Utne, i deres bok *Risikoanalyse- teori og metoder*. Som for MIRA, har denne metoden tre nivåer med ulik grad av kompleksitet og detaljering. Nivå en baserer seg på referanseverdier, slik den referansebaserte analysen i MIRA gjør. Nivå to omfatter beregninger av eksponering innenfor et begrenset område, som også gjelder for den eksponeringsbaserte analysen i MIRA. Når det gjelder nivå tre, skiller dette seg litt fra MIRAs skadebaserte analyse. Her baseres det i større grad på målt eksponering, enn på beregninger. Den skadebaserte analysen i MIRA går på beregninger og ikke målinger. Siden en nivå en analyse er minst detaljert, vil det her være større usikkerhet i resultatene enn i en nivå tre analyse. Alle de tre nivåene benytter samme akseptkriterier. Metoden består i hovedsak av fem trinn [42]:

- Trinn 0: Innledning
- Trinn 1: Avdekke uønskede hendelser
- Trinn 2: Analysere sannsynligheter og konsekvenser
- Trinn 3: Vurdere risiko
- Trinn 4: Foreslå og implementere risikoreducerende tiltak

Hvert trinn må være gjennomarbeidet før neste trinn startes. Nedenfor er de ulike trinnene beskrevet, slik de framstilles av Rausand og Utne (2009) [42].

### Trinn 0: Innledning

I dette trinnet blir systemet og aktiviteten(e) som skal analyseres avgrenset og beskrevet. Ofte kan det være sesongvariasjoner i aktivitetsnivået, slik at risikoen varierer med årstidene. Dette må tas hensyn til. Informasjon om kjemikalier bør tas med i trinnet. Viktige opplysninger er da om kjemikaliene kan forårsake forgiftninger, om de kan være kreftframkallende eller etsende, og opplysninger om toleransedoser og respons. Dersom kunnskap om stoff mangler, skal de behandles etter føre-var-prinsippet. Dette prinsippet er nærmere beskrevet i avsnitt 5.4.1. Under dette trinnet skal også akseptkriterier fastsettes. Utføringen av trinnet varierer etter hvilket nivå analysen baseres på.

### Trinn 1: Avdekke uønskede hendelser

I trinn én skal de uønskede hendelsene, som kan føre til miljøskade, kartlegges. Eksempler på uønskede hendelser for oljeutslipp er utblåsninger, rørledningslekkasjer eller lekkasje i forbindelse med laste- og losseoperasjoner. Metoder som kan benyttes for å finne uønskede hendelser er for eksempel Grovanalyse, FMECA eller HAZOP. Disse er nærmere beskrevet i boken *Risikoanalyse – teori og metoder*, av Rausand og Utne (2009).

### Trinn 2: Analysere sannsynligheter og konsekvenser

Her skal sannsynlighetene og konsekvensene for de ulike uønskede hendelsene analyseres. Dersom en teknisk risikoanalyse er gjennomført, kan sannsynlighetene for uønskede



hendelser hentes der, eller de kan finnes i ulike databaser. Ved en analyse av konsekvensene må det tas hensyn til at ulike grupper vil kunne reagere forskjellig på miljøskadene. Påvirkning på barn, voksen og gravide kan ha ulike konsekvenser, og det kan også påvirkningen på ulike dyrearter i økosystemet.

### **Trinn 3: Vurdere risiko**

Risikoen vurderes med hensyn til sannsynlighetene og konsekvensene som analyseres i trinn to. Dersom det er installert barrierer for å hindre uønskede hendelser eller redusere konsekvensene, må disse tas hensyn til før risikoen sammenlignes med akseptkriteriene. Analysen kan avsluttes på dette trinnet dersom risikoen til de ulike uønskede hendelsene ikke overstiger akseptkriteriene. Det er da ikke behov for risikoreduserende tiltak.

### **Trinn 4: Foreslå og implementere risikoreduserende tiltak**

Dersom risikovurderingen i trinn tre viser at risikoreduserende tiltak ikke behøves, avsluttes analysen på det trinnet, som nevnt over. Om forurensningen sannsynligvis vil brytes ned naturlig, er det heller ikke nødvendig med tiltak, men en slik situasjon må dokumenteres. I de tilfellene der tiltak må iverksettes eller videre undersøkelser er nødvendig, må effektivitet i forhold til kostnad vurderes når videre metode skal velges.

## **4.3 Et rammeverk for miljørisikovurdering og ledelse**

Denne metoden for miljørisikovurdering presenteres av DEFRA (Department of Environment, Food and Rural Affairs). Rammeverket som metoden bygger på, vises i figur 5. Miljørisiko kan analyseres i tre ulike klasser: Risiko screening, kvantitativ risikovurdering og detaljert kvantitativ risikovurdering. Hvilken klasse hver risiko skal vurderes i, er proporsjonell med risikoens prioritet og kompleksitet. For hver klasse skal følgende steg vurderes [7]:

- Steg 1: Identifisering av fare
- Steg 2: Identifisering av konsekvenser
- Steg 3: Estimering av omfanget av konsekvensene
- Steg 4: Estimering av sannsynlighetene for konsekvensene
- Steg 5: Estimering av betydningen av en risiko

Nedenfor gis en beskrivelse av de fem stegene, slik de presenteres av DEFRA [7].

### **Steg 1: Identifisering av fare**

Farene som her identifiseres, er eiendeler/utstyr eller situasjoner som kan føre til skade på miljøet. Det kan for eksempel være utslipp av CFC (klor-fluor-karbon) gasser eller planting av genmodifisert avling. En vanlig felle å gå i, under dette steget, er å overse sekundære farer.

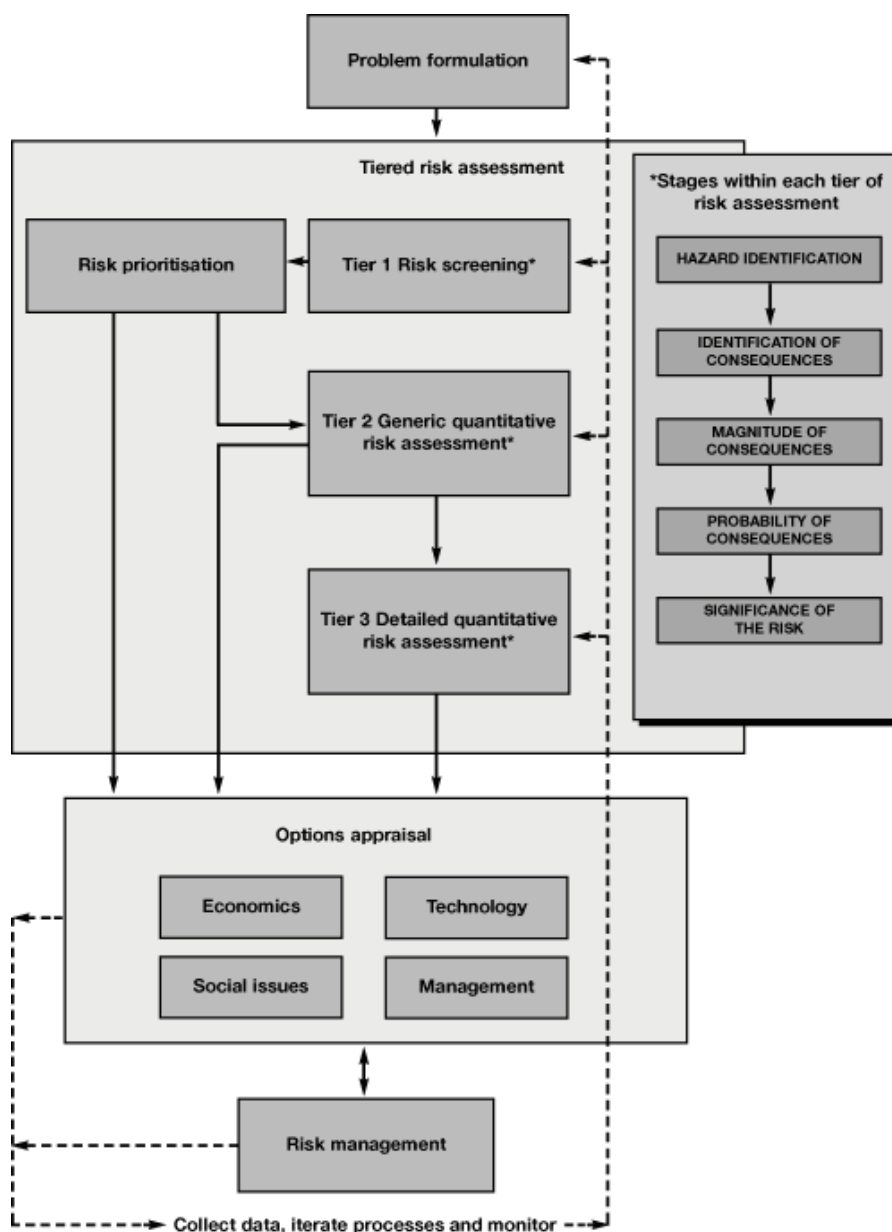
### **Steg 2: Identifisering av konsekvenser**

Dette steget går ut på å finne alle konsekvensene som kan oppstå dersom en fare forekommer. Det er her viktig å se på alle potensielle miljøskader som kan oppstå, også de som ikke er så innlysende. Konsekvensene av giftige utslipp av metall kan være åpenbare, men at en flom kan føre til forurensing fra et kloakksystem er ikke alltid like lett å forutse.

### **Steg 3: Estimering av omfanget av konsekvensene**

Konsekvensene som kan oppstå av en spesifikk fare, kan føre til skade på mennesker, materielle verdier eller miljøet. Omfanget av konsekvensen fastsettes på ulike måter avhengig

av hvilken klasse de kategoriseres under. For alle stegene i en risikovurdering er det flere nøkkelegenskaper som må tas i betraktning; den geografiske målestokken av konsekvensene, den tidsmessige målestokken av konsekvensene og tiden til konsekvensene settes i verk.



Figur 5: Rammeverk for miljørisikovurdering og ledelse [7].

#### Steg 4: Estimering av sannsynlighetene for konsekvensene

I dette steget skal sannsynligheten for at de identifiserte konsekvensene oppstår kartlegges. Dette avhenger av tre komponenter: sannsynligheten for at faren oppstår, sannsynligheten for at reseptoren blir eksponert for faren og sannsynligheten for skade som følge av eksponering av faren.

### **Steg 5: Evaluering av betydningen av en risiko**

Dette steget blir ofte kalt risikokarakterisering. Her plasseres sannsynligheten og omfanget av konsekvensene i en form for kontekst. Bedømmelser tas enten gjennom referanser fra tidligere målinger, miljøkvalitetsstandarder eller flomforhindringsstandarder, eller ved referanse til sosiale, etiske eller politiske standarder.

#### **4.3.1 Vurdering av mulige løsninger**

Vurdering av mulige løsninger går ut på å finne den beste miljørisikostyringsteknikken. Dette utføres etter at en risikovurdering av miljøet er foretatt, se figur 5. God risikostyring er viktig for å få gode prestasjoner i bedriften, og det er viktig for økonomien. Hvilke(n) teknikker som benyttes avhenger av risikoreduksjon, kostnader, fordeler ved teknikken og sosiale forhold. Alternative teknikker som kan benyttes er å undersøke med samfunnet hva de ser på som akseptabel risiko, redusere faren ved å benytte ny teknologi, nye prosedyrer eller gjennom investeringer og å dempe effektene av farene gjennom forbedrede miljøstyringsteknikker [7].

