
TEKNISK RAPPORT

MILJØRISIKO- OG BEREDSKAPSANALYSE FOR LETEBRØNN ERMINTRUDE (15/6-9S)

RAPPORT NR. 2006-1626

REVISJON NR. 01

DET NORSKE VERITAS

TEKNISK RAPPORT

Dato for første utgivelse: 2006-10-17	Prosjekt nr.: 65218569
Godkjent av: Tor Jensen	Organisasjonsenhet: DNV Energy
Oppdragsgiver: Statoil ASA	Oppdragsgiver ref.: Anette Boye

DET NORSKE VERITAS AS
DNV Consulting

Veritasveien 1
1322 Høvik
Norway
Tel: +47 67 57 99 00
Fax: +47 67 57 99 11
http://www.dnv.com
Org. No: NO945 748 931 MVA

Sammendrag:

Statoil planlegger å bore en letebrønn med sidesteg i Nordsjøen i utvinningstillatelse (PL) 303, med forventet oppstart i desember 2006. Det er gjennomført helårige oljedriftsberegninger (3600 scenarier) med full rate-varighetsmatrise for Glitne råolje for den dimensjonerende hendelsen i forhold til miljørisiko (en utblåsning) for aktivitetene. Miljørisiko knyttet til skade på naturressurser er analysert i henhold til OLFs veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser (2005). Det er analysert for potensielle effekter på en rekke arter av sjøfugl, to arter av sjøpattedyr, samt for strandhabitater. Resultatene av analysen viser at de største bestandstapene vil kunne finne sted ved overflateutslipp.

Miljørisiko er målt som % av Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier. Resultatene viser at det er lomvi på åpent hav som er dimensjonerende i forhold til miljørisiko (alle sesonger sett under ett). For den av de to boringene som har høyest sannsynlighet for hendelse er miljørisiko for lomvi på åpent hav 42,7 % av akseptkriteriet i skadekategori "moderat". Resultatene viser at miljørisikoen knyttet til den planlagte boreoperasjonen Ermintrude er akseptabel sett i forhold til Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier. Det er heller ingen VØK'er som har en beregnet miljørisiko innenfor ALARP-området.

Beredskapsbehovene er dimensjonert med utgangspunkt i utslippsrate, minste drivtid samt restmengde oljeemulsjon til kyst- og strandsone. Det er formulert tre tiltaksalternativer som tilfredstiller de ytelseskrav som Statoil har satt til aktiviteten. Analysen gir en detaljering av beredskapsbehovene innen hver bekjempelses-barriere og anbefaler en beredskapsløsning som tilfredstiller disse behovene.

Rapport nr.: 2006-1626	Emnegruppe: Miljørisiko, Oljevernberedskap	
Rapporttittel: MILJØRISIKO- OG BEREDSKAPSANALYSE FOR LETEBRØNN ERMINTRUDE (15/6-9S)		
Utført av: Line Sverdrup, Randi Kruuse-Meyer, Odd Willy Brude og Anders Rudberg		
Verifisert av: Helene Østbøll		
Dato for denne revisjon: 8. november 2006	Rev. nr.: 1	Antall sider: 94

Indekseringstermer

Miljørisiko
Beredskap

- ☒ Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet, dvs. fri distribusjon innen DNV etter 3 år
- ☐ Strengt konfidensiell
- ☐ Fri distribusjon

<i>Innholdsfortegnelse</i>	<i>Side</i>
1 SAMMENDRAG	3
2 INNLEDNING	6
3 DEFINISJONER	7
4 AKTIVITETSBESKRIVELSE	9
5 RISIKO FOR UTSLIPP	11
6 OLJEEGENSKAPER OG OLJEDRIFTMODELLERING	13
6.1 Oljetype og forvitring	13
6.2 Oljedriftsberegninger	13
6.2.1 Metode	13
6.2.2 Inngangsdata	14
6.2.3 Resultater – oljedrift	14
6.3 Emulsjonsmengder	17
7 MILJØBESKRIVELSE	20
7.1 Fysiske forhold	20
7.2 Naturressurser	21
7.2.1 Fisk	21
7.2.2 Sjøfugl	23
7.2.3 Marine pattedyr	28
7.2.4 Strand	29
7.3 Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO)	30
7.4 Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK)	31
7.5 Utvalgte VØKer	32
7.5.1 Fisk	32
7.5.2 Sjøfugl og marine pattedyr	32
7.5.3 Strand	32
8 MILJØRETTET RISIKOANALYSE	33
8.1 Statoils styringskriterier for akutt forurensning	33
8.2 Metode	33
8.2.1 Sjøfugl og marine pattedyr	34
8.2.2 Strand	35
9 RESULTATER AV SKADEBASERT MILJØRISIKOANALYSE	37
9.1 Mulige miljøkonsekvenser for sjøfugl og marine pattedyr	37
9.1.1 Sensitivitetsvurdering for dynamiske datasett (sjøfugl på åpent hav)	39
9.2 Mulige miljøkonsekvenser for strandhabitater	41

9.3	Miljørisiko	44
9.3.1	Ermintrude brønnboring trinn 1	44
9.3.1.1	Sensitivitetsvurdering for dynamiske datasett (sjøfugl på åpent hav)	45
9.3.2	Ermintrude brønnboring trinn 2 (sidesteg)	47
9.4	Effekt av beredskapstiltak på bestandstap og miljørisiko	49
9.5	Konklusjon – miljørisiko (Ermintrude trinn 1 og trinn 2)	50
10	BEREDSKAPSETABLERING	51
10.1	Myndighetskrav	51
10.2	Beredskapsstrategi på norsk kontinentalsokkel	51
10.3	Dimensjonering av beredskap mot akutt forurensning	51
10.4	Forutsetninger for dimensjonering	52
10.4.1	Hav	52
10.4.2	Kyst og strand	52
10.4.3	Oljevernorganisasjon	52
11	RESULTATER MILJØRETTET BEREDSKAPSANALYSE	53
11.1	Oljedriftsstatistikk og valg av dimensjonerende scenarier	53
11.2	Tiltaksalternativer	55
11.3	Vurdering av virkning av tiltaksalternativene	56
11.3.1	Dimensjonerende scenario mhp. kapasitet/omfang	56
11.3.2	Dimensjonerende scenario mhp. drivtid	59
11.3.3	Dimensjonerende scenario for flest berørte landruter	62
11.3.4	Dimensjonerende scenario mhp. miljørisiko	65
11.4	Vurdering av tiltaksalternativene	68
11.5	Anbefalt beredskapsløsning	69
12	REFERANSER	71
	APPENDIX A: HABITATANALYSE FOR STRAND	73
	APPENDIX B: GENERELL METODEBESKRIVELSE BEREDSKAPSANALYSE	75
	APPENDIX C: INNGANGSDATA FRA STATOIL	86

1 SAMMENDRAG

Statoil planlegger å bore letebrønnen Ermintrude med sidesteg i Nordsjøen (15/6-9S) i utvinningstillatelse (PL) 303. Brønnene skal bores på 114 meters dyp, ca 195 km fra nærmeste land. Boringen har planlagt oppstart i desember 2006. De to brønnene bores sekvensielt hvor den andre brønnen er et sidesteg fra den første. Ved funn av hydrokarboner, kan dette være kondensat, olje eller en blanding av olje og kondensat. Hvis olje, forventes en oljetype med egenskaper tilsvarende Glitne råolje. Utslipet av olje vil ha de alvorligste miljømessige konsekvensene og danner derfor grunnlaget for de videre beregninger av miljørisiko. Det er gjennomført helårlige oljedriftsberegninger (3600 scenarier) for den dimensjonerende hendelsen i forhold til miljørisiko (en utblåsning), med utgangspunkt i en rate-varighetsmatrise. Oljedriftsberegningene viser at en eventuell utblåsning vil ha størst influensområde i sommersesongen og at overflateutslipp har et langt større influensområde enn sjøbunnsutslipp. Miljørisiko knyttet til skade på naturressurser er analysert ihht. 2005 utgaven av OLFs veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser.

Naturressurser (VØK'er – Verdifulle Økosystem Komponenter) som er vurdert for analyse inkluderer fisk, sjøfugl, sjøpattedyr og strandhabitater. For fisk er det ikke valgt noen VØK da det ikke ble identifisert arter som gyter konsentrert i tid og rom innenfor influensområdet til Ermintrude. For sjøfugl ble det analysert på en rekke populasjoner av kystnære sjøfugl (alke, alkekonge, lomvi, lunde, toppskarv, storskarv, teist, ærfugl, praktærfugl, stellerand, bergand, kvinand, svartand og sjøorre) og flere populasjoner av sjøfugl på åpent hav (alke, alkekonge, lomvi, havhest og krykkje). Blant sjøpattedyr ble havert og steinkobbe valgt for analyse. I tillegg ble det gjennomført skadebaserte analyser for strandhabitater langs kysten.

De to trinnene av boringen i Ermintrude har samme rate-varighetsmatrise, og konsekvensen av en hendelse vil derfor være lik for de to operasjonene. Trinn 1 har imidlertid en høyere sannsynlighet for utblåsning og dermed høyest miljørisiko av de to trinnene.

Resultatene av analysen viser at de største bestandstapene vil kunne finne sted ved overflateutslipp. Potensielle konsekvenser av en utblåsning innenfor forventet boretidsvindu (vinter- og vårsesongen) reflekteres i høyeste beregnede bestandstap for sjøfugl i enkeltscenarier tilsvarende 15,3 % for bergand (vinter og vår), 13,8 % for lomvi på åpent hav (vår), 13,6 % for havhest på åpent hav (vår), 10,9 % for alkekonge på åpent hav (vinter), 9,4 % for kvinand (vinter), 6,2 % for svartand (høst), 5,4 % for sjøorre (vinter), 3,0 % for toppskarv (vår), 2,9 % for storskarv (vinter) og 1,0 % for ærfugl (vår). For marine pattedyr, representert med VØK'ene havert og steinkobbe, ble det beregnet lave maksimale bestandstap (hhv. 0,5 % (vinter) og 0,4 % (vinter/vår) i noe enkeltscenarie).

For de kystrutene som potensielt kan treffes av et overflateutslipp er det hovedsakelig utslag i den laveste skadekategorien "mindre", men det er utslag i skadekategoriene "moderat" og "betydelig" i endel ruter rundt Boknafjorden.

I forhold til miljørisiko, målt i prosent av Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier, er resultatene beregnet separat for Trinn 1 og Trinn 2 av boringen i Ermintrude. For Trinn 1 viser resultatene at det innenfor forventet boreperiode er høyest miljørisiko for lomvi på åpent hav (42,7 % av akseptkriteriet i skadekategori "moderat"). Også havhest og alkekonge på åpent hav hadde høyest utslag i høstsесongen (henholdsvis 32,6 % og 17,3 % av akseptkriteriet i

skadekategori ”moderat”). Andre VØK’er som ga utslag i vinter/vårperioden var bergand (høyest utslag i skadekategori ”alvorlig”, med 15,2 % av akseptkriteriet), kvinand (5,4 % av akseptkriteriet i skadekategori ”moderat”), svartand og sjøorre (hhv. 5,3 % og 4,2 % av akseptkriteriet i skadekategori ”moderat”), storskarv og toppskarv (hhv. 2,7 % og 1,6 % av akseptkriteriet i skadekategori ”moderat”). For ærfugl og steinkobbe ble det beregnet høyest miljørisiko i skadekategori ”moderat” (0,1 % av akseptkriteriet for begge arter). For strandhabitater var høyeste utslag i skadekategori ”betydelig”, med en beregnet miljørisiko på 3,4 % av akseptkriteriet.

Dersom boretidsvinduet forskyves utover i sommer/høstsesongen er det for dimensjonerende art (også her lomvi på åpent hav) beregnet en lavere miljørisiko enn for vinter/vårperioden (maksimalt utslag i skadekategori ”moderat” på 33,4 % av akseptkriteriet i sommersesongen). Også havhest på åpent hav hadde lavere miljørisiko (29 % av akseptkriteriet i skadekategori ”moderat” i sommersesongen). For alkekonge på åpent hav var imidlertid miljørisiko noe høyere enn for vinter/vårperioden (maksimalt utslag i skadekategori ”moderat” på 21,3 % av akseptkriteriet i høstsesongen).

For Trinn 2 er utslagsgivende VØK’er de samme som for Trinn 1 i alle sesonger, men miljørisikoen er lavere (høyeste miljørisiko er beregnet for lomvi på åpent hav, og tilsvarer 26,2 % av akseptkriteriet i skadekategori ”moderat” i vårsesongen).

Resultatene viser at miljørisikoen knyttet til den planlagte boreoperasjonen Ermintrude er akseptabel sett i forhold til Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier. Det er heller ingen VØK’er som har en beregnet miljørisiko innenfor ALARP-området.

Det er også utført en miljørettet beredskapsanalyse for aktiviteten. Fra oljedriftssimuleringene er det valgt ut et sett av scenarier som dimensjonerer beredskapen. Scenariene uttrykker ekstremsituasjoner for hvordan et større oljeutslipp kan utvikle seg, med hensyn til drivtid, mengde olje inn til kyst- og strandsone samt miljørisiko på henholdsvis åpent hav og i kyst- og strandsone. Scenarier valgt i denne analysen i perioden er:

- Dimensjonerende utslippsscenario for kapasitet/omfang av beredskapsløsning i forventet boreperiode (vinter): Utslipppet med start 13.10.1978. Ved slutført simulering har dette en maksimal emulsjonsrate på i overkant av 1000 m³/d inn til kyst- og strandsone og medfører stranding av totalt 2800 tonn oljeemulsjon (~880 tonn olje).
- Dimensjonerende utslippsscenario for responstid: Utslipppet med start 30.12.1982. Scenariet har korteste drivtid til land av samtlige simuleringer, tilsvarende 6,3 døgn. I tillegg er det illustrert effekten av beredskaptiltakene mht. scenariet med høyest miljørisiko på åpent hav, samt størst berørt landareal.

Basert på ovenstående er følgende alternative beredskapsløsninger (tiltaksalternativer) identifisert og videre analysert:

Tiltaksalternativ 1 - Alternativet omfatter følgende:

- 3 NOFO system i barriere 1
- 3 NOFO system i barriere 2
- 2 Kystsystem i barriere 3
- 3 Fjordsystem i barriere 4

Tiltaksalternativ 2 - Alternativet omfatter følgende:

- 3 NOFO-system i delbarriere 1A

- 2 NOFO-system i delbarriere 1B
- 2 NOFO-system i delbarriere 1C
- 2 NOFO/KV-system i barriere 2
- 1 kystsystem i barriere 3
- 1 fjordsystem i barriere 4

Tiltaksalternativ 3 - Alternativet omfatter følgende:

- 3 NOFO-system i delbarriere 1A
- 2 NOFO-system i delbarriere 1B
- 2 NOFO-system i delbarriere 1C
- 1 NOFO-system i delbarriere 1D
- 1 NOFO-system i delbarriere 1E
- 2 NOFO/KV-system i delbarriere 2A
- 1 NOFO/KV-system i delbarriere 2B
- 1 kystsystem i barriere 3
- 1 fjordsystem i barriere 4

Responstider for disse systemene baseres på dagens plassering av NOFOs ressurser. I tillegg til disse tre tiltaksalternativene vises også utfallet av simuleringene uten tiltak for oppsamling av olje.

Tiltaksalternativ gir god effekt av beredskapsløsningen, med en effektivitet på over 70 %. Tiltaksalternativ 2 gir ytterligere god effekt på den totale massebalansen, samt gir en større fleksibilitet enn tiltaksalternativ 1. Av den grunn anbefales tiltaksalternativ 2. Tiltaksalternativ 3 gir ytterligere en viss effekt i forhold til alternativ 2, men kost/nytte vurderinger samt relativt liten ekstra miljøgevinst gjør at denne løsningen ikke er anbefalt.

I forhold til NOFOs etablerte beredskap i regionen, er behovet der satt til 6 NOFO systemer vinterstid basert på dimensjonerende utslipp ved Balder. Dette tilsvarer behovet i tiltaksalternativ 1 i foreliggende analyse. Eksisterende plassering av NOFOs ressurser, som ligger til grunn for valgte tiltaksalternativer, dekker derved beredskapsbehovene både med hensyn til omfang og responstid.

Tiltaksalternativ 2 og 3 vil kunne oppnås ved å trekke på ytterligere NOFO ressurser i andre regioner.

2 INNLEDNING

Statoils mål innen HMS er ingen ulykker, skader eller tap. Bruk av risikoanalyser og beredskapsanalyser er verktøy for å vurdere og redusere risiko. Denne rapporten omhandler miljørisiko og oljevernberedskap (MRABA) knyttet til letebrønn Ermintrude, som er lokalisert i PL 303. Risikoen gjelder ulykkeshendelser som kan gi akutt forurensning og miljøskade. Formålet med MRABAen er hovedsakelig å kartlegge risikonivået for det ytre miljø og avdekke behov for oljevernressurser i forbindelse med aktiviteten.

Som forberedelse til den planlagte leteboringen har Statoil i tråd med Styringsforskriften §16 utarbeidet en miljørettet risiko- og beredskapsanalyse for aktiviteten. Risikoen gjelder ulykkeshendelser som kan gi akutt forurensning og miljøskade. Formålet med en miljørisikoanalyse er hovedsakelig å kartlegge risikonivået for det ytre miljø og avdekke behov for oljevernressurser i forbindelse med aktiviteten. Miljørisikoanalysen er gjennomført som en skadebasert analyse i henhold til OLFs Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumssaktiviteter på norsk sokkel (OLF, 2005), og miljørisikoen vurderes opp mot Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier.

Ermintrude er lokalisert i Nordsjøen mellom Glitne og Sleipner Vest. Havdyp er ca 114 m. Korteste avstand til land er ca. 195 km. Boring er planlagt å starte i januar 2007.

Utgangspunktet for analysene er en vurdering av aktuelle utblåsningsscenarier. Risiko forbundet med disse uttrykkes ved sannsynlighet, medium, strømningsrater og varigheter. Videre er det gjennomført oljedriftsberegninger med utgangspunkt i en rate-varighetsmatrise og en standard skadebasert helårlig miljørisikoanalyse for boring av Ermintrude. I tillegg er det gjennomført en helårlig analyse av beredskapsbehov. Følgende momenter har vært sentrale for vurderingene: geografisk lokasjon, sannsynlighet for utslipp og mengde, type operasjon, oljetyper og naturressurser i influensområdet.

Resultatene er presentert i denne rapporten.

3 DEFINISJONER

Sentrale ord og uttrykk som inngår i miljørisikoanalysen er kort beskrevet nedenfor:

Absolutt effekt: % av totalt utslippet olje som samles opp som følge av berdskapstiltak

Akseptkriterie: Verbal eller tallfestet grense for hvilket risikonivå som kan godtas.

ALARP: "As low as reasonably practicable"; prinsipp som benyttes ved vurdering av risikoreduserende tiltak. Sannsynligheten for miljøskade er i et ALARP-område når sannsynligheten er mer enn halvparten av akseptkriteriet.

Barriere: fellesbetegnelse for en samlet aksjon i et avgrenset område; kan inkludere ett eller flere system.

Barriere-effektivitet: % av overflateolje som passerer en (tenkt) linje som samles opp av en barriere. Ved sidestilte system (brett flak) vil effektivitet av en delbarriere maksimalt være lik system-effektiviteten, dersom hele flaket dekkes. Ved system etter hverandre (konsentrert flak – flere delbarrierer) vil barriere-effektiviteten kunne overstige system-effektiviteten. Ved rikelig tilgang på olje skal denne være lik barrierekapasiteten.

Bestand: Gruppe av individer innen en art som befinner seg i et bestemt geografisk område i en bestemt tidsperiode (naturlig avgrenset del av en populasjon).

Biologisk ressurs: Dyr, planter og biotoper som (her) er naturlig forekommende og som ikke er økonomisk erstattelig, f.eks. sjøfugl, fisk og havstrand.

DFU: Definert fare- og ulykkessituasjon.

Influensområde: Område som med mer enn 5 % sannsynlighet vil bli berørt av et oljeutslipp, hvor det er tatt hensyn til fordeling over alle utslippsrater og -varigheter.

Miljø: Et ytre miljø som kan bli berørt av oljeutslipp til sjø, dvs. det marine miljø.

Miljørisikoanalyse: Risikoanalyse som vurderer risiko for ytre miljø.

Miljøskade: Direkte eller indirekte tap av liv for en eller flere biologisk ressurser på grunn av oljeutslipp som kan beskrives på individ eller bestandsnivå. For at et oljeutslipp skal kunne gi en miljøskade må restitusjonstiden for den mest sårbare bestanden være lengre enn 1 måned.

Miljøskadekategorier: Kategorisering av miljøskader i hhv. mindre, moderat, betydelig eller alvorlig på grunnlag av restitusjonstid for den mest sårbare bestanden:

- Mindre: en miljøskade med restitusjonstid mellom 1 måned og 1 år.
- Moderat: en miljøskade med restitusjonstid mellom 1 år og 3 år.
- Betydelig: en miljøskade med restitusjonstid mellom 3 år og 10 år.
- Alvorlig: en miljøskade med restitusjonstid over 10 år.

Oljeutslipp: Ikke planlagt utslipp av flytende hydrokarboner til det ytre miljø.

Operasjon: En enkelt, tidsbegrenset arbeidsoperasjon som kan medføre oljeutslipp, f.eks. boring av en letebrønn, som inkluderer all aktivitet fra leteriggen er på borelokasjonen til den forlater lokasjonen.

Relativ effekt: % av total overflateolje som oppsamles som følge av beredskapstiltak

Ressurs eller biologisk ressurs: Levende organismer, eks. plankton, tang og tare, virvelløse dyr, fisk, sjøfugl og sjøpattedyr.

Restitusjonstid: Tiden det tar etter en akutt reduksjon før ressursen har tatt seg opp til (omtrentlig) normalnivået. Den akutte reduksjonen skjer (her) som følge av et oljeutslipp.

System: fellesbetegnelse for et komplett oppsamlingssystem. For et NOFO system inkluderer dette to fartøy, 400 m lense, Transrec oljeopptager og lagringskapasitet på ca 1000 m³.

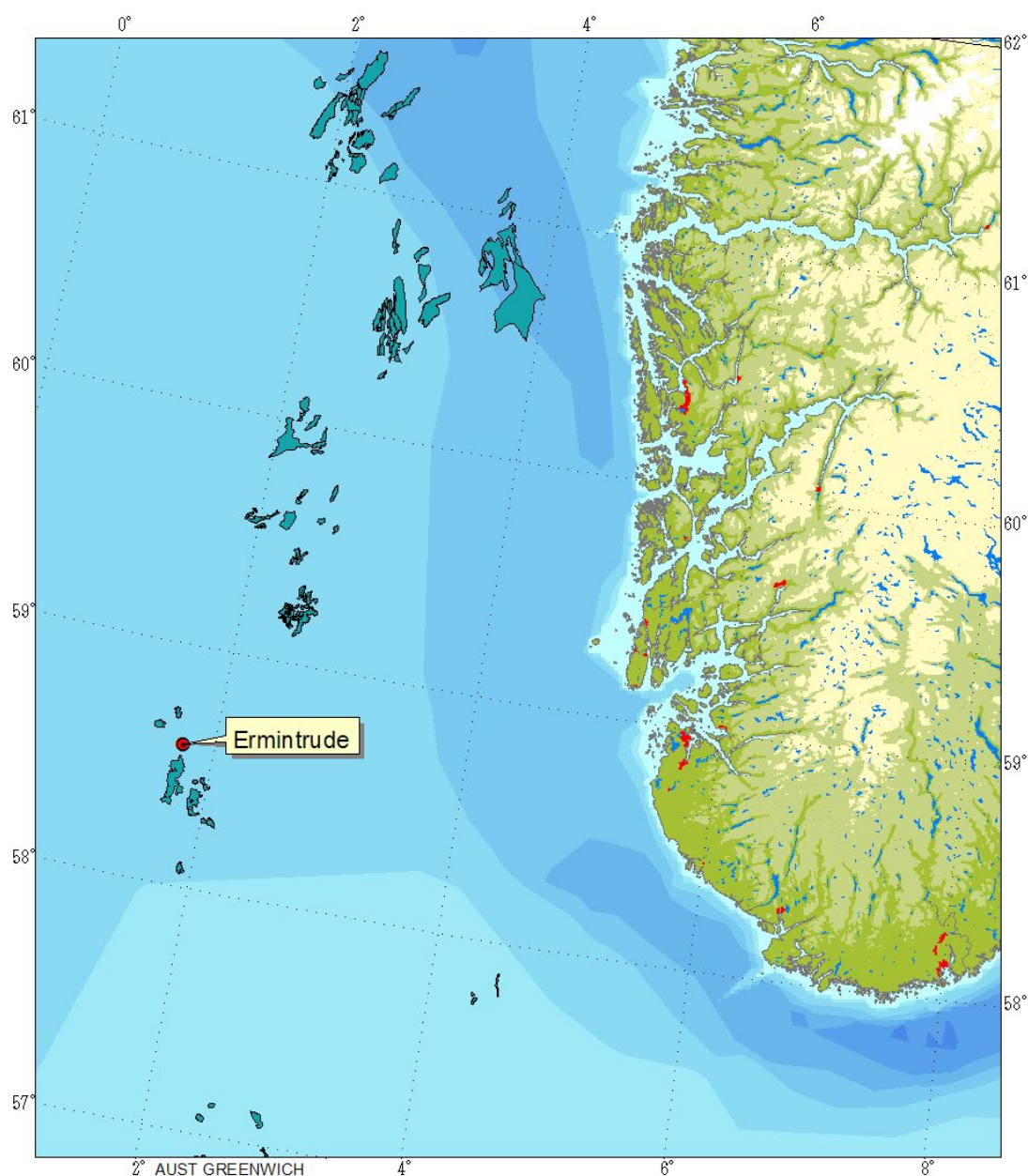
System-effektivitet: (throughput efficiency) % av sveipet overflateolje som samles opp av ett system. Gjelder for ett system (lense, Transrec, to fartøy)

Systemkapasitet: oppsamlingskapasitet i m³/d for ett system; medregnet lossetid, ineffektiv tid, fritt vann osv. For Transrec er denne normalt satt til 2400 m³/d. Systemkapasiteten forutsetter tilstrekkelig tilgang på olje (i praksis overskudd av olje).

4 AKTIVITETSBESKRIVELSE

Statoil planlegger å bore en letebrønn med sidesteg i Nordsjøen i utvinningstillatelse (PL) 303 (Figur 4-1). Brønnene (15/6-9S) skal bores på 114 meters dyp, ca 195 km fra nærmeste land som er Utsira, og boringen har planlagt oppstart i januar 2007 (Boye, 2006). Brønnen bores sekvensielt hvor den andre brønnen er sidesteg fra den første. Boring av første og annet trinn utgjør dermed to separate aktiviteter (første innboring i reservoaret plugges før sidesteg bores).

Basisinformasjon for boringen er gitt i Tabell 4-1.



Figur 4-1 Lokalisering av Ermintrude.

Tabell 4-1 Basisinformasjon for Ermintrude.

Posisjon for DFU	58° 35' 9,17'' N 01° 44' 41,7'' Ø
Analyseperiode	Hele året (4 sesonger)
Vanndyp	114 m
Oljetype (referanseolje)	Glitne
Gass-olje-forhold (GOR)	200 Sm ³ /Sm ³
Max varighet (tid for boring av avlastningsbrønn)	45 dager
Utblåsningsrater	Forventet rate overflate: 7100 Sm ³ /døgn Forventet rate sjøbunn: 7100 Sm ³ /døgn
Oljetetthet	864 kg/m ³
Gasstetthet	1 kg/m ³
Forventet varighet	Overflateutblåsning: 6,7 dager Sjøbunnsutblåsning: 10,6 dager

Følgende momenter er sentrale for vurderingene av miljørisiko og beredskapsbehov: geografisk lokasjon, sannsynlighet for utslipp og rate, type operasjon, oljetype og naturressurser i influensområdet.

5 RISIKO FOR UTSLIPP

Utblåsning er eneste definerte fare- og ulykkeshendelse for denne aktiviteten. Brønnlekkasjer blir ikke vurdert, da disse ikke vil ha potensial til å kunne forårsake miljøskade.

Vurderingene som er gjort i forbindelse med tallfesting av utblåsning er beskrevet i Appendix C, som er en kopi av et teknisk notat utarbeidet av Statoil. Oppsummert kan utblåsningsrisikoen beskrives slik:

For boring av Ermintrude er det beregnet utblåsningssannsynlighet $3,1 \times 10^{-4}$ for hovedbrønnen og $1,9 \times 10^{-4}$ for sidesteget. I begge tilfeller er sannsynligheten fordelt på tre scenarier: *Innboring* (20 %), *Tripping* (40 %) og *Boring* (40 %). For hvert scenario er sannsynligheten for utslipp på havbunn satt lik 40 % og 60 % på overflaten. Sannsynlighet for funn av petroleum er 50 %, fordelt med 20 % på funn av olje og 80 % på funn av kondensat. På grunn av forventninger til GOR i olje-/kondensattilfellene, er oljeratene størst. Følgende oljerater er beregnet med følgende sannsynligheter:

Rate (Sm ³ /d)	Sannsynlighet
4000	0,25
7000	0,42
9700	0,33

Forventet oljerate: 7100 Sm³/d.

For kondensat er følgende rater og sannsynligheter beregnet:

Rate (Sm ³ /d)	Sannsynlighet
3610	0,2
4120	0,4
4630	0,4

Forventet kondensatrate: 4222 Sm³/d.

Høyeste mulige verdi i sannsynlighetsfordelingen for varighet av utblåsningen er 45 dager.

For miljørisiko og beredskapsanalysen er kun olje benyttet. Dette fordi den har den høyeste raten samt at influensområdet til en olje erfaringsvis vil være større enn ett kondensats influensområde. Utslipet av olje vil ha de alvorligste miljømessige konsekvensene og danner derfor grunnlaget for de videre beregninger av miljørisiko.

Rate og varighetsfordeling som benyttes videre i analysen er gitt i Tabell 5-1.

Tabell 5-1 Rate- og varighetsfordeling benyttet for modellering av overflate- og sjøbunnsutblåsning fra Ermintrude.

Utslipps- sted	Sannsynlighets- fordeling overflate/sjøbunn	Rate (Sm ³ /døgn)	Varigheter (døgn)					Sannsynli- ghet for raten	Sannsynlighet Trinn 1/Trinn 2
			2	5	15	30	45		
Overflate	0,6	4000	0,58	0,20	0,16	0,04	0,02	0,25	4,7*10 ⁻⁵ /2,9*10 ⁻⁵
		7000						0,42	7,8*10 ⁻⁵ /4,8*10 ⁻⁵
		9700						0,33	6,1*10 ⁻⁵ /3,8*10 ⁻⁵
Sjøbunn	0,4	4000	0,44	0,19	0,22	0,08	0,07	0,25	3,1*10 ⁻⁵ /1,9*10 ⁻⁵
		7000						0,42	5,2*10 ⁻⁵ /3,2*10 ⁻⁵
		9700						0,33	4,1*10 ⁻⁵ /2,5*10 ⁻⁵

For beredskapsanalysen er forventet rate (7100 Sm³/døgn for både overflateutslipp og sjøbunnsutslipp) og forventet varighet (henholdsvis 6,7 og 10,6 døgn for overflateutblåsning og sjøbunnsutblåsning) lagt til grunn i beregningene.

6 OLJEEGENSKAPER OG OLJEDRIFTMODELLERING

Med bakgrunn i utblåsningsrater og varigheter, oljetype Glitne og meteorologiske data som strøm, vind, sjøtemperatur og saltholdighet, er det utført oljedriftsberegninger for Ermintrude. Det er gjennomført statistisk oljedriftsmodellering av overflate- og sjøbunnsutslipp etter utblåsning for hele året. For sjøbunnsutslippet er det gjennomført modellering av forløpet til en utblåsning fra sjøbunn til det når overflaten, med påfølgende modellering av spredningsberegning av oljen på overflaten. Resultatene fra modelleringen danner grunnlag for miljørisikoanalyse og beredskapsanalyse.

6.1 Oljetype og forvitring

Ved funn av hydrokarboner kan dette vær kondensat, olje eller en blanding av olje og kondensat. For Ermintrude har vi valgt å benytte Glitne olje, basert på parametre gitt av prosjektet samt at denne oljetypen har egenskaper i oljedrift som sikrer at vi er konservative i forhold til dimensjonering av beredskap for akutt utslipp. Denne oljetypen har en tetthet på 864 kg/m³ (SINTEF, 2002), og karakteriseres som en parafinsk olje med meget lite asfaltener og et relativt høyt voksinnhold. Oljen nedblandes og fordampes i moderat grad (ca 25 % fordampning og 21 % nedblanding etter 1 døgn på sjøen ved 10 m/s vind og 5 °C).

Glitneoljen vil emulgere vann relativt langsomt med et maksimalt vanninnhold 56 vol. % ved vintertemperatur (5 °C) og 75 vol. % ved sommertemperatur (13 °C) SINTEF (2002).

Resultater fra renneforsøk ved SINTEF (2002) indikerer at Glitne oljen er dårlig dispergerbar etter lengre tids forvitring (3 døgn). Studien ved SINTEF (2002) viser også at Glitne oljen danner emulsjoner med relativt høy viskositet (20.000 cP i løpet av 2 døgn ved 10m/s vind og 5 °C), noe som kan gi seg utslag i tilflytsproblemer for en tradisjonell overløpsskimmer (Transrec). For moderate vindhastigheter (under 10 m/s) forventes ikke tilflytsproblemer før etter omlag 2 døgn forvitring på sjøen ved vintertemperatur og 3 døgn forvitring ved sommertemperatur. Ved høyere vindhastigheter (> 10 m/s) vil viskositeten til emulsjonen øke hurtigere, og tilflyten kan reduseres allerede etter 1-2 døgn forvitring på sjøen. Ved oppsamling av sterkt forvitret Glitne olje med emulsjonsviskositeter over 20.000 cP, vil det kunne være fordelaktig med HiWax skimmer for å oppnå optimal oppsamlingseffektivitet.