Figur 5 viser at prosessen går i loop. Miljørisikoen og miljøstyringssystemet må hele tiden vurderes, og endres dersom nye krav kommer eller dersom driften endres.

#### **4.4 Miljørisikovurdering av nye substanser**

Denne tilnærmingen til miljørisikovurdering baseres på den syvende endringen til direktiv 67/548/EEC, som ble tatt i bruk av The European Commission 20. juli 1993. Direktivet omhandler risikovurdering av nye kjemiske substanser, og ser på hvordan disse kan virke inn på mennesker og på miljøet. Det blir videre lagt mest vekt på virkningen nye substanser har på miljøet [17]. I Norge er direktivet implementert i regelverket gjennom Arbeidstilsynet [3].

De substansene som er klassifisert som ”farlige for miljøet”, er de det skal utføres miljørisikovurdering på. Som regel utføres det ikke risikovurdering på stoff i andre klassifiseringsgrupper, dersom det ikke er noen spesiell grunn for likevel å gjøre det. Heller ikke for substanser som kommer på markedet i små mengder, eller hvor det er utilstrekkelig med informasjon angående om de skal klassifiseres i klassen ”farlige for miljøet”, utføres det miljørisikoanalyse. Metoden deler en miljørisikovurdering inn i fire steg [17]:

- Steg 1: Fareidentifisering
- Steg 2: Dose (konsentrasjon)-respons (effekt) vurdering
- Steg 3: Eksponeringsvurdering
- Steg 4: Risikokarakterisering

En beskrivelse av de ulike stegene, slik de framstilles av Furlong (1995), er gitt nedenfor [17].

##### **Steg 1: Fareidentifisering**

Med fareidentifisering menes å identifisere den iboende effekten substanser har, som kan føre til skade på miljøet eller mennesker. Til dette er det utført tester som fastsetter farlige egenskaper som substansen har. De miljøeffektene som krever testing, er akutt giftighet for fisk og dafnier, hindring av algevekst, hindring av bakterier, nedbryting og absorpsjon/desorpsjon. Basert på disse testresultatene, blir substansene klassifisert.

### **Steg 2: Dose (konsentrasjon)-respons (effekt) vurdering**

I dette steget estimeres forholdet mellom dose, eller eksponeringsnivået til en substans, og virkningen av effekten på miljøet. Målet er å finne et nivå som ikke fører til bekymring, som ulike arter skal beskyttes under. Det skal etableres en PNEC (Predicted No Effect Concentration)-faktor, som tillater begrensninger av opplysninger og variasjoner innenfor og mellom arter. Jo mer omfattende opplysningene er, jo mindre blir vurderingsfaktoren.

### **Steg 3: Eksponeringsvurdering**

I eksponeringsvurderingen fastsettes utslipp, utslippets retning og hyppigheten av utslippet til en substans. Også substansens omdanning eller nedbryting for å kunne estimere konsentrasjonen/dosen som mennesker eller miljøet kan eksponeres for, fastsettes her. Eksponeringsvurderingen skulle ideelt sett vært basert på reelle målinger, men for nye substanser er dette sjelden mulig. Derfor benyttes forutsigbare modeller til å lage estimater. Målet med dette steget, er å fastsette PEC (Predicted Environmental Concentration).

### **Steg 4: Risikokarakterisering**

En risikokarakterisering estimerer virkningen som en uønsket effekt til en substansen har på mennesker eller på miljøet. Dette steget viser at risiko er avhengig av både de identifiserte farene og eksponeringsvurderingen. Risiko avhenger av sannsynligheten for om en identifisert uønsket effekt kan oppstå under gitte omstendigheter. Når det gjelder miljøet, skal risikokarakteriseringen inneholde en sammenligning av PNEC og PEC. Dersom forholdet mellom disse verdiene er tilfredsstillende stor, kan det konkluderes med at risikoen ikke er bekymringsverdig og at risikoreduserende tiltak ikke er nødvendig. Dersom verdien er for lav, kreves det risikoreduserende tiltak. Eksempler på risikoreduserende tiltak, er modifisering av klassifisering, emballasje og merking, og modifisering av anbefalt metoder og vernetiltak.

Etter at miljørisikovurderingen er utført, skal minst en av fire konklusjoner fastsettes [17]:

- Substansen fører ikke til noen umiddelbar fare, og behøver ikke å vurderes igjen før mer informasjon er tilgjengelig.
- Substansen fører til bekymring, og mer informasjon trengs for å revidere vurderingen.
- Substansen fører til bekymring, og mer informasjon skal skaffes med en gang.
- Substansen fører til bekymring, og anbefalte risikoreduserende tiltak skal med en gang utarbeides.

## **4.5 Regional miljørisikovurdering**

En regional miljørisikovurdering vurderer risikoen på et område som har flere ulike habitat, og hvor flere kilder fører til belastning av miljøet. Miljørisikoen blir da et estimat av de ulike risikofaktorene i området, og den regionale miljørisikovurderingen baseres på miljørisikovurderingen av de ulike prosjektene i området. En metode som kan brukes for å finne den regionale miljørisikoen, kalles informasjonsspredningsmetode (IDM – information diffusion method). Metoden består av fem deler [67]:

1. Romlig fordelt rutenett
2. Risikoinformasjonsmatrise
3. Datakorrigering
4. Risikoakkumulering
5. Kart

De fem delene beskrives nedenfor, slik de presenteres av Xu og Liu (2009) [67].

### 1. Romlig fordelt rutenett

Det første som må gjøres, er å dele området som skal vurderes inn i et rutenett med firkantede ruter av lik størrelse. Dette kan illustreres med en matrise ( $Q_{m \times n}$ ), hvor hvert element ( $q_{ij}$ ) representerer informasjonen av den tilhørende ruten i rutenettet.

$$Q = \begin{vmatrix} q_{11} & q_{12} \cdots & q_{1n} \\ q_{21} & q_{22} \cdots & q_{2n} \\ q_{m1} & q_{m2} \cdots & q_{mn} \end{vmatrix}$$

### 2. Risikoinformasjonsmatrise

Miljøskade kan forårsakes enten av et fast stoff, en væske eller en gass. Hver av disse tilstandene kan beskrives som en undermatrise av risikoinformasjon, med hensyn til væskespredning eller gasspredning (fast stoff kan ikke bli spredd). I dette punktet blir det ikke tatt hensyn til vær eller landskapsform. Nedenfor vises en formel som kan brukes til å beregne miljørisikoen for spredning av farlige gasser:

$$r = \begin{cases} r_0 & 0 < x \leq l' \\ \frac{(c-c_2)}{c_1-c_2}(r_0 - 10^{-5}) + 10^{-5} & l' < x \leq l \\ \frac{c}{c_2} \times 10^{-5} & x > l \end{cases}$$

Her er  $r$  miljørisikoverdien for punktet som blir beregnet i området som undersøkes,  $r_0$  er miljørisikoverdien fra farekilden,  $l'$  er den maksimalt berørte radius av GBH (Grievous Bodily Harm)-området i den dominerende vindretning,  $c$ ,  $c_1$  og  $c_2$  representerer konsentrasjonene av det forurensende stoffet ved punkt  $x$ ,  $l$  er den maksimalt påvirkede radius av den farlige kilden i den dominerende vindretningen,  $x$  er avstanden fra det punktet som beregnes til den farlige kilden, og  $10^{-5}$  er den nedre grensen for uakseptabel risiko.

### 3. Datakorrigering

Generelt er spredning av gass vanskeligere å forutsi enn spredning av væske. Spredning av væske har som regel bare innvirkning på nærliggende kanaler og elver, mens spredning av gass alltid avhenger av andre faktorer, som vær og utformingen av landskapet rundt. Dersom en ulykke som slipper ut gass forekommer, og værforholdene ikke er kjent, må alle retninger som spredningen kan følge tas i betraktning.

### 4. Risikoakkumulering

For å finne risikospredningsverdiene for hvert område i rutenettet, kan denne formelen benyttes:

$$q'_{ij} = \sum q_{ijk}$$

Verdiene kan deretter settes inn i matrisen:

$$Q' = \begin{vmatrix} q'_{11} & q'_{12} \cdots & q'_{1n} \\ q'_{21} & q'_{22} \cdots & q'_{2n} \\ q'_{m1} & q'_{m2} \cdots & q'_{mn} \end{vmatrix}$$

## 6. Kart

Området som undersøkes kan bli delt inn etter risikonivåene i henhold til Q', se tabell 2.

Tabell 2: Liste over ulike risikonivå [67].

Risk value $r(d\ y^{-1})$	Danger level	Acceptability	Risk level (R)	Risk rank
$10^{-3}$	Very dangerous	Not acceptable, Abandon activity	(5, 8)	V
$10^{-4}$	Dangerous	Amend activity	(4, 5)	IV
$10^{-5}$	Dangers such as drowning and gas poisoning	Take care and protect	(3, 4)	III
$10^{-6}$	Dangers such as natural disaster (e.g. earthquake)	Acceptable	(2, 3)	II
$10^{-7} \sim 10^{-8}$	Dangers such as fallen aerolite	Acceptable	(0, 2)	I

Dette kan så presenteres i en figur, ved hjelp av GIS og RS teknologi.

En regional miljørisikovurdering skiller seg ut fra de andre miljørisikovurderingene ved at det er en samlevurdering av ulike miljørisikovurderinger. Av den grunn er stegene ulike stegene i de andre vurderingene, som er beskrevet over.

## 4.6 Sammenligning av metodene

Ovenfor er fem ulike metoder for vurdering av miljørisiko presentert. Selv om metodene omhandler samme tema, finnes det ulikheter mellom dem. Tabell 3 gir en oversikt over likheter og ulikheter i metodene. Metoden for regional miljørisikovurdering er ikke tatt med i sammenligningen, da denne skiller seg ut fra de andre metodene.

Tabell 3: Sammenligning av fire ulike metoder for miljørisikoanalyse.