6.2 Oljedriftsberegninger

Det er utført statistiske oljedriftsberegninger for Ermintrude i posisjon 58° 35' 9,17'' N; 01° 44' 41,7'' Ø, i forbindelse med leteboring. Det er gjennomført modellering av overflateutslipp og sjøbunnsutslipp etter utblåsning for årets tolv måneder.

6.2.1 Metode

For modellering av undervannsutblåsningene ble modellen BLOW benyttet. BLOW er utviklet av DNV og bygger på publiserte vitenskapelige artikler fra Koh & Fan (1970) og Fanneløp & Sjøen (1980). BLOW beregner forløpet av et undervannsutslipp fra utstrømningsstedet til dannelsen av oljeflaket på overflaten eller evt. innlagring i vannmassene.

For modellering av oljedrift på overflaten ble oljedriftsmodellen OILTRAJ benyttet. OILTRAJ er utviklet av DNV (DNV, 1994). Modellen beregner bl.a. treffsannsynligheter, massefaktorer (fordampet, nedblandet og gjenværende andel olje) samt ankomsttider til kysten.

For lokasjonen Ermintrude er det gjennomført spredningsmodellering forårsaket av overflateutslipp og sjøbunnsutslipp etter utblåsning, begge utslippene for én oljetype, tre rater og fem varigheter. Den vektete utslippsraten er $7100 \text{ Sm}^3/\text{døgn}$ både for utblåsning fra sjøbunn og overflate.

Det er utført undervannsutblåsningsmodellering fra sjøbunn til overflate for to måneder, mars og august for å fange opp sesongvariasjonene i sjiktningsforholdene. Fra disse er det beregnet en gjennomsnittlig oljefilmtykkelse som er direkte input til de videre spredningsberegninger på overflaten. I oljedriftsmodelleringene på overflaten er det generert oljedriftsstatistikk med 3600 simuleringer (enkeltsценарier) gjennom hele året for både sjøbunns- og overflateutblåsning.

6.2.2 Inngangsdata

OILTRAJ benytter strøm- og vinddata fra hindcast-databasen ved DNMI. Denne inneholder månedsvise klimatologiske strømfelter (DNMI, 1992) og tidsserier for vind i utvalgte posisjoner for perioden 1955-1994 (DNMI). For undervannsutblåsningsmodelleringen er vertikale saltholdighets- og temperaturprofiler innhentet fra Levitus' atlas (Levitus, 1994). Typiske strømforhold hvor plumen forventes å bryte overflaten er hentet fra månedsvise strømfelt fra Meteorologisk Institutt (DNMI, 1992).

Egenskapene til oljen som er benyttet i spredningsberegningene er beskrevet i kap. 6.1.

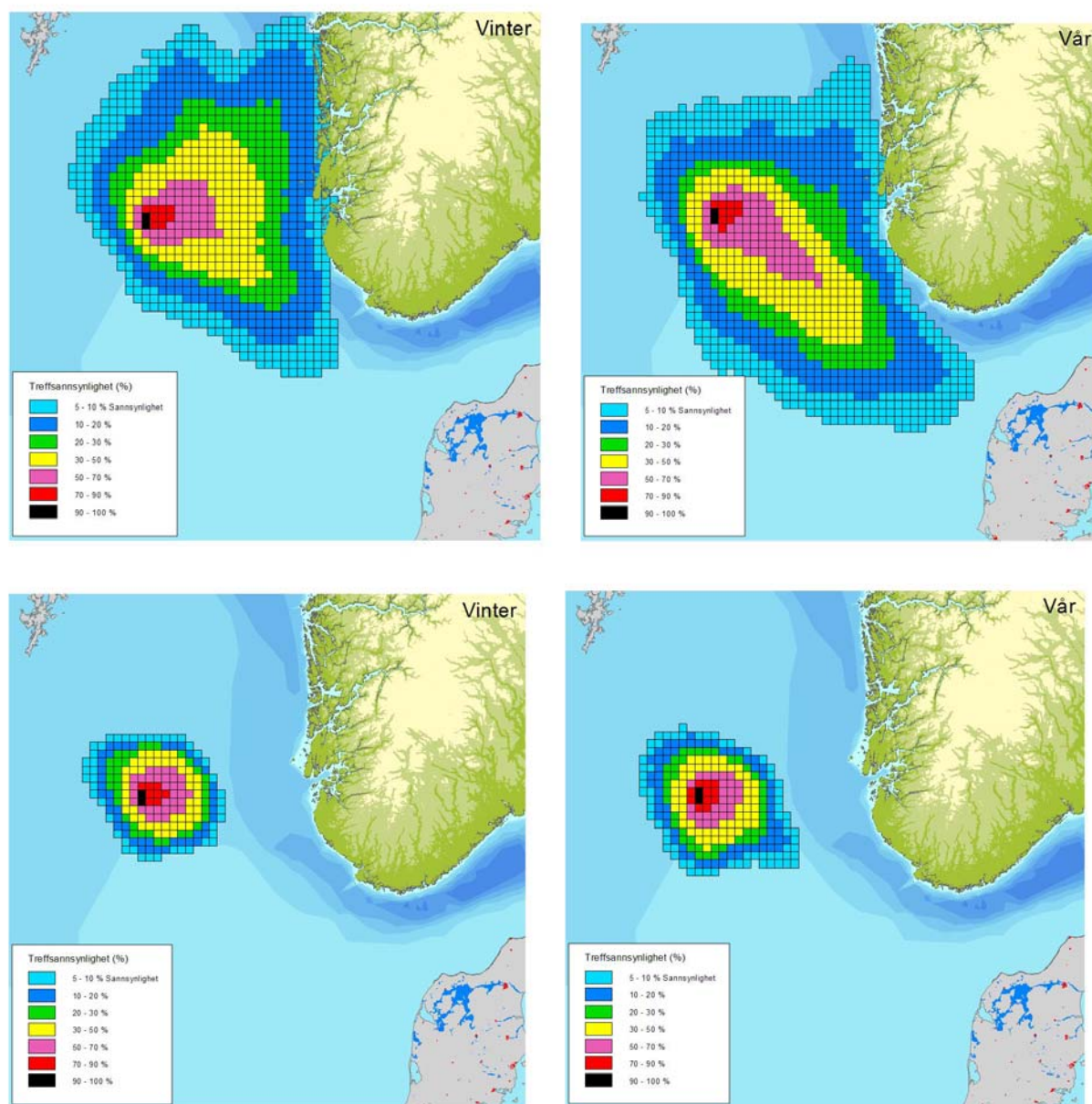
For overflateutslippet er den initielle oljefilmtykkelsen satt til 2 mm. Den horisontale oppløsningen er 10 km x 10 km, og i oljedriftssimuleringene er det sluppet 1 oljepartikkel hvert tidssteg (=1 time) gjennom hele utslippsperioden. Hver partikkel er fulgt i 30 døgn eller inntil partikkelen (flaket) strander eller reduseres til 1 % av sin egen initielle masse ("cut off").

6.2.3 Resultater – oljedrift

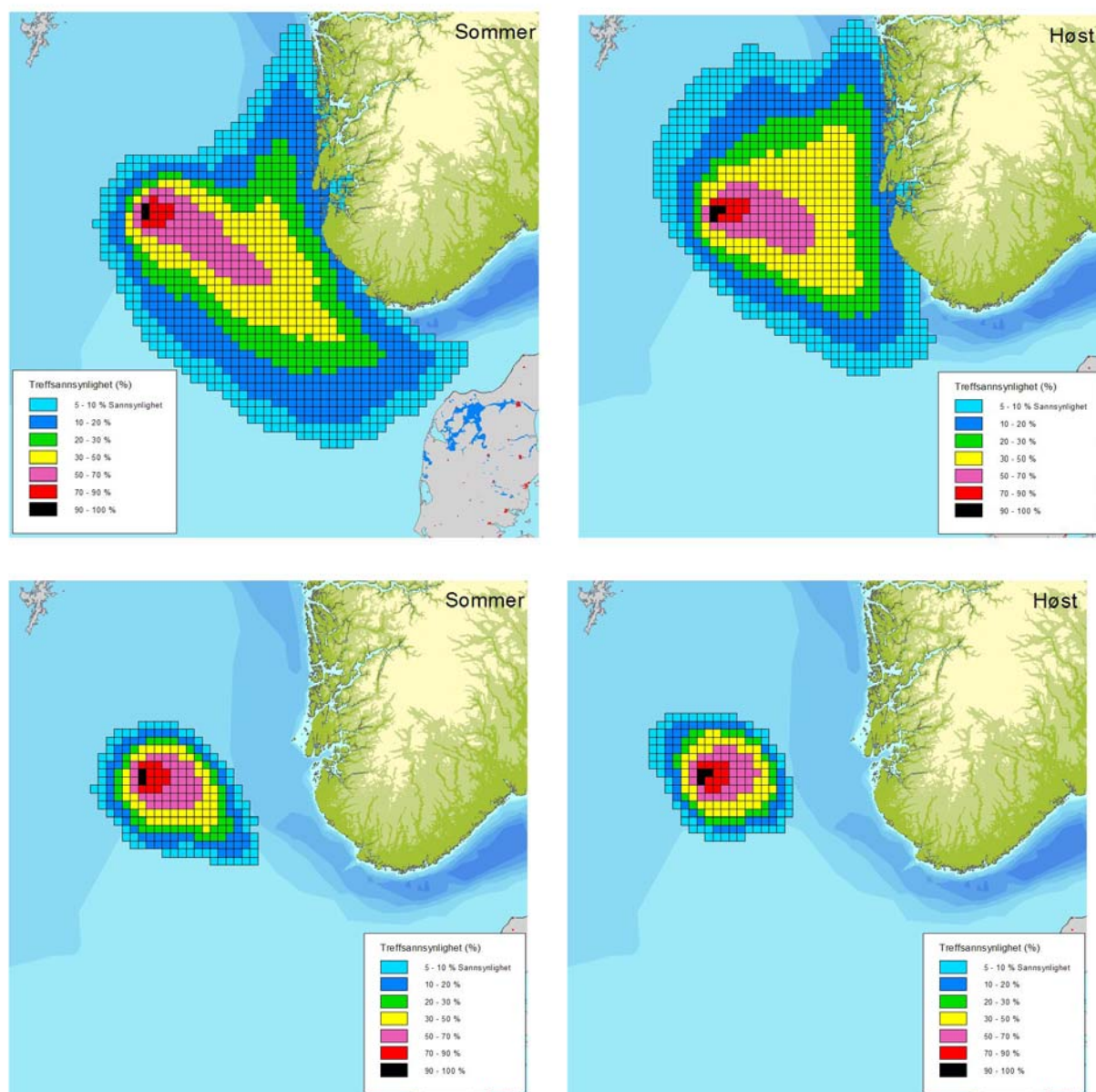
For modellering av sjøbunnsutslippet simulerer BLOW konservativt at all oljen kommer til overflaten, og modellen tar ikke hensyn til verken sidestrømmer eller hydratdannelse.

På overflaten, forårsaket av både sjøbunns- og overflateutblåsning, er det generert oljedriftsstatistikk på rutenivå for fire sesonger; vinter (desember-februar), vår (mars-mai), sommer (juni-august) og høst (september-november).

Resultatene for oljedriftsberegningene er vist i forhold til statistisk utbredelse for sesongene vinter-vår og sommer-høst i henholdsvis Figur 6-1 og Figur 6-2 med influensområde for overflateutslipp og sjøbunnsutslipp. Statistikken viser at en eventuell utblåsning vil ha størst influensområde i sommersesongen. Overflateutslipp viser et langt større influensområde enn sjøbunnsutslipp. For overflateutslipp strekker området med større enn 5 % treffsannsynlighet for olje i 10 x 10 km ruter seg fra Lista i sør til Florø i nord. Strandingssannsynligheten er høyest i enkeltruter langs kysten av Rogaland og Hordaland. Influensområdet for sjøbunnsutslipp fra Ermintrude omfatter ikke land.



Figur 6-1 Oljedriftsstatistikk for forventet boreperiode (vinter og vår) med treffsannsynligheter i 10x10 km enkeltruter ved en eventuell overflateutblåsning (øverst) og sjøbunnsutblåsning (nederst) fra Ermintrude. Influensområdet er vist for forventet rate og forventet varighet. Merk at de markerte rutene ikke gir uttrykk for omfanget av et enkelt oljesøl, men er det statistiske området som berøres med > 5 % sannsynlighet på basis av 900 enkeltsimuleringer av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.



Figur 6-2 Oljedriftsstatistikk for sommer og høst med treffsannsynligheter i 10x10 km enkeltruter ved en eventuell overflateutblåsning (øverst) og sjøbunnsutblåsning (nederst) fra Ermintrude. Influensområdet er vist for forventet rate og forventet varighet. Merk at de markerte rutene ikke gir uttrykk for omfanget av et enkelt oljesøl, men er det statistiske området som berøres med > 5 % sannsynlighet på basis av 900 enkeltsimuleringer av oljens drift og spredning innenfor hver sesong.

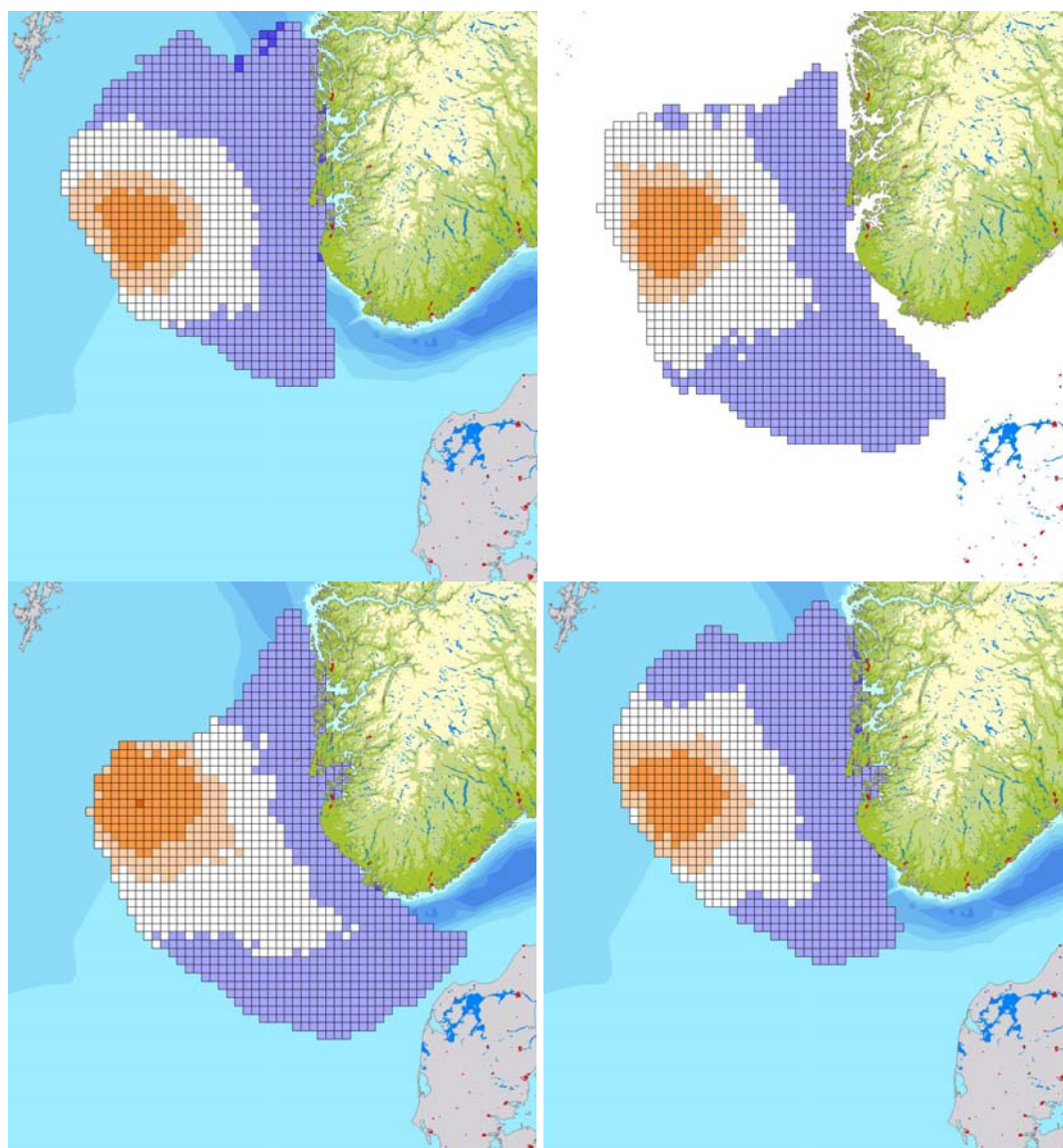
Variasjonen i korteste drivtid til land (blant alle 3600 scenarier for overflateutslipp) samt sannsynligheten for at olje treffer land (gitt et overflateutslipp) for de ulike sesongene er vist i Tabell 6-1. Korteste drivtid er om lag dobbelt så stor om sommeren som om vinteren, samtidig er sannsynligheten for å treffe land også inntil dobbelt så stor.

Tabell 6-1 Korteste drivtid og maksimal sannsynlighet for treff på land i en 10x10 km rute fra oljedriftstatistikken for overflateutslipp fra Ermintrude.

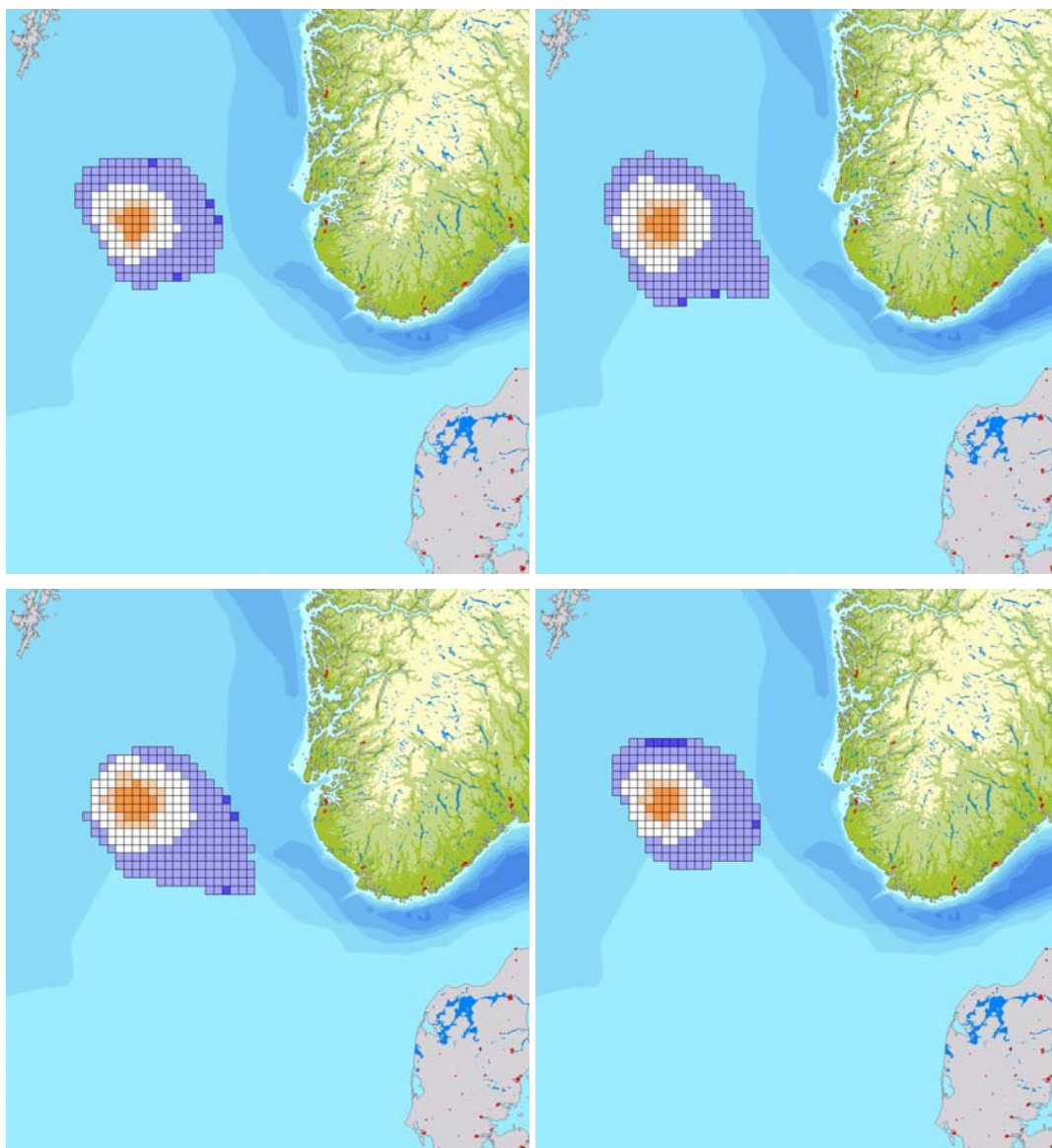
Måned	Korteste drivtid til land (døgn)	Sannsynlighet for stranding (%)
Høst	7,9	14,4
Vinter	6,3	8,6
Vår	8,1	6,7
Sommer	11,5	17,1

6.3 Emulsjonsmengder

Emulsjonsmengder på åpent hav og inn til kyst-og strandsonen er vist for årets fire sesonger for henholdsvis overflate- og sjøbunnsutslipp i Figur 6-3 og Figur 6-4.



Figur 6-3 Emulsjonsmengder knyttet til en overflateutblåsning fra Ermintrude henholdsvis vinter (øverst venstre), vår (øverst høyre), sommer (nederst venstre) og høst (nederst høyre).



Figur 6-4 Emulsjonsmengder knyttet til en sjøbunnsutblåsning fra Ermintrude henholdsvis vinter (øverst venstre), vår (øverst høyre), sommer (nederst venstre) og høst (nederst høyre).

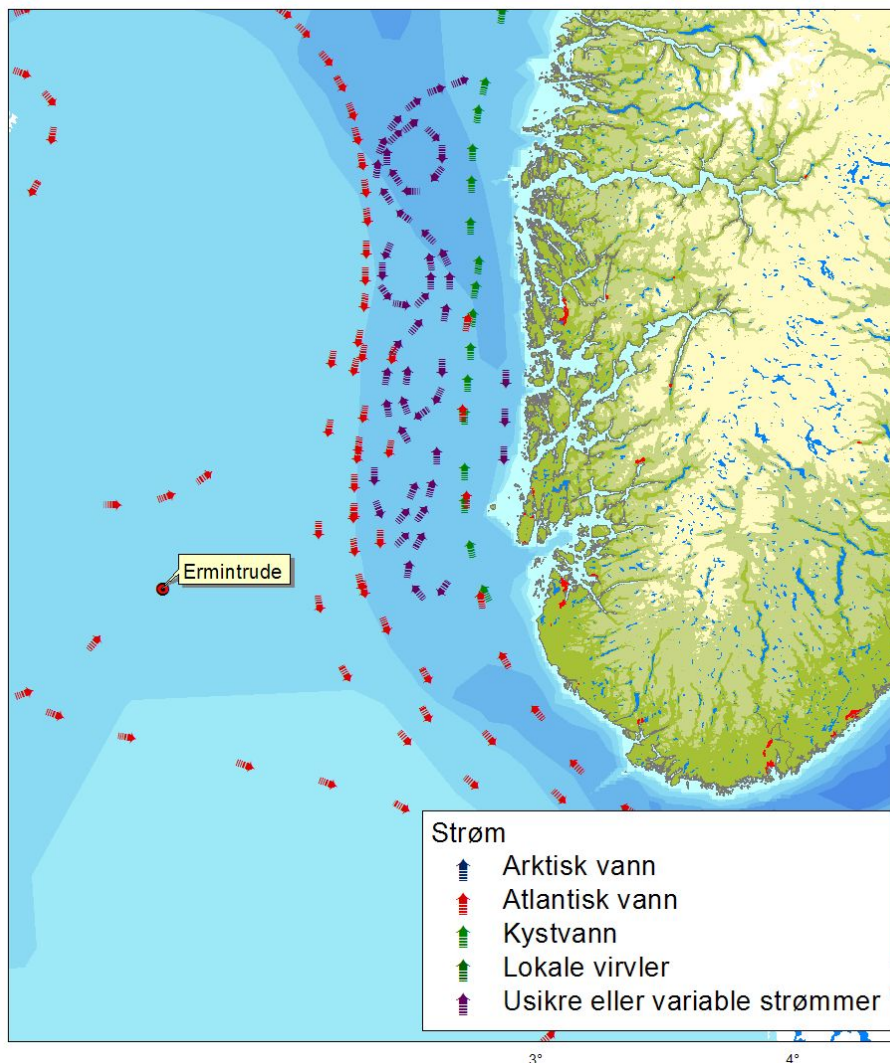
7 MILJØBESKRIVELSE

I foreliggende kapittel gis en kort beskrivelse av miljøressurser i tilknytning til influensområdet til Ermintrude. For en mer omfattende beskrivelse av miljøressursene i regionen, henvises det til bl.a. RKU Nordsjøen (AMBIO miljørådgivning, 2006).

7.1 Fysiske forhold

Ermintrude ligger i Nordsjøen sør for Glitne og nord for Sleipner Vest. Influensområdet for en overflateutblåsning fra Ermintrude omfatter sentrale deler av Nordsjøen og strekker seg i sommerperioden ned til Skagerrak, og har da strandingssannsynlighet $> 5\%$ for kystruter fra Lista på sørlandskysten og nordover langs hele kysten av Vestlandet nordover til Florø. For andre sesonger er influensområdet mindre, både på sjøen og langs kysten.

Strømmene i Nordsjøen er påvirket av atlantisk vann som kommer inn fra vest og den norske kyststrømmen som strømmer nordover med en hastighet på 10-20 km/dag (Figur 7-1). Vannet i den norske kyststrømmen har lav salinitet og danner fronter mot det atlantiske vannet. I disse frontene blir det høy biologisk produksjon. Saliniteten øker etter hvert som vannet strømmer nordover, pga. innblanding av atlanterhavsvann. Hovedstrømretningen er dominert av Eggastømmen mot sørøst i den vestre delen av området. Eggastømmen følger vestskråningen av Norskerenna. Den østlige delen av området er dominert av Kyststrømmen mot nord, særlig om sommeren. Strømretningene er i stor grad påvirket av vindforholdene i disse områdene. Om vinteren danner atlanterhavsvannet en markert temperaturfront mot den kaldere kyststrømmen. Om sommeren derimot vil det varmere og ferskere kystvannet flyte lengre ut fra kysten og dekke det kaldere atlanterhavsvannet (RC Consultant as & NINA, 1999). Den norske kyststrømmen er svært viktig for transport og fordeling av planktoniske organismer. Fiskeressursene varierer med dybdeforholdene i Nordsjøen, med innflytelsen av ferskvann fra elver, samt vindretning og –styrke. Dybdevariasjonen påvirker lokale bevegelser i vannmassene. Nordsjøen er generelt et grunt havområde, der de vind- og tidevannsdrevne strømmene hovedsakelig er i overflaten (30-50 meters dybde) (Sætre, 1983). Egg og larver som gytes i Nordsjøen spres derfor ut over et stort område. Det dannes ikke bestemte frontsystemer som forårsaker opphopning av ressurser, og dermed heller ikke store sjøfuglaggregeringer i bestemte områder. Nordsjøen er biologisk meget produktiv og kommersielt et viktig havområde (RC Consultants as & NINA, 1999). Området er viktig for mange arter.



Figur 7-1 Strømmer og dybdeforhold i Nordsjøen (Adaptert fra Sætre, 1983).

7.2 Naturressurser

I denne seksjonen er det gitt en kort beskrivelse av sårbare ressurser i områdene rundt Ermintrude. Spredningsberegninger for oljedrift viser sannsynligheter for stranding av olje ved overflate-utslipp, og kystnære ressurser beskrives derfor i tillegg til ressurser i vannmassene og på havoverflaten.

7.2.1 Fisk

Egg- og larvestadiene hos fisk vurderes som mer sårbare enn voksen fisk med hensyn på effekter av akutt oljeforurensning (SFT, 2004).

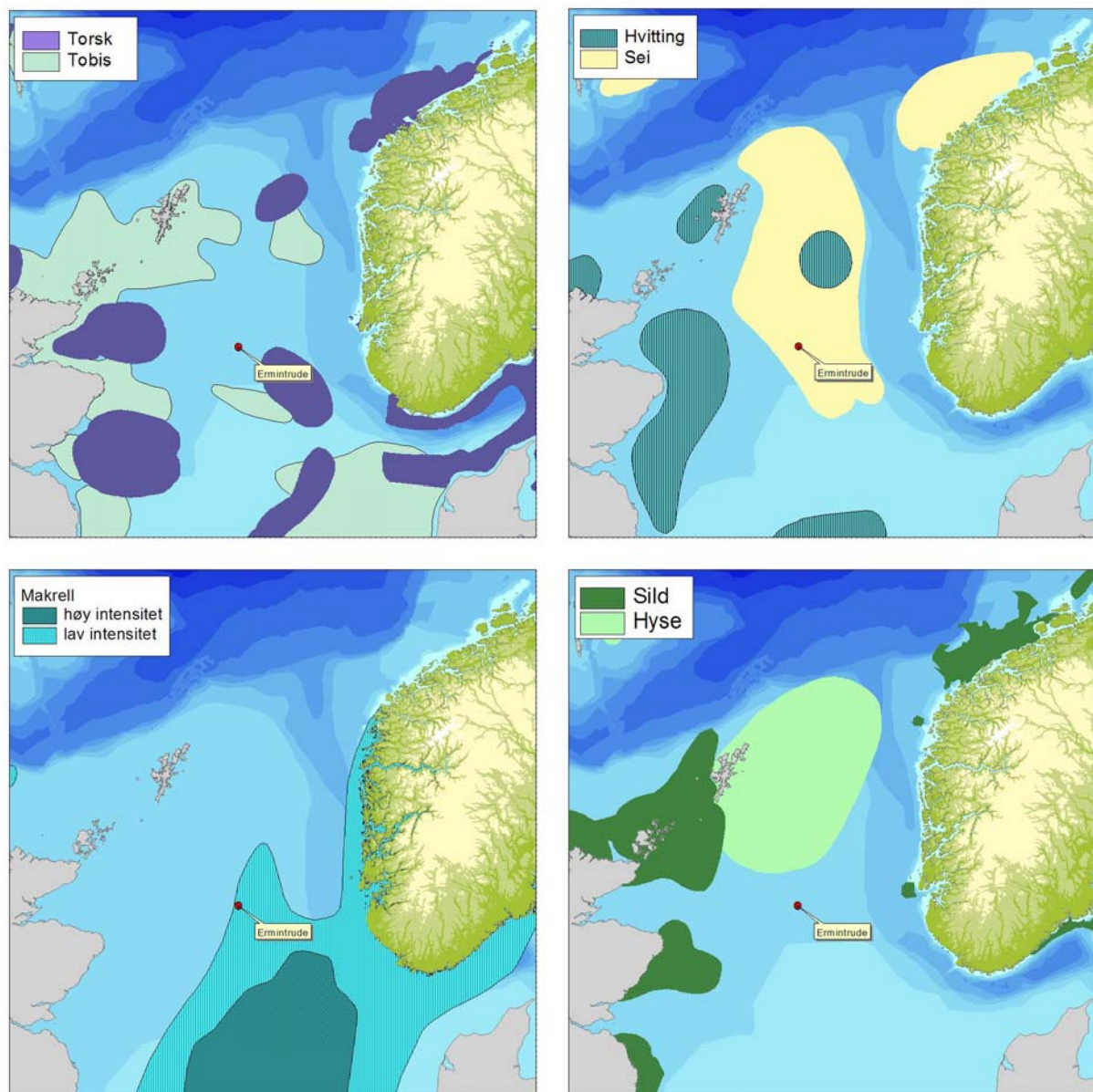
I størrelsesorden 230 fiskearter lever i Nordsjøen og av disse er 11 sentrale i kommersielt fiske (torsk, hyse, sei, sild, makrell, brisling, hvitting, rødspette, tobis, tunge og øyepål). Torsk, sei og hyse er de viktigste konsum artene (OSPAR, 2000). Nordsjøen er gyte- og oppvekstområde for flere av disse artene. De fleste av de kommersielt viktige fiskeartene gyter om våren, mellom januar og juni, mens tobis og høstgytende sild er unntak fra dette (se Tabell 7-1). Når det gjelder

gyteområder er disse for de fleste arter ikke faste stasjonære områder fra år til år (Coull *et al.*, 1998). I tillegg kan fisk gyte tidligere eller senere i sesongen avhengig av miljømessige forandringer. For fisk som gyter i sedimentene vil ikke alle egnede sedimentområder brukes hvert år fordi bruk vil avhenge av størrelsen på gytebestanden. Av disse årsaker er utbredelsen av gyting under kontinuerlig forandring og kartene over gyteområder må sees på som den største kjente utbredelse av gyting på bakgrunn av dagens kunnskap. Registrerte gyteområder for noen viktige arter i Nordsjøen er vist i Figur 7-2.

Tabell 7-1 Gyteperioder for utvalgte fiskearter (hentet fra Rogers & Stocks, 2001).

Fiskeart	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Torsk												
Hyse												
Sei												
Makrell												
Tobis												
Øyepål												
Hvitting												
Sild (høst)												
Sild (vår)												

	Registrert gyting
	Gytetopp



Figur 7-2 Gyteområder for ulike arter i Nordsjøen (Produsert etter Coull *et al.*, 1998).