	MIRA	Risikoanalyse for miljø	Miljørisikovurdering og ledelse	Miljørisikovurdering av nye substanser
Akseptkriterier	Fastsettes i analysen	Fastsettes i analysen.	Inngår ikke i vurderingen.	Inngår ikke i vurderingen.
System- og aktivitetsbeskrivelse	Aktivitetsbeskrivelse, men ikke systembeskrivelse.	OK	Inngår ikke i vurderingen.	Inngår ikke i vurderingen.
Farekilder	Inngår ikke i analysen.	Inngår ikke i analysen.	OK	OK
Uønskede hendelser	Estimat for sannsynligheten av en uønsket hendelse.	Kartlegger uønskede hendelser.	Inngår ikke i vurderingen.	Inngår ikke i vurderingen.
Konsekvenser	Inngår ikke i analysen.	Analyserer konsekvenser for uønskede hendelser.	Finner konsekvenser for de ulike farene.	Estimerer virkningen av effekten nye substanser har på miljøet.
Sannsynligheter	Ser på sannsynlighet for uønskede hendelser.	Analyserer sannsynligheter og beregner frekvens for uønskede hendelser.	Estimerer sannsynlighetene for konsekvensene.	Hypptigheten av utslipp fastsettes.
Ulike typer beregninger	Rate/varighetsberegninger, oljespredningsberegninger og skadeberegninger.	Inngår ikke i analysen.	Inngår ikke i vurderingen.	Forholdet mellom dose/eksponerings nivå og virkningen av effekten på miljøet.
Miljørisikoberegning	OK	Miljørisiko vurderes med hensyn til sannsynlighetene og konsekvensene.	Inngår ikke i vurderingen.	Sammenligner PNEC og PEC.
Usikkerhets- og følsomhetsvurdering	Inngår ikke i analysen.	Inngår ikke i analysen.	Inngår ikke i vurderingen.	Inngår ikke i vurderingen.
Risikoreduerende tiltak	Vurderes ikke i analysen, men miljørisikoberegningene gir grunnlag for senere arbeid.	OK	Inngår ikke i vurderingen.	OK

De punktene som er valgt ut i sammenligningen, anses å være viktige punkt å ha med i en miljørisikoanalyse. Det varierer hvor mange punkt de ulike metodene som er beskrevet over har med, men ingen av metodene dekker alle punktene.





## 5 Akseptkriterier for miljørisiko

### 5.1 Risikoakseptkriterier

Risikoakseptkriterier benyttes i bedrifter som et mål på det risikonivået som er tolererbart [30]. Det gir en øvre grenseverdi for den sannsynligheten som aksepteres for en gitt konsekvens [46]. Når risikoreduserende tiltak skal vurderes, benyttes akseptkriteriene som en referanse. De skal av den grunn foreligge før en risikoanalyse gjennomføres. Kvaliteter som akseptkriteriene bør ha, er egnethet for beslutning om risikoreduserende tiltak, de må være kommuniserbare og entydig formulert, og de må ikke favorisere noe spesielt løsningskonsept [30].

Når det gjelder utformingen av akseptkriterier, bør de i følge NORSOK Z-013N utformes på bakgrunn av blant annet [30]:

- Regelverket som regulerer sikkerheten i petroleumsvirksomheten
- Anerkjente normer for virksomheten
- Krav til risikoreduserende tiltak
- Kunnskap om blant annet ulykkeshendelser og ulykkeseffekter
- Erfaringer fra egen og tilsvarende virksomhet

For virksomheter som ikke går inn under petroleumsvirksomheten, som NORSOK Z-013N beskriver, benyttes regelverk som regulerer sikkerheten innen den enkelte virksomhet.

Risikoakseptkriterier brukes for å kartlegge risiko for mennesker, miljø, system, en operasjon og økonomi, men ulike metoder benyttes for de ulike kategoriene. For å finne akseptkriterier for miljørisiko, kan metoder som risikomatriser, ALARP-prinsippet eller sammenligningskriterier benyttes [30]. Disse tre er nærmere beskrevet i avsnitt 5.3.

### 5.2 Miljørisikoakseptkriterier

Miljørisikoakseptkriterier er akseptkriterier for den miljørisikoen en virksomhet skaper. De sier noe om hvor mye forurensning som kan slippes ut i sjøen, i lufta eller til jorden, altså hvor mye miljøskade som er akseptabelt. Utviklingen av akseptkriterier for miljøskade er basert på ulike prinsipper. Hovedprinsippene for utviklingen er, i følge Vinnem (2007) [66]:

- Miljøskade er klassifisert i henhold til mengden av forurensning som vil treffe kystlinjen.
- Varighet av miljøskade (dvs. til restituering er ferdig) er hovedframstillingen for miljøskade.
- Varigheten av miljøskade skal være ubetydelig i forhold til tiden mellom slike hendelser.

Prinsippene gjelder for installasjoner offshore. Det første prinsippet kan være vanskelig å tilfredsstille dersom aktiviteten ligger i nærheten av kysten, og kan da utgå. For aktivitet som holder til på åpent hav, skal dette prinsippet tilfredsstilles. Prinsippet tar ikke hensyn til eventuell olje som ikke når kysten, men som synker ned i havet og kan skade fisk og vegetasjon på havbunnen. Det andre prinsippet forutsetter at forurensningen er av en slik grad at naturen etter en viss tid reparerer skadene, og går tilbake til samme tilstand som før miljøskaden. Dette punktet møter motstand av miljøspesialister, som sier at omfanget av skade av og til er så alvorlig at naturen ikke vinner tilbake til sin opprinnelige tilstand. Det tredje prinsippet ble av Vinnem i 2007 subjektivt vurdert til å være sant i Nordsjøen. Bortsett

fra utslippet fra ”Braer” i 1996 hadde det da ikke vært noe utslipp i Nordsjøen de siste 30 årene. Etter at Vinnem skrev dette, fikk Statfjord A, i desember 2007, et oljeutslipp (se kapittel 1). Prinsippet om varighet av miljøskade kan være vanskelig å implementere i praksis [66].

For andre virksomheter kan det første prinsippet tilpasses den enkelte virksomhet, mens de andre prinsippene kan benyttes slik de er framstilt. Miljøskade kan klassifiseres i henhold til mengden av forurensning som treffes et bestemt sted i forhold til virksomheten.

I følge Vinnems bok (2007) om risikoanalyse offshore, er de nåværende akseptkriteriene for miljørisiko offshore som vist i tabell 4 [66].

**Tabell 4: Nåværende akseptkriterier for miljørisiko offshore [66].**

Environmental damage category	”Average” recovery	Acceptable frequency limit
<b>Minor</b>	½ year	< 1 event per 10 year
<b>Moderate</b>	2 year	< 1 event per 40 year
<b>Significant</b>	5 year	< 1 event per 100 year
<b>Serious</b>	20 year	< 1 event per 400 year

De ulike kategoriene i tabell 4 defineres som følger:

- Minor – miljøskade med restituering på mellom 1 måned og 1 år.
- Moderate – miljøskade med restituering på mellom 1 og 3 år.
- Significant – miljøskade med restituering på mellom 3 og 10 år.
- Serious – miljøskade med restituering på over 10 år.

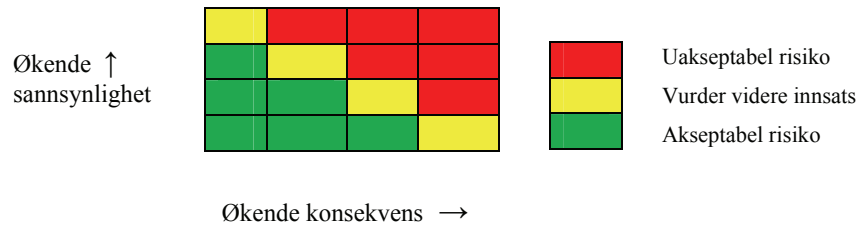
### 5.3 Metoder for å finne akseptkriterier for miljørisiko

Som nevnt i avsnitt 5.1, er det særlig tre metoder som egner seg å bruke når akseptkriterier for miljørisiko skal fastsettes. Det er risikomatriser, ALARP-prinsippet og sammenligningskriterier. Disse tre metodene er beskrevet nedenfor.

#### 5.3.1 Risikomatriser

Risikomatrise kan være hensiktsmessig å bruke når en må forholde seg til flere ulykkeshendelser og/eller når det ikke er like enkelt å kvantifisere risiko. I en risikomatrise, se figur 6, sammenstilles sannsynlighet og tilhørende konsekvens, som gir tre ulike områder. Et hvor risikoen er akseptabel og risikoreduserende tiltak ikke er nødvendig, et hvor risikoen må vurderes, og et hvor risikoen er uakseptabel og risikoreduserende tiltak må iverksettes [30].

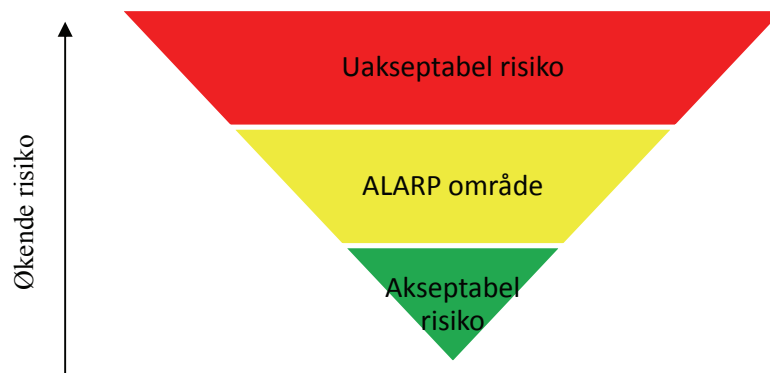
Hvilke deler av risikomatrisen som representerer akseptabel og uakseptabel risiko kan variere fra situasjon til situasjon. Når de områdene som representerer uakseptabel risiko er bestemt, fastsettes akseptkriteriene etter dette [30].



Figur 6: Risikomatrix [30].

### 5.3.2 ALARP-prinsippet

ALARP (As Low As Reasonable Practicable)-prinsippet går ut på å holde risikoen på et nivå som er “lavest mulig”. Figur 7 gir en illustrasjon av prinsippet.



Figur 7: ALARP-prinsippet [30]

Dersom risikoen befinner seg i uakseptabelt område, markert med rødt i figur 7, skal risikoreducerende tiltak gjennomføres. I ALARP området skal risikoen reduseres så mye som praktisk mulig, når fordelene vurderes opp mot kostnadene av å gjennomføre risikoreduksjon. Dersom risikoen ligger nær det uakseptable området, kan kostnadene i forhold til fordelene være høyere ved gjennomføring av et tiltak, enn om risikoen befinner seg nær akseptabelt område. I det akseptable området kreves ikke risikoreducerende tiltak [30]. De tre områdene i ALARP-prinsippet kan sammenlignes med de tre områdene i en risikomatrix.

### 5.3.3 Sammenligningskriterier

Dersom en risikoanalyse har som primær hensikt å sammenligne konsepter eller løsninger på en bestemt problemstilling med etablert eller akseptert praksis, kan sammenligningskriterier benyttes. En forutsetning er at basis for sammenligningen må være presis. Et risikoakseptkriterium kan her være at dagens løsning ikke bør representere økning i risiko i forhold til løsningen den sammenlignes med [30].

## 5.4 Tilnærming til miljørisikoakseptkriterier

Det kan ofte være vanskelig å definere akseptkriterier for miljørisiko. Selv om metodene som er beskrevet i avsnitt 5.3 kan benyttes, kan grensene for hvor akseptabel risiko ligger være vanskelig å definere. Noen tilnærminger til miljørisikoakseptkriterier er føre-var-prinsippet, GAMAB og BAT-prinsippet. BAT-prinsippet presenteres i avsnitt 3.3, mens de to andre prinsippene presenteres nedenfor.

### 5.4.1 Føre-var-prinsippet

I tidligere tider, når man begynte å se at miljøet ble påvirket av forurensing fra menneskeskapt teknologi, var holdningen at naturen helbredet seg selv. Da industrialiseringen økte, ble miljøpåvirkningen så stor at naturen ikke lenger kunne helbrede seg selv. Den trengte hjelp til å reparere skadene den var påført. Dette ble løst ved at de som forurenset selv måtte betale kostnadene av forurensningen, og ble kalt "Polluter Pays Principle". Det ble tidlig klart at dette prinsippet var gjennomførbart bare dersom det ble forbundet med en forebyggings policy. Hensikten med denne policyen var å begrense skadene slik at de kunne repareres. Dette leder til det andre steget i tiltak for miljøvern, "forebygging er bedre enn helbreding". Når framkomsten av uforutsigbar, usikker og ikke kvantifiserbar risiko økte, ble det behov for en ny modell for å beskytte mennesker og miljø mot usikker risiko fra menneskelige handlinger. Modellen fikk navnet "Føre-var-prinsippet". Dette har ført til en endring fra etter-skade-kontroll til før-skade-kontroll av risiko [6].

Enkelt forklart er føre-var-prinsippet en strategi for å takle vitenskapelig usikkerhet i vurdering og ledelse av risiko. Det handler om visdom om tiltak ved usikkerhet. Folkelige uttrykk som "Se før du hopper" og "better safe than sorry" fanger opp aspekter ved denne visdommen. I følge COMEST (Commission on the Ethics of Scientific Knowledge and Technology) defineres føre-var-prinsippet slik [6]:

*Når menneskelig aktivitet kan føre til moralsk uakseptabel skade som er vitenskapelig sannsynlig men usikker, skal tiltak gjøres for å unngå eller minske skaden. Moralsk uakseptabel skade vil si skade på mennesker eller miljø som truer menneskers liv eller helse, eller er alvorlig og i praksis uopprettelig, eller er urettferdig mot nålevende og framtidige generasjoner, eller utøves uten tilstrekkelig hensyn til rettighetene til de som rammes [29].*

Det finnes også andre definisjoner på prinsippet, og noen av disse presenteres i COMEST rapport om Precautionary Principle. Selv om definisjonene kan være ulike, inneholder de flere felles hovedelement. Noen slike hovedelement er [6]:

- Føre-var-prinsippet brukes når det eksisterer betydelig vitenskapelig usikkerhet om årsakssammenheng, viktighet, sannsynlighet og karakter av skade.
- En vitenskapelig analyse i en eller annen form er nødvendig. Det holder ikke å komme med en fantasifull spekulasjon som ikke er utarbeidet. Den må være vitenskapelig holdbar.
- Føre-var-prinsippets anvendelse er begrenset til uakseptable farer.
- Det er krav om å gripe inn før mulig skade oppstår, eller før det er sikkerhet rundt om slik skade kan oppnås.
- Det skal være proporsjonalitet mellom det å gripe inn, og det valgte nivået av beskyttelse og størrelsen av den mulige skaden.
- Et repertoar av inngripingsmuligheter er tilgjengelig:
  - som minsker sannsynligheten for skade.

- som hindrer skade (begrenser omfanget og øker kontrollen av skaden) dersom skade oppstår.
- Systematiske empiriske søk må stadig gjennomføres. Dette for å skaffe mer bevismateriale og bedre forståelse for om en situasjon kan flyttes fra føre var til tradisjonell risikostyring.

Dette sier noe om hva føre-var-prinsippet er. For å få en bedre forståelse for prinsippet, kan det være nyttig å vite noe om hva prinsippet ikke er. Føre-var-prinsippet er ikke basert på "null risiko". Formålet er å oppnå en lavere eller mer akseptabel risiko eller fare. Det er heller ikke basert på bekymring eller følelser. Prinsippet baserer seg på etikk, og målet er å ta kloke beslutninger som er basert på det beste innen "systemvitenskap" av komplekse prosesser. Føre-var-prinsippet kan ikke garantere overensstemmelse mellom saker, da det ikke er en beslutningsalgoritme [6].

#### **5.4.2 GAMAB**

GAMAB (Globalement Au Moins Aussi Bon) betyr på norsk "Totalt minst like bra", og blir praktisert en del i Frankrike. Prinsippet går ut på at nye løsninger og produkter skal sammenlignes med tidligere aksepterte løsninger og produkter. De nye løsningene og produktene skal være minst like gode som "ethvert ekvivalent eksisterende system eller produkt" [45]. For at sammenligningen skal kunne gjennomføres, må løsningene eller produktene ha samme funksjonalitet og være i samme prisklasse. Dersom det er stor variasjon i funksjonalitet og pris, kan risikonivået være ulikt og sammenligningen vil da ikke være optimal [41]. Ved bruk av dette prinsippet er den akseptable risikogrensen allerede satt, og beslutningstakeren slipper å ta stilling til hvor grensen skal settes [45]. GAMAB kan sammenlignes med metoden som er presentert i avsnitt 5.3.3.



## 6 Barrierer i miljørisikoanalyse

### 6.1 Begrepet barriere

Bruken av barrierer er et sikkerhetstiltak i bedriften for å forhindre ulykker [44] som fører til skade på miljø, teknologi, mennesker eller materielle verdier. I følge Sklet (2005) skiller det mellom begrepene barriere, barriererefunksjon og barrieresystem. En barriere kan defineres som [48]:

*Barrierer er fysiske og/eller ikke-fysiske hjelpemidler for å forhindre, kontrollere eller dempe uønskede hendelser eller ulykker.*

Et hjelpemiddel kan her være alt fra enkle tekniske enheter eller menneskelige handlinger, til komplekse sosiotekniske system. Barrieren skal altså redusere sannsynligheten, begrense omfanget og/eller varigheten og redusere effektene av en uønsket hendelse. Eksempler på uønskede hendelser, er tekniske feil, menneskelige feil, eksterne hendelser eller en kombinasjon av disse. En barriererefunksjon defineres som [48]:

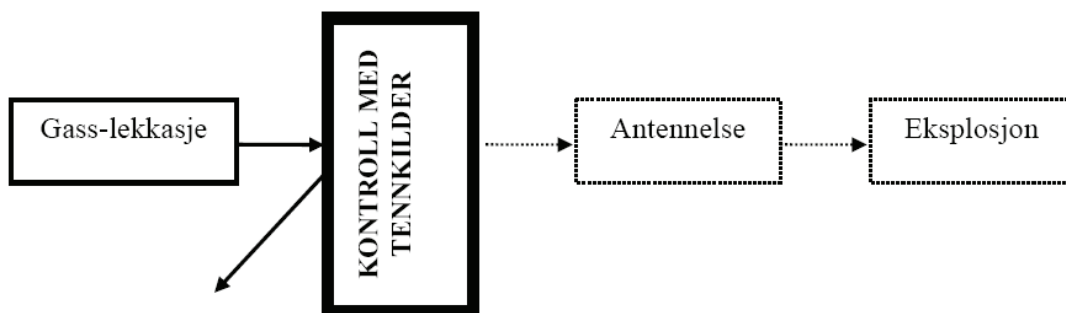
*En barriererefunksjon er en funksjon som er planlagt for å forhindre, kontrollere eller dempe uønskede hendelser eller ulykker.*

Dersom en barriererefunksjon fungerer optimalt, vil konsekvensene av en uønsket hendelse reduseres ved at hendelsen avverges eller blir regulert eller formildet. Et barrieresystem defineres som [48]:

*Et barrieresystem er et system som er designet og implementert for å utføre en eller flere barriererefunksjoner.*

En barriererefunksjon blir utført dersom barrieresystemet fungerer optimalt. Et barrieresystem kan inneholde flere barriererefunksjoner, eller flere barrieresystem kan utfører en barriererefunksjon [48].

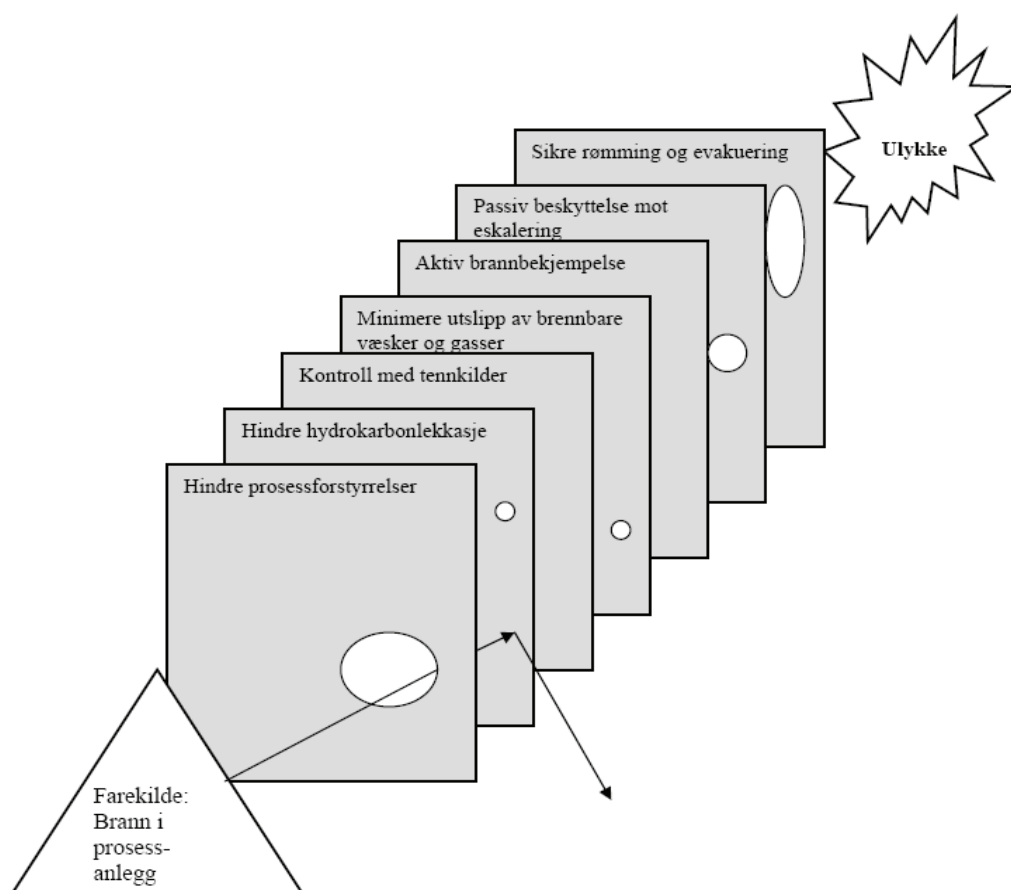
Et eksempel på en uønsket hendelse, der en barriere forhindrer eller reduserer konsekvensene, vises i figur 8 [44].



Figur 8: Barrierer bryter spesifiserte, uønskede hendelsesforløp [44].

Dersom gass lekker ut i et prosessanlegg, kan denne antennes og anlegget kan eksplodere. Dersom tennkildene som kan forårsaken denne uønskede hendelsen er under kontroll, kan dette være en barriere som forhindrer en ulykke. En barriere som fungerer 100 %, vil forhindre antennelse og eksplosjon, mens en barriere som ikke er 100 % effektiv, ikke kan forhindre en uønsket hendelse men begrense skadevirkningene av den [44].