7.2.2 Sjøfugl

Sjøfugl som er tilknyttet Nordsjøen har ulik grad av tilknytning mot det åpne hav og kystnære områder. Dette varierer mellom arter, sesonger og er avhengig av atferd og aktivitet. Nordsjøen inkludert Skagerrak huser årlig meget store bestander av sjøfugl (Skov *et al.*, 1995), og mange av artene forekommer i et omfang som utgjør en vesentlig del av den globale populasjonen.

Av arter med tilknytning til kystområdene er dykkender (ærfugl, svartand, bergand, sjøorre, kvinand), skarv (storskarv og toppskarv), terner, noen måkearter og alkefuglen teist. Disse artene er knyttet til områder som kan sees fra land, men mange forflytter seg også lenger ut på havet, spesielt i grunne farvann. Selv om noen av disse artene hekker i stort antall, er Nordsjø-området av sterkest betydning for disse artene om høsten og vinteren. For enkelte av de kysttilknyttede artene er Nordsjøen kun et rasteområde for fugler på vei mellom hekkeområder i nord til

overvintringsområder lenger sør, mens andre tilbringer vinteren langs kysten av Nordsjøen. Kystnær fordeling av de kystbundne dykkende sjøfuglartene toppskarv, storskarv og ærfugl er presentert i Figur 7-3, mens tilsvarende fordeling for artene svartand, bergand, kvinand og sjøorre er presentert i Figur 7-4. Se også Figur 7-9 for viktige sjøfuglområder (SMO).

Bestandsfordelinger av sjøfugl på åpent hav bestemmes hovedsakelig av plassering av kolonier (i hekkeperioden) og fordeling av næringsemner (Systad *et al.*, 1999). For de pelagiske artene er utbredelsen av næringsemner i stor grad styrt av oseanografiske forhold som frontområder, strøm, temperatur, saltholdighet og utbredelsen av iskanten. Disse miljøparametrene skaper ulike habitattyper som foretrekkes av forskjellige sjøfuglarter. Innenfor sitt prefererte habitat opptrer gjerne artene i store flokker innenfor relativt små geografiske områder. Men slike høye konsentrasjoner av sjøfugl er ofte svært ustabile, noe som medfører at den romlige fordelingen av sjøfugl på liten skala forandrer seg over tid (Fauchald *et al.*, 2005, Fauchald & Brude, 2005).

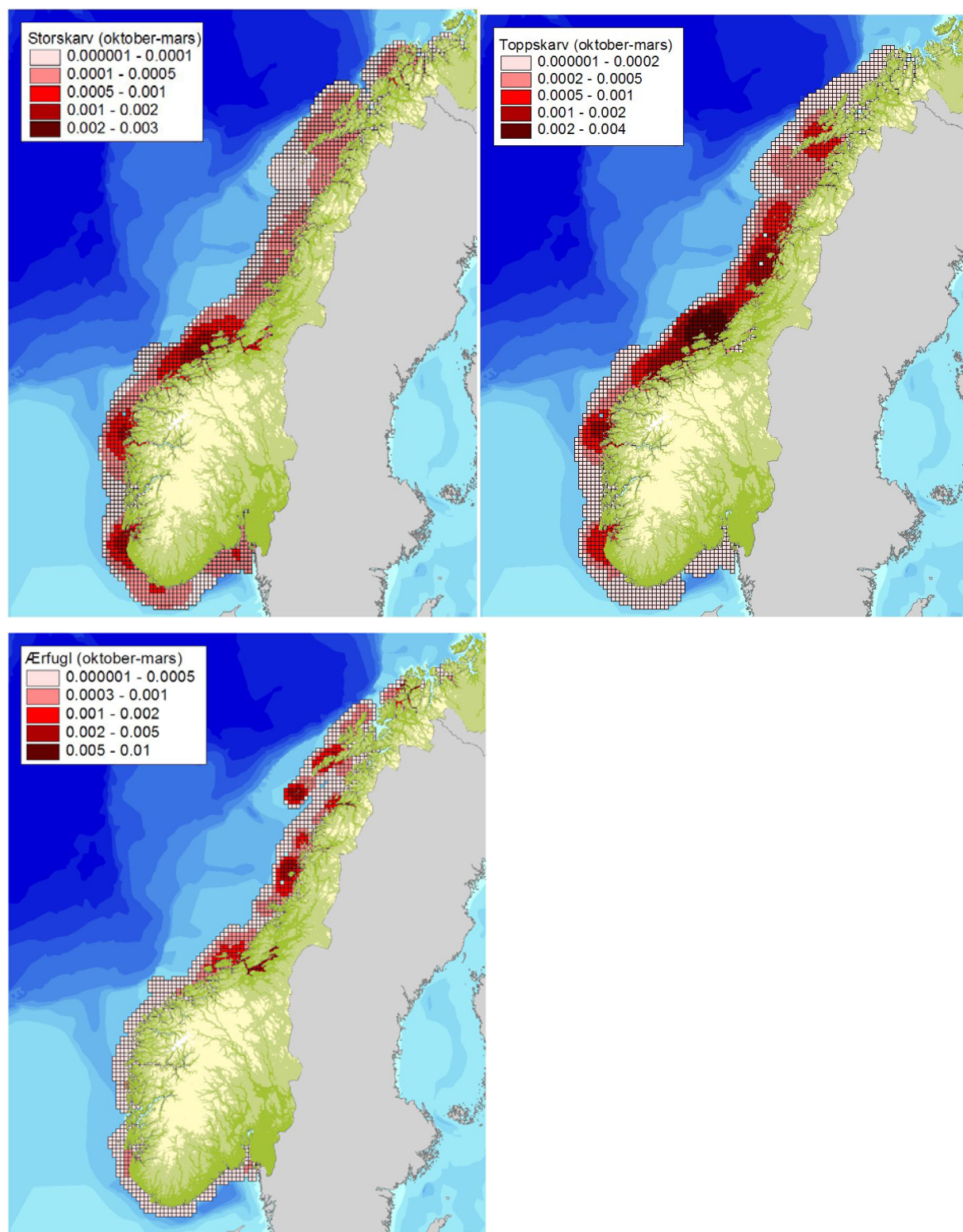
Fordelingsmønsteret til sjøfugl i åpent hav kan deles inn i to faser (Systad *et al.*, 1999):

Trekkperioden, da det foregår en regelmessig forflytning før og etter hekkesesongen mellom hekkeområdene og overvintrings/myteområdene. Graden av regelmessighet varierer med artene.

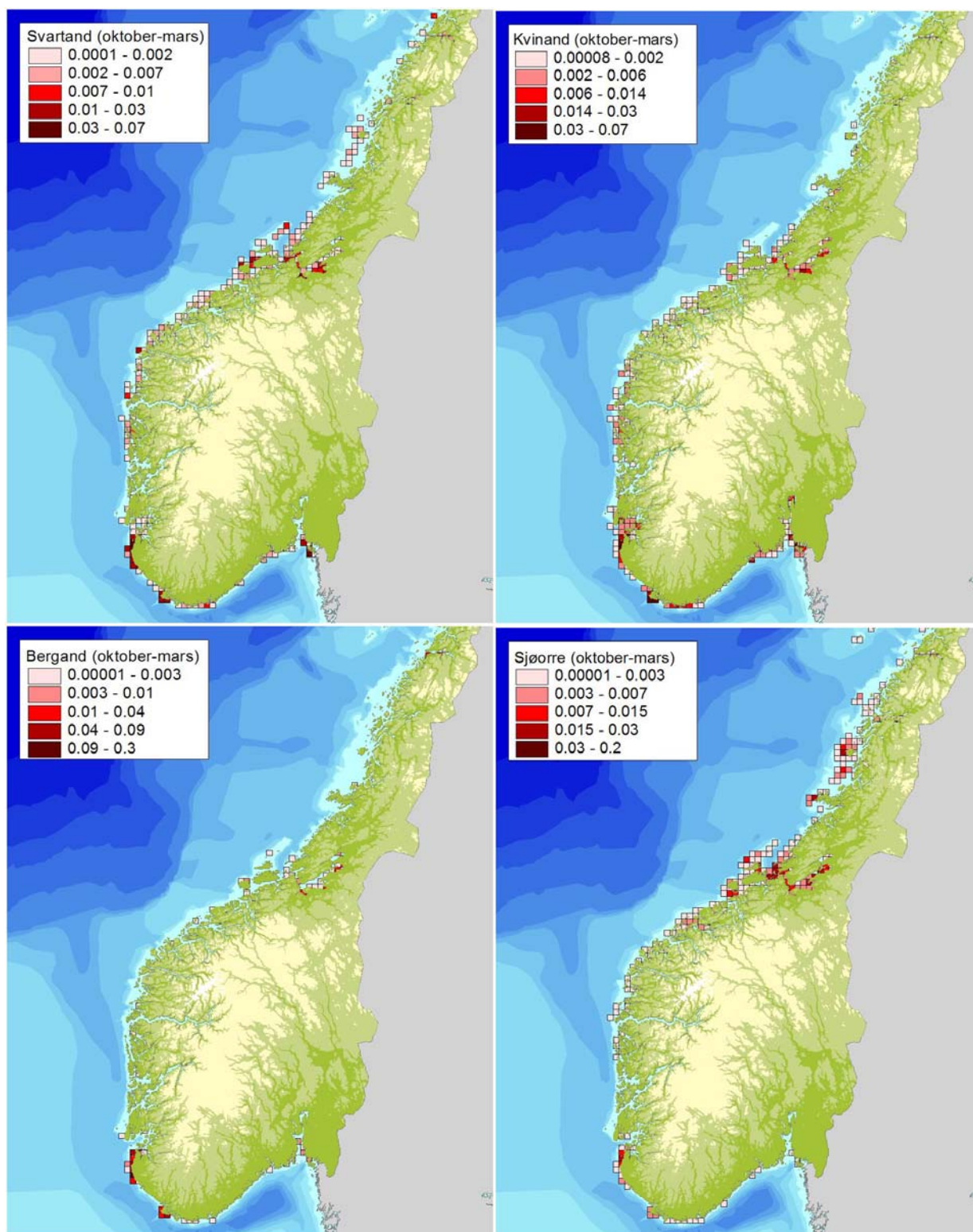
Overvintringsperioden, når fuglene oppholder seg mer eller mindre stabilt i et større område med god næringstilgang. Forflytning skjer innenfor dette området avhengig av endring i fordeling av næring og diett.

De sjøfuglarter som er sterkest knyttet til det åpne hav er arter av gruppene alkefugl, måkefugl, stormfugler (havhest) og suler. Noen av disse fuglene kommer kun til kysten for å hekke og mange av de oppholder seg også i hekketiden kilometervis fra koloniene for å finne mat. Juni er det tidspunkt da alkefuglene som hekker rundt Nordsjøen er aller mest knyttet til områdene nært koloniene (spesielt langs østkysten av England/Skottland, Orknøyene og Shetland). I august starter svømmetrekkene av blant annet ikke flygedyktige, og derved ekstremt sårbare, lomvier fra kysten av Storbritannia til åpne havområder i Nordsjøen. Fordelingen av alkekonge, alke, havhest og krykkje på åpent hav i vinterperioden er presentert i Figur 7-5. For lomvi er fordelingen svært forskjellig i hhv. høst og vinter, og fordelingen for begge sesonger er derfor vist i Figur 7-6.

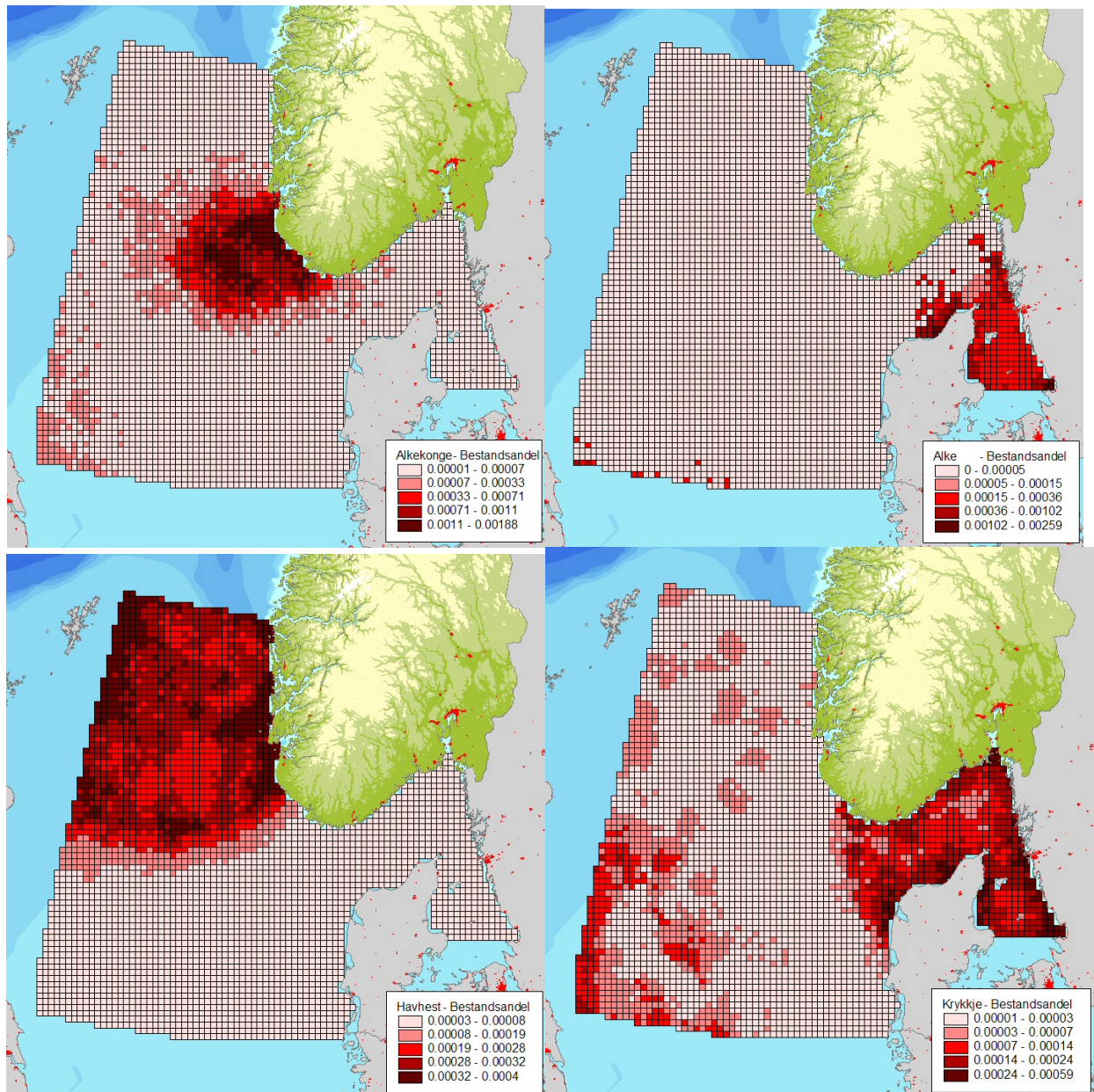
Sjøfugls individuelle sårbarhet for olje er avhengig av en rekke faktorer som i første rekke er betinget av atferden til fuglene på sjøen. Den individuelle sårbarheten varierer mellom ulike arter i ulike sesonger, og er også forskjellig for ulike aldersgrupper. Av artene som har forventet forekomst innen influensområdet til Ermintrude, vurderes pelagisk dykkende alkefugler (alke, lunde, lomvi og alkekonge), og kystbundne dykkende sjøfugl (bl.a. toppskarv og storskarv, samt dykkender) å ha høyest sårbarhet for akutt oljeforurensning i henhold til MOB (modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten) (SFT, 2004).



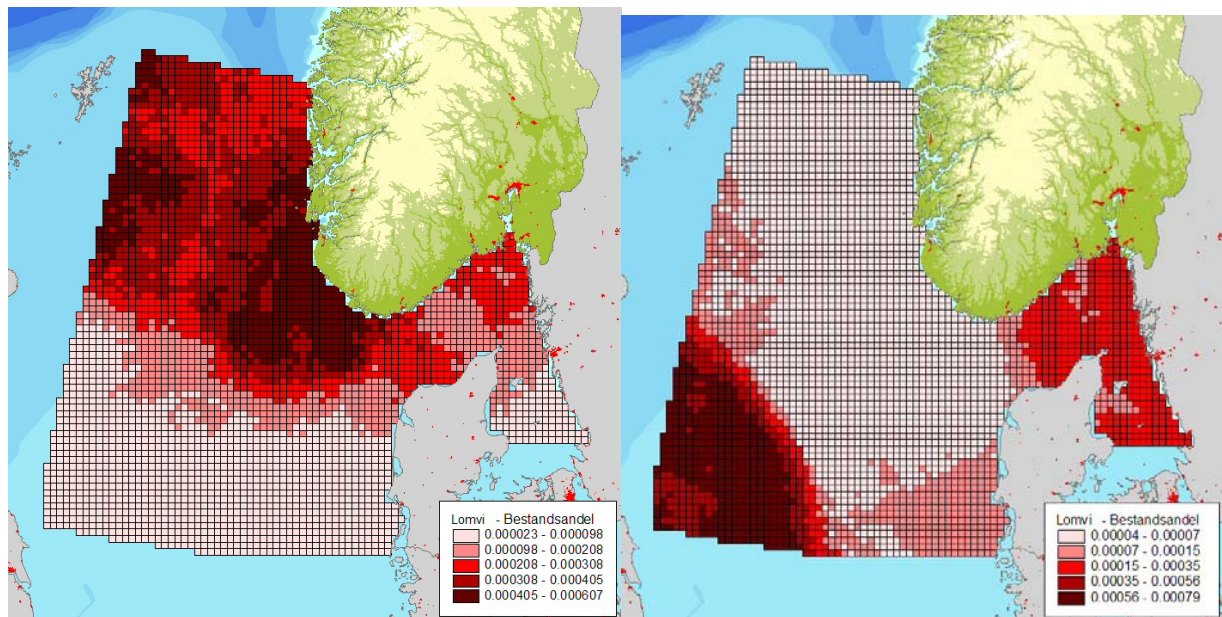
Figur 7-3 Kystnær fordeling av skarv og ærfugl langs norskekysten. Figurene presenterer andeler av nasjonal bestand i vinterperioden. Kilde: Moe *et al.* (1999).



Figur 7-4 Kystnær fordeling av dykkender langs norskekysten. Figurene presenterer andeler av nasjonal bestand for hhv. svartand, kvinand, bergand og sjørørre i vinterperioden. Kilde: Moe *et al.* (1999).



Figur 7-5 Fordeling av sjøfugl på åpent hav i Nordsjø-området i vinterhalvåret. Figurene presenterer bestandsandeler for alkekonge, alke (pelagisk dykkende sjøfugler), samt havhest og krykkje (pelagisk overflatebeitende sjøfugler). Data er opparbeidet av Hydro i forbindelse med oppstart av aktiviteter i PL 317. Kilde: Fauchald *et al.*, 2006.



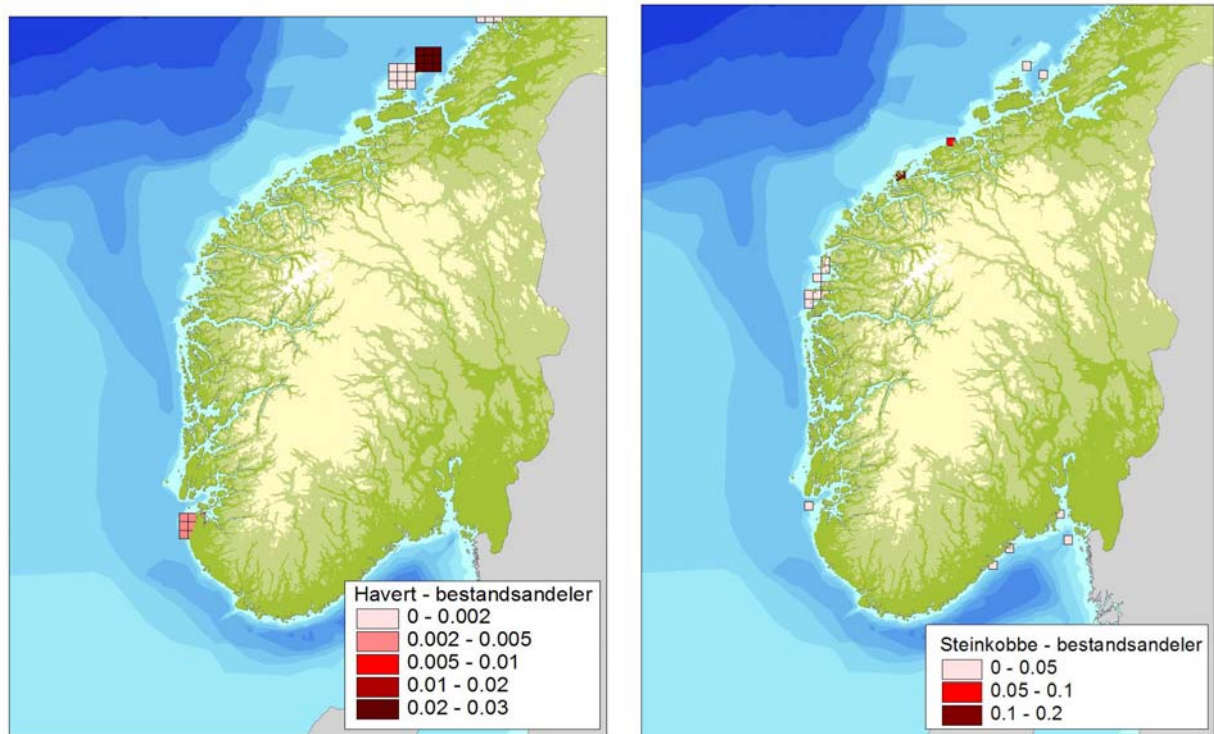
Figur 7-6 Fordeling av lomvi på åpent hav i Nordsjø-området i hhv. høstperioden (venstre) og vinterperioden (høyre). Data er opparbeidet av Hydro i forbindelse med oppstart av aktiviteter i PL 317. Kilde: Fauchald *et al.*, 2006.

7.2.3 Marine pattedyr

Steinkobbe og havert opptrer regelmessig over store deler av Nordsjøen, men tettheten er lav sett i forhold til nasjonale bestander av artene. Begge disse artene har høyest sårbarhet for oljeforurensning i kasteperioden da de er sterkt knyttet til kysten. Det finnes flere hvalarter i influensområdet, men mange arter er sporadiske gjester i norske farvann. De vanligste artene er spekkhoggere, grindhval, niser og vågehval. Hval har lav sårbarhet for oljeforurensning i henhold til MOB. Av den grunn vurderes ikke hval å være dimensjonerende for miljørisikoen, og omtales ikke nærmere i foreliggende analyse.

Størsteparten av havertbestanden finnes fra Sør-Trøndelag til Finnmark, men den finnes også spredt sørover til og med Rogaland (Figur 7-7). Havertbestanden som finnes i Rogaland får om våren betydelige innslag av ungdyr som tilhører bestanden i Storbritannia (RC Consultants as & NINA, 1999). Haverten har tilhold på værutsatte holmer og skjær ytterst i havgapet hele livet. Haverten er mobil og beveger seg rundt store deler av året. Men i forbindelse med kasteperioder og hårfelling samles dyrene i kolonier på de samme lokalitetene hvert år. I influensområdet kastes (fødes) ungene på holmer og skjær i perioden fra begynnelsen av september til ut i desember.

Steinkobber holder til i hele influensområdet og holder til på beskyttede lokaliteter i skjærgården og enkelte fjorder, hvor den har faste hvileplasser. Steinkobbe er relativt stasjonær og foretar bare små vandringer for å finne næring. Som haverten, samler steinkobben seg i kolonier i forbindelse med kaste/ynge perioden (juni-juli) og hårfelling (september-oktober).

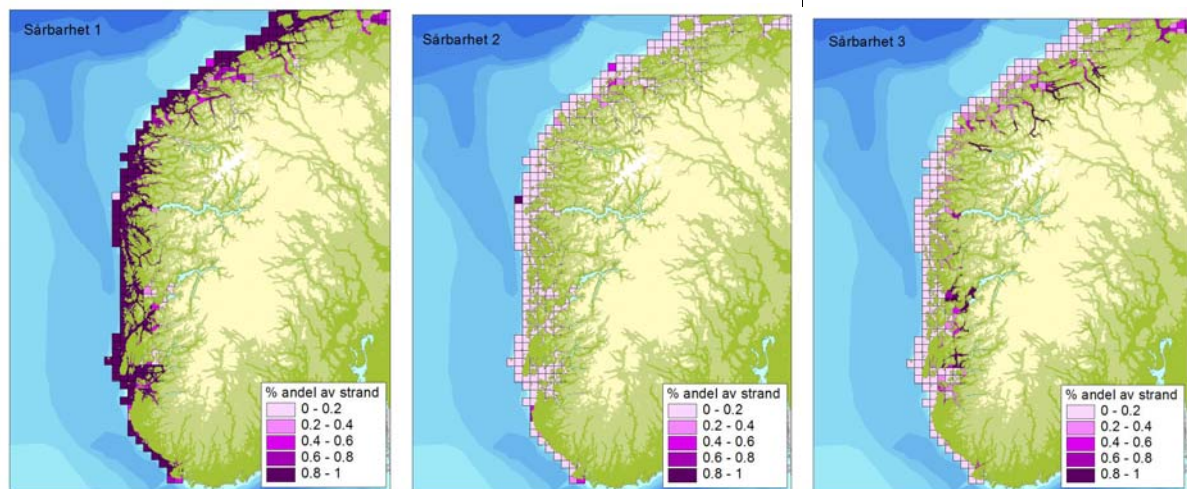


Figur 7-7 Forekomster av havert (venstre) og steinkobbe (høyre) langs norskekysten. Kilder: Moe *et al.* (1999) og Nilssen *et al.* (2004)

7.2.4 Strand

På bakgrunn av substrattype, habitat og eksponering for vind, bølger og tidevann kan kystens sensitivitet for olje beregnes. Sårbarhetsindeksen S1-S3 benyttes, hvor S3 er mest sårbart. Denne indeksen bygger på prinsipper om at et kysthabitat er sårbart for olje på grunnlag av type substrat og type flora/fauna i habitatet. I OLFs MIRA metode er det standard å benytte sårbarhetsindeksen S1-S3.

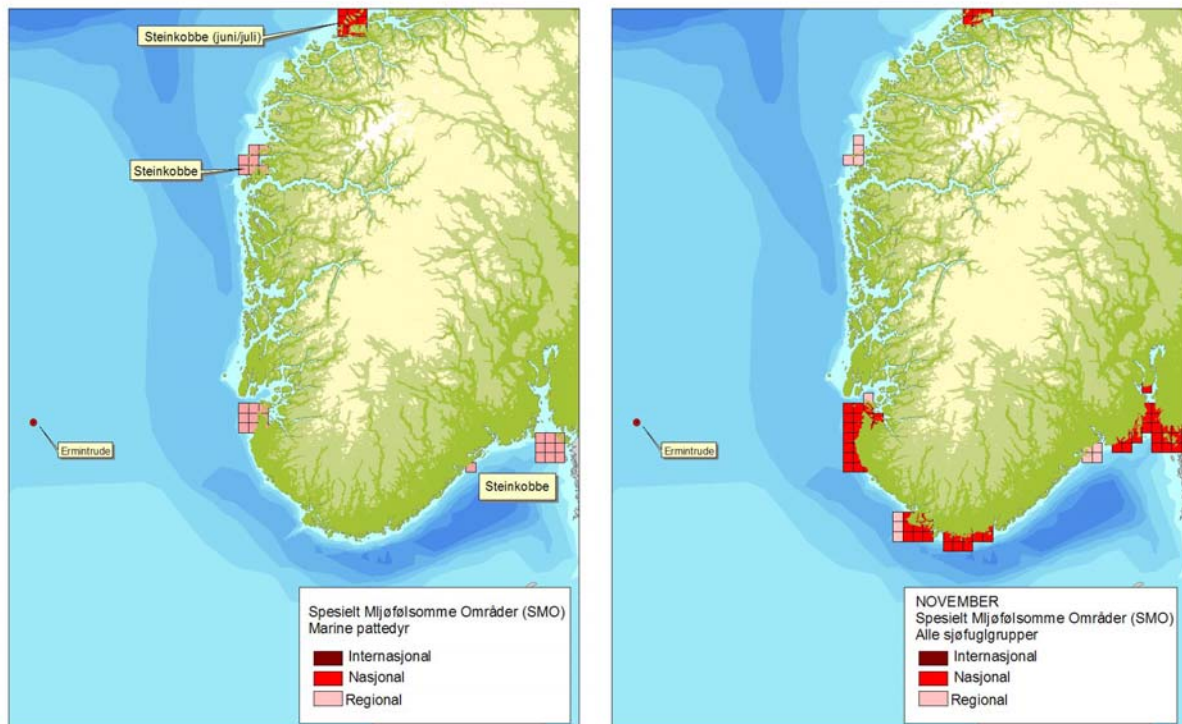
Figur 7-8 viser prosentvis fordeling av de tre sårbarhetsklassene i 10 x 10 km ruter innenfor analyseområdet til Ermintrude. Denne fordelingen er benyttet videre i risikoanalysen for strandhabitater. Den mest dominerende strandtypen innen analyseområdet er strandberg som hovedsaklig forekommer i eksponerte områder (DNV, 2006). Dette er en strandtype med lav sårbarhet.



Figur 7-8 Strandområder innenfor hhv. sårbarhetsindeks 1, 2 og 3 innen analyseområdet til Ermintrude. Etter DNV (2006).

7.3 Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO)

Innenfor analyseområdet til Ermintrude er det lokalisert flere SMOer, både på nasjonalt og regionalt nivå. De identifiserte SMOene i influensområdet er i all hovedsak hekke- og oppholdsområder for sjøfugl, men også noen regionale SMO for marine pattedyr (Figur 7-9). I vår-sommerhalvåret er det regionale SMOer for alkefugl (nordlige deler av influensområdet, bl.a fuglefjellene på Runde), skarv, ærfugl, teist, havert og steinkobbe. I høst-vinter-vårperioden er det nasjonale SMO for flere kystbundne dykkende arter ved innløpet til Stavanger og på Jæren. Det er også regionale SMO for skarv, en rekke dykkender, samt havert og steinkobbe.



Figur 7-9 SMO innen analyseområdet til Ermintrude presentert for marine pattedyr og sjøfugl. Etter Moe *et al.* (1999).

7.4 Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK)

Som utgangspunkt for miljørisikoanalysene er det gjennomført en vurdering av hvilke naturressurser som har det største konfliktpotensialet innen influensområdet til Ermintrude. En Verdsatt Økosystem Komponent (VØK) er definert i veiledningen for gjennomføring av miljørisikoanalyser (OLF, 2005), som en ressurs eller miljøegenskap som:

- 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 et tiltak vurderes, og for hvilke avbøtende tiltak som velges.

For å velge ut VØK'er innen et influensområde benyttes følgende prioriteringskriterier (OLF, 2005):

VØK må være en populasjon eller bestand, et samfunn eller habitat/naturområde

VØK må ha høy sårbarhet for oljeforurensning i den aktuelle sesong

VØK bestand må være representert med en stor andel i influensområdet

VØK bestand må være tilstede i en stor andel av året eller i den aktuelle sesong

VØK habitat må ha høy sannsynlighet for å bli eksponert for oljeforurensning

VØK'er som blir valgt ut for analyse i en spesifikk operasjon kan representere et spenn av ressurser som vil bidra til miljørisikoen for operasjonen i ulik grad. Som et minimum skal alltid den eller de ressursene som er antatt å bidra mest til miljørisikoen være representert blant de utvalgte ressursene.

7.5 Utvalgte VØKer

7.5.1 Fisk

For fiskearter er det vist at egg og larver kan være svært sårbare for oljeforurensning i vannmassene, mens yngel og voksen fisk i liten grad er sårbare. Således er det først og fremst de områdene som ligger nærmest gytefeltene som har størst potensiale for skadevirkninger (RC Consultants & NINA, 1999). For fisk er det hovedsakelig arter som gyter konsentrert både i tid og rom som har størst skadepotensiale for akutte oljeutslipp. Av de kommersielt viktigste artene i Nordsjøen er det ingen som gyter konsentrert over mindre geografiske områder, og de fleste artene har flere viktige gyteområder i Nordsjøen. Dette reduserer risikoen for å ramme større andeler av en gytebestand ved et potensielt oljesøl, og det er derfor ikke identifisert VØKer for detaljerte miljørisikoberegninger på fisk i denne analysen.

7.5.2 Sjøfugl og marine pattedyr

Innen influensområdet til Ermintrude vil det være store mengder sjøfugl på åpent hav, spesielt i høst/vinterperioden. Influensområdet til Ermintrude omfatter også større kystområder, samt at det forekommer flere regionale og nasjonale SMO innen influensområdet for arter med høy sårbarhet for olje (pelagisk dykkende og kystbundene dykkende sjøfugl). Dette representerer områder med større andeler av sårbare arter innen et mindre geografisk område i gitte perioder, og arter som har et SMO i influensområdet kvalifiseres naturlig til å inngå som VØK i analysen.

Arter som tilfredsstiller kravene til VØK mht. sårbarhet overfor oljeforurensning, er valgt ut for analyse. Naturressursene det er analysert på er: kystnære populasjoner av alke, alkekonge, lomvi, lunde, toppskarv, storskarv, teist, ærfugl, praktærfugl, stellerand, bergand, kvinand, svartand og sjøorre samt havert og steinkobbe.