En barriere er som regel ikke helt feilfri, og for å oppnå minst mulig risiko kan flere barrierer etableres for samme farekilde. Flere barrierefunksjoner legges da «utenpå hverandre», og dette kalles forsvar i dybden. For et prosessanlegg offshore er hydrokarbonbranner og -eksplosjoner ulykker som kan inntreffe. Barrierer som fører til at risikoen for disse ulykkene inntreffer, er å hindre prosessforstyrrelser, hindre karbonlekkasje, ha kontroll med tennkilder, minimere utslipp av brennbare væsker og gasser, ha aktiv brannbekjempelse, ha passiv beskyttelse mot eskalering av brann og eksplosjon, og sikre rømning og evakuering (figur 9). For at forsvar i dybden skal være mest mulig effektivt, er det viktig at de ulike barrierene er uavhengige av hverandre. Det vil si at en hendelse ikke kan føre til at alle barrierene feiler samtidig. Et eksempel på dette er å sykle på en glatt vei. En sykkel er utstyrt med to brems, slik at dersom den ene slutter å fungere kan den andre bremsen benyttes. Men dersom veien er glatt, vil bremseevnen i begge bremsene forsvinne samtidig [44].

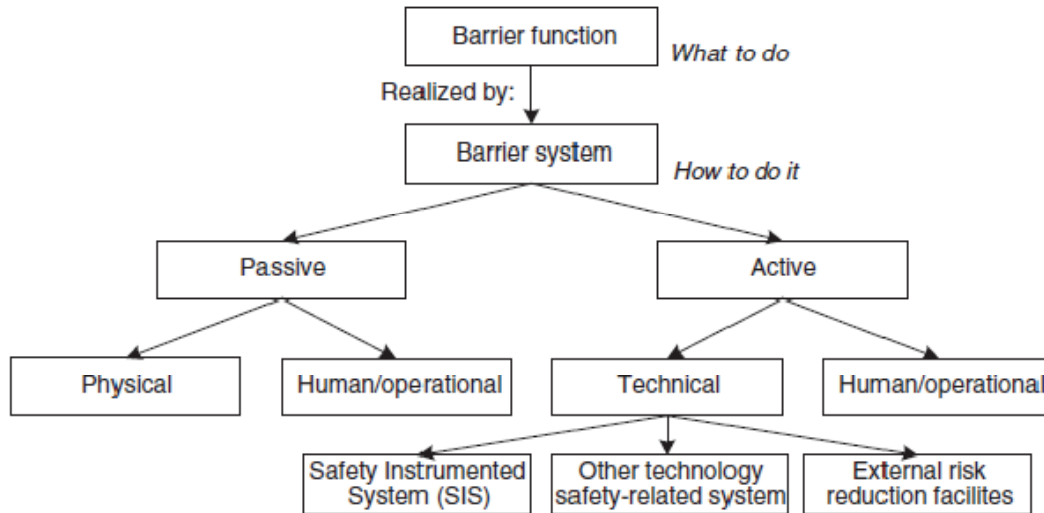


Figur 9: Forsvar i dybden [43].



## 6.2 Klassifisering av barrierer

Sklet (2005) beskriver mange ulike måter barrierefunksjoner og barrieresystem blir klassifisert på. Figur 10 viser måten han anbefaler å klassifisere en barriere på.



Figur 10: Klassifisering av barrierer [48]

Som figur 10 viser, deler Sklet (2005) et barrieresystem inn i passive og aktive barrierer (se kapittel 6.4.1 for nærmere beskrivelse av passive og aktive barrierer). Videre deles passive barrierer inn i fysiske og menneske- eller driftsstyrte barrierer. Eksempler på fysiske, passive barrierer, er gjerder eller brannvegger. Denne typen barriere kan være både permanent og midlertidig. Gjerder som avgrenser en aktivitet for en begrenset periode, er et eksempel på en midlertidig, fysisk, passiv barriere. Menneske- eller driftsstyrte barrierer kan være sikkerhetsavstand, og slike barrierer kan fungere kontinuerlig eller bli implementert ved høyrisikoaktiviteter [48].

Aktive barrieresystem kan være tekniske eller menneske-/driftsstyrte. Eksempler på menneske-/driftsstyrte barrierer er selvbeherskelse ved arbeid og tredjepartskontroll på arbeid. Barrierene er ofte en del av arbeidsprosessen, men de kan også aktiveres når det trengs. De aktive, tekniske barrierene kan være sikkerhetsinstrumenterte systemer, andre teknologiske sikkerhetsrelaterte system og eksterne risikoreducerende fasiliteter [48].

En annen klassifisering av barrierer, er reaktive og proaktive barrierer. En reaktiv barriere skal redusere konsekvensene av en uønsket hendelse, mens en proaktiv barriere skal hindre eller redusere sannsynligheten for at en uønsket hendelse inntreffer. For å gi eksempler på reaktive og proaktive barrierer, benyttes en bil. Eksempler på reaktive barrierer i en bil, er setebelte, nakkestøtte, airbag, støtabsorberende karroseri, brannhemmende materiale i seter og lignende og dører som kan åpnes etter en kollisjon. Proaktive barrierer i en bil, er bilføreropplæring, fartsgrenser og fartskontroll, ESP-system, ABS-bremser, trafikksignaler, brøyting, salting og strøing av kjørebane, og midtdeler på veier [42].

### 6.3 Sikkerhetsinstrumenterte system

Et sikkerhetsinstrumentert system (SIS) består av sensorer, en logisk enhet og aktiverende element. Sensorer kan i dette tilfelle være detektorer, en logisk enhet kan være en datamaskin og aktiverende element kan være nedstengningsventiler. SIS er en sikkerhetsfunksjon/barriere som er uavhengig, og den skal redusere risikoen som er forbundet med driften av systemet det er knyttet stor fare til. SIS benyttes blant annet som nødavstengningssystem i kjemiske anlegg med stort farepotensial, som brann- og gassdeteksjon og alarm system og som dynamisk posisjoneringssystem for skip og offshore plattformer [40].

SINTEF startet i 2010 prosjektet *Utvikling av barrierer og indikatorer for å hindre og begrense miljøutslipp til sjø*, som det var planlagt at jeg skulle være involvert i. Da dette prosjektet ikke kom i gang tidnok til at det kunne ha noen betydning for denne rapporten, er ikke sikkerhetsinstrumenterte system mer utdypet. Nedenfor presenteres en oversikt over aktivitetene som er planlagt for prosjektet [20]:

Aktivitet 1: Miljøakseptkriterier og tekniske og operasjonelle krav til sikkerhetssystemer

- Kartlegging og utvikling av miljøakseptkriterier
- Tekniske og operasjonelle krav til systemer

Aktivitet 2: Retningslinjer for utvikling av pro-aktive indikatorer

- Utvikling av miljøindikatorer
- Rettledning for datainnsamling og oppfølging knyttet til indikatorer

Aktivitet 3: Metoder, håndbøker og verktøy

- Utvikling av veiledning for design
- Håndbok for pålitelighet – PDS metodehåndbok 2013
- Etablere anbefalt datagrunnlag – PDS datahåndbok 2013
- PDS eksempelsamling 2013
- PDS tool/regneverktøy 2013

Aktivitet 4: Publisering/informasjonspredning

- PDS publisering/informasjonspredning/ISO/PDS web

### 6.4 Barrierer i petroleumsvirksomheten

I petroleumsvirksomhetens helse, miljø og sikkerhetslovgivning, nevnes krav om barrierer både i Innretningsforskriften, Aktivitetsforskriften og i Styringsforskriften. I Innretningsforskriften nevnes alle typer fysiske barrierer en innretning skal ha. Disse er passiv brannbeskyttelse, brannskiller, brannskiller i boligkvarter, brann- og gassdeteksjonssystem, nødavstengningssystem, prosessikringssystem, gassutslippssystem, brannvannforsyning, fastmonterte anlegg for brannbekjempelse, nødkraft og nødbelysning, ballastsystem og åpne dreneringsanlegg. Mer om hvordan og hvor barrieren skal være, kan leses i forskriftens § 28 til § 39 [21]. Både Innretningsforskriften og Aktivitetsforskriften nevner krav til brønnbarrierer. Brønnene skal ha barrierer som sikrer brønnintegriteten og ivaretar barrierefunksjonene [21]. Når det er bore- og brønnaktiviteter skal brønnbarrierene være testet, og ha tilstrekkelig uavhengighet [2]. Styringsforskriften sier at operatøren eller den som står for driften av en innretning skal sikre ivaretagelse av barrierefunksjonene for hele innretningens levetid. Dersom en barriere er svekket eller ute av funksjon, skal dette være kjent. Nødvendige tiltak for å reparere eller kompensere for barrieren skal da iverksettes [51]. Et eksempel på et system i petroleumsvirksomheten som krever barrierer, er

produksjonssystemer under vann. Nedenfor gis eksempler på hvilke krav som stilles for barrierer i et slikt system, og hvilke typer barrierer systemet har.

#### **6.4.1 Utvikling av barrierer for produksjonssystem under vann**

Det er utarbeidet en europeisk standard, ISO 13628-1, som omhandler konstruksjon og drift av produksjonssystem under vann for petroleums- og naturgassindustrien. Denne standarden gir blant annet krav til hvordan og hvor barrieren skal være, klassifisering av barrierer, og karakterisering av barrierer. Barrierene kan ses på som både barrierer mot miljøskade og mot skade på mennesker. Kravene som stilles til barrierer, er følgende [23]:

- Det skal være minst to barrierer tilgjengelige mellom reservoaret og omgivelsene til enhver tid under produksjon.
- En feil på en enkelt barriere skal ikke kunne føre til tap av brønnkontroll, uansett om den er forårsaket av drifts- eller menneskelige feil, eller feil på utstyret.
- Brønnen skal lukkes dersom en barriere i brønnen ikke fungerer. Videre drift, med redusert eller alternativ barriere, skal da vurderes.
- Utstyr som inneholder en signifikant mengde hydrokarboner skal ha minst en passiv barriere. Dette for hele tiden å isolere hydrokarbonene fra miljøet under normal produksjonsdrift.

ISO 13628-1 skiller mellom tre ulike typer barrierer. Disse er passive barrierer, aktive barrierer og midlertidige barrierer. Det som kjennetegner passive barrierer, er at de er permanente og de blir ikke aktivert eller på noen måte forstyrret etter at de er installert. Eksempler på passive barrierer for produksjonssystem under vann, er sement, tetning i brønnehullet og undervanns brønnehode. En aktiv barriere, er en barriere som må aktiveres enten manuelt, ved hjelp av en eller annen form for fjernstyring eller ved hjelp av motstrøm. Aktive barrierer for produksjonssystem under vann, kan være overflatekontrollert undervannssikkerhetsventil i brønnehullet, undervannskontrollert undervannssikkerhetsventil i brønnehullet eller undervanns tre-ventil. Midlertidige barrierer for produksjonssystem under vann er barrierer som skal kunne opprettholde trykket for en tidsbegrenset periode under en spesifikk aktivitet. For å sikre effektivitet trenger barrieren overvåking. Eksempel på en slik barriere kan være en produksjonsrørpakning i brønnen som ikke forblir nede i brønnen [23].