Som utgangspunkt for skadebaserte analyser på kystnær sjøfugl er det tatt utgangspunkt i SMO data. Disse dataene er tidligere tilrettelagt for bruk i skadebaserte analyser ved bruk av ArcView rutiner, hvor datasettene er fordelt til en buffersone rundt det aktuelle SMO iht. Moe *et al.* (1999).

For sjøfugl på åpent hav er det gjort analyser for alke, alkekonge, lomvi, havhest og krykkje. Analysene tar utgangspunkt i et datasett som er tilrettelagt for ArcView rutiner av Fauchald *et al.* (2006), med 100 bestandsfordelinger (simuleringer) per art per sesong. For skadebaserte analyser på havert er det benyttet data fra Nilssen *et al.* (2004), mens for steinkobbe er det tatt utgangspunkt i data fra SMO (Moe *et al.*, 1999).

7.5.3 Strand

Siden influensområdet til Ermintrude omfatter landruter er det også gjennomført skadebaserte analyser for strand, med utgangspunkt i sårbare habitater langs kysten.

Den mest dominerende strandtypen innen analyseområdet er strandberg som hovedsaklig forekommer i eksponerte områder (DNV, 2006). Dette er en strandtype med lav sårbarhet. Innover i fjordene er det imidlertid også en del ruter med høyere sårbarhet (se kapittel 7.2.4).

8 MILJØRETTET RISIKOANALYSE

8.1 Statoils styringskriterier for akutt forurensning

For analyse av miljørisiko for Ermintrude benyttes Statoils akseptkriterier for operasjonsspesifikk miljørisiko. Akseptkriteriene til Statoil angir øvre akseptable sannsynligheter i fire miljøskadekategorier (mindre, moderat, betydelig og alvorlig miljøskade), og miljøskade er her uttrykt ved restitusjonstiden for “den mest sårbare bestanden”.

Akseptkriteriene skal være oppfylt for alle miljøskadekategoriene for at risikoen skal være akseptabel, men i prinsippet er kriteriene ikke å betrakte som absolutte grenser. Når estimert miljørisiko er mer enn halvparten av kriteriet (ALARP-område), skal risikoreduserende tiltak vurderes basert på kost-nytte prinsippet. Miljørisikoen for foreliggende aktivitet vurderes mot operasjonsspesifikke akseptkriterier for risiko for det ytre miljø (Tabell 8-1).

Tabell 8-1 Statoils akseptkriterier og betegnelser for alvorlighetsgrad av skaden, for operasjonsspesifikk miljørisiko.

Miljøskade	Varighet av skaden (restitusjonstid etter miljøskade)	Akseptkriterium (akseptabel frekvens)	Statistisk antall letebrønner per hendelse
Mindre	1 mnd – 1 år	$< 1 \times 10^{-3}$	1.000
Moderat	1-3 år	$< 2,5 \times 10^{-4}$	4.000
Betydelig	3-10 år	$< 1 \times 10^{-4}$	10.000
Alvorlig	Over 10 år	$< 2,5 \times 10^{-5}$	40.000

8.2 Metode

Miljørisiko er analysert iht. 2005 utgaven av OLFs veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser (OLF, 2005). Analysene er gjennomført for samtlige måneder i året, og er beregnet fullt ut for alle kombinasjoner av rater, varighet og utslippssted (overflate/sjøbunn). Beregningene er gjennomført for et utvalg Verdsatte Økologiske Komponenter (VØKer) i influensområdet. VØKene tjener således som risikoindikatorer og illustrerer den maksimale miljørisiko som potensielt berørte ressurser står overfor. Miljørisikoen er beregnet ut fra;

$$f_{\text{skade}} = P_0 \times P_{\text{treff}} \times P_{\text{tilstede}} \times P_{\text{skade}}$$

hvor:

- P_0 = utslippssannsynlighet.
- P_{treff} = treffsannsynlighet (sannsynligheten for at olje treffer en VØK).
- P_{tilstede} = sannsynlighet for tilstedeværelse (tilstedeværelse av en VØK i en gitt tidsperiode).
- P_{skade} = sannsynlighet for skade i kategoriene mindre-moderat-betydelig-alvorlig miljøskade.

8.2.1 Sjøfugl og marine pattedyr

Hvert scenario i oljedriftsberegningene gir maksimale oljemengder i hver 10 x 10 km rute, og effekten av dette på sjøfugl og marine pattedyr beregnes i henhold til effektnøkklene vist i Tabell 8-2 og Tabell 8-3. Klassifiseringen av skadens alvor er basert på effekt- og skadenøkler, hvor anslaget over skadens omfang og varighet er delt inn i skadeklasser fra mindre til alvorlig miljøskade som vist i Tabell 8-4.

For hvert enkeltscenario av oljedrift kalkuleres skadeomfanget i hver rute i henhold til bestandsandel og fastsatt skadenøkkel. Skadeomfanget for alle ruter summeres til en bestandsskade i henhold til nøkkel for restitusjonstid. Når dette gjøres for alle scenarier får man et statistisk mål for det mest sannsynlige skadeomfanget på berørte bestander og den mest sannsynlige varigheten av skadeomfanget. Til sist sammenlignes miljørisiko som er resultat av disse beregningene med selskapets akseptkriterier. I foreliggende analyse er skadenøkkel for sjøfugl og sjøpattedyr utarbeidet av OLF (2005) benyttet.

Tabell 8-2 Effektnøkkel for sjøfugl.

Oljemengde (tonn) i 10 x 10 km rute	Effektnøkkel – akutt dødelighet		
	Individuell sårbarhet av VØK sjøfugl		
	S1	S2	S3
1-100 tonn	5 %	10 %	20 %
100-500 tonn	10 %	20 %	40 %
500-1000 tonn	20 %	40 %	60 %
≥1000 tonn	40 %	60 %	80 %

Tabell 8-3 Effektnøkkel for marine pattedyr.

Oljemengde (tonn) i 10 x 10 km rute	Effektnøkkel – akutt dødelighet		
	Individuell sårbarhet av VØK sjøpattedyr		
	S1	S2	S3
1-100 tonn	5 %	15 %	20 %
100-500 tonn	10 %	20 %	35 %
500-1000 tonn	15 %	30 %	50 %
≥1000 tonn	20 %	40 %	65 %

Tabell 8-4 Skadenøkkel for sjøfugl og pattedyr.

Skadenøkkel bestand	Konsekvenskategori – miljøskade			
	Teoretisk restitusjonstid i år			
Akutt reduksjon (% av bestand)	Mindre (0,1-1 år (1))	Moderat (1-3 år (3))	Betydelig (3-10 år (10))	Alvorlig (>10 år (20))
< 5 %	50 %	50 %	-	-
5-10 %	25 %	50 %	25 %	-
10-20%	-	25 %	50 %	25 %
20-30%	-	-	50 %	50 %
≥ 30 %	-	-	-	100 %

Til miljørisikoanalysene brukes det til enhver tid beste tilgjengelige datagrunnlag, både med hensyn til tilstedeværelse av ressurser og til hvilke effekter som kan forventes av et oljeutslipp. Der det er manglende kunnskap eller datagrunnlag benyttes en konservativ tilnærming.

Ved gjennomføring av den skadebaserte analysen velges det ut miljøressurser (VØK'er) som vurderes å være dimensjonerende for miljørisikoen for aktiviteten (se avsnitt 7.4 og 7.5).

8.2.2 Strand

Beregning av miljørisiko på strand er gjennomført etter VØK-habitat-metoden (OLF, 2005).

I VØK-habitat metoden beregnes sannsynligheten for skade på strand for alle 10x10 km ruter innenfor influensområdet til et uhellsutslipp fra boreaktiviteten, ut fra rutes eksponeringsgrad og sammensetning av kysttyper, samt deres sårbarhet. Sårbarhetsindeks for kystruter er klassifisert iht. Tabell 8-5, og mulige konsekvenser er beregnet i henhold til skadenøkkel vist i Tabell 8-6. Risikoanalysen for strandressurser er under revidering i forhold til OLFs metodebeskrivelse for MIRA og for videre metodebeskrivelse henvises til Appendix A.

Tabell 8-5 Sårbarhetsindeks for strandtyper for eksponert og beskyttet kyst (DNV, 2006)

Strandtype	Sårbarhetsgrad	
	Eksponert	Beskyttet
Sva	1	1
Klippe	1	1
Blokkstrand	1	2
Sandstrand	2	3
Steinstrand	1	3
Leire	2	3
Ikke data	2	3
Menneskeskapt	1	1
Sanddyne	2	3

Tabell 8-6 Skadenøkkel for beregning av sannsynlighet for skade på kyst (DNV, 2006).

Skadenøkkel for kyst		Skadekategori Teoretisk restitusjonstid			
Sårbarhet	Oljemengde	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydlig 3-10 år	Alvorlig >10 år
Høy (S3)	1-100 tonn	20 %	50 %	30 %	
	100-500 tonn	10 %	60 %	20 %	10 %
	500-1000 tonn		20 %	50 %	30 %
	≥1000 tonn			40 %	60 %
Moderat (S2)	1-100 tonn	70 %	30 %		
	100-500 tonn	50 %	40 %	10 %	
	500-1000 tonn	40 %	40 %	20 %	
	≥1000 tonn	20 %	50 %	30 %	
Lav (S1)	1-100 tonn	100 %			
	100-500 tonn	80 %	20 %		
	500-1000 tonn	60 %	40 %		
	≥1000 tonn	40 %	40 %	20 %	

9 RESULTATER AV SKADEBASERT MILJØRISIKOANALYSE

Konsekvensanalyser er knyttet til den dimensjonerende hendelsen DFU- ukontrollert utblåsning under leteboring i brønnen Ermintrude. Med utgangspunkt i de enkelte oljedriftsimuleringene og bestandsfordelingen av analyseartene (utvalgte VØK'er, se kapittel 7.5) er det beregnet tapsandeler for de ulike bestandene for scenarier med både overflate- og sjøbunnsutblåsning.

Som underlag for analysen er det tatt utgangspunkt i en rate-varighetsmatrise for oljedrift for alle arter av sjøfugl og marine pattedyr, mens det for strand er benyttet oljedriftstatistikk for vektet rate og varighet for overflateutslipp (sjøbunnsutslipp ga ikke stranding).

Analysen er gjennomført for årets tolv måneder, med unntak for strand hvor analysene er basert på sesongvis statistikk. Resultatene er presentert for hver av sesongene vinter (desember-februar), vår (mars-mai), sommer (juni-august) og høst (september-november).

9.1 Mulige miljøkonsekvenser for sjøfugl og marine pattedyr

Maksimalt beregnede bestandstap (basert på det oljedriftscenariet som gir størst utslag) og gjennomsnittlige bestandstap (for alle analyserte scenarier i perioden), for henholdsvis overflate- og sjøbunnsutslipp, er vist i Tabell 9-1 og Tabell 9-2 for de bestander av sjøfugl og marine pattedyr som inngikk i analysen og hadde et maksimalt bestandstap > 1 % av nasjonal bestand i minst en av sesongene. I tabellene er det vist resultater for den måned som har gitt høyest utslag innen hver sesong.

Bestandsfordelingene som er benyttet for kystnære ressurser av sjøfugl og marine pattedyr er statiske innenfor en gitt tidsperiode (månedsvise bestandsfordelinger). For sjøfugl på åpent hav har imidlertid Hydro opparbeidet datasett for dynamiske bestandsfordelinger (se kapittel 7.2.2), hvor den klumpvise fordelingen av sjøfugl er simulert i 50 ulike datasett for hver art og sesong (som er analysert mot full rate-varighetsmatrise for oljedrift). For disse dataene får man derfor ut en sannsynlighetsfordeling av bestandstap (og tilhørende miljørisiko). I tabellene (Tabell 9-1 og Tabell 9-2) refereres gjennomsnittlige verdier for sjøfugl-på-åpent-hav simuleringer. Da sjøfugl på åpent hav er blant ressursene som slår mest ut i forhold til bestandstap, er spredningen i resultater fra enkeltsimuleringer vist separat (Figur 9-1 og Figur 9-2).

Tabell 9-1 Gjennomsnittlige og maksimale bestandstap gjennom året for sjøfugl og marine pattedyr som er beregnet for *overflateutslipp* fra Ermintrude. For kystnære data er nasjonale bestander lagt til grunn, mens det for sjøfugl på åpent hav er beregnet tapsandelen for bestanden med tilhold i Skagerrak/Nordsjøen. Det er kun angitt bestandstap for arter som har maksimale utslag i bestandstap som er > 1 %.

Bestand	Beregnet bestandstap	Periode			
		Høst	Vinter	Vår	Sommer
Kystnære ressurser					
Ærfugl	Maksimalt	0,99	0,90	1,01	1,20
	Gjennomsnittlig	0,00	0,00	0,00	0,00
Bergand	Maksimalt	15,35	15,35	15,29	0,00
	Gjennomsnittlig	0,05	0,04	0,01	0,00
Kvinand	Maksimalt	9,38	9,36	8,97	0,00
	Gjennomsnittlig	0,03	0,02	0,00	0,00
Sjørre	Maksimalt	5,44	5,39	5,26	0,00
	Gjennomsnittlig	0,02	0,02	0,00	0,00
Svartand	Maksimalt	6,65	6,17	6,22	0,00
	Gjennomsnittlig	0,03	0,02	0,00	0,00
Storskarv	Maksimalt	3,23	3,04	2,73	0,14
	Gjennomsnittlig	0,01	0,01	0,00	0,00
Toppskarv	Maksimalt	2,58	2,34	2,87	2,82
	Gjennomsnittlig	0,02	0,01	0,01	0,02
Steinkobbe	Maksimalt	0,37	0,37	0,37	1,46
	Gjennomsnittlig	0,00	0,00	0,00	0,00
Ressurser på åpent hav					
Lomvi åpent hav	Maksimalt	12,58	2,04	13,79	13,19
	Gjennomsnittlig	0,17	0,02	0,17	0,18
Alkekonge åpent hav	Maksimalt	10,37	10,92	0,00	0,00
	Gjennomsnittlig	0,04	0,11	0,00	0,00
Havhest åpent hav	Maksimalt	4,83	4,97	13,56	9,09
	Gjennomsnittlig	0,03	0,07	0,14	0,08

De største bestandstapene vil kunne finne sted ved overflateutslipp. Potensielle konsekvenser av en utblåsning *innenfor forventet boretidsvindu (vinter- og vårsesongen)* reflekteres i høyeste beregnede bestandstap for sjøfugl i enkeltscenarier tilsvarende 15,4 % for bergand (vinter og vår), 13,8 % for lomvi på åpent hav (vår), 13,6 % for havhest på åpent hav (vår), 10,9 % for alkekonge på åpent hav (vinter), 9,4 % for kvinand (vinter), 6,2 % for svartand (vinter og vår), 5,4 % for sjørre (vinter), 2,9 % for toppskarv (vår), 3,0 % for storskarv (vinter) og 1,0 % for ærfugl (vår). For følgende bestander av sjøfugl ble det beregnet et maksimalt bestandstap på mindre enn 1 % av nasjonal bestand i samtlige sesonger: kystnære bestander av alkekonge, lomvi, polarlomvi, lunde, teist, stellerand og praktærfugl, samt bestander av alke og krykkje på åpent hav.

For marine pattedyr, representert med VØK'ene havert og steinkobbe, ble det beregnet lave maksimale bestandstap (hhv. 0,5 % (vinter) og 0,4 % (vinter/vår) i noe enkeltscenarie).

For sjøbunnsutslipp, som ikke treffer land, er det kun sjøfugl på åpent hav som forventes påvirket. Maksimale og gjennomsnittlige bestandstap er for disse artene betydelig lavere enn for overflateutslipp (se beregnede bestandstap i Tabell 9-2).

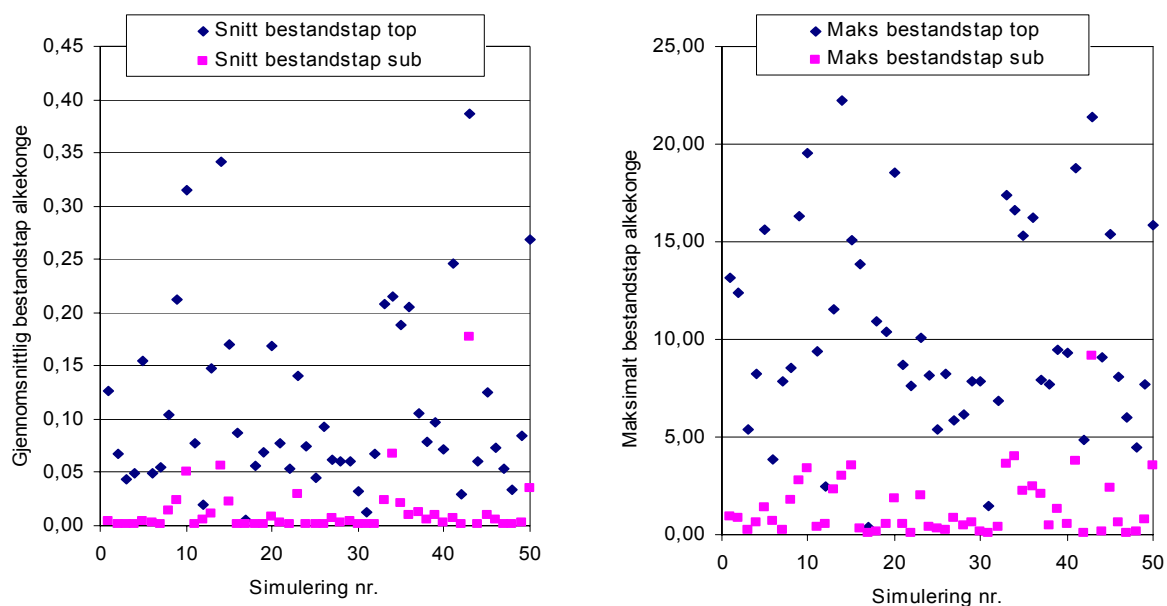
Tabell 9-2 Gjennomsnittlige og maksimale bestandstap gjennom året for sjøfugl og marine pattedyr som er beregnet for *sjøbunnsutslipp* fra Ermintrude. For sjøfugl på åpent hav er tapsandelen beregnet for bestanden med tilhold i Skagerrak/Nordsjøen. Det er kun angitt bestandstap for arter som har maksimale utslag i bestandstap som er $> 1\%$.

Bestand	Beregnet bestandstap	Periode			
		Høst	Vinter	Vår	Sommer
Lomvi åpent hav	Maksimalt	2,98	0,34	4,71	2,58
	Gjennomsnittlig	0,04	0,01	0,09	0,05
Alkekonge åpent hav	Maksimalt	1,48	1,73	0,00	0,00
	Gjennomsnittlig	0,00	0,01	0,00	0,00
Havhest åpent hav	Maksimalt	1,08	1,09	3,86	2,24
	Gjennomsnittlig	0,01	0,02	0,05	0,03

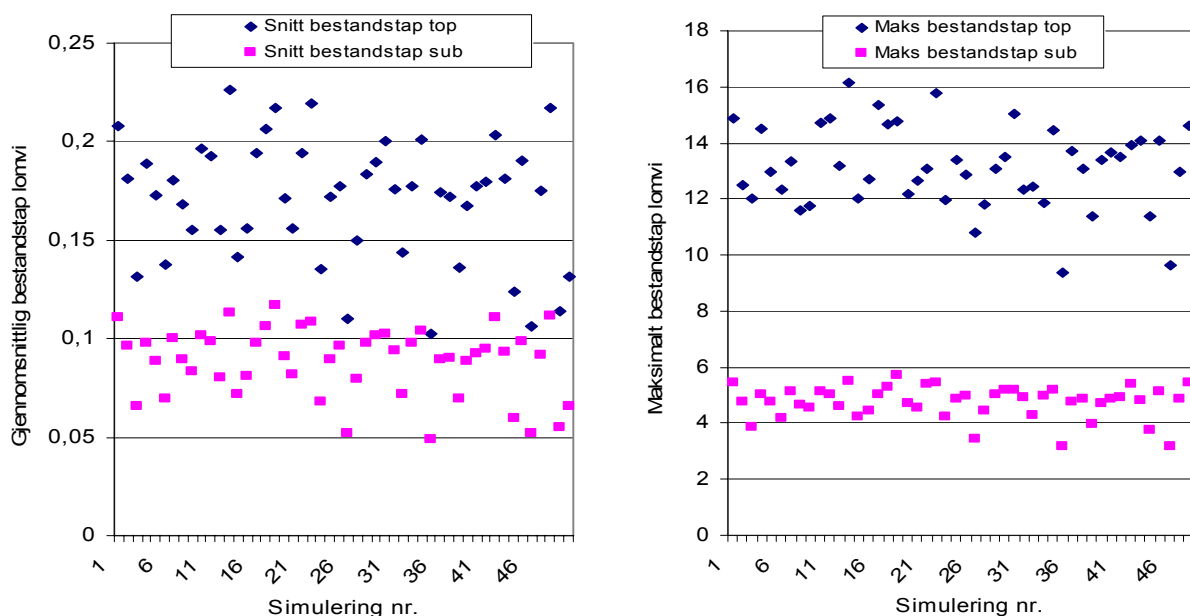
Dersom boretidsvinduet forflyttes *utover i sommer- og høstsesongen* er potensielle konsekvenser i form av bestandstap beregnet å være tilsvarende eller mindre enn for vinter/vår for alle arter utenom storskarv (maksimalt bestandstap på 3,2 % om høsten), ærfugl (maksimalt bestandstap på 1,2 % om sommeren) og steinkobbe (maksimalt bestandstap på 1,5 % om sommeren).

9.1.1 Sensitivitetsvurdering for dynamiske datasett (sjøfugl på åpent hav)

For simuleringene for sjøfugl på åpent hav i vinter/vårperiodene er det alkekonge som gir høyest utslag vinterstid (desember måned), mens lomvi gir høyest utslag for vårsesongen (april måned). Bestandstap for alkekonge i de 50 enkeltsimuleringene av bestandsfordeling som er tilgjengelig for desember måned er vist i Figur 9-1, og figuren illustrerer hvor stor innflytelse øyeblikksfordelingen av sjøfugl har på forventede bestandstap etter en utblåsning. Tilsvarende er bestandstap for lomvi vist for 50 enkeltsimuleringer av bestandsfordeling for april måned i Figur 9-2. Sett i forhold til hverandre viser også figuren at forskjellen mellom enkeltsimuleringer er langt lavere for lomvi enn for alkekonge. Dette betyr at man i henhold til modellen har en høyere presisjon på gjennomsnittsestimater for bestandstap for lomvi enn for alkekonge.



Figur 9-1 Resultater fra enkeltsimuleringer med ressursen som ga høyest utslag i bestandstap for vinterseongen (alkekonge på åpent hav i desember). Figuren viser gjennomsnittlige (venstre) og maksimale beregnede bestandstap (høyre) i hver av de 50 bestandsfordelingssimuleringene for både undervannsutblåsninger (sub) og overflateutblåsninger (top).



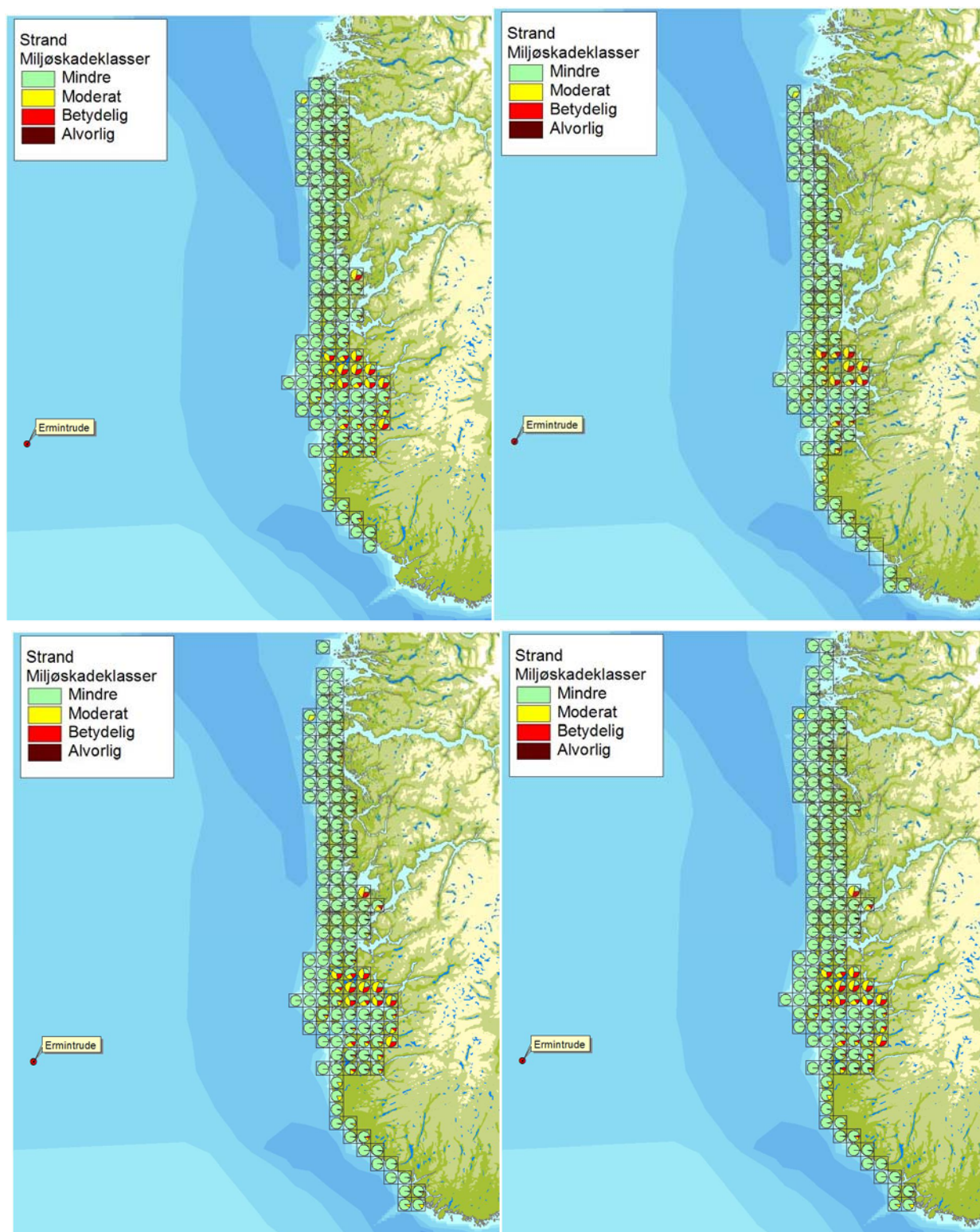
Figur 9-2 Resultater fra enkeltsimuleringer med ressursen som ga høyest utslag i bestandstap for vårsesongen (lomvi på åpent hav i april). Figuren viser gjennomsnittlige (venstre) og maksimale beregnede bestandstap (høyre) i hver av de 50 bestandsfordelingssimuleringene for både undervannsutblåsninger (sub) og overflateutblåsninger (top).

9.2 Mulige miljøkonsekvenser for strandhabitater

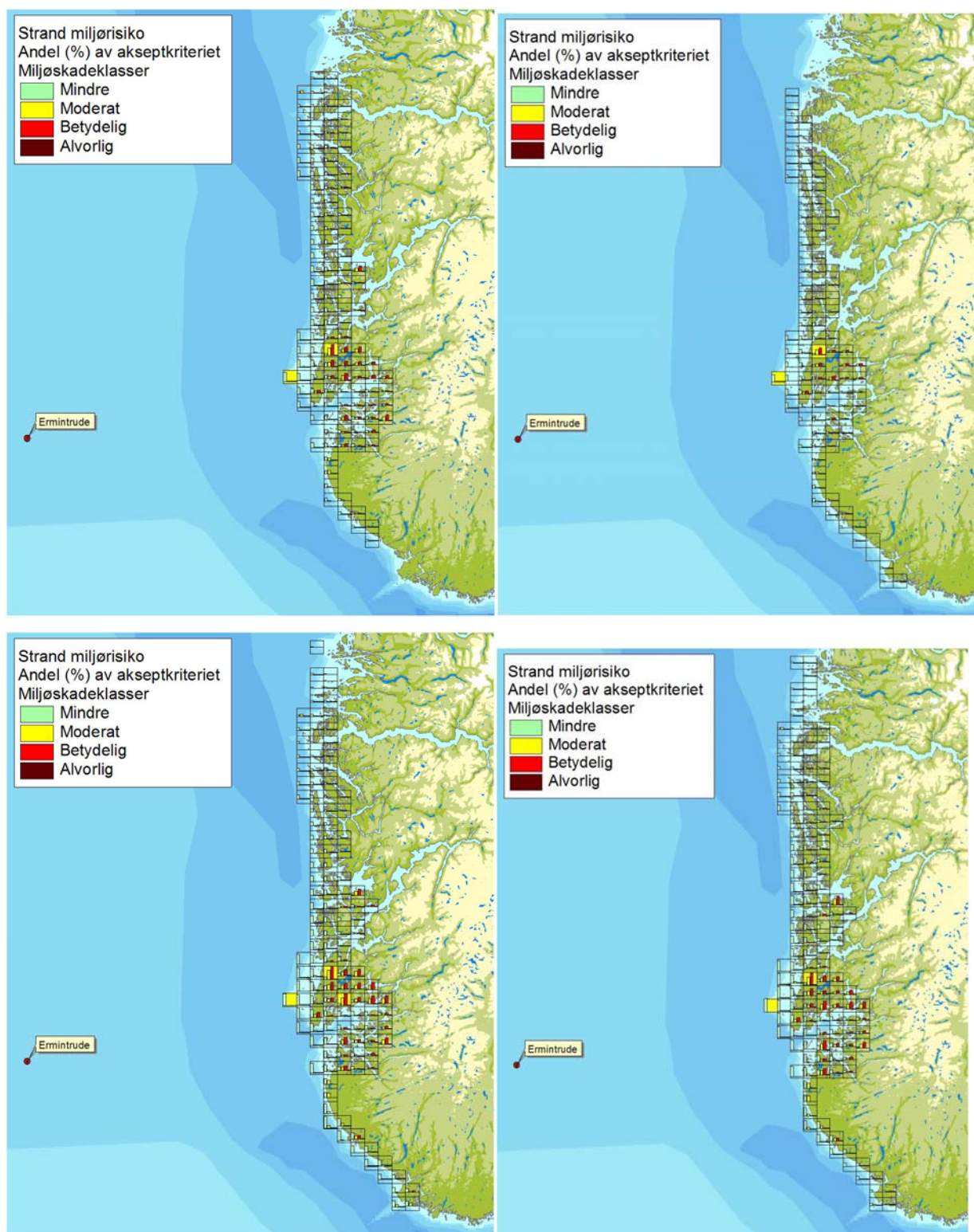
Det er gjennomført VØK-habitat analyser på oljedriftsstatistikk for de fire sesongene vinter, vår, sommer og høst. Skadefrekvensen for strand er beregnet med hensyn til fordelingen av kysttyper i sårbarhetsklasse S1-S3 innen hver rute.

Oljedriftstatistikken for overflateutslipp fra Ermintrude viser at kystområdet med større enn 5 % treffsannsynlighet for olje i 10 x 10 km ruter strekker seg fra Lista i sør til Florø i nord. Strandingssannsynligheten er høyest i enkeltruter langs kysten av Rogaland og Hordaland, og skade på strand avspeiler dette. Kystrutene viser hovedsakelig skade i den laveste skadekategorien ”mindre”, men det er utslag i kategoriene ”moderat” og ”betydelig” i endel ruter rundt Boknafjorden. Influensområdet for sjøbunnsutslipp traff ikke land, og miljørisiko knyttet til sjøbunnsutslipp er derfor ikke beregnet. Figur 9-3 viser fordelingen på ulike skadekategorier i de enkelte kystrutene i hver av de fire sesongene, basert på overflateutslipp fra Ermintrude.

Miljørisiko for strand, uttrykt som andel av Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier, er vist for kystruter i influensområdet til Ermintrude i Figur 9-4. Figuren viser verdier for trinn 1 av boringen; miljørisiko knyttet til trinn 2 vil ha lavere verdier i alle skadekategorier. Utslagsgivende kystruter er de samme for de to operasjonene (gitt en utblåsning).



Figur 9-3 Skadeberegninger for strandsonen for et eventuelt overflateutslipp fra Ermintrude henholdsvis vinter (øverst venstre), vår (øverst høyre), sommer (nederst venstre) og høst (nederst høyre). Figuren viser fordeling på miljøskadeklasser for kyststruter som hadde scenarier med stranding.



Figur 9-4 Miljørisiko for kyst- og strandsonen for et eventuelt overflateutslipp fra Ermintrude henholdsvis vinter (øverst venstre), vår (øverst høyre), sommer (nederst venstre) og høst (nederst høyre). Ruter med høyest utslag i en eller flere skadekategorier er gulett ut. Det er disse verdiene som er vist for strand i den sesongvise oversikten over miljørisiko.

9.3 Miljørisiko

Resultatene av analysen med hensyn til miljørisiko er presentert med fokus på hver av de fire sesongene vinter, vår, sommer og høst. Resultatene er vist i forhold til vinter-vårsesongen (sannsynlig boreperiode) og sommer/høstsesongen. Høyest utslag i miljørisiko er i vårperioden. Den måned som ga høyest miljørisiko innen hver sesong er oppgitt for sesongen, og miljørisiko er vist som andel av Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier.

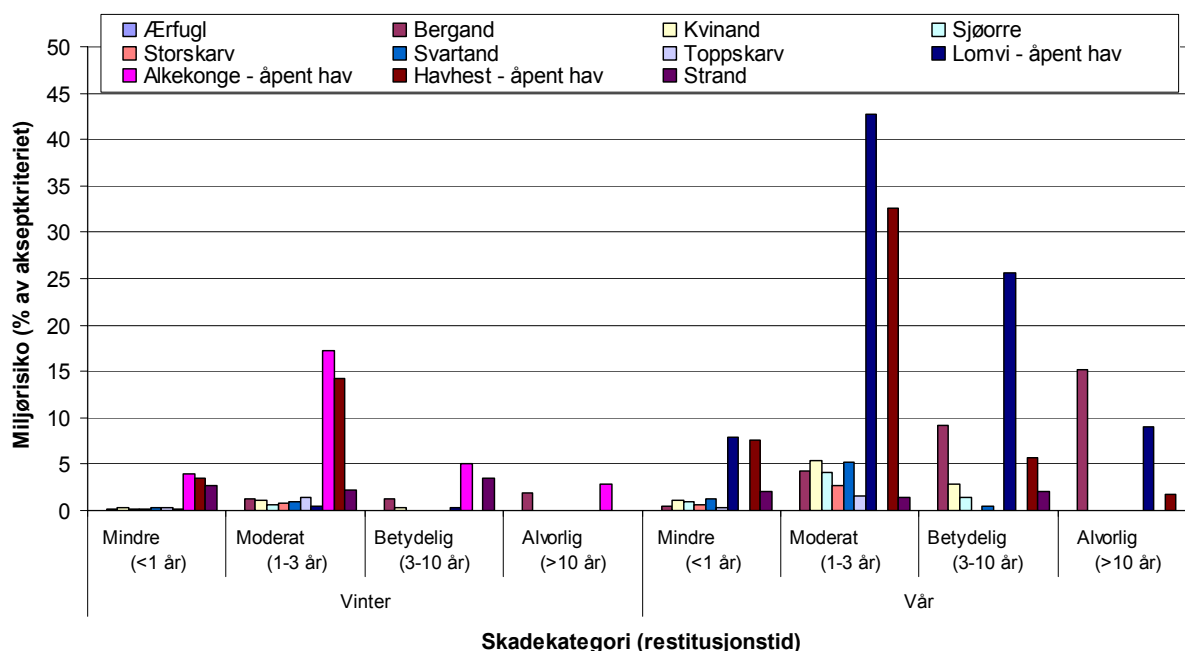
Miljørisiko er beregnet separat for de to trinnene av brønnboringen, som kun er forskjellige i forhold til gitt sannsynlighet for hendelse (se beskrivelse i kapittel 4). Miljørisiko knyttet til boring av trinn 2 (sidesteg) er systematisk lavere tilsvarende en faktor 1,9/3,1.

9.3.1 Ermintrude brønnboring trinn 1

Innenfor forventet boreperiode er det beregnet høyest miljørisiko for lomvi på åpent hav med 42,7 % av akseptkriteriet i skadekategori ”moderat”. Også havhest og alkekonge på åpent hav hadde relativt høye utslag, henholdsvis 32,6 % og 17,3 % av akseptkriteriet i skadekategori ”moderat”.

Bergand ga utslag i vinter/vårperioden med høyest utslag i skadekategori ”alvorlig”, med 15,2 % av akseptkriteriet.. Andre mindre utslag sees på VØK’ene kvinand, svartand og sjøorre, storskarv, toppskarv, ærfugl og steinkobbe. For strandhabitater var høyeste utslag i skadekategori ”betydelig”, med en beregnet miljørisiko på 3,4 % av akseptkriteriet.

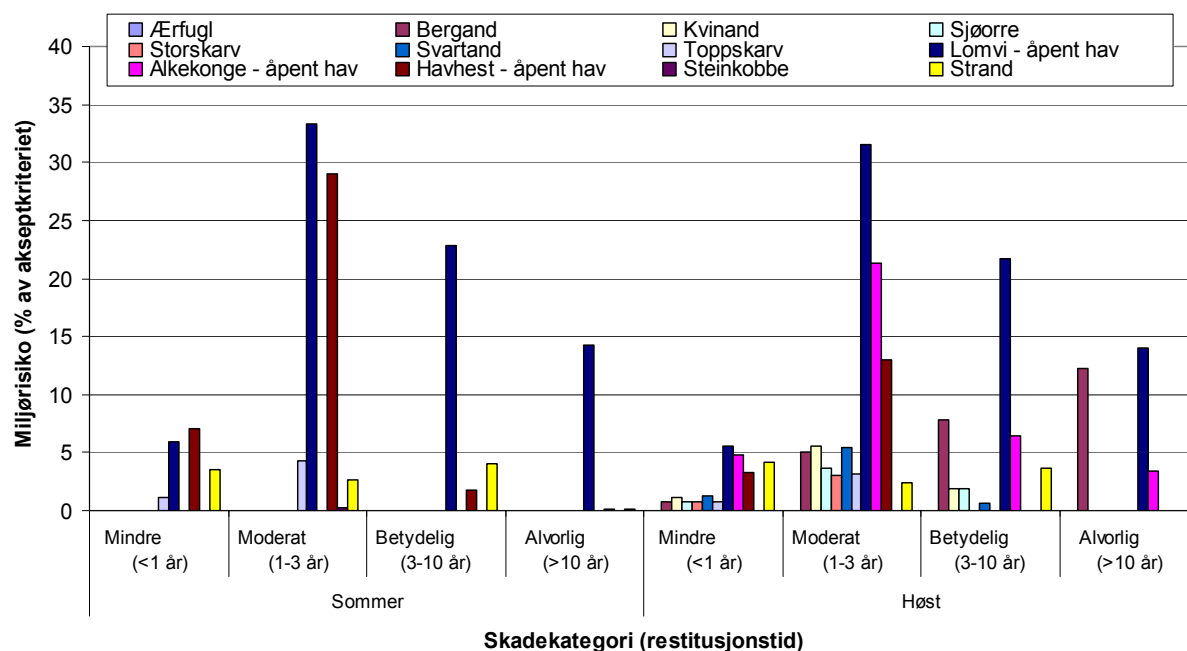
Se for øvrig Figur 9-5.



Figur 9-5 Høyeste beregnede miljørisiko for en eventuell utblåsning under boring av trinn 1 av brønnen Ermintrude innenfor vinter/vårsesongene. Miljørisiko er vist som andel (%) av Statoils akseptkriterier for leteboringer.

Dersom boretidsvinduet forflyttes utover i sommer- og høstsesongen er det for den ressursen som ga høyest utslag (lomvi på åpent hav) beregnet en lavere miljørisiko enn for vinter/vårperioden (maksimalt utslag i skadekategori "moderat" på 33,4 % av akseptkriteriet i sommersesongen). Også havhest på åpent hav hadde lavere miljørisiko (29 % av akseptkriteriet i skadekategori "moderat" i sommersesongen). For alkekonge på åpent hav var imidlertid miljørisiko noe høyere enn for vinter/vårperioden (maksimalt utslag i skadekategori "moderat" på 21,3 % av akseptkriteriet i høstsesongen).

Bergand ga høyest utslag i skadekategori "alvorlig", med 12,3 % av akseptkriteriet i sommer/høstperioden, og kvinand og svartand slo ut med henholdsvis 5,5 % og 5,4 % av akseptkriteriet i skadekategori "moderat". Andre mindre utslag sees på VØK'ene sjøorre, storskarv, toppskarv og steinkobbe. For strandhabitater var høyeste utslag i skadekategori "mindre", med en beregnet miljørisiko på 4,2 % av akseptkriteriet. Se for øvrig Figur 9-6.

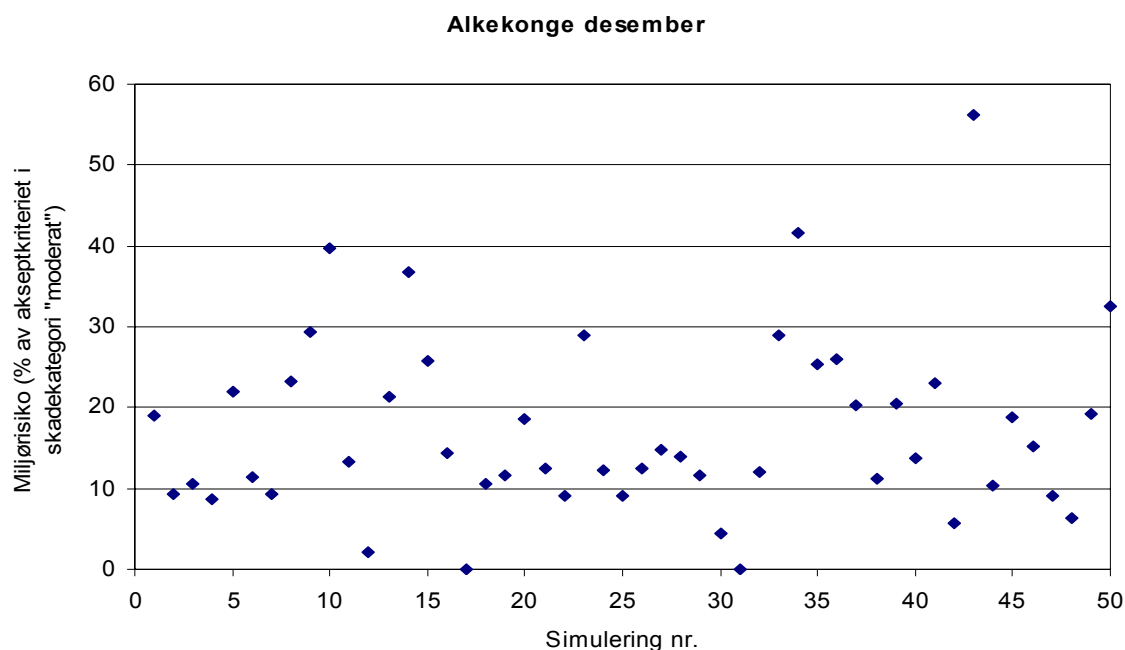


Figur 9-6 Høyeste beregnede miljørisiko for en eventuell utblåsning under boring av trinn 1 av brønnen Ermintrude innenfor sommer/høstsesongene. Miljørisiko er vist som andel (%) av Statoils akseptkriterier for leteboringer.

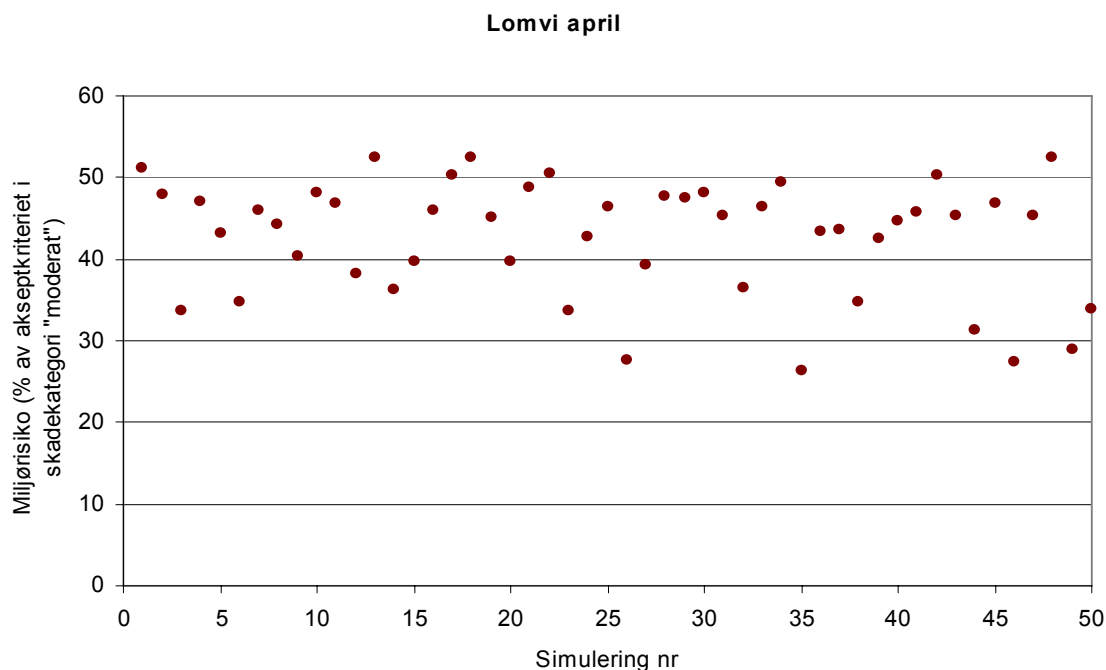
9.3.1.1 Sensitivitetsvurdering for dynamiske datasett (sjøfugl på åpent hav)

Som nevnt under beskrivelsen av konsekvenser (bestandstap, se kapittel 9.1) er de bestandsfordelingene som er benyttet for kystnære ressurser av sjøfugl og marine pattedyr statiske innenfor en gitt tidsperiode (månedsvise bestandsfordelinger), mens det for sjøfugl på åpent hav er benyttet dynamiske bestandsfordelinger (se kapittel 7.2.2), hvor den klumpvise fordelingen av sjøfugl er simulert i 50 ulike datasett for hver art og sesong. Siden sjøfugl på åpent hav er dimensjonerende i forhold til miljørisiko i både vinter- og vårsesongen (dvs innenfor forventet boreperiode), og siden det er en betydelig variasjon i beregnet miljørisiko avhengig av hvilken bestandsfordeling som legges til grunn, er resultatet fra samtlige 50 simuleringer vist for hhv alkekonge og lomvi i Figur 9-7 og Figur 9-8.

En sammenlikning av resultatene for de to artene viser at presisjonen på miljørisikoestimatet for lomvi er relativt høy (gitt modellforutsetningene), mens beregnet miljørisiko for alkekonge i langt større grad avhenger av hvilken bestandsfordelingssimulering som legges til grunn i analysen.



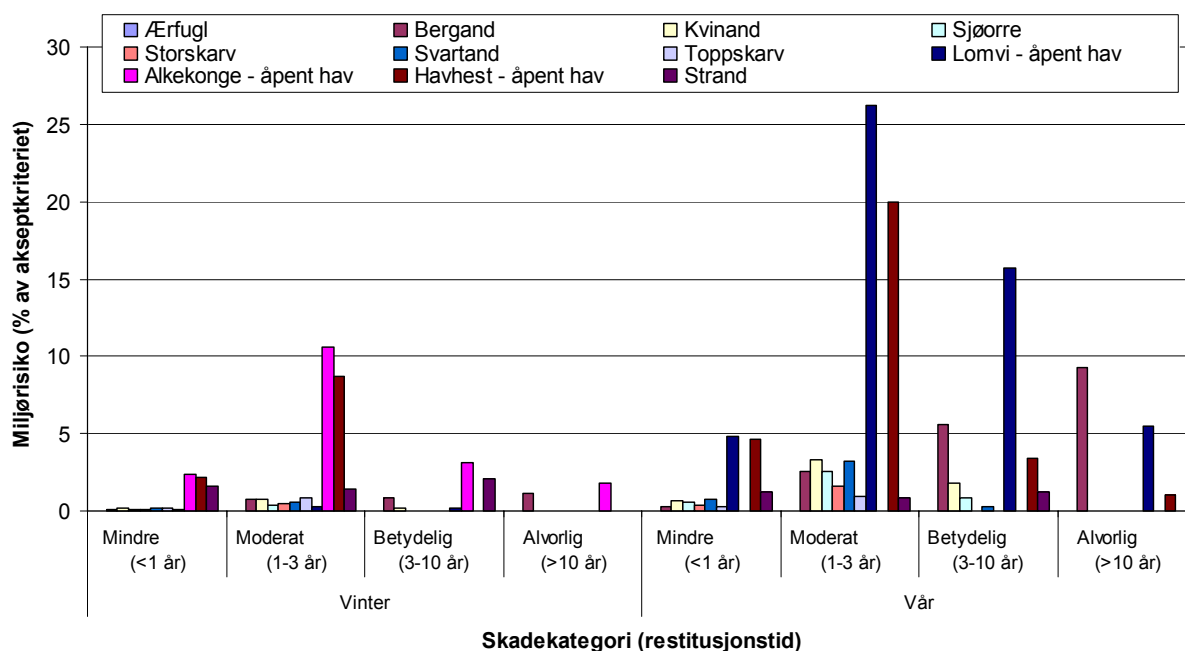
Figur 9-7 Beregnet miljørisiko i skadekategori ”moderat” i enkeltsimuleringer med dimensjonerende ressurs for vintersesongen (alkekonge på åpent hav i desember). Figuren viser beregnet miljørisiko knyttet til hver av 50 ulike bestandsfordelinger.



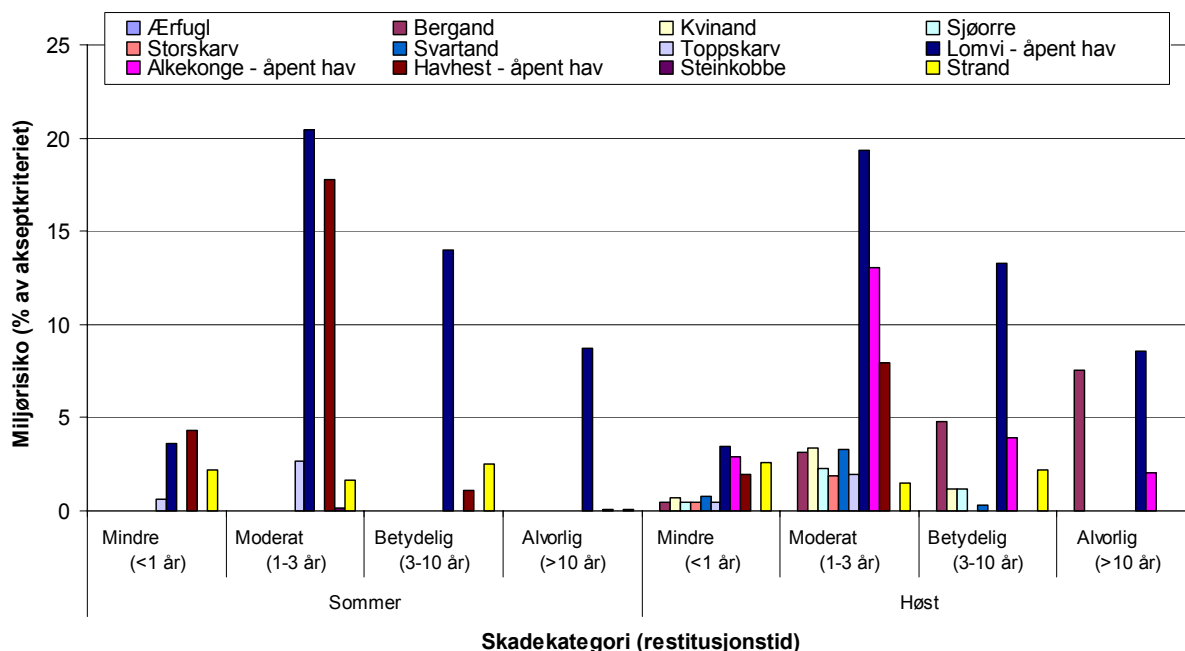
Figur 9-8 Beregnet miljørisiko i skadekategori ”moderat” i enkeltsimuleringer med dimensjonerende ressurs for vårsesongen (lomvi på åpent hav i april). Figuren viser beregnet miljørisiko knyttet til hver av 50 ulike bestandsfordelinger.

9.3.2 Ermintrude brønnboring trinn 2 (sidesteg)

Innenfor forventet boreperiode er det beregnet høyest miljørisiko for lomvi på åpent hav (26,2 % av akseptkriteriet i skadekategori ”moderat” i vårsesongen). Ellers er utslagsgivende VØK’er som for trinn 1, men med noe lavere miljørisiko (se Figur 9-9 og Figur 9-10 for en oversikt over utslagsgivende ressurser i henholdsvis vinter/vår og sommer/høstsesongene).



Figur 9-9 Høyeste beregnede miljørisiko for en eventuell utblåsning under boring av trinn 2 av brønnen Ermintrude innenfor vinter/vårsesongene. Miljørisiko er vist som andel (%) av Statoils akseptkriterier for leteboringer.



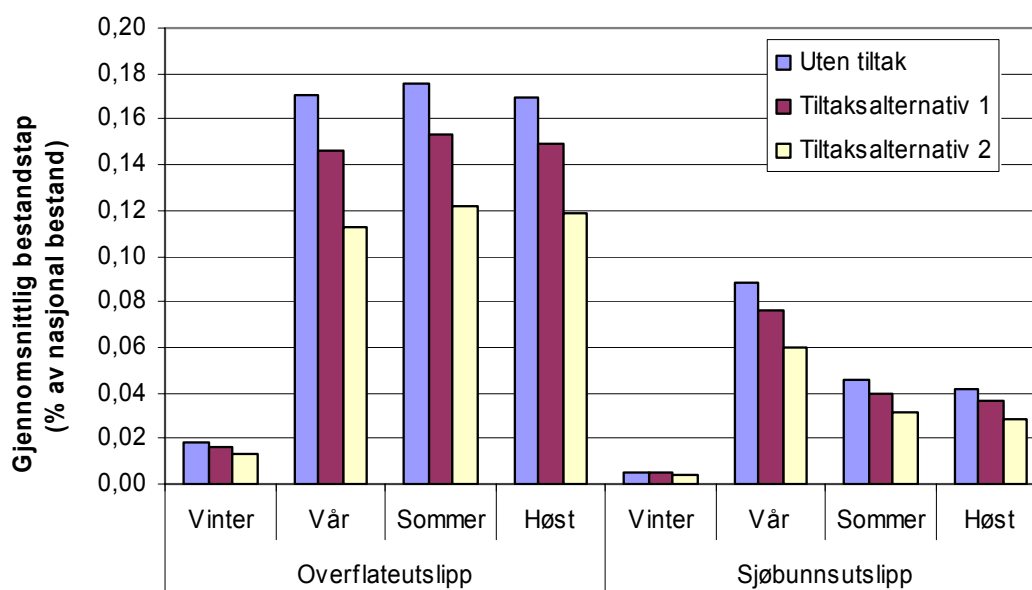
Figur 9-10 Høyeste beregnede miljørisiko for en eventuell utblåsning under boring av trinn 2 av brønnen Ermintrude innenfor sommer/høstsesongene. Miljørisiko er vist som andel (%) av Statoils akseptkriterier for leteboringer.

I oversikten over resultatene for miljørisiko for strand (se kapittel 9.2) er det kun vist miljørisiko for Trinn 1 av boringen. Miljørisiko knyttet til Trinn 2 vil være lavere.

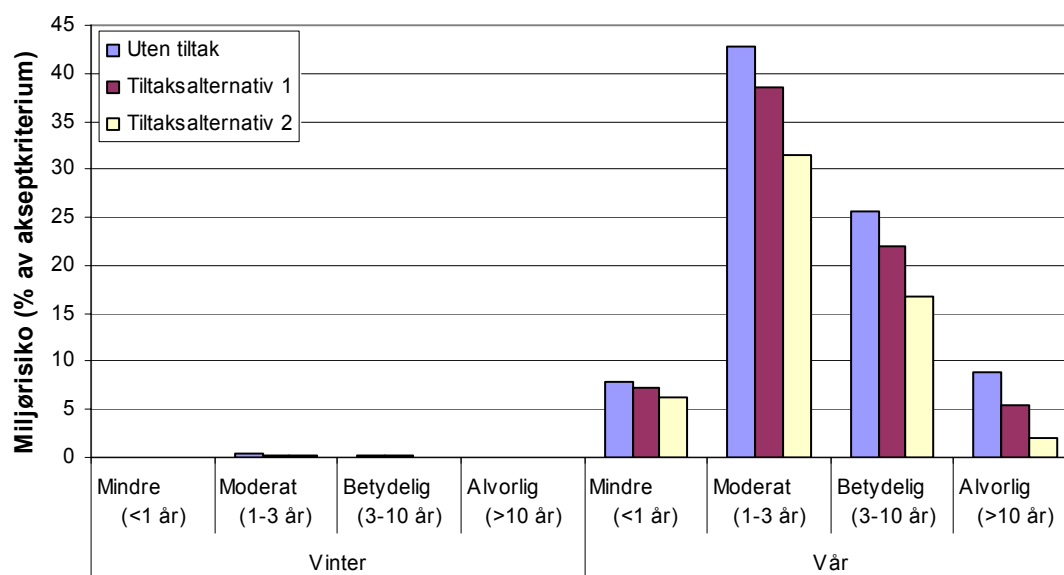
9.4 Effekt av beredskapstiltak på bestandstap og miljørisiko

Det er etablert en beredskap i tilfelle det skulle skje en utblåsning knyttet til boringen i Ermintrude. Den etablerte beredskapen har en risikoreduserende effekt. Effekten av beredskap er beregnet og vurdert i forhold til den VØK som hadde høyest miljørisiko, nemlig bestanden av lomvi på åpent hav. Det er tatt utgangspunkt i tiltaksalternativ 1 og 2 som foreslått i kapittel 11.2, og siden det er snakk om en VØK på åpent hav er det kun effektiviteten av barriere 1 som legges til grunn i forhold til eksponering av bestanden for olje. Siden analysen er helårlig er en gjennomsnittlig vind- og dagslyssituasjon lagt til grunn. Denne gir en effektivitet i barriere 1 på 40 % for tiltaksalternativ 1 og 75 % for tiltaksalternativ 2.

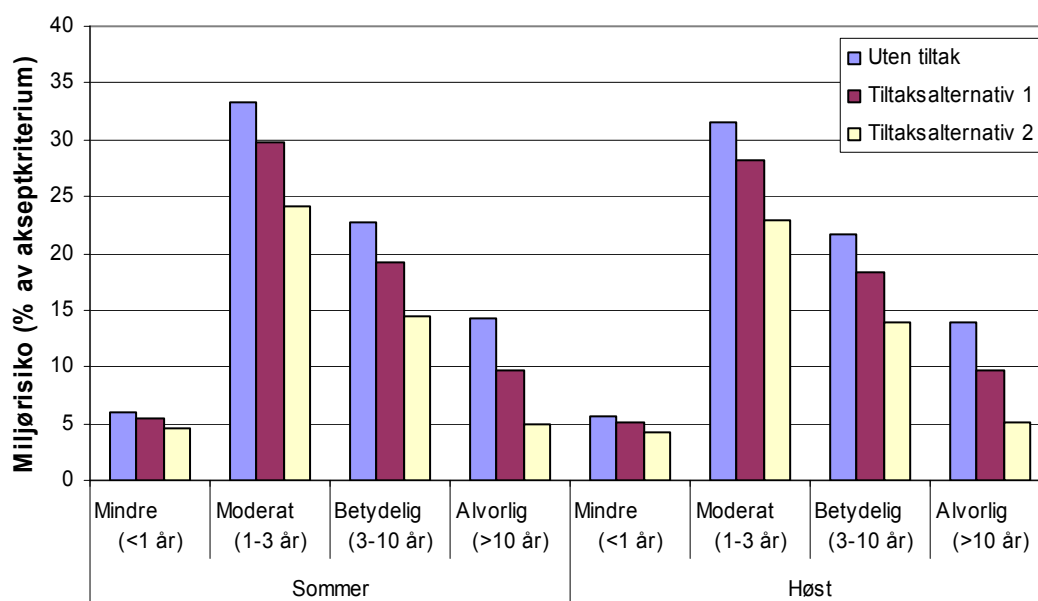
Resultatene viser en reduksjon i forventet gjennomsnittlig bestandstap på 13 % og 30 % for henholdsvis tiltaksalternativ 1 og 2 (se Figur 9-11). For miljørisiko viser resultatene en reduksjon på henholdsvis 25 % og 47 % for tiltaksalternativ 1 og 2 (illustrert for Trinn 1 av boringen i Figur 9-12 og Figur 9-13 for henholdsvis vinter/vår og sommer/høstsesongen). Effekten av tiltak er størst i skadekategori ”alvorlig”, og dette skyldes at med tiltak blir færre scenarier som slår ut med høye bestandstap og tilhørende lang restitusjonstid.



Figur 9-11 Gjennomsnittlige bestandstap for lomvi på åpent hav ved ulike tiltaksalternativer.



Figur 9-12 Miljørisiko for lomvi på åpent hav ved ulike tiltaksalternativer i vinter/vårsesongen.



Figur 9-13 Miljørisiko for lomvi på åpent hav ved ulike tiltaksalternativer i sommer/høstsesongen.

9.5 Konklusjon – miljørisiko (Ermintrude trinn 1 og trinn 2)

Resultatene viser at miljøriskoen knyttet til den planlagte boreoperasjonen Ermintrude er akseptabel sett i forhold til Statoils operasjonsspesifikke akseptkriterier. Det er heller ingen VØK'er som har en beregnet miljørisiko innenfor ALARP-området. Innføring av beredskapstiltak vil redusere miljøriskoen ytterligere.

10 BEREDSKAPSETABLERING

10.1 Myndighetskrav

Aktivitetsforskriften § 64 stiller krav til beredskapsetablering og krav til etablering av beredskapsstrategi. Der fremgår blant annet at beredskapen skal etableres på bakgrunn av miljørettede risiko- og beredskapsanalyser og ivareta hav, kyst og strandsone. Ramme- og styringsforskriften formulerer også et overordnet prinsipp om krav om reduksjon av risiko så langt det er mulig, utover interne krav og akseptkriterier, med forbehold om at kostnadene ved tiltakene ikke står i vesentlig misforhold til den oppnådde risikoreduksjon.

10.2 Beredskapsstrategi på norsk kontinentalsokkel

Hovedstrategien for beredskap mot akutt forurensning på norsk sokkel er mekanisk oppsamling nær kilden for utslippet ved hjelp av havgående systemer i barriere 1 og 2. I tillegg til disse barrierene, er strategien å benytte ytterligere tre barrierer hvor den siste utgjør sanering av eventuelle strandområder som er påvirket av utslippet. De fem barrierene er som følger:

- Barriere 1: Oppsamling på åpent hav nær kilden
- Barriere 2: Oppsamling på åpent hav og inn mot kystsonen
- Barriere 3: Oppsamling i kystsonen og beskyttelse av kystnære ressurser (miljøprioriterte lokaliteter)
- Barriere 4: Bekjempelse i fjordområder og strand/tidevannssonen
- Barriere 5: Bekjempelse og sanering i tidevannssonen og på strand

10.3 Dimensjonering av beredskap mot akutt forurensning

Målet for bekjempelse av akutt oljeforurensning er å hindre skader på mennesker, miljø og verdier. Målet oppnås ved å benytte egnede strategier og de avtalefestede tekniske og menneskelige beredskapsressurser, fra privat, statlig og interkommunal beredskap.

Statoil har utviklet operasjonsspesifikke målsetninger for brønn 15/6-9S som dekker åpent hav, kyst og strandsone.

- Ivareta Statoils målsetning om null skade på mennesker og miljø.
- Miljøriskoen skal reduseres så langt det er praktisk og økonomisk forsvarlig, jfr. ALARP-prinsippet.
- Prioritere oppsamling nær kilden, om nødvendig ved bruk av flere barrierer
- Prioritere beskyttelse av sårbare områder
- Robust og fleksibel beredskapsløsning, ved:
 - Kompetanse og trening
 - Logistikkplaner
 - Detaljerte planer
- Risikobasert utvalg av scenarier som grunnlag for å dimensjonere beredskapen

10.4 Forutsetninger for dimensjonering

10.4.1 Hav

Første prioritet vil være oppsamling nær kilden. Hovedfokus for operasjonen er å ha tilstrekkelige systemer eller beredskapsressurser for oppsamling av olje for å redusere risikoen for skade på strand og kystressurser så langt det er praktisk oppnåelig. Forutsetningene er som følger:

- Barriere 1 og 2 skal ha en barrierekapasitet tilsvarende den mengde oljeemulsjon som tilflyter barrieren, beregnet ut fra utslippsrate og oljens egenskaper.

Dette kravet ivaretas med en kombinasjon av systemantall, sveipebredde og konfigurasjon av systemene og vil som resultat gi en barriereeffektivitet, som benyttes til å beregne mengde oljeemulsjon til neste barriere.

- Det skal være kort responstid for start av bekjempelse av utslippet.

10.4.2 Kyst og strand

Fokus skal være på fleksible og robuste løsninger for å forhindre skade på kyst- og strandressurser.