#### **6.5 Kan implementering av en barriere gå ut over miljøet?**

Av og til kan det være slik at det å implementere en barriere som skal føre til sikrere drift, kan føre til skade på miljøet. Eller det kan oppstå situasjoner der hensynet til miljøeffektene settes i første rekke, og dette kan da gå utover sikkerheten. Et eksempel på det siste er piggdekkavgift i større byer i Norge. Det å bruke piggdekk i forhold til vinterdekk, gir mer forurensning. Ved å ta et blick på sikkerheten, er det tryggere for sjåføren å kjøre med piggdekk. Her har hensynet til miljøet tatt bort en barriere, piggene, for bilførerne om vinteren. Et eksempel på en barriere som fører til sikrere drift, men som kan føre til skade på miljøet, er avising av fly om vinteren. For at flysikkerheten skal være optimal om vinteren, er det nødvendig at flyet er fritt for snø og is når det tar av. Væsken som brukes for avising, inneholder glykol, vann og tilsetningsstoffer, og denne renner ned i bakken etter bruk. Dette kan føre til miljøproblemer i området [4].

Et eksempel på konflikten miljø - sikkerhet i petroleumsvirksomheten, er undervannsventiler. Ventiler som står under vann, er fylt opp med en hydraulisk væske som holder ventilen åpen.

Når ventilen skal testes, fjernes denne væsken. Den kan da enten slippes ut på havet, eller den kan sendes til en akkumulator for gjenbruk. Det er teknisk mer krevende å sende væsken til en akkumulator enn rett ut i havet, men her er det også andre faktorer som spiller inn. Dersom væsken skal slippes ut i havet, må den være mest mulig miljøvennlig. Problemet med en miljøvennlig væske, er at det da lettere kan oppstå bakterievekst inne i ventilen. Dette er et eksempel på en situasjon der det å skåne miljøet kan gå utover sikkerheten [39].

## 7 Metode for miljørisikoanalyse

Ut fra metodene for miljørisikoanalyse som presenteres i kapittel 4, regelverket som presenteres i kapittel 3, og annen informasjon i rapporten, er det utarbeidet en ny metode for miljørisikoanalyse. Metoden består av åtte steg:

- Steg 1: Forberedelse til analysen
- Steg 2: Fastsette miljørisikoakseptkriterier
- Steg 3: System- og aktivitetsbeskrivelse
- Steg 4: Identifisere farekilder og uønskede hendelser
- Steg 5a: Beregne sannsynlighet og vurdere konsekvenser, akutte uønskede hendelser
- Steg 5b: Dose-respons vurdering, langvarige uønskede hendelser
- Steg 6: Beregne og vurdere miljørisiko
- Steg 7: Vurdere usikkerhet og følsomhet
- Steg 8: Risikoreduserende tiltak

Metoden gjelder både for akutte uønskede hendelser og for langvarige uønskede hendelser. Av den grunn er steg fem delt i to, da de to typene uønskede hendelser må behandles ulikt på dette området. Nedenfor gis en beskrivelse av de åtte stegene i miljørisikoanalysen.

### Steg 1: Forberedelse til analysen

God forberedelse til analysen er viktig for å oppnå ønskelige resultater. Det bør av den grunn sett tilstrekkelig med tid til denne delen. Det som bør inngå i dette steget, er [42]:

- Målsetting for analysen
- Etablering av en analysegruppe
- Etablering av en prosjektplan
- Krav som stilles i lover, forskrifter og standarder
- Kartlegge miljøet rundt virksomheten

Målsetting for analysen er viktig for at analysen skal gi svar på det som det er ønskelig å finne svar på. Den legger grunnlaget for hvilke resultater som til slutt kan framstilles. For å få gjennomført analysen, trengs en analysegruppe. Denne bør bestå av deltakere med ulik kompetanse og fra ulike nivå og avdelinger i virksomheten, og deltakerne må ha nødvendig kjennskap til analyseobjektet. Det er viktig at deltakerne har en felles forståelse for målsettingen og for analyseobjektet. Dersom bedriften mangler kunnskap om analysemetodene som skal benyttes, kan spesialister leies inn som hjelp her. Det kan også leies inn et konsultentselskap for å utføre analysen. Det er da viktig at virksomheten følger opp arbeidet de utfører, slik at de føler eierskap til analysen og resultatene. Prosjektplanen som skal etableres bør inneholde en tidsplan for analysearbeidet, og et anslag for kostnadene knyttet til arbeidet [42].

Før selve analysen starter, er det viktig å gjøre seg kjent med krav som stilles til miljørisikoanalyse i lover, forskrifter og standard som er gjeldende for bedriften. Disse kravene må tas hensyn til i analysen. Data fra tidligere ulykker eller nestenulykker som har ført til miljøskade kan også være til nytte for analysen [42]. En kartlegging av miljøet rundt virksomheten, som kan bli berørt av et eventuelt miljøutslipp, bør inngå i dette steget. Hvordan naturen, fisker og dyr kan reagere på et utslipp, bør være kjent.

## **Steg 2: Fastsette miljørisikoakseptkriterier**

Dette steget går ut på å sette akseptkriterier for miljøskade. Disse kriteriene gir en øvre grense for hva som er akseptabel miljørisiko ved virksomheten. En virksomhet har overordnede akseptkriterier, og miljørisikoakseptkriteriene skal fastsettes av operatøren på grunnlag av disse [33].

Miljørisikoakseptkriteriene bør bidra til å oppnå en rekke behov for virksomheten. De bør ivareta selskapsinterne retningslinjer for sikkerhetsstyring i virksomheten, oppfylle krav som stilles fra myndighetene, bidra til styring av miljørisiko og de bør være spesifikke for den aktiviteten som analyseres. Akseptkriteriene bør utformes på en slik måte at overholdelse av akseptkriteriene kan analyseres/evalueres, og slik at miljørisiko fra ulike aktiviteter kan sammenlignes på en entydig måte. Et grunnlag som kan benyttes for akseptkriteriene, er prinsippet om at restitusjonstiden (varigheten) etter en miljøskade skal være ubetydelig i forhold til den forventede tiden mellom uønskede hendelser som medfører miljøskade. Ubetydelig kan i dette tilfelle tolkes ulikt for ulike virksomheter, og det enkelte selskap må selv definere hvor grensen skal gå [33]. Når det, på slutten av analysen, skal vurderes om en risiko er akseptabel eller ikke, er det miljørisikoakseptkriteriene som ligger til grunn for denne vurderingen. Mer om akseptkriterier og ulike metoder og tilnærminger som kan benyttes for å fastsette slike kriterier, er beskrevet i kapittel 5.

## **Steg 3: System- og aktivitetsbeskrivelse**

Når systemet skal beskrives, er det tre spørsmål som tidlig må kartlegges. Dette er hva systemet er avhengig av (input), hvilke arbeidsoppgaver som utføres i systemet (funksjoner) og hvilke tjenester systemet leverer (output). Etter at disse spørsmålene er besvart, kan en detaljert og presis beskrivelse av systemet utarbeides. Det bør her legges vekt på de tekniske, organisatoriske og menneskelige forhold som kan ha innvirkning på miljøskade fra virksomheten. Barrierer som er implementert i systemet må kartlegges og beskrives. Dersom virksomheten er stor, kan det være aktuelt å bryte den ned i mindre enheter, som avdelinger eller lokaler. En systembeskrivelse av de ulike avdelingene eller lokalene kan da utarbeides, i tillegg til beskrivelsen av systemet som helhet [42].

Aktivitetsbeskrivelsen gir en oversikt over hva som skal analyseres. Det som da bør kartlegges, er [33]:

- hvilken type aktivitet som skal analyseres
- omfanget av aktiviteten
- hva som eksisterer av sammenlignbar informasjon
- om det forligger tidligere miljørisikoanalyser som dekker aktiviteten eller som kan brukes til sammenlikning
- andre grunnleggende forutsetninger og antagelser

Da aktivitetene i en virksomhet kan endres, for eksempel på grunn av ny kunnskap eller tilgjengelighet av nye data, er det viktig å oppdatere miljørisikoanalysen med jevne mellomrom. For de virksomhetene der det forekommer sesongmessige variasjoner, må tidsrommet for når aktiviteten foregår oppgis [33].

I både system- og aktivitetsbeskrivelsen må systemet og aktivitetene avgrenses.

#### Steg 4: Identifisere farekilder og uønskede hendelser

I dette steget skal alle uønskede hendelser, som kan føre til miljøskade, kartlegges. For å kunne kartlegge de uønskede hendelsene, må farekildene i virksomheten identifiseres. Også trusler som kan oppstå, bør identifiseres. Når farekilder og trusler er identifisert, kan en etter en av disse drøftes med tanke på hvilke uønskede hendelser som kan inntreffe. Personell fra alle deler av virksomheten bør delta i et slikt arbeid, da ulike deler av virksomheten har ulik kunnskap om systemet og aktivitetene. Listen med uønskede hendelser kan bli lang, men ikke alle hendelsene er like aktuelle for analysen. Hendelser som synes å ha svært lav sannsynlighet eller konsekvens kan utelates. Kun de hendelsene som oppfattes som betydelige for analysen bør tas med. Disse hendelsene bør være klart definert med hensyn på *hva* som skjer, *hvor* det skjer og *når* det skjer [42].

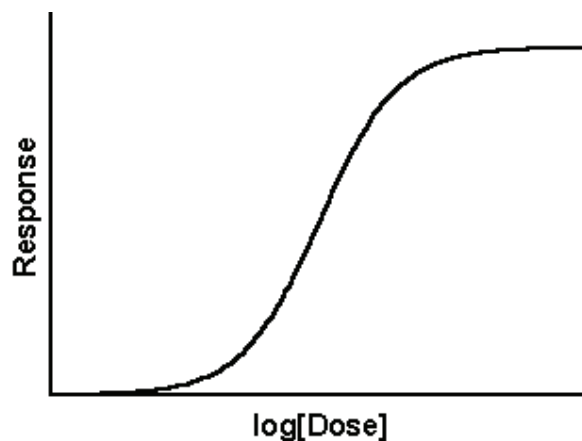
#### Steg 5a: Beregne sannsynlighet og vurdere konsekvenser, akutte uønskede hendelser

Sannsynligheten for at de uønskede hendelsene inntreffer, skal her estimeres. Det må videre vurderes, på bakgrunn av sannsynligheten, hvilke uønskede hendelser som er aktuelle å se nærmere på. For de hendelsene som tas med videre, skal ulike konsekvenser, som har innvirkning på miljøet, vurderes. For å kartlegge de ulike konsekvensene, kan en hendelsestreakseanalyse benyttes. Det som blant annet inngår i en slik analyse, er å identifisere barrierer og se på egnethet og pålitelighet til disse barrierene [42]. Når konsekvensene skal vurderes, må den geografiske og tidsmessige målestokken av konsekvensene vurderes, og tiden til konsekvensene forekommer må vurderes [7]. Det er viktig å angi både de konsekvensene som viser seg med en gang, og de som først oppstår etter en viss tid [32].

Dersom andre beregninger, som for eksempel skadeberegninger, spredningsberegninger eller varighetsberegninger, er nødvendige for analysen, kan disse utføres i dette steget. De beregningene som er nevnt, gjelder særlig for offshore virksomheter.

#### Steg 5b: Dose-respons vurdering, langvarige uønskede hendelser

Dersom den uønskede hendelsen ikke oppstår plutselig, men er et kontinuerlig utslipp over tid, kan en dose-respons vurdering benyttes. Det som da kartlegges, er ved hvilken dose miljøet kan reparere seg selv, og hvordan det reagerer jo mer skadelig stoff som slippes ut. Alle skadelige stoff som har potensial til å slippes ut, må vurderes. Resultatene av vurderingen kan framstilles i en dose-respons kurve. Slike kurver kan ha ulik utforming, og figur 11 gir et eksempel på en type utforming.



Figur 11: Eksempel på en dose-respons kurve [18].

Dersom andre beregninger, som for eksempel skadeberegninger, spredningsberegninger eller varighetsberegninger, er nødvendige for analysen, kan disse utføres i dette steget. De beregningene som er nevnt, gjelder særlig for offshore virksomheter.

### **Steg 6: Beregne og vurdere miljørisiko**

Miljørisikoen beregnes og vurderes ut fra beregningene og vurderingene i steg fem. Noen uønskede hendelser kan ha flere konsekvenser. Da skal miljørisikoen vurderes for hver av konsekvensene, og ved en kombinasjon av konsekvensene [32]. Videre sammenlignes miljørisikoen med miljørisikoakseptkriteriene som er fastsatt i steg to, for å vurdere om disse overholdes. Dersom den beregnede risikoen overstiger kriteriene, må risikoreducerende tiltak iverksettes. Det må da foretas en vurdering av hvilke tiltak som skal benyttes, ut fra en kostnytte vurdering. Dersom flere tiltak må iverksettes, må det ut fra sannsynlighetsberegningene foretas en vurdering av hvilke som skal prioriteres.

### **Steg 7: Vurdere usikkerhet og følsomhet**

Da flere av stegene som er gjennomført kan inneholde usikkerhet, da særlig beregningene, skal denne usikkerheten vurderes i dette steget. Videre blir følsomheten i beregningene vurdert. En følsomhetsvurdering går ut på å vurdere hvilke inngangsstørrelser som har størst betydning for resultatene, og hvordan en endring av disse størrelser vil påvirke risikoen. Usikkerhetsvurderingene skal vurdere hvordan valg av de modeller og metoder som er foretatt, data som er benyttet og beregninger som er gjennomført påvirker usikkerheten i resultatene. Dersom det er relevant, skal årsaken til usikkerheten vurderes. Er det dårlig/mangelfull formulering av målsetting, tidspress eller at kvalitetssikringen av analysearbeidet, tilgangen til moderne beregningsverktøy eller kompetansen til analysegruppen er mangelfull [42].

### **Steg 8: Risikoreducerende tiltak**

Dersom det i steg seks viser seg at miljørisikoen tilfredsstillende akseptkriteriene, er det ikke behov for risikoreducerende tiltak og dette steget kan ses bort fra. Hvis forurensning med stor sannsynlighet vil brytes ned naturlig, må dette dokumenteres, men risikoreducerende tiltak er ikke nødvendig. I de tilfellene der risikoreducerende tiltak skal implementeres, må effektivitet i forhold til kostnad vurderes ved utvelgelsen av hvilket tiltak som skal brukes [42].

I følge petroleumsvirksomhetens helse, miljø og sikkerhetslovgivning, skal sannsynlighetsreducerende tiltak prioriteres framfor konsekvensreducerende tiltak [51]. Forskrift om maskiner har en litt annen prioritering av tiltak. Første prioritet er at risikoen skal fjernes eller reduseres så godt det er mulig. Dette implementeres i designet av maskinen. Den skal konstrueres og bygges på en sikker måte. Dersom risikoen ikke lar seg fjerne av dette, skal det foretas nødvendige vernetiltak. Om det etter dette er gjenværende risiko til stede, skal brukerne informeres. Brukerne skal i tillegg informeres dersom spesialopplæring er påkrevd, og dersom bruk av personlig verneutstyr er nødvendig [13]. Det kan i det enkelte tilfelle vurderes hvilke av disse tiltaksprioriteringene det er ønskelig å benytte.

## **7.1 Inngangsdata**

For å kunne gjennomføre analysen, er det en del inngangsdata som er nødvendig. Både *NS 5814* og *Metode for miljørettet risikoanalyse* lister opp ulike typer data [32] [33]:

- Vedlikeholdsdata
- Eksponeringsdata (for eksempel tiden fugler er utsatt for en bestemt risiko)



- Fysiske data (for eksempel data om vind- og værforhold)
- Data om miljøeffekter (toksisitet, bioakkumulering, persistens osv)
- Statistikk over uønskede hendelser som kan føre til miljøskade
- Beskrivelser av uønskede hendelser som kan føre til miljøskade
- Pålitelighetsdata
- Avviksdata
- Data om menneskelige feilhandlinger
- Informasjonskilder om menneskelig atferd og om forventet bruk og feilbruk
- Trusselvurderinger
- Tilsynsrapporter
- forskningsresultater
- Prognoser og trender
- Utslippssannsynlighet
- Rate/varighetsfordeling
- Oljetype
- Miljøfølsomme områder
- Oljedriftsstatistikk
- Verdifulle og sårbare miljøressurser
- VØKer
- VØK-utbredelse
- VØK-tilstedeværelse

Andre data kan være:

- Hvor farlig et stoff er
- Hvor miljøskadelig et stoff er
- Hvordan stoffet sprer seg
- Hvor høy konsentrasjon fører til skade
- Nedbrytningstid

## **7.2 Fordeler og ulemper med metoden**

Fordelene med denne metoden, er at det er en generell metode som kan brukes innen alle virksomheter. Den er åpen for individuelle tilpasninger dersom det skulle være nødvendig, ved at ulike typer beregninger kan gjennomføres for den enkelte virksomheten. Metoden er omfattende, og vil av den grunn gi et godt bilde av virksomhetens miljørisiko. Den tar hensyn både til akutte og langvarige uønskede hendelser, noe som er nødvendig med tanke på å vurdere miljørisiko. Det er en systematisk metode, som baseres på utprøvde metoder som ulike virksomheter har erfaringer med.

Det at metoden er omfattende, kan være en ulempe. Det fører til at det kan ta lang tid å gjennomføre analyse, og det kan være kostbart. Metoden er ikke tilpasset ulike metodiske nivå, men dette kan opprettes dersom det er ønskelig.



## 8 Konklusjon og anbefaling for videre arbeid

Ut fra norsk og europeisk regelverk, stilles det krav til at bedrifter skal ta hensyn til miljøet ved etablering og drift. Det ytre miljø har fått større fokus etter store miljøulykker som Seveso-ulykken, Tsjernobyl-ulykken og oljeutslipp fra tankskipet Prestige. Bedrifter skal først og fremst forsøke å forhindre slike storulykker, men dersom det ikke er mulig skal konsekvensene av en storulykke reduseres.

En metode for å kartlegge potensielle miljøulykker for en bedrift, er å utføre en miljørisikoanalyse. Det er utarbeidet flere ulike typer miljørisikoanalyser og –vurderinger, med ulike styrker og svakheter. Med utgangspunkt i disse analysene og vurderingene, og det norske og europeiske regelverket, er det i denne rapporten utarbeidet en ny metode for miljørisikoanalyse. Denne metoden består av åtte steg: forberedelse til analysen, fastsette miljørisikoakseptkriterier, system- og aktivitetsbeskrivelse, identifisere farekilder og uønskede hendelser, beregne sannsynlighet og vurdere konsekvenser/dose-respons vurdering, beregne og vurdere miljørisiko, vurdere usikkerhet og følsomhet og risikoreduserende tiltak.

Det som inngår i forberedelsen til analysen, i steg en, er målsetting for analysen, etablering av en analysegruppe og en prosjektplan, krav som stilles i lover, forskrifter og standarder og å kartlegge miljøet rundt virksomheten. Akseptkriteriene som fastsettes i steg to gir en øvre grense for akseptabel risiko i bedriften. For en systembeskrivelse er det tre spørsmål som skal besvares. Disse er hva systemet er avhengig av (input), hvilke arbeidsoppgaver som utføres i systemet (funksjoner) og hvilke tjenester systemet leverer (output). En aktivitetsbeskrivelse bør inneholde hvilken type aktivitet, omfanget av aktiviteten, eksisterende sammenlignbar informasjon, tidligere miljørisikoanalyser og andre grunnleggende forutsetninger og antagelser. I steg fire skal farekilder, og hvilke uønskede hendelse disse farekildene kan føre til, identifiseres. Steg fem er delt i to. Det ene steget går ut på å beregne sannsynlighet og vurdere konsekvenser for akutte uønskede hendelser, og det andre er en dose-respons vurdering av langvarige uønskede hendelser. Ut fra disse beregningene og vurderingene, skal miljørisikoen beregnes og vurderes. Den beregnede miljørisikoen skal sammenlignes med miljørisikoakseptkriteriene fra steg to, og dersom risikoen overstiger kriteriene må risikoreduserende tiltak iverksettes. Usikkerheten i beregningene skal vurderes i steg sju. Her skal også følsomheten vurderes, ved blant annet å vurdere hvordan en endring i inngangsstørrelsene kan påvirke miljørisikoen. Dersom risikoreduserende tiltak må iverksettes, må det vurderes hvilke tiltak som skal implementeres. Denne vurderingen foretas i steg åtte, og gjøres på bakgrunn av effektivitet i forhold til kostnad av tiltaket.

Det å ha en god metode for å finne miljørisikoen til en bedrift, er et viktig tiltak for å kunne forhindre ulykker. Bedriftene er da bedre forberedt dersom en uønsket hendelse skulle inntreffe, og kan tidlig sette i gang beredskap for å hindre eller minske konsekvensene av en ulykke. En ulykke som medfører store miljøkonsekvenser kan gi store kostnader, og være ødeleggende for en bedrift. En god metode for å kartlegge miljørisikoen er av den grunn ønskelig for bedrifter. Metoden som her er utarbeidet, er ikke utprøvd i praksis. Den baserer seg på allerede kjente og utprøvede metoder, og det anbefales å prøve den ut og eventuelt foreta justeringer.

Da det ikke er utarbeidet noen standard for hvordan en miljørisikoanalyse skal utføres, anbefales det at videre arbeid på dette området rettes mot utarbeidelsen av en slik standard.