Ressurser for effektiv bekjempelse av olje i kyst- og strandsonen skal kunne mobiliseres innen minste drivtid av olje inn til kyst- og strandsonen. En eventuell aksjon skal:

- Foregå uten skader på personell som deltar
- Minimere påslag av olje
- Prioritere oppsamling i sårbare områder
- Optimalisere avfallshåndtering
- Minimere risiko for sekundærforurensing fra lagring og transport av oppsamlet olje
- Miljøet skal tilbakeføres til opprinnelig tilstand raskest mulig etter en hendelse
- Skade på materiell og eiendom skal begrenses til et minimum

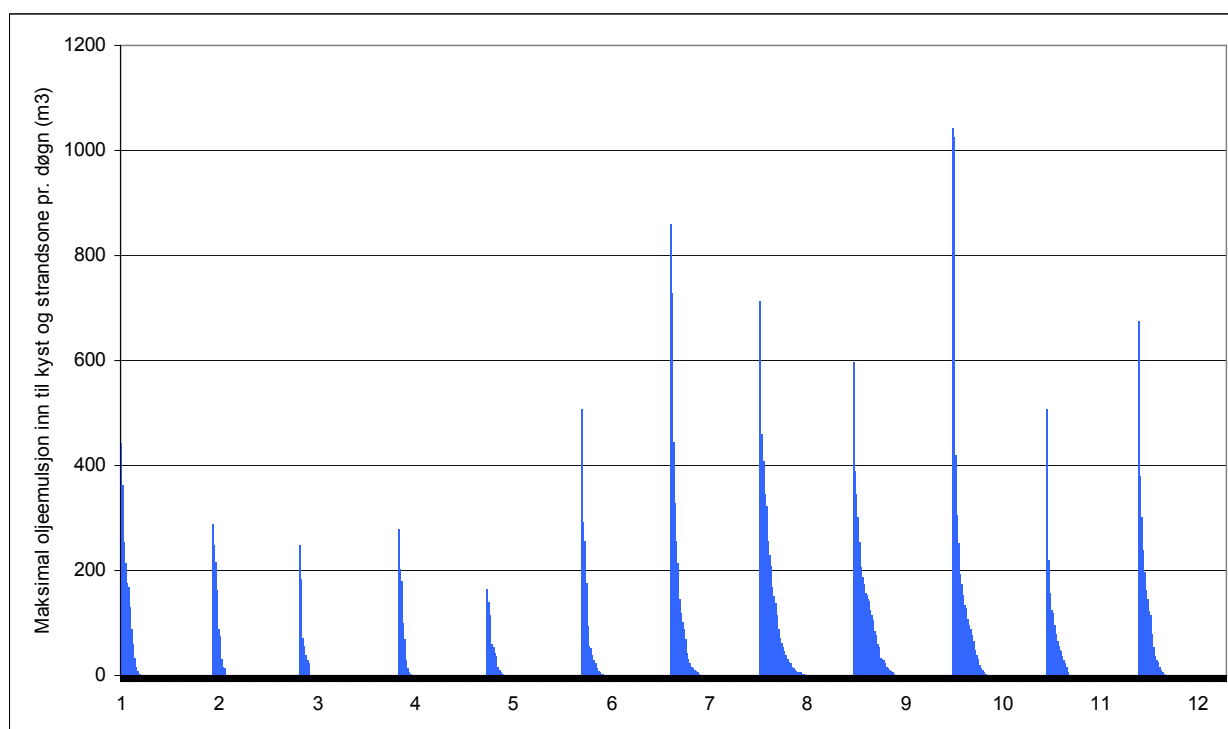
10.4.3 Oljevernorganisasjon

Organisasjonen skal ha tilstrekkelig opplæring og kompetanse til å rykke ut og gjennomføre nødvendige aksjoner på en tilfredsstillende måte.

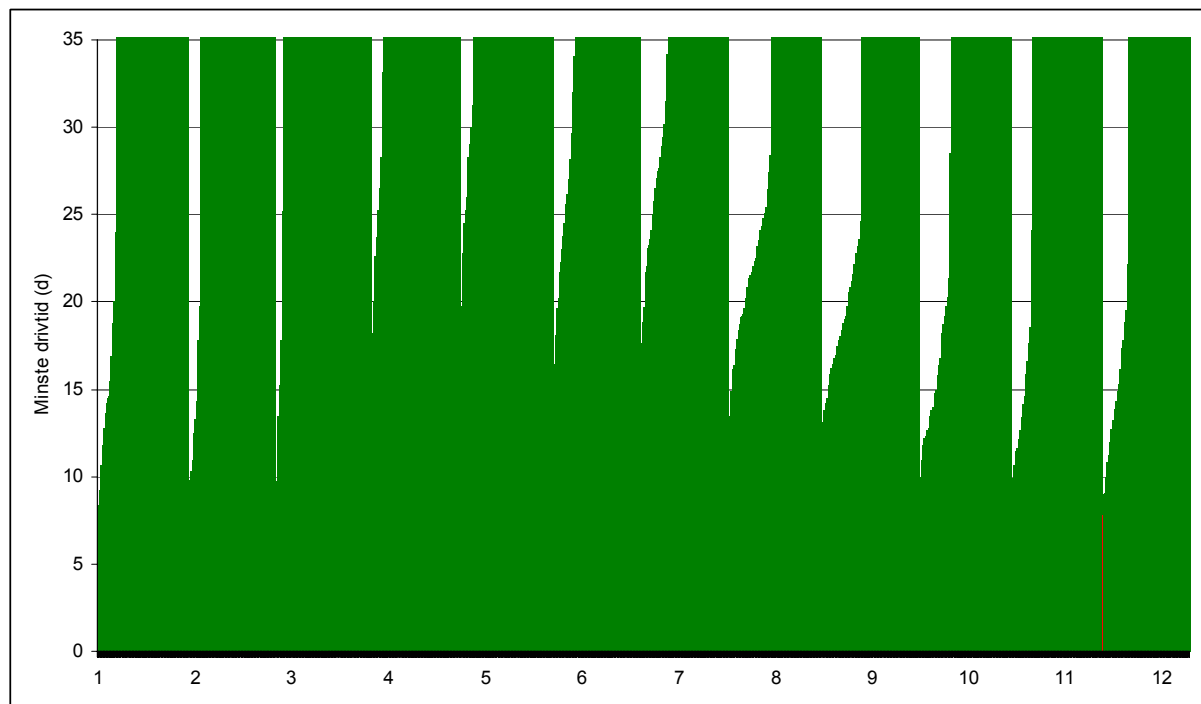
11 RESULTATER MILJØRETTET BEREDSKAPSANALYSE

11.1 Oljedriftsstatistikk og valg av dimensjonerende scenarier

Utfallene av alle simuleringer av oljedrift (korrigert for effekt av minimumsberedskapstiltak i barriere 1), vist henholdsvis som maksimal mengde oljeemulsjon (m^3/d) inn til kyst- og strandsone og minste drivtid til land, er vist i Figur 11-1 og Figur 11-2.



Figur 11-1 Maksimal oljeemulsjon pr. døgn i kyst- og strandsone for minimumstiltak i én barriere for alle 3 600 simuleringer (scenarier) av oljedrift. Resultatene sortert fra høy til lav restmengde måned for måned. Scenariet med størst restmengde i oktober er valgt.



Figur 11-2 Drivtid til land for alle 3 600 simuleringer (scenarier) av oljedrift. Resultatene er vist måned for måned, og sortert fra lav til høy drivtid. Legg merke til at skalaen er brutt, verdier over 35 innebærer at olje ikke treffer land i simuleringen. Scenariet med kortest drivtid i desember er valgt (drivtid 6,3 døgn).

Av de 3 600 simuleringene av et overflateutslipp er det 74 % hvor olje overhodet ikke kommer i berøring med kyst- og strandsone. I de simuleringene der olje når land varierer minste drivtid fra 6,3 til 35 døgn. Mengde oljeemulsjon inn til kyst- og strandsone for de simuleringene som når land varierer fra 1.3 til 1042 tonn. Dette er inkludert effekt av konsekvensreduserende tiltak (tilsvarende minimumstiltak for beredskap i barriere 1 dvs. tiltaksalternativ 1).

De 3 600 simuleringene er hentet ut ved tilfeldig utvalg fra en værstatistikk for en 30-års periode. Fra disse er det valgt ut et sett av scenarier for videre beskrivelse. Scenariene uttrykker ekstremsituasjoner for hvordan et større oljeutslipp kan utvikle seg, med hensyn til drivtid, mengde olje inn til kyst- og strandsone samt miljørisiko på henholdsvis åpent hav og i kyst- og strandsone. Scenarier valgt i denne analysen i perioden er (dato for valgte vær-/vind-situasjon angitt):

- Dimensjonerende utslippsscenario for kapasitet/omfang av beredskapsløsning i forventet boreperiode (vinter): Utslipet med start 13.10.1978. Ved slutført simulering har dette en maksimal emulsjonsrate på i overkant av 1000 m³/d inn til kyst- og strandsone og medfører stranding av totalt 2800 tonn oljeemulsjon (~880 tonn olje).
- Dimensjonerende utslippsscenario for responstid: Utslipet med start 30.12.1982. Scenariet har korteste drivtid til land av samtlige simuleringer, tilsvarende 6,3 døgn.
- Illustrasjon av effekten mht. reduksjon av miljørisiko på åpent hav: Utslipet med start 24.08.1986, som har høyest miljørisiko for ressurser på havoverflaten, uttrykt ved bestandstap for lomvi på åpent hav.

- Illustrasjon av effekten mht. reduksjon i utstrekning av berørt landareal: Utslippet med start 20.12.1988, som har flest berørte landruter med strandet emulsjon.

11.2 Tiltaksalternativer

Beredskap er et konsekvensreduserende tiltak, og skal derfor i utgangspunktet stå i forhold til miljørisiko. Statoil sine styringskriterier tilsier at miljørisikoen skal reduseres dersom kostnadene ikke står i vesentlig misforhold til miljøgevinsten tiltaket medfører.

Tabell 11-1 Kriterier for valg av tiltaksalternativer.

Tiltaksalternativ	Kriterier for valg av delbarrierer
Tiltaksalternativ 1	Tiltaksalternativet skal ha tilstrekkelig kapasitet i hver delbarriere.
Tiltaksalternativ 2	Tiltaksalternativet skal ved introduksjon av ytterligere delbarrierer gi en fordobling av oppsamlet mengde i forhold til tiltaksalternativ 1
Tiltaksalternativ 3	Tiltaksalternativet skal ved introduksjon av ytterligere delbarrierer gi en fordobling av oppsamlet mengde i forhold til tiltaksalternativ 2

Basert på en utslippsrate på 7100 m³/d er det beregnet tilflyt vinterstid til barriere 1 på 7200 m³/d etter 2 timer (fordampning 15 % og vanninnhold på 16 %). Dette gir et systembehov i barriere 1 på 3 NOFO systemer. Sommerstid vil tilflytsvolum være noe lavere da fordampning er litt høyere (18 %) og vanninnhold i emulsjonen noe mindre (12 %) etter 2 timer på vannet.

Gjennomsnittlig effekt av beredskapen i NOFO region 2 vinterstid er på 44 % og sommerstid på 61 % (NOFOs planverk). Basert på dette er beregnet tilflyt vinterstid til barriere 2 på 5436 m³/d for 12 timer gammel olje (fordampning 22 % og vanninnhold på 45 %). Dette gir et systembehov i barriere 2 på ytterligere 3 NOFO systemer. Sommerstid vil tilflytsvolum være noe høyere da vanninnhold i emulsjonen øker til hele 67 % (ved 10 m/s vind og 12 timer gammel olje). Barrierebehovet vil imidlertid bli det samme med 3 NOFO systemer i barriere 2.

Basert på ovenstående er følgende alternative beredskapsløsninger (tiltaksalternativer) identifisert og videre analysert i denne analysen:

Tiltaksalternativ 1

Alternativet omfatter følgende:

- 3 NOFO system i barriere 1
- 3 NOFO system i barriere 2
- 2 Kystsystem i barriere 3
- 3 Fjordsystem i barriere 4

Tiltaksalternativ 2

Alternativet omfatter følgende:

- 3 NOFO-system i delbarriere 1A
- 2 NOFO-system i delbarriere 1B
- 2 NOFO-system i delbarriere 1C
- 2 NOFO/KV-system i barriere 2
- 1 kystsystem i barriere 3
- 1 fjordsystem i barriere 4

Tiltaksalternativ 3

Alternativet omfatter følgende:

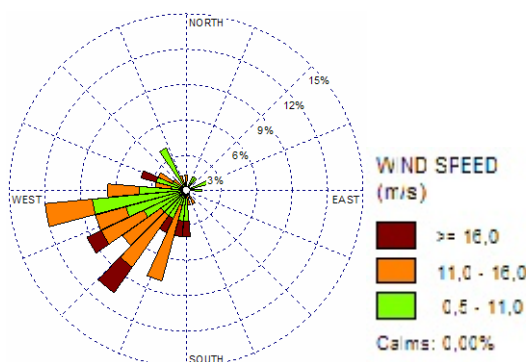
- 3 NOFO-system i delbarriere 1A
- 2 NOFO-system i delbarriere 1B
- 2 NOFO-system i delbarriere 1C
- 1 NOFO-system i delbarriere 1D
- 1 NOFO-system i delbarriere 1E
- 2 NOFO/KV-system i delbarriere 2A
- 1 NOFO/KV-system i delbarriere 2B
- 1 kystsystem i barriere 3
- 1 fjordsystem i barriere 4

Responstider for disse systemene baseres på dagens plassering av NOFOs ressurser. I tillegg til disse tre tiltaksalternativene vises også utfallet av simuleringene uten tiltak for oppsamling av olje.

11.3 Vurdering av virkning av tiltaksalternativene

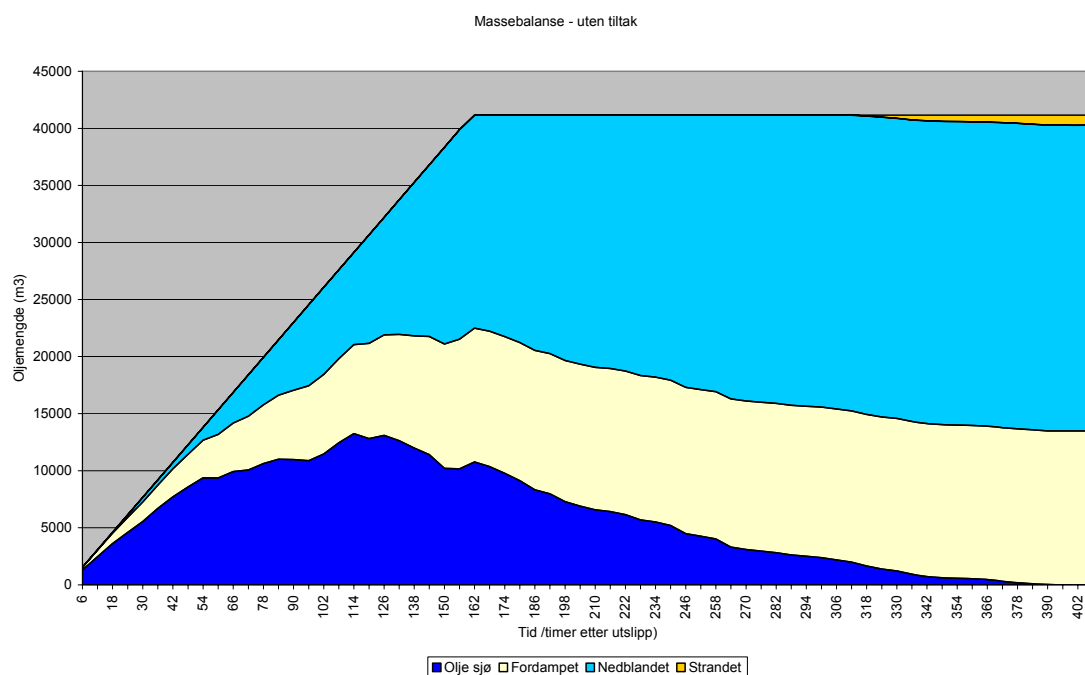
11.3.1 Dimensjonerende scenario mhp. kapasitet/omfang

Utslippet starter 13.10 1978 og i løpet av de første 15 døgn er det stort sett vestlig til sørvestlig vind i perioden med midlere vindstyrke på i overkant av 11 m/s (Figur 11-3).

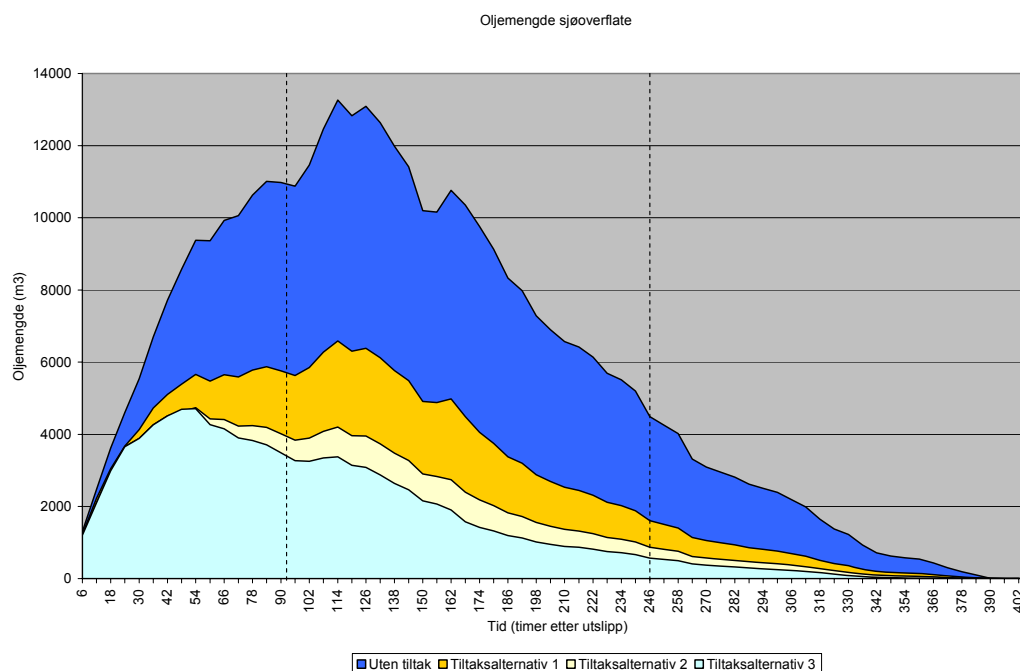


Figur 11-3 Vindforhold gjennom simuleringen for dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang).

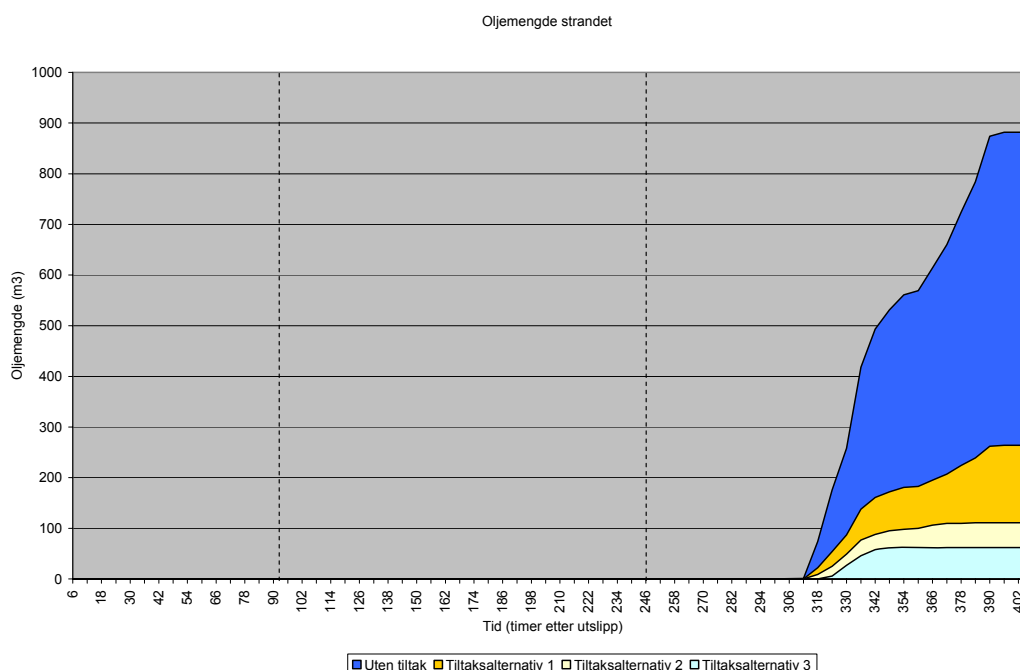
Massebalansen viser en relativt stor nedblanding og høy fordampning av oljen. Maksimal mengde olje på overflaten er i overkant av 13.000 m³ ca. 5 døgn etter utslippets start (Figur 11-4). Stranding av olje forekommer etter ca 13 døgn og totalt strander om lag 900 tonn oljeemulsjon (Figur 11-6). Effekten av standard beredskapsløsning er høy og bidrar til stor reduksjon av oljemengde på overflaten og tilsvarende reduksjon i olje inn til kyst- og strandsone. Med utvidet beredskap reduseres oljemengden inn til kyst- og strandsone ytterligere (Figur 11-5 og Figur 11-6).



Figur 11-4 Massebalansen til dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang) uten beredskapstiltak.

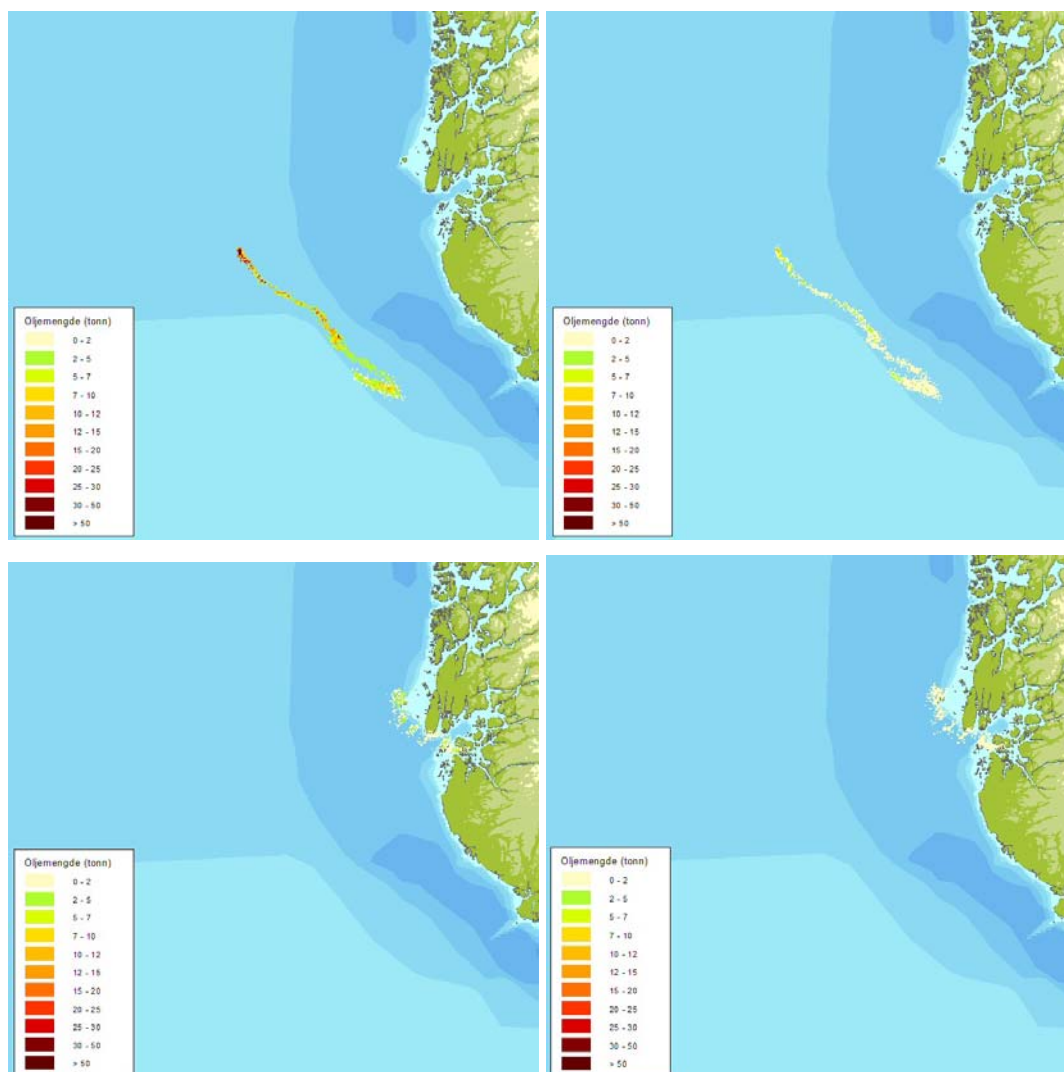


Figur 11-5 Oljemengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang) ved ulike tiltaksalternativer.



Figur 11-6 Oljemengde inn til kyst- og strandsone for dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang) ved ulike tiltaksalternativer.

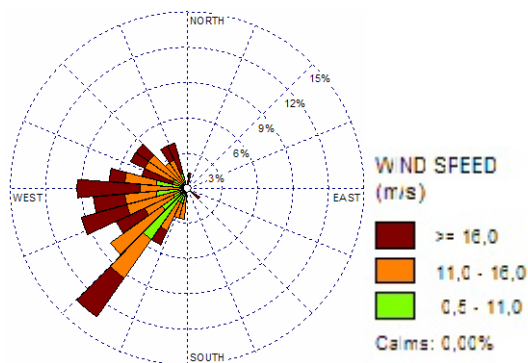
Kart som viser oljeemulsjon på sjøoverflaten uten og med beredskapstiltak ved hhv. 10 og 15 døgn etter utslippets start er presentert i Figur 11-7. Reduksjon i oljemengde på sjøoverflaten er betydelig ved tiltaksalternativ 2.



Figur 11-7 Oljemengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang) i forventet boreperiode, uten tiltak (venstre) og med tiltaksalternativ 2 (høyre) for tidspunktene 10 døgn (øverst) og 15 døgn (nederst) etter utslippets start.

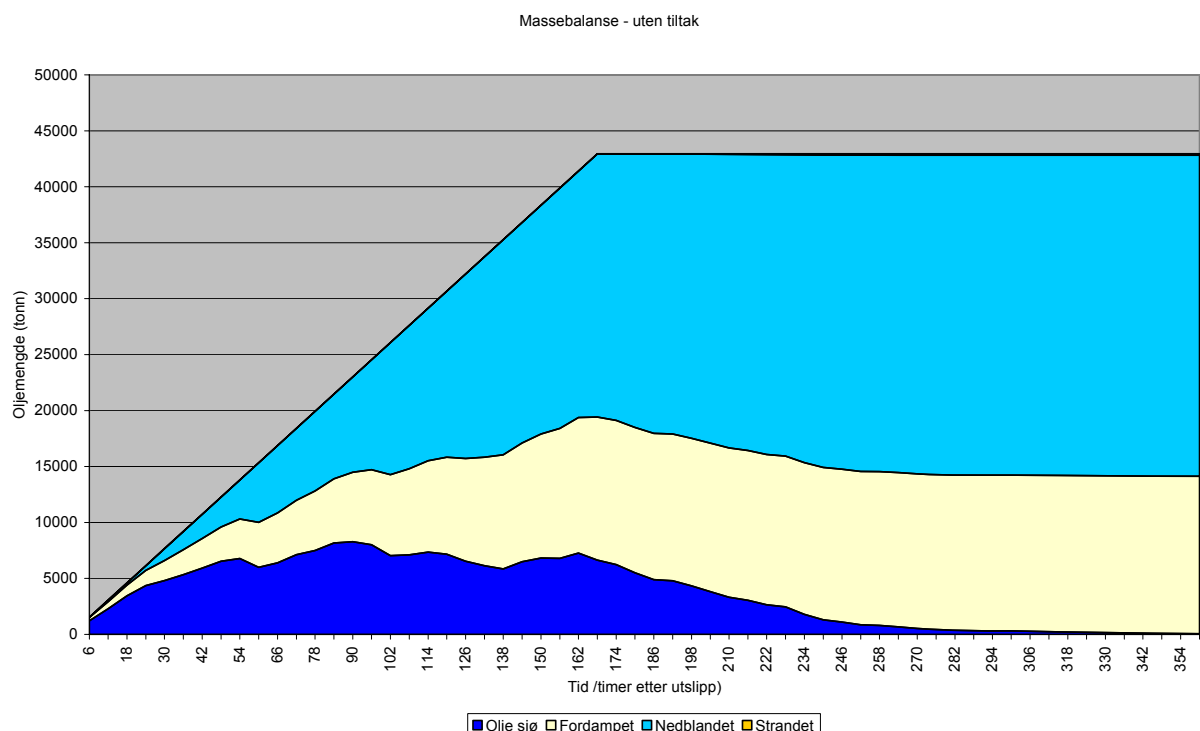
11.3.2 Dimensjonerende scenario mhp. drivtid

Utslipet starter 30.12 1982 og i løpet av de første 15 døgn er det stort sett vestlig til sørvestlig vind i perioden med styrke over 15 m/s i store andeler av tiden (Figur 11-8).

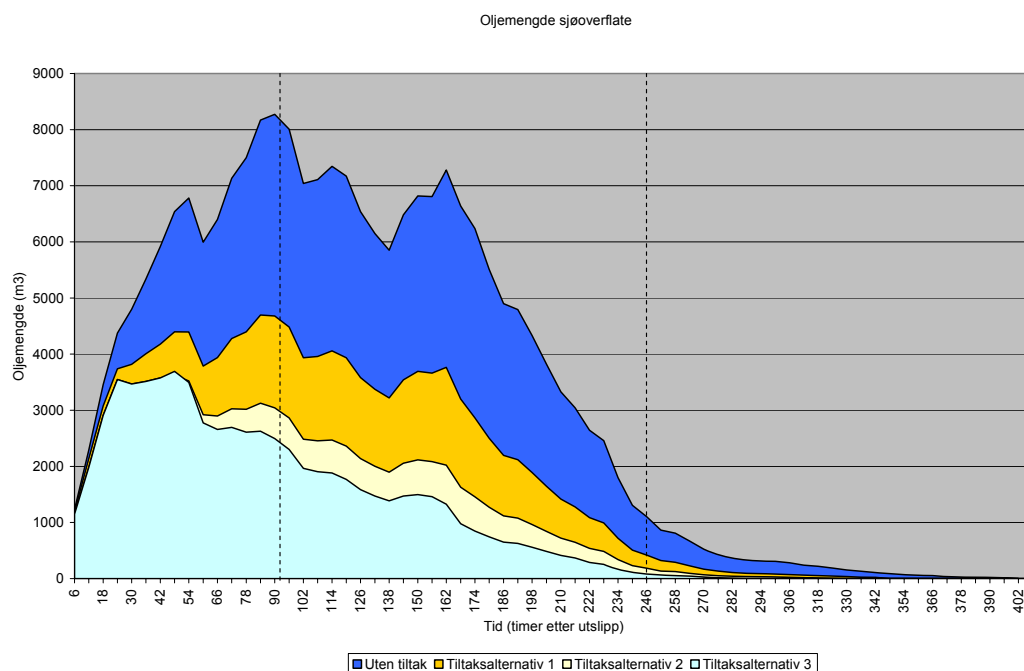


Figur 11-8 Vindforhold gjennom simuleringen for dimensjonerende scenario mht drivtid til kyst.

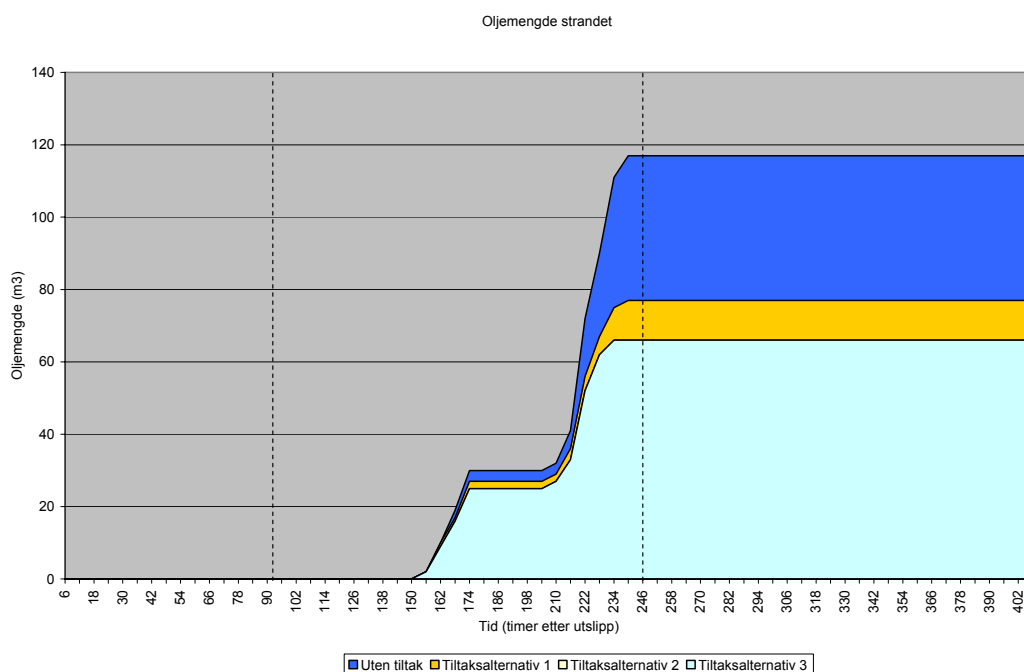
Vindforholdene gir at massebalansen viser større andel nedblanding og høyere andel fordampning av oljen enn for dimensjonerende utslipp. Maksimal mengde olje på overflaten i dette scenariet er på om lag 8000 tonn etter drøyt 3 døgn. Stranding av olje forekommer etter ca 6,5 døgn med om lag 35 tonn. Videre strander det olje i en ny runde ved om lag døgn 9 og totalt strander om lag 120 tonn oljeemulsjon (Figur 11-9). Effekten av standard beredskapsløsning er høy også i dette tilfellet og bidrar til stor reduksjon av oljemengde på overflaten (Figur 11-10) og tilsvarende reduksjon i olje inn til kyst- og strandsone (Figur 11-11). Med utvidet beredskap reduseres oljemengden inn til kyst- og strandsone ytterligere.



Figur 11-9 Massebalansen til dimensjonerende scenario for drivtid uten beredskapstiltak.