## Kilder

1. Aftenbladet (2010). *Dødstallene stiger etter jordskjelvet i Chile*. [http://www.aftenbladet.no/utenriks/1167996/Doedstallene\\_stiger\\_etter\\_jordskjelvet\\_i\\_Chile.html](http://www.aftenbladet.no/utenriks/1167996/Doedstallene_stiger_etter_jordskjelvet_i_Chile.html).
2. Aktivitetsforskriften (2002). Forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten (Aktivitetsforskriften). <http://www.lovddata.no>.
3. Arbeidstilsynet. *EØS-direktiver i vårt regelverk*. <http://www.arbeidstilsynet.no>.
4. Avinor. *Beskyttelse av vann og grunn*. [http://www.avinor.no/avinor/miljo/10\\_Vann+og+grunn](http://www.avinor.no/avinor/miljo/10_Vann+og+grunn) (15.4.2010).
5. Burton, I., Kates, R. W., White, G. F. (1993). *The Environment as Hazard*. The Guilford Press, New York.
6. COMEST (World Commission on the Ethics of Scientific Knowledge and Technology) (2005). *The Precautionary Principle*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris.
7. Department of Environment, Food and Rural Affairs. *Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management*. <http://www.defra.gov.uk/environment/quality/risk/eramguide/index.htm> (4.3.2010)
8. Dr Wrightson, I., Cooper, S., Dr Crookes, M., Dr Grundy, C. L., Dr King, N., Lerner, J., Dr Lewis, P., Dr Lohmann, D. H., Dr Maxwell, C., Perry, D., Sanderson, D. M. and Dr Lipworth, S. (2008). *Environmental Risk Assessment*. The Environmental, Health and Safety Committee (EHSC).
9. European Commission, Directorate-General (2005). *Guidance on the preparation of a safety report to meet the requirements of directive 96/82/EC as amended by directive 2003/105/EC (Seveso II)*. European Communities.
10. European Environment Agency. *Environmental Risk Assessment: Approaches, Experiences and Information Sources*. <http://www.eea.europa.eu>.
11. Forskrift om konsekvensutredning (2009). <http://www.lovddata.no>.
12. Forskrift om landtransport av farlig gods (2009). <http://www.lovddata.no>.
13. Forskrift om maskiner (2009). <http://www.lovddata.no>.
14. Forskrift om risikoanalyse for flyttbare innretninger (1993). <http://www.lovddata.no>.
15. Forskrift om vern av miljøet i Antarktis (1995). <http://www.lovddata.no>.
16. Forurensningsforskriften (2004). Forskrift om begrensning av forurensning (Forurensningsforskriften). <http://www.lovddata.no>.
17. Furlong, John (1995). *EC approach to environmental risk assessment of new substances*. Commission of the European Communities (DG XI), Bruxelles, Belgium.
18. GraphPad Software (1999). *Introducing dose-response curves*. <http://graphpad.com/welcome.htm>.
19. Hokstad, P., Jersin, E., Rossnes, R., Steiro, T. og Tinmannsvik, R. K. (2002). Risiko på tvers (RPT): Gjennomgående og helhetlig strategi for risikovurdering på HMS-området. Technical Report STF38 A014435, SINTEF Teknologi og samfunn: Sikkerhet.
20. Håbrekke, S. (2010). Informasjon sendt via mail 27.4.2010, SINTEF-prosjekt.
21. Innretningsforskriften (2002). Forskrift om utforming og utrusting av innretninger med mer i petroleumsvirksomheten (Innretningsforskriften). <http://www.lovddata.no>.
22. Internkontrollforskriften (1997). Forskrift om systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid i virksomheter (Internkontrollforskriften). <http://www.lovddata.no>.
23. ISO 13628-1:2005. *Petroleum- og naturgassindustri. Konstruksjon og drift av produksjonssystemer under vann*.
24. Klima- og forurensningsdirektoratet (1996). *Rådsdirektiv 96/61/EF om integrert forebygging og begrensning av forurensning (IPPC)*. <http://www.klif.no>.

25. Klima- og forurensningsdirektoratet (2001). *IPPC: Direktiv om integrert forebygging og begrensning av forurensning*. <http://www.klif.no>.
26. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oljedirektoratet og Oljeindustriens Landsforbund (2003). *Nullutslipp til sjø fra Petroleumsvirksomheten. Status og anbefalinger 2003*. Rapport fra Nullutslippsgruppen.
27. Leonhardsen, R.L. (12.3.2008) *Granskningsrapport: Oljeutslipp Statfjord OLS-A 12.12.2007*. Kystverket, Statens forurensningstilsyn og Petroleumstilsynet.
28. National Geographic Channel. <http://www.natgeotv.com/no/salvage-code-red/editors-choice> (8.4.2010).
29. Norsk Biotekforum. *Føre-var-prinsippet*. <http://www.biotekforum.no/article.php?articleID=346&categoryID=111> (3.3.2010).
30. NORSOK Z-013N (2001). *Risiko- og beredskapsanalyse*. Norsk teknologisenter, Majorstua, Oslo.
31. NRK (2008). *Kraftig jordskjelv rammet Kina*. <http://www.nrk.no/nyheter/verden/1.5639379> (9.4.2010).
32. NS 5814 (2008). *Krav til risikovurderinger*. Oslo: Standard Norge.
33. Oljeindustriens Landsforening (2007). *Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA)*. Rapport nr. 2007-0063.
34. Opplysningspliktforordningen (2002). Forskrift om materiale og opplysninger i petroleumsvirksomheten (Opplysningspliktforordningen). <http://www.lovdata.no>.
35. Petroleumstilsynet (2003). *Norsk sokkel*. <http://www.ptil.no/regelverk/norsk-sokkel-article3810-21.html>.
36. Petroleumstilsynet (2009). *Veiledning til forskrift om styring i petroleumsvirksomheten (Styringsforordningen)*. <http://www.ptil.no>.
37. Petroleumstilsynet (2009). *Veiledning til forskrift om utforming og utrusting av innretninger med mer i petroleumsvirksomheten (Innretningsforordningen)*. <http://www.ptil.no>.
38. Rammeforordningen (2002). Forskrift om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten (Rammeforordningen). <http://www.lovdata.no>.
39. Rausand, M. (2010). Personlig samtale, april 2010.
40. Rausand, M. og Høyland, A. (2004). *System Reliability Theory. Models, Statistical Methods, and Applications*. Wiley Interscience, USA.
41. Rausand, M. og Utne, I. B. (2009). *Product safety – Principles and practices in a life cycle perspective*. Safety Science, Trondheim, Norway.
42. Rausand, M. og Utne, I. B. (2009). *Risikoanalyse – teori og metoder*. Tapir Akademiske Forlag, Trondheim.
43. Reason, J. (1997). *Managing the Risk of Organizational Accidents*. Ashgate, Aldershot, England.
44. Rosness, R., Hauge, S., Skjerve, A. B. M., Aase, K. (2004). *Ti tommeltotter og null ulykker? Om feiltoleranse og barrierer*. HMS Petroleum. Endring – Organisasjon – Teknologi.
45. SINTEF (2001). *Bruk av HIPPS for utstyrsbeskyttelse*. Rapportnr. STF38 A01422.
46. SINTEF (2008). *Kvantifisering av risikobildet*. <http://www.sintef.no/Teknologi-og-samfunn/Sikkerhet/LyseLNG/Kvantifisering-av-risikobildet/>.
47. SINTEF (2009). *Bruk av BAT (Best Tilgjengelige Teknikker) -prinsippet for miljøisikkerhet*. Versjon 2, 29.1.2009.
48. Sklet, S. (2005). *Safety barriers: Definition, classification, and performance*. Journal of Loss Prevention in the Process Industries, accepted for publication.
49. Store Norske Leksikon. *Seveso-ulykken*. <http://www.snl.no/> (17.2.2010).

50. Storulykkeforskriften (2005). Forskrift om tiltak for å forebygge og begrense konsekvensene av storulykker i virksomheter der farlige kjemikalier forekommer (Storulykkeforskriften). <http://www.lovdatab.no>.
51. Styringsforskriften (2002). Forskrift om styring i petroleumsvirksomheten (Styringsforskriften). <http://www.lovdatab.no>.
52. Suter, G.W. (2007). *Ecological Risk Assessment*. CRC Press, Boca Raton, USA.
53. Teknisk Ukeblad (2008). *Gullfaks-mannskap måtte i livbåtene*. <http://www.tu.no/offshore/article172065.ece>.
54. Toxipedia. *Seveso, Italia*. <http://toxipedia.org/display/toxipedia/Seveso,+Italy> (12.4.2010).
55. VG (2003). *Prestige lekker fortsatt*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/artikkel.php?artid=200487>.
56. VG (2009). *Fem år siden monsterbølgen endret alt*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/jordskjelv-i-asia/artikkel.php?artid=583318>.
57. VG (2010). *Alvorlig at luftambulansen ikke kan fly*. <http://www.vg.no/nyheter/innenriks/artikkel.php?artid=10000807>
58. VG (2010). *BP har stanset én av lekkasjene i Mexicogolfen*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/klimatrusselen/artikkel.php?artid=10005353>
59. VG (2010). *BPs flosshatt er på plass på havbunnen*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/artikkel.php?artid=10006147>
60. VG (2010). *Derfor er asken farlig for fly*. <http://www.vg.no/reise/artikkel.php?artid=10000828>
61. VG (2010). *Enorme klimautslipp fra vulkanen på Island*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/artikkel.php?artid=10000335>
62. VG (2010). *Nå rammes dyrene av oljesølet*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/artikkel.php?artid=10004853>
63. VG (2010). *Olje fra lekkasjen i Mexicogolfen har nådd land*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/artikkel.php?artid=10005503>
64. VG (2010). *800 evakuert etter vulkanutbrudd på Island*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/artikkel.php?artid=10000622>
65. VG (2010). *217 000 funnet døde etter Haiti-jordskjelv*. <http://www.vg.no/nyheter/utenriks/artikkel.php?artid=581644>.
66. Vinnem, J. E. (2007). *Offshore Risk Assessment. Principles, Modelling and Applications of QRA Studies*. University of Stavanger, Norway.
67. Xu, L. og Liu, G. (2009). *The study of a method of regional environmental risk assessment*. State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, School of Environment, Beijing, Kina.





## Vedlegg 1: Definisjoner

### *Akseptkriterier*

Kriterier for å avgjøre om en risiko er akseptabel eller uakseptabel [33].

### *Farekilde*

En egenskap, en tilstand eller et forhold som kan lede til en uønsket hendelse [42].

### *Restitusjonstid (varighet)*

Restitusjon er oppnådd når det opprinnelige dyre- og plantelivet i det berørte samfunnet er til stede på tilnærmet samme nivå som før utslippet (naturlig variasjon tatt i betraktning), og de biologiske prosessene fungerer normalt. Bestander anses å være restituert når bestanden er tilbake på 99 % av nivået før hendelsen. Restitusjonstiden er tiden fra et utslipp skjer til restitusjon er oppnådd [33].

### *Risikoakseptkriterium*

Kriterium som legges til grunn for beslutning om akseptabel risiko [32].

### *Risikoanalyse*

Systematisk framgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko. Risikoanalysen utføres ved kartlegging av uønskede hendelser og årsaker til og konsekvenser av disse [32].

### *Risikoreduserende tiltak*

Tiltak som reduserer sannsynligheten for eller konsekvensene av en uønsket hendelse [33].

### *Risikovurdering*

Samlet prosess som består av planlegging, risikoanalyse og risikoevaluering [32].

### *Uønsket hendelse*

Hendelse som kan medføre tap av verdier. Tap av verdier kan gjelde for eksempel liv/helse, miljø, materielle verdier, funksjoner, samfunnsverdier eller omdømme. En uønsket hendelse kan være både tilsiktet og utilsiktet [32].

### *VØK (Verdsatt Økosystem Komponent)*

En standardisert metode for å velge ut spesielt viktige miljøressurser. VØK er definert som en ressurs eller en miljøegenskap som [33]:

- Er viktig (ikke bare økonomisk) for lokalbefolkningen, eller
- Har en nasjonal eller internasjonal interesse, eller
- Hvis den endres fra sin nåværende tilstand, vil ha betydning for hvordan miljøvirkningene av tiltak vurderes, og for hvilke avbøtende tiltak som velges.