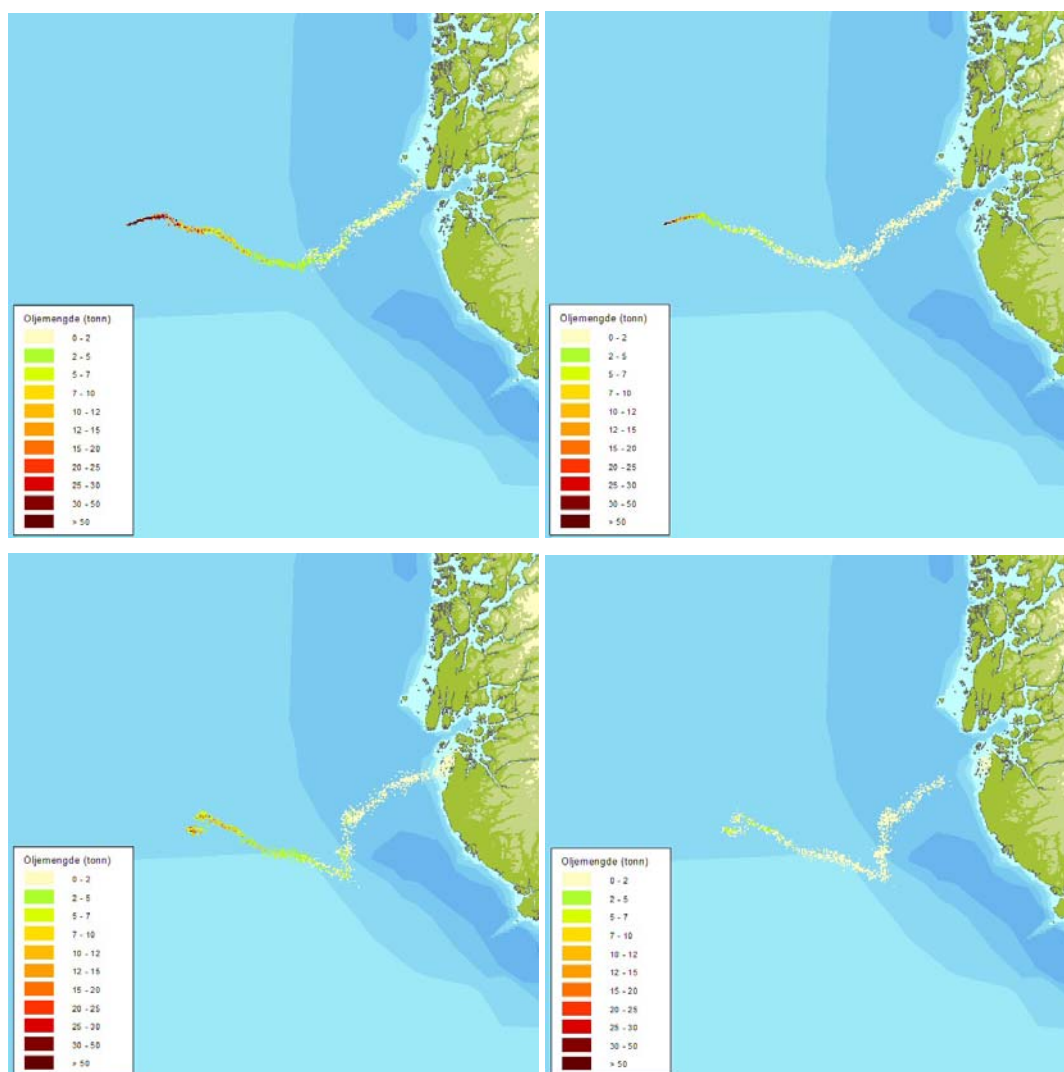


Figur 11-10 Oljemengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario for drivtid ved ulike tiltaksalternativer.



Figur 11-11 Oljemengde inn til kyst- og strandsone for dimensjonerende scenario for drivtid ved ulike tiltaksalternativer.

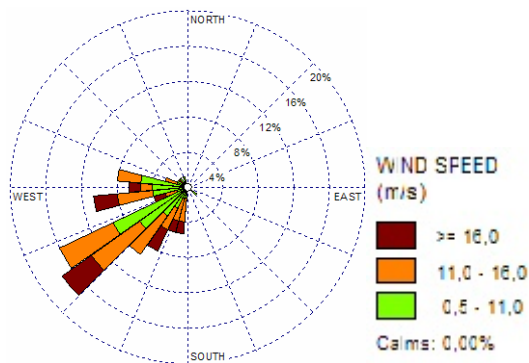
Kart som viser oljeemulsjon på sjøoverflaten uten tiltak ved hhv. 6,5 og 9 døgn etter utslippets start er presentert i Figur 11-12.



Figur 11-12 Oljemengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario (drivtid) uten tiltak (venstre) og med tiltaksalternativ 2 (høyre) for tidspunktene 6,5 døgn (øverst) og 9 døgn (nederst) etter utslippets start.

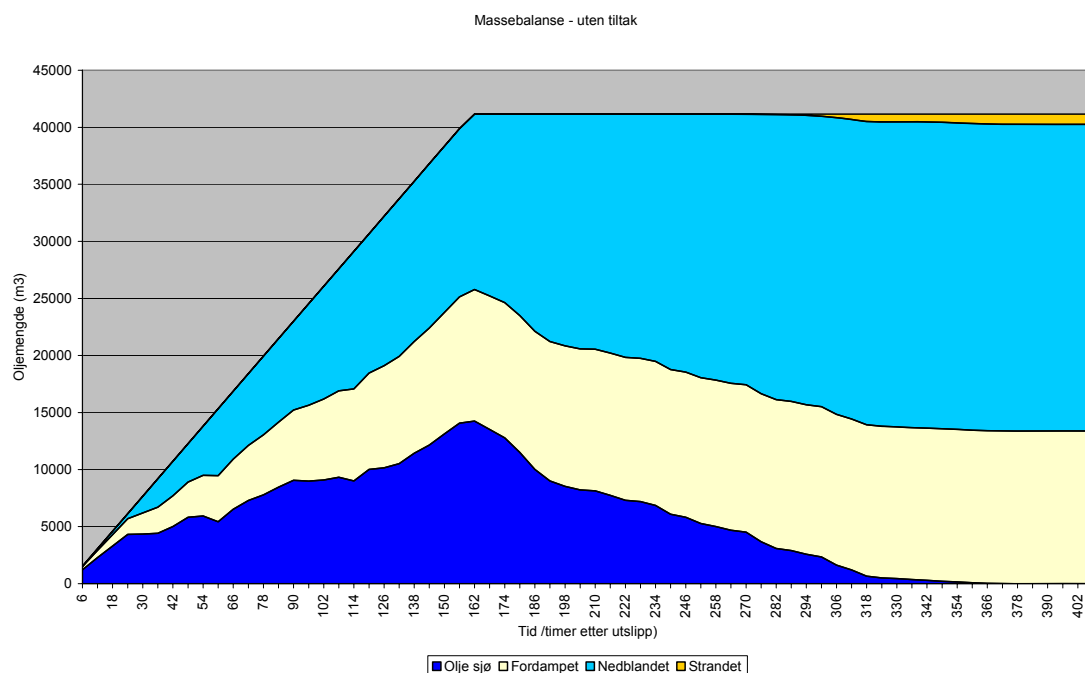
11.3.3 Dimensjonerende scenario for flest berørte landruter

Utslipet starter 20.12 1988 og i løpet av de første 15 døgn er det stort sett sørvestlig vind i perioden med relativt stor andel lave vindstyrker tilsvarende dimensjonerende scenarie (Figur 11-13).

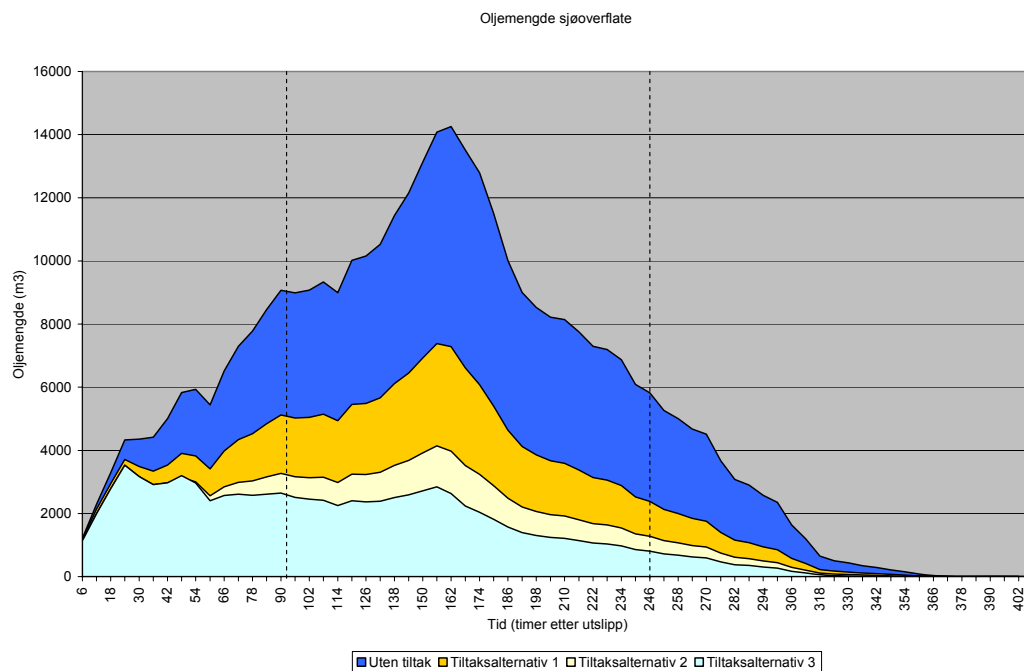


Figur 11-13 Vindforhold gjennom simuleringen for dimensjonerende scenario mht flest berørte landruter.

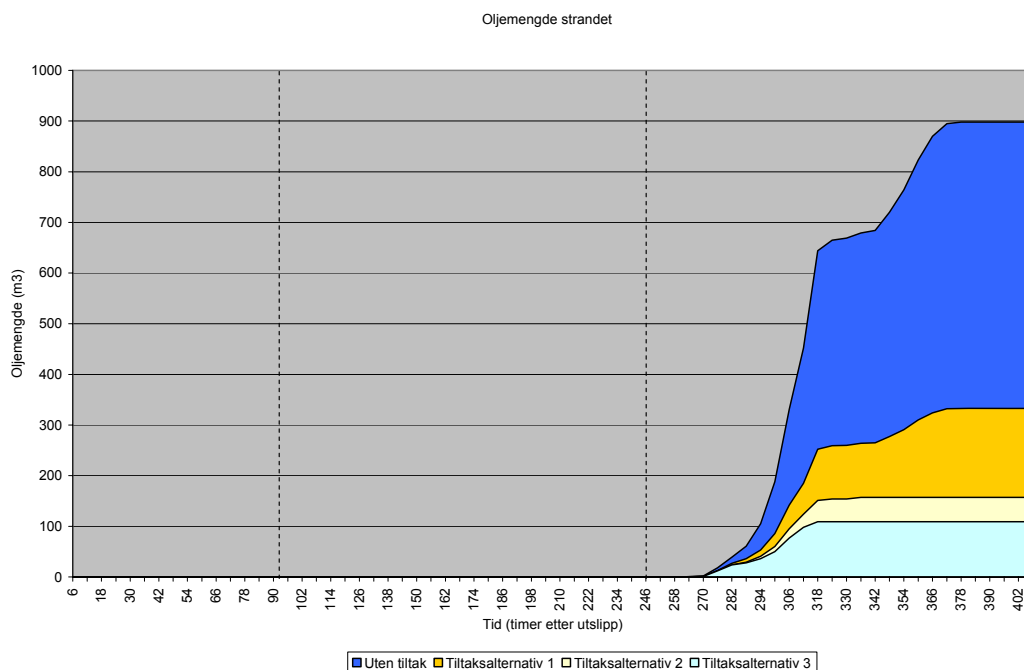
Vindforholdene for dette scenariet er relativt like på dimensjonerende scenarie, men gir stranding over et noe større område. Maksimal mengde olje på overflaten i dette scenariet er på i overkant av 14000 tonn etter drøyt 6 døgn (Figur 11-14). Stranding av olje forekommer fra døgn 12 -16 med tilsammen 900 tonn. Effekten av standard beredskapsløsning er høy også i dette tilfellet og bidrar til stor reduksjon av oljemengde på overflaten (Figur 11-15) og tilsvarende reduksjon i olje inn til kyst- og strandsone (Figur 11-16). Med utvidet beredskap reduseres oljemengden inn til kyst- og strandsone ytterligere.



Figur 11-14 Massebalansen til dimensjonerende scenario mht flest berørte landruter uten beredskapstiltak.

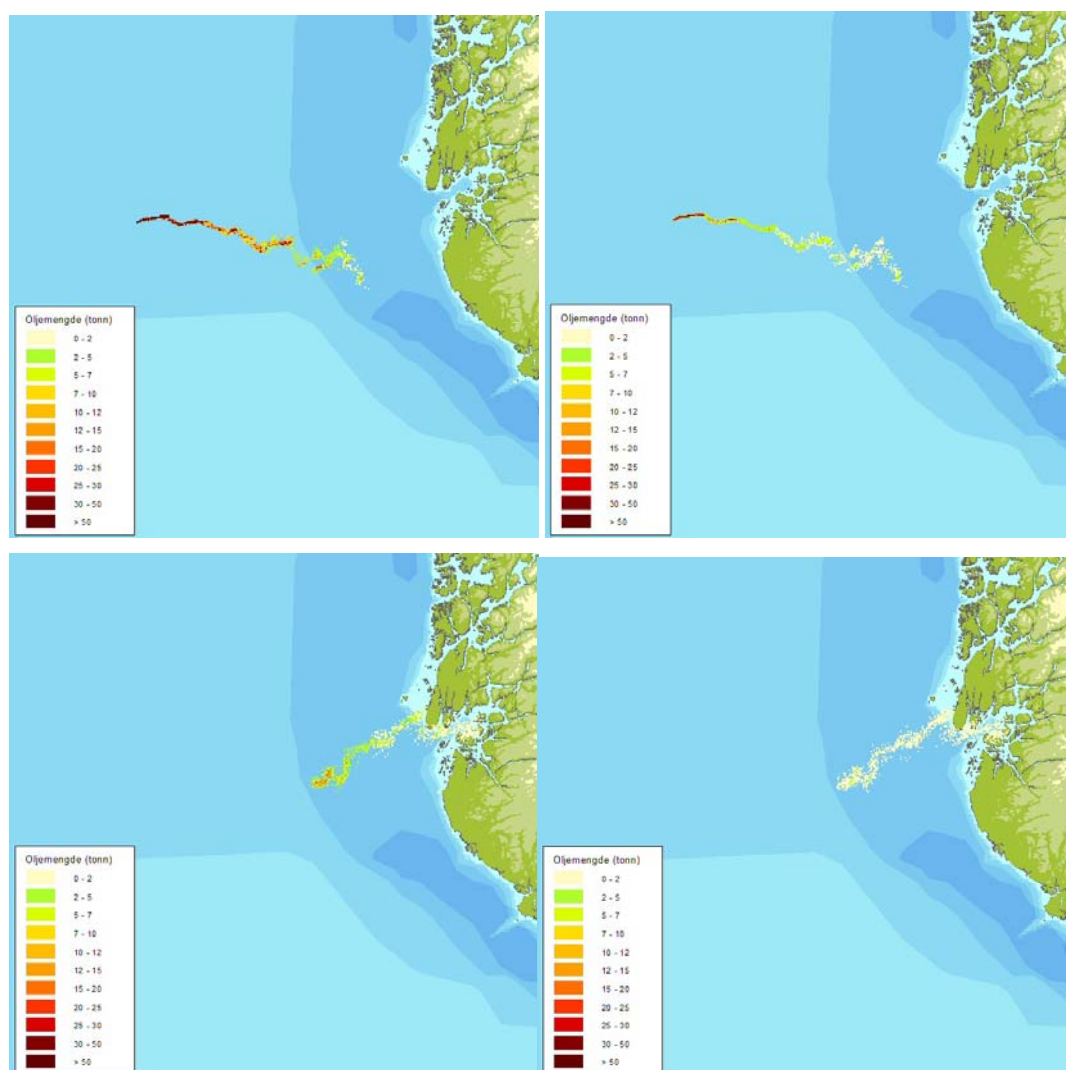


Figur 11-15 Oljemengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario mht flest berørte landruter ved ulike tiltaksalternativer.



Figur 11-16 Oljemengde inn til kyst- og strandsone for dimensjonerende scenario mht flest berørte landruter ved ulike tiltaksalternativer.

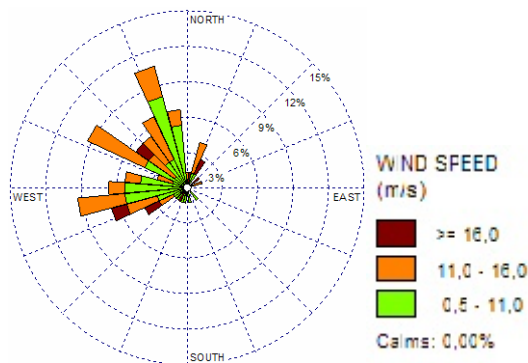
Kart som viser oljeemulsjon på sjøoverflaten uten tiltak ved hhv. 7 og 12 døgn etter utslippets start er presentert i Figur 11-17.



Figur 11-17 Oljemengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario mht utbredelse åpent hav uten tiltak (venstre) og med tiltaksalternativ 2 for tidspunktene 7 døgn og 12 døgn etter utslippets start.

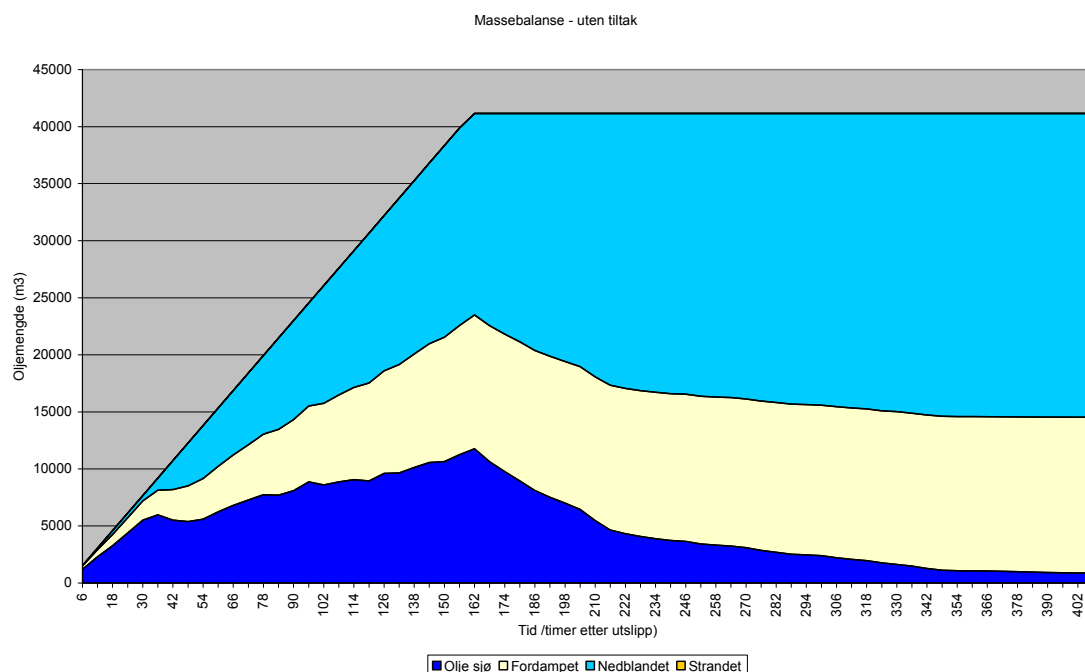
11.3.4 Dimensjonerende scenario mhp. miljørisiko

Utslipet starter 24.08 1986 og i løpet av de første 15 døgn er det stort sett nord dreierende nordvestlig og vestlig vind i perioden med relativt stor andel lave vindstyrker tilsvarende dimensjonerende scenarie (Figur 11-18). Vindretning gjør at scenariet dekker et stort havareal uten å medføre stranding av olje og gir utslag i høy miljørisiko for åpent hav ressurser.

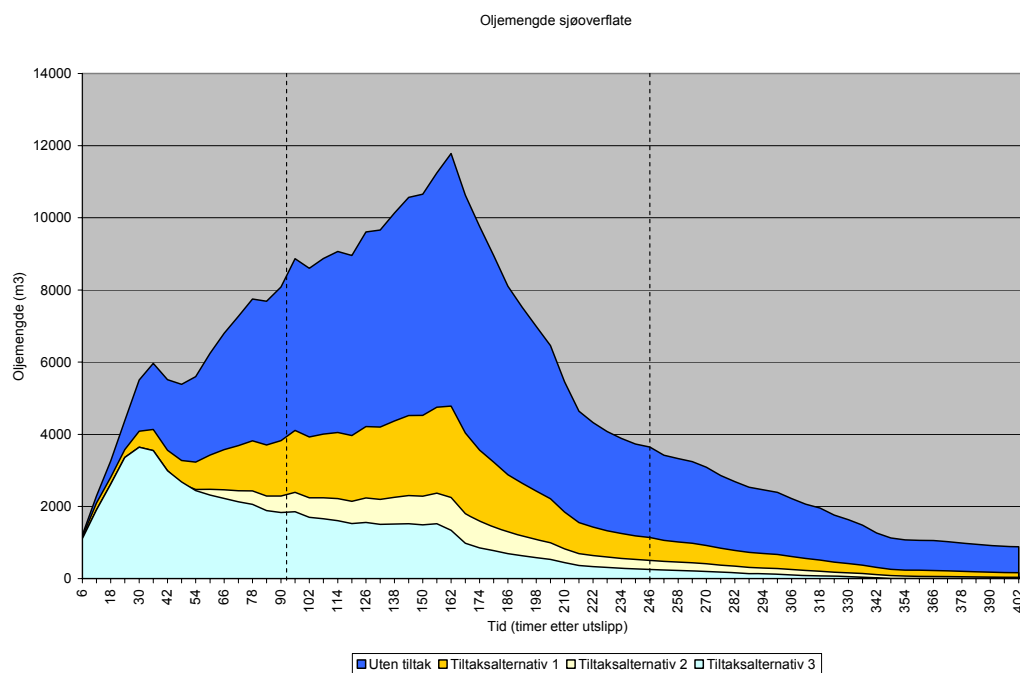


Figur 11-18 Vindforhold gjennom simuleringen for dimensjonerende scenario mht miljørisiko.

Maksimal mengde olje på overflaten i dette scenariet er på i underkant av 12000 tonn etter drøyt 7 døgn (Figur 11-19). Effekten av standard beredskapsløsning er høy også i dette tilfellet, og bidrar til stor reduksjon av oljemengde på overflaten og med utvidet beredskap reduseres oljemengdene ytterligere (Figur 11-20).

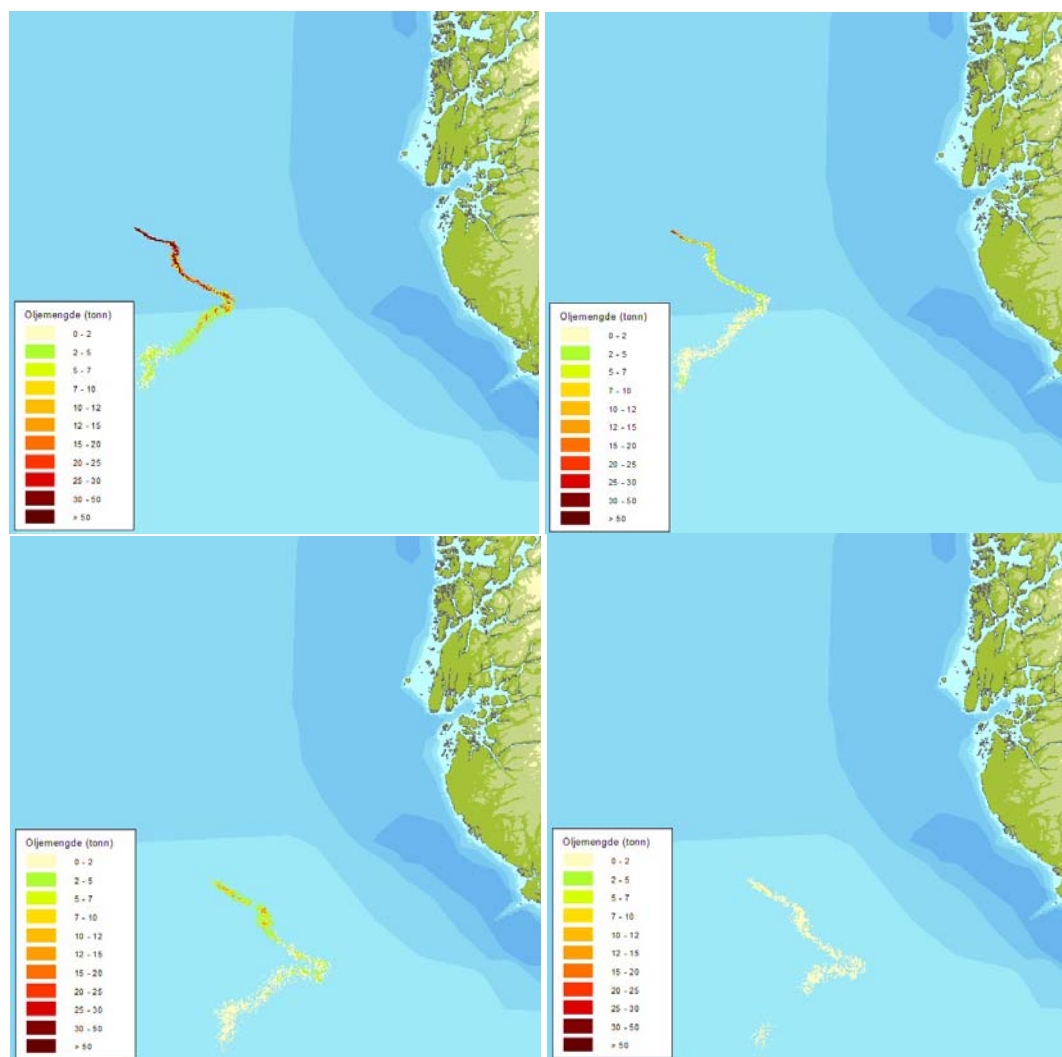


Figur 11-19 Massebalansen til dimensjonerende scenario for miljørisiko uten beredskapstiltak.



Figur 11-20 Oljemengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario for miljørisiko ved ulike tiltaksalternativer.

Kart som viser oljeemulsjon på sjøoverflaten uten tiltak ved hhv. 7 og 12 døgn etter utslippets start er presentert i Figur 11-21.



Figur 11-21 Oljemengde på havoverflaten for dimensjonerende scenario (miljørisiko) uten tiltak (venstre) og med tiltaksalternativ 2 (høyre) for tidspunktene 7 døgn (øverst) og 12 døgn (nederst) etter utslippets start.

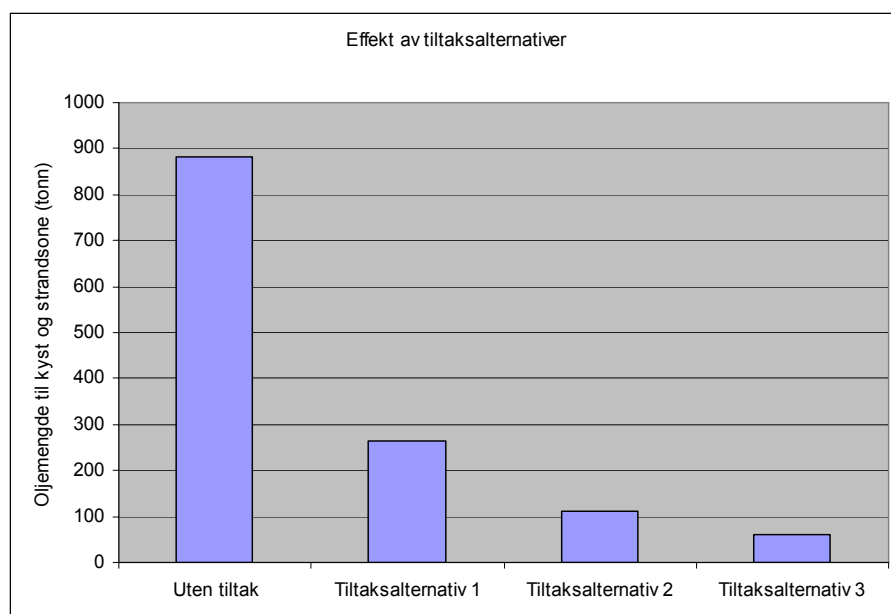
11.4 Vurdering av tiltaksalternativene

I det følgende oppsummeres resultatene av analysene av virkningen av de ulike tiltaksalternativene for dimensjonerende scenario og de to første barrierene (Figur 11-22).

Tiltaksalternativ 1 medfører en betydelig reduksjon (70 %) i strandingsmengder, som et resultat av oppsamlingsaksjonen.

Tiltaksalternativ 2 medfører en ytterligere reduksjon, men effekten av ny innsatsenhet på total massebalanse (opsamlet mengde) er mindre. I forhold til tiltaksalternativ 1 reduseres strandingsmengdene med ytterligere 60 %, og sett i forhold til situasjonen uten tiltak er det en reduksjon i strandingsmengder på 82 %.

Tiltaksalternativ 3 innebærer en ytterligere reduksjon (40 %) i forhold til alternativ 2 og gir større fleksibilitet med en fullt utviklet 1ste barriere (dvs. bruk av hele 5 delbarrierer), samt bruk av delbarrierer også i barriere 2. Denne løsningen gir en reduksjon i strandingsmengder på 89 % relativt til en situasjon uten tiltak.



Figur 11-22 Oljemengde inn til kyst- og strandsone etter overflateutslipp fra Ermintrude for dimensjonerende scenario (kapasitet/omfang) uten og med effekt av de ulike tiltaksalternativene.

11.5 Anbefalt beredskapsløsning

Oljedriftsberegningene viser stranding av emulsjonsmengder i størrelsesorden 1000 tonn. Tiltaksalternativ 1 medfører en betydelig reduksjon i mengde emulsjon inn til kyst- og strandsone.

Tiltaksalternativ 2 gir ytterligere god effekt på den totale massebalansen, samt gir en større fleksibilitet enn tiltaksalternativ 1. Av den grunn anbefales tiltaksalternativ 2.

Tiltaksalternativ 3 gir ytterligere en viss effekt i forhold til alternativ 2, men strandingsmengdene blir da så små at denne løsningen ikke er anbefalt mht miljøgevinst.

I forhold til NOFOs etablerte beredskap i regionen, er behovet der satt til 6 NOFO systemer vinterstid basert på dimensjonerende utslipp ved Balder. Dette tilsvarer behovet i tiltaksalternativ 1 i foreliggende analyse. Eksisterende plassering av NOFOs ressurser, som ligger til grunn for valgte tiltaksalternativer, dekker derved beredskapsbehovene både med hensyn til omfang og responstid.

Tiltaksalternativ 2 og 3 vil kunne oppnås ved å trekke på ytterligere NOFO ressurser i andre regioner.

Tabell 11-2 Anbefalt beredskapsløsning. Responstid er basert på hvor raskt det enkelte system kan være tilstede. Responstidene i barriere 3 og 4 er satt til minste drivtid.

Barriere 1	
Systemer og responstid	System 1: innen 5 timer – fra områdeberedskap Balder System 2: innen 14 timer - fra områdeberedskap Oseberg System 3: innen 24 timer - fra områdeberedskap Troll System 4: innen 24 timer (NOFO Mongstad) System 5: innen 24 timer (NOFO Stavanger) System 6: innen 36 timer (NOFO Kr.sund) System 7: innen 43 timer (NOFO Kr.sund)
Antall systemer i barrieren:	7 NOFO-system
Barriere 2	
Systemer og responstid	System 8 og 9: innen 55 timer (f.eks. områdeberedskap Halten + NOFO Mongstad)
Antall systemer i barrieren:	2 NOFO- eller KV-system
Barriere 3 – Beskyttelse av kystnære miljøressurser	
Systemer og responstid	1 kystsystem innen 6,3 døgn
Antall systemer i barrieren:	1 system
Barriere 4 – Bekjempelse i strand/tidevannssonen	
Systemer og responstid	1 fjordsystem innen 6,3 døgn
Antall systemer i barrieren:	1 system
Barriere 5 – Strandsanering	
Systemer og responstid	Detaljeres i beredskapsplanen
Felles	Tankfartøy og lagringsenheter for oppsamlet olje
Overvåkning, fjernmåling og etterkantundersøkelser	- Visuell observasjon og kontroll ved tanking/lagring - Kontroll av forbruk av kjemikalier og drivstoff - Teknisk overvåkning av bore- og brønnoperasjoner - Visuell observasjon av havoverflaten fra rigg og beredskapsfartøy - Visuell observasjon ved hjelp av systematiske søk med fartøy - Helikopter for visuell observasjon og bruk av FLIR kamera - Overvåkingsfly med SLAR, IR/UV, video, foto - Iverksettelse av etterkantundersøkelser

12 REFERANSER

- AMBIO miljørådgivning. 2006. Regional konsekvensutredning Nordsjøen – Beskrivelse av miljøtilstanden offshore, økosystem og naturressurser I kystsonen samt sjøfugl. AMBIO rapportnr. 20137-1. Februar 2006.
- Boye, 2006. Boretidsperiode for Ermintrude. E-post fra Anette Boye datert 28. september 2006.
- Coull, K.A., Johnstone, R., & Rogers., S.I. 1998. Fisheries Sensitivity Maps in British Waters. Published and distributed by UKOOA Ltd, 9 Albyn Terrace, Aberdeen.
- DNMI. 1992. Database av beregnede vind og bølgeparametre for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet hver 6. time for årene 1955-1994. Det Norske Meteorologiske Institutt.
- DNV, 1994. Oil drift simulations – OILTRAJ. DNV report no. 93-2060. Det Norske Veritas Research, 1994.
- DNV. 2006. MIRA revisjon 2005. Rapport til OLF. DNV rapport nr. 11466, rev. 01. 41 s.
- Fanneløp, T. K. & Sjøen, K. 1980. Hydrodynamics of Underwater Blowouts, Norwegian maritime Research, NO. 4.
- Fauchald, P., Brude, O.W. 2005. Simulering av fordelingsmønstret til sjøfugl som en komponent i MIRA. NINA Rapport 15. ISBN 82-426-1529-2. : 36 pp.
- Fauchald, P., Lorentsen, S.H., Systad, G.H., Tveraa, T. 2006. Utbredelsen av sjøfugl i Skagerrak, Kattegat og Nordsjøen. NINA Rapport nr. 171. ISBN: 82-426-1726-0
- Fauchald, P., Tveraa, T., Bårdsen, B.-J. og Langeland, K., 2005. Utbredelse av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet. NINA Rapport 64. 35 pp.
- Koh & Fan, 1970. Mathematical Models for Prediction of Temperature Distribution resulting from the Discharge Heated Water into large bodies of water, EPA report water Quality Office.
- Levitus, 1994. Hydrografi atlas utlagt på internettadresse:
<http://ingrid.ldgo.columbia.edu/SOURCES/.LEVITUS94/.MONTHLY/.temp>
<http://ingrid.ldgo.columbia.edu/SOURCES/.LEVITUS94/.MONTHLY/.sal>
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. Alpha Miljørådgivning-Havforskningsinstituttet-Norsk institutt for naturforskning-Norsk Polarinstitutt. Alpha Miljørådgivning rapport nr. 1007-1 (51 s.) + Web-Atlas CD-ROM.
- Nilssen, K.T., Corkeron, P., Haug, T. Skavberg, N.E., Jenssen, B.M. & Henriksen, G. 2004. Status for havertbestandens ungeproduksjon langs norskekysten i 2001 – 2003. Fisken og havet No. 2/2004.
- OLF. 2005. Miljørisiko. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsvirksomheter på norsk sokkel. Metode for Miljørettet Risiko Analyse (MIRA). Revisjon Januar 2005. Rapport (62 s.) Oljeindustriens Landsforening.
- OSPAR, 2000. Quality Status Report 2000. Region I Arctic Waters. OSPAR Commission, London, UK. 102 pp.

RC Consultants & NINA, 1999. Regional konsekvensutredning Nordsjøen. Temarapport 3: beskrivelse av influensområdet til havs og på land.

Rogers, S. and Stocks, R. 2001. North Sea fish and fisheries. Strategic Environmental Assessment - SEA2, Technical Report 00.

SFT. 2004. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. TA 1765/2000 – nytt opptrykk 2004. Statens forurensningstilsyn, Horten, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. Veileder. 16 s.

SINTEF. 2002. Glitne. Egenskaper og forvitring på sjøen relatert til beredskap. Rapport nr. STF66 02042.

Skov, H., Durinck, J., Leopold M.F., Tasker, M.L. 1995. Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and Kattegat. BirdLife International, Cambridge, UK.

Systad, G.H., Fauchald, P. & Bustnes, J.O. 1999. Fordeling av sjøfugl i åpent hav: Barentshavet. NINA Oppdragsmelding 621.

Sætre, R. 1983. Strømforhold i øvre vannlag utenfor Norge. Havforskningsinstituttet. Rapport: FO 8306. 34 s.

- o0o -

APPENDIX A: HABITATANALYSE FOR STRAND

Risikoanalysen for strandressurser gjennomført i analysene for Ermintrude er videreutviklet i forhold til OLFs metodebeskrivelse for MIRA. Sannsynligheten for skade på strand beregnes for hele kystlinjen innenfor influensområdet til et uhellsutslipp fra boreaktiviteten. Sannsynligheten for skade beregnes i 10 x 10 km ruter som korresponderer med rutenettet for oljedriftsberegningene. For hver rute forekommer informasjon om strandtype og lengden av hver strandtype (DNV, 2006). Hver strandtype tildeles en sårbarhetsindeks som vist i Tabell A-1. Sårbarhetsindeksen er angitt for eksponert kyst og beskyttet kyst. Sårbarhetsindeksen benyttes for å differensiere alvorligheten av et oljesøl på forskjellige strandtyper. Dette gjøres ved at det er laget en skadenøkkel for hver sårbarhetsindeks (Tabell A-2) hvor strandet oljemengde kobles med en sannsynlighetsfordeling av konsekvenskategorier. I MIRA-veiledningen (OLF, 2005) er kun skadenøkkel for sårbarhet 3 vist, men den opprinnelige metoderapporten fra 1996 har skadenøkkel for alle tre sårbarhetskategoriene.

Tabell A–1 Sårbarhetsindeks for strandtyper for eksponert og beskyttet kyst (DNV, 2006).

Strandtype	Sårbarhetsgrad	
	Eksponert	Beskyttet
Sva	1	1
Klippe	1	1
Blokkstrand	1	2
Sandstrand	2	3
Steinstrand	1	3
Leire	2	3
Ikke data	2	3
Menneskeskapt	1	1
Sanddyne	2	3

For hver rute beregnes sannsynligheten for skade fordelt på de fire skadekategoriene ved å ta hensyn til andelen av strandlinje med sårbarhetsindeks 1, 2 og 3 respektivt. Sannsynligheten for skade for strand innen hver sårbarhetsindeks blir da et produkt av sannsynligheten for olje i de fire oljemengdekategoriene, andelen av kyst med sårbarhetsindeks 1, 2 eller 3 og den respektive sannsynlighetsfordelingen av konsekvenskategorier som vist i Tabell A-2. Den totale sannsynligheten for skade i hver enkelt rute angis ved å summere sannsynligheten for hver enkelt konsekvenskategori for de tre sårbarhetsindeksene.

Denne tilnærmingen for beregning av konsekvens avviker fra standard MIRA-metode. Derfor er også konsekvens beregnet etter opprinnelig metode hvor hver rute tilegnes sårbarhetsverdi lik strandlinjen med høyest sårbarhet i ruta, uavhengig av lengde på denne strandtypen, for å sikre en sammenligning med standard MIRA-metode.

Utvalget av miljøkomponenter som blir benyttet i analysen er identifisert på grunnlag av et omfattende kartleggingsarbeid som har pågått i regi av oljeselskaper, myndigheter og fagmiljøer over mange år. De miljøkomponentene som oppfyller kriteriene som er satt for Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK) er alle aktuelle kandidater som risikoindikatorer. Imidlertid blir det blant disse foretatt et mindre utvalg basert på et sett prioriteringskriterier, som blant annet tar hensyn til hvor stor andel av en bestand som befinner seg innenfor influensområdet. For strand blir hele kystlinjen innenfor influensområdet ansett som VØK.

Tabell A-2 Skadenøkkel for beregning av sannsynlighet for skade på kyst (DNV, 2006).

Skadenøkkel for kyst		Skadekategori			
		Teoretisk restitusjonstid			
Sårbarhet	Oljemengde	Mindre <1 år	Moderat 1-3 år	Betydlig 3-10 år	Alvorlig >10 år
Høy (S3)	1-100 tonn	20 %	50 %	30 %	
	100-500 tonn	10 %	60 %	20 %	10 %
	500-1000 tonn		20 %	50 %	30 %
	≥1000 tonn			40 %	60 %
Moderat (S2)	1-100 tonn	70 %	30 %		
	100-500 tonn	50 %	40 %	10 %	
	500-1000 tonn	40 %	40 %	20 %	
	≥1000 tonn	20 %	50 %	30 %	
Lav (S1)	1-100 tonn	100 %			
	100-500 tonn	80 %	20 %		
	500-1000 tonn	60 %	40 %		
	≥1000 tonn	40 %	40 %	20 %	

APPENDIX B: GENERELL METODEBESKRIVELSE BEREDSKAPSANALYSE

Ved utslipp av olje til sjø gjennomgår oljen en rekke fysiske og kjemiske endringer, som er illustrert i Figur B1. De viktigste prosessene er:

- **Fordampning** av flyktige fraksjoner av oljen – som reduserer volumet som skal bekjempes av beredskapstiltakene. Fordampning øker generelt med økende vindstyrke, mens den maksimalt oppnåelige graden av fordampning varierer med oljens kjemiske sammensetning.
- **Nedblanding** som resultat av vind og bølger – som også reduserer volumet som skal bekjempes av beredskapstiltakene. Nedblanding øker generelt med økende vindstyrke, mens den maksimalt oppnåelige graden av nedblanding varierer med oljens kjemiske sammensetning.
- **Vannopptak** som resultat av at oljen danner en emulsjon – noe som øker volumet som skal bekjempes av beredskapstiltakene. Vannopptak (prosentvis vanninnhold) øker generelt med økende vindstyrke, inntil den maksimalt oppnåelige grensen, som varierer fra oljetype til oljetype.

Avhengig av oljetype og vindforhold vil dermed volumet av oljeemulsjon på overflaten kunne være betydelig mindre enn utslippsmengden, men også betydelig større.

Kravene til beredskapstiltakene er derfor utformet slik at kapasiteten skal være tilstrekkelig til å bekjempe beregnet volum av oljeemulsjon, gitt av utslippsrate, vindforhold og oljetype.

Totaleffekten av beredskapstiltak kan også uttrykkes på to måter:

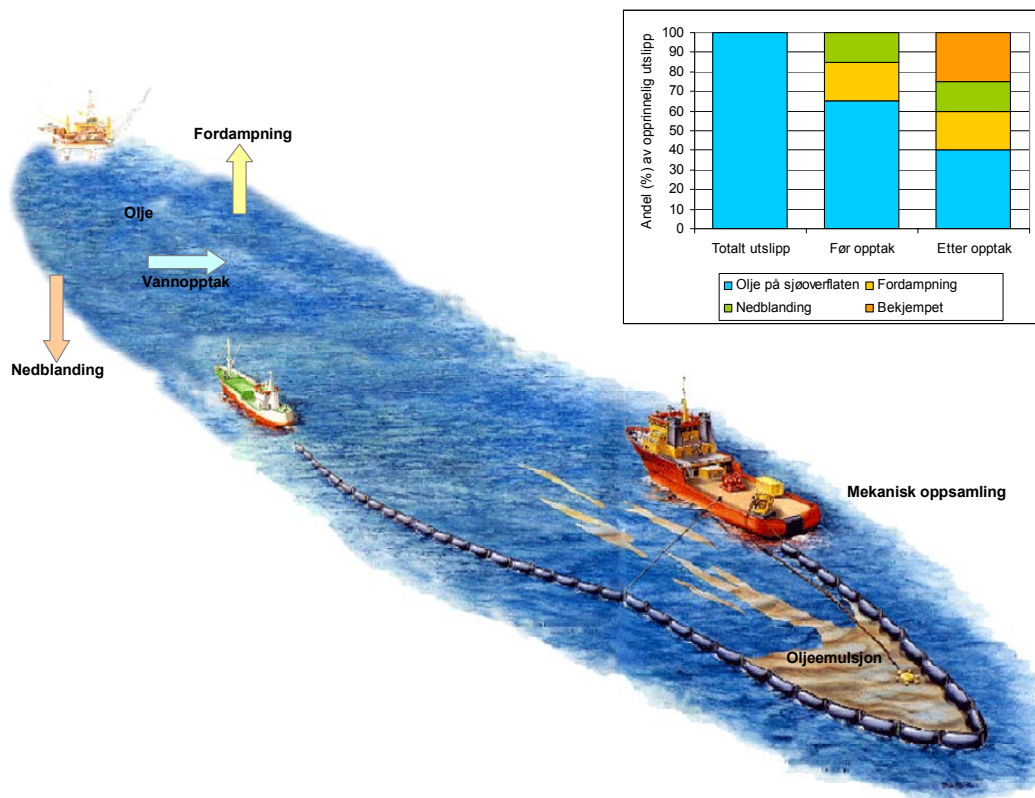
- **Absolutt effekt** uttrykker hvor stor andel av det totale utslippet som er blitt bekjempet ved de beredskapstiltak som settes inn. I disse beregningene inkluderes fordampning og naturlig nedblanding.
- **Relativ effekt** uttrykker hvor stor andel av den olje som er tilgjengelig for bekjempning på overflaten som er blitt bekjempet ved de beredskapstiltak som settes inn.

For en gitt hendelse vil absolutt effekt ha en lavere tallverdi enn relativ effekt. Gitt et eksempel for et utslipp hvor 25 % fordampes, 25 % blandes ned, og 50 % av gjenværende oljemengde samles opp, vil *absolutt effekt* være 25 %, mens *relativ effekt* er 50 %.

Under et utslipp som varer over noe tid vil vær, vind- og strømforhold variere, og derved påvirke utfall og forløp. Dette er grunnen til at man gjennomfører et stort antall simuleringer av oljedrift, som følger utviklingen av historiske vær-situasjoner. Man får således et spenn i mulige utfall. Disse inkluderer følgende forløp:

- Lav *Absolutt* effekt og lav *Relativ* effekt (lite olje tilgjengelig for oppsamling, hoveddelen av utslippet fordampet eller naturlig nedblandet).
- Høy *Absolutt* effekt og høy *Relativ* effekt (vellykket oppsamling av oljen som er på havoverflaten, med en liten andel fordampet og nedblandet olje).
- Lav *Absolutt* effekt og høy *Relativ* effekt (vellykket oppsamling av oljen som er på havoverflaten, mens hoveddelen av utslippet fordampet eller ble naturlig nedblandet)

Dette spennet i mulige utfall danner grunnlag for den miljørettede beredskapsanalysen.

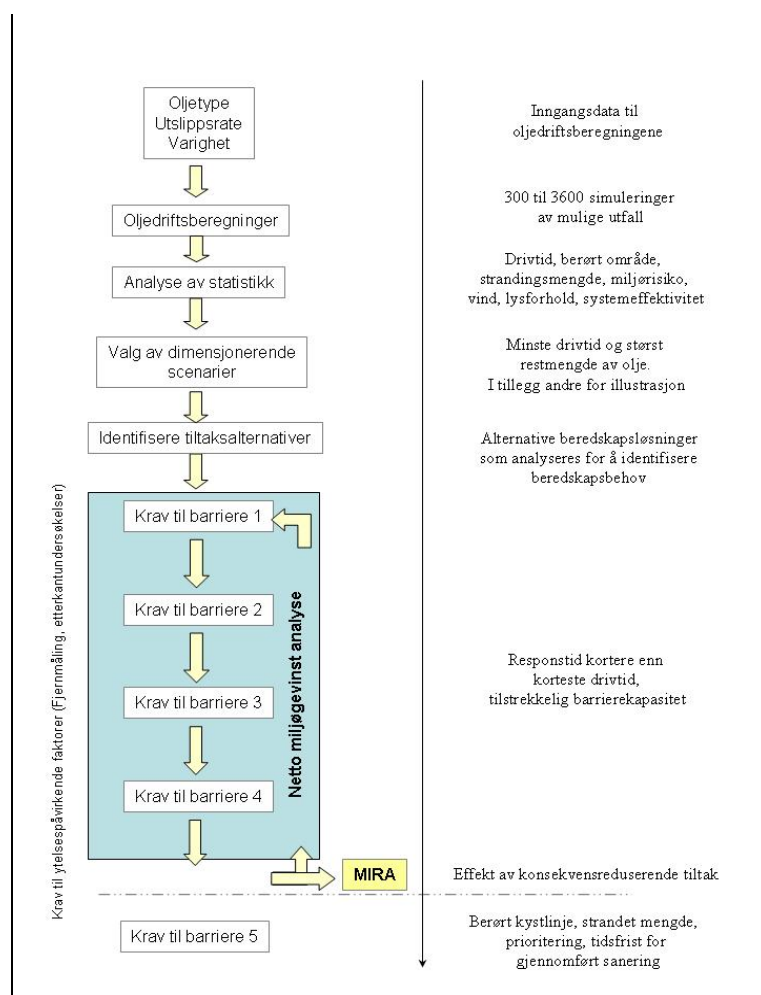


Figur B1- Illustrasjon som viser hvilke prosesser som påvirker oljen fra utslipp til bekjempelse. I øvre høyre del av figuren er det illustrert hvordan disse prosessene fører til reduksjon i olje på sjøoverflaten.

Gangen i beredskapsanalysen

Metodeutviklingen i 2004-2005 resulterte i beskrivelser av ytelseskrav og at metoden sikrer en høyere oppløsning og detaljeringsgrad i resultatene, blant annet ved at man forsøker å fange opp flest mulige utfall av hendelser som utgangspunkt for beredskapsanalysene. Dette stiller igjen høye krav til inngangsdata.

Gjennomføring av en beredskapsanalyse omfatter mange ledd, med til dels omfattende beregninger i enkelte av disse. Figur B2 gir en overordnet illustrasjon av de viktigste ledd i analysen, og deres innbyrdes rekkefølge. En utfyllende beskrivelse av hvert enkelt ledd er gitt i det følgende.



Figur B2 - Fremgangsmåten i miljørettet beredskapsanalyse.

Inngangsdata

Brønnteknisk informasjon utgjør viktige inngangsdata til analysen, og blir gitt av operatøren. Et sentralt element her er hvilken oljetype som forventes funnet. Basert på informasjon om reservoaret og eventuelle kjente funn i nærheten identifiseres en eller flere kjente råoljer som representative, og legges sammen med annen teknisk informasjon til grunn for modellering av utslippsrate og varighet.

Inn til neste ledd i analysen går:

- Oljetype
- Utslippsrate
- Vektet varighet av utslippet
- Utslippsdyp
- GOR (Gas Oil Ratio)

Analyse av oljedriftsstatistikk

Resultatene fra statistiske oljedriftsberegninger etterbehandles i flere trinn. For hver enkelt av de simuleringene hentes det ut detaljert informasjon om starttidspunkt, minste drivtid til land,

vindforhold, og oljemengde inn til kyst og strand. I tillegg beregnes miljørisiko for den mest utslagsgivende VØK i miljørisikoanalysen, for hver enkelt simulering. Deretter beregnes mørkeandel, og effektivitetsnivå av beredskap for hver simulering. Disse parametrene benyttes til å beregne en restmengde av olje inn til kyst og strand, som grunnlag for neste trinn i analysen.

Som resultat av disse trinnene og inngangsdata til neste trinn fremkommer følgende informasjon for hver enkelt simulering:

- *ID* – som er en entydig referanse til simuleringen
- *Starttidspunkt for simuleringen* – som er en tilfeldig valgt dato fra perioden man har vindarkiv
- *Minste drivtid til land* – tiden i timer fra utslippets start til oljen treffer kysten
- *Vindforhold* – midlere vindstyrke i de første 15 døgn av hendelsen
- *Strandet oljemengde* – over hele simuleringsperioden (varighet av utslippet og etterfølgende 30 døgn)
- *Miljørisiko* – bestandstap/oljemengde for en utslagsgivende VØK
- *Mørkeandel* – beregnet på grunnlag av starttidspunkt og borelokalitetens posisjon
- *Beredskapseffektivitet* – gis av vindforhold og mørkeandel
- *Restmengde* – som illustrerer hvilken simulering som forventes å gi størst restmengde av olje inn til kyst og strand etter at beredskapstiltak i åpent hav er gjennomført.

Valg av dimensjonerende scenarier

Dimensjonerende scenarier velges på bakgrunn av oljedriftstatistikken korrigert for effekten av beredskap tilsvarende minimumstiltak i barriere 1 (systemer med stor nok kapasitet til å håndtere oljemengder etter 2 timer på sjøen). Begrunnelsen for dette er at man da tar hensyn til den scenariospesifikke reduksjon i effekten av beredskap (effekten er knyttet til tidsandel med mørke og høye vindstyrker, noe som varierer mye over året). Den simuleringen som da gir størst maksimal restmengde olje til kyst og strand pr. døgn velges som dimensjonerende scenario mht. kapasitet/omfang av beredskap. I tillegg vil simuleringen med minste drivtid til land hentes ut fra tabellen utarbeidet i foregående trinn, og drivtiden settes som minimumskrav til responstid for kystnær bekjempelse.

I tillegg til ovenstående velges også det scenario som har høyest miljørisiko for utvalgte ressurser ut for visualisering og videre beregninger av massebalanse.

Forventet boreperiode for Ermintrude er vinter/vår (desember til mai), men beredskapsanalysen er basert på helårlig oljedriftstatistikk (3600 simuleringer) etter ønske fra Statoil (Boye, 2006).

Analyse av beredskapsbehov

Beredskapsbehov analyseres med utgangspunkt i dimensjonerende scenario (med høyeste oljemengder inn til kyst og strand) og prinsipper utdypet i kommende avsnitt.

Definisjoner

Følgende begreper og definisjoner benyttes i den kvantitative analysen av beredskapseffektivitet:

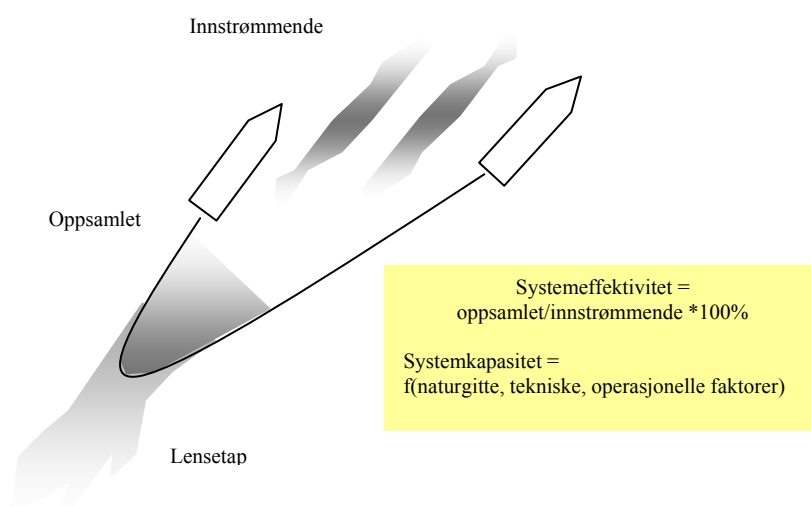
- *System*: fellesbetegnelse for et komplett oppsamlingssystem. For et NOFO system inkluderer dette to fartøy, 400 m lense, Transrec oljeopptager og lagringskapasitet på ca 1000 m³.
- *System-effektivitet*: (throughput efficiency) % av sveipet overflateolje som samles opp av ett system. Gjelder for ett system (lense, Transrec, to fartøy)
- *Systemtap*: % av sveipet overflateolje som unnslipper et system (primært lensetap). (dvs.: 100 % - systemeffektivitet)

- **Systemkapasitet:** oppsamlingskapasitet i m³/d for ett system; medregnet lossetid, ineffektiv tid, fritt vann osv. For Transrec er denne normalt satt til 2400 m³/d. Systemkapasiteten forutsetter tilstrekkelig tilgang på olje (i praksis overskudd av olje).
- **System-oppsamlingsrate:** Reelt forventet oppsamlet volum i m³/d for et system. Ved rikelig tilgang på olje skal denne være lik systemkapasiteten
- **Barriere:** fellesbetegnelse for en samlet aksjon i et avgrenset område; kan inkludere ett eller flere system.
- **Barriere-kapasitet:** summen av systemkapasitetene i en barriere. På samme måte som for system-kapasitet vil oppnåelse av systemkapasiteten forutsette overskudd av olje.
- **Barriere-effektivitet:** % av overflateolje som passerer en (tenkt) linje som samles opp av en barriere. Ved sidestilte system (breddt flak) vil effektivitet av en delbarriere maksimalt være lik system-effektiviteten, dersom hele flaket dekkes. Ved system etter hverandre (konsentrert flak – flere delbarrierer) vil barriere-effektiviteten kunne overstige system-effektiviteten.
- **Barrieretap:** % av overflateolje som passerer en (tenkt) linje som unnslipper en barriere.
- **Barriere-oppsamlingsrate:** Reelt forventet oppsamlet volum i m³/d for barrieren som helhet. Ved rikelig tilgang på olje skal denne være lik barriererekapasiteten
- **Relativ effekt:** % av total overflateolje som oppsamles
- **Absolutt effekt:** % av totalt utsluppet olje som samles opp

Ytelseskrav til beredskapen kan uttrykkes på systemnivå, barrierenivå og for beredskapen som helhet (absolutt, relativ effekt).

Fastsettelse av ytelse på systemnivå

En barriere vil normalt bestå av ett eller flere system. Figur B3 illustrerer et standard system bestående av to fartøy, lense, oljeopptager og lagringskapasitet.

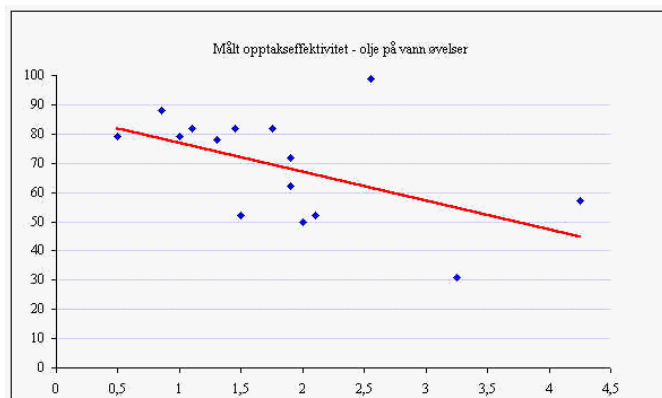


Figur B3 - Systemeffektiviteten tilsvarende den andel av sveipet overflateolje som samles opp.

Systemeffektivitet

Systemeffektivitet er et uttrykk for hvor mye olje som lekker fra et lense-system og er dermed hovedsaklig relatert til lensetype, operasjonen, oljens egenskaper og bølge/strømforhold. Lysforhold påvirker i liten grad systemeffektiviteten (utover en mulig effekt på selve slepeoperasjonen).

Mange år med olje-på-vann-øvelsene har etablert kunnskap om oppsamlingseffektiviteten som oppnås med et NOFO-system som funksjon av bølgehøyde. Figur B4 gir en omtrentlig sammenheng mellom systemeffektivitet og bølgehøyde basert på dette erfaringsmaterialet.



Figur B4 - Sammenheng mellom signifikant bølgehøyde (i meter) og systemeffektivitet (i prosent).

Øvelsene gir til en viss grad også kunnskap om hvordan oljens egenskaper påvirker oppsamlingseffektiviteten. Erfaringene har vist at det er fordelaktig å tillate oljen en periode på vannoverflaten for å avdampe lette komponenter og oppta noe vann, slik at viskositeten løftes. 1000 cP anvendes som en tommelfingerregel som nedre grense for effektiv bruk av NOFO systemene. Ved lavere viskositet vil lensetapet øke. Det legges derfor opp til å etablere barriere 1 i en avstand tilsvarende 1-2 timers drivtid fra kilden (også av hensyn til sikkerhetsvurderinger).

Ved lengre tids opphold på vannet vil viskositeten og stivnepunktet øke og det kan danne seg oljeflak med høy viskositet. Systemeffektiviteten i større avstand fra kilden vil kunne bli høyere enn nær kilden, men flakene vil kunne være spredt over et stort område som medfører at aksjonen totalt sett blir mindre effektiv (lav barriereeffektivitet).

I analysen legges det til grunn en høyere systemeffektivitet for barriere 2 enn for barriere 1, men totalt sett en lavere barriereeffektivitet.

Systemkapasitet

Tall for systemkapasiteten er også etablert gjennom olje-på-vann-øvelser. Systemkapasiteten tar høyde for lossetid, mulig nedetid, drenering av fritt vann osv. Systemkapasiteten uttrykkes derfor som en gjennomsnittlig døgnkapasitet.

Fastsettelse av ytelse på barrierenivå

Når ytelsen er fastsatt for systemene vil dette inngå for å fastsette ytelsen for barrierene som systemene er en del av.

Barriere 1 skiller seg fra øvrige barrierer ved at den søker å danne en total barriere mot utslippet nær utslippslokaliteten og dermed dimensjoneres på bakgrunn av utblåsningsrater og forvitring i tidlig fase. Øvrige barrierer er selektive, de settes inn for å bekjempe spredte oljeflak og har som primært formål å hindre/ redusere påslag av olje på kysten. Disse dimensjoneres på bakgrunn av oljedriftsberegninger og forventet effekt av tidligere barrierer.

Barriereeffektivitet gir et uttrykk for den prosentvise andelen av overflatolje som samles opp av en barriere. Barriereeffektiviteten er derfor en funksjon av systemkapasitet, systemeffektiviteten, antall systemer og deres konfigurasjon. Barriereeffektiviteten er videre sterkt påvirket av lysforhold og andre muligheter for overvåkning/deteksjon.

Avhengig av utslippets bredde og anvendelsen av systemene kan barriereeffektiviteten være mindre, lik eller større enn systemeffektiviteten. I analysen er systemeffektiviteten satt som øvre grense for barriereeffektiviteten, som innebærer at en fullt utviklet delbarriere har en sveipebredde som overstiger flakbredden.

I analysen antas det videre at barriereeffektiviteten avtar med avstand fra kilden, og med antall passeringer/lekkasjer ved forutgående barrierer. Innen en hovedbarriere antas det med denne begrunnelsen en reduksjon på 20 % i oppnåelig effektivitet fra delbarriere til delbarriere.

Fra hovedbarriere 1 til hovedbarriere 2 antas i denne analysen at barriereeffektiviteten avtar med 50 %. Barriere 2 antas å være i betydelig avstand fra barriere 1 (6 - 12 timers drivtid). Systemeffektiviteten på dette punktet antas å være høyere enn ved barriere 1.

Ytelsespåvirkende faktorer /egnethet av beredskapsløsninger

Ytelseskrav til beredskapen kan som vist uttrykkes på systemnivå, barrierenivå og for beredskapen som helhet (absolutt, relativ effekt). Ytelsen på alle disse nivåene er påvirket av en rekke faktorer og oppnåelse av ytelsesambisjoner forutsetter et bevisst forhold til disse. Faktorene relateres gjerne til utstyrets/løsningens egnethet.

Et barriereskjema benyttes for å sammenstille og gjennomgå de enkelte elementene i beredskapen og har som hensikt å gi en oversiktlig og systematisk gjennomgang av faktorer som påvirker godheten/egnetheten av barrieren.

Skjemaet inndeles i naturgitte og påvirkbare parametere. I en kontinuerlig prosess for å vedlikeholde/forbedre beredskap er det vesentlig med best mulig kunnskap om naturgitte parametere og hvordan disse påvirker beredskapen.

I forhold til de påvirkbare parametrene bør beredskapsgjennomgangen demonstrere at beredskapsetableringen har tatt hensyn til disse slik at effektivitet/egnethet er best mulig. I den kontinuerlige prosessen med utviklinger/forbedringer bør parametere som antas å medføre størst gevinst i form av beredskapsytelse prioriteres.

Tabell B1 er en videre detaljering av barriereskjemaet der de viktigste faktorene som påvirker de enkelte ytelsesparametrene er identifisert. Ved valg av beredskapsløsning bør hvert av disse punktene adresseres (detaljert eller overordnet) for å underbygge eller modifisere de effektivitetstall som legges til grunn.

Tabell B1- Viktige ytelsespåvirkende faktorer

Ytelses - måltall	Ytelsespåvirkende faktorer		Kommentar./relaterte parametere
	Naturgitte	Påvirkbare	
Systemeffektivitet (lensetap)	Bølger, strøm		Sammenheng etablert gjennom olje-på-vann øvelser
	Oljens egenskaper ved tid for opptak		Forvitningsstudier. Bølgeforhold.
		Lensens dypgang, konstruksjon, hydrodynamiske egenskaper	Utstyrsutvikling/ testing foretatt.
		Oppsamlingsenhetens effektivitet	Påvirket av oljens egenskaper, oljelagets akkumulerte tykkelse osv.
Systemkapasitet		Slepehastighet, operasjon	Erfaring, strømforhold, manøvrerbarhet av fartøy. Øvelsesnivå
		Oljeopptagerkapasitet	Bølger, oljeegenskaper
		Tid for lossing, dødtid osv	Operasjonelle forhold. Mørke
		Effektivitet av olje/vann separasjon	Oljeegenskaper, oppsett på fartøy
System-oppsamlingsrate	Tilgang på olje	Systemeffektivitet	Utslippets størrelse, emulgering, fordampning, nedblanding, tid /lokalitet for opptak
		Systemkapasitet	
Barriere-effektivitet	Oljens spredning	Antall system	NOFO strategier, øvelser
		Konfigurasjon	
		Systemeffektivitet	Oljens egenskaper, vind, bølger
Barriere-kapasitet		"Treffsikkerhet" (hvor stor andel som treffer barrieren)	Lys, operasjon, overvåkning, antall systemer
		Systemkapasitet	
		Antall systemer	
Barriere-oppsamlingsrate		Barrierekapasitet	
		Barriereeffektivitet	
		Tilgang på olje	

Tiltaksalternativer

Tiltaksalternativer (alternative beredskapsløsninger) identifiseres med utgangspunkt i resultater fra oljedriftsberegninger, oljens egenskaper, værforhold i området samt krav til beredskap. Virkningen av de ulike alternativene vurderes i analysen av beredskapsbehov. Mange alternativer vurderes innledningsvis og et fåtall velges ut for nærmere analyse. I henhold til Forurensningsforskriftens § 19-5 skal "dispergeringsmidler velges når dette, sammenliknet med

andre metoder, totalt sett gir minst miljøskade og samtidig ikke medfører urimelige kostnader for beredskapspliktig virksomhet”.

Barrierekrav

Barrierebehov nødvendig for å etablere en komplett barriere 1 fastsettes med utgangspunkt i ytelsen på systemnivå, ytelsen for barrierene og de ytelsespåvirkende faktorene. Deretter analyseres virkningen av de ulike tiltaksalternativene for det dimensjonerende scenariet.

Tabell B2 - Formulering av barrierekrav.

Barriere: 1A (Nærsonen)	
Forutsetning	Barriere 1 innebærer oppsamling så nær kilden som mulig og dimensjoneres i forhold til utslippets forventede rater og meteorologiske/oseanografiske forhold. Barrieren kan bestå av flere delbarrierer. Barriere 1A – Oppsamling i nærsone til utslippet. Så nær kilden som sikkerhetsmessig forsvarlig. Det antas at oljen etter 2 timer på sjøen har antatt egenskaper som gjør den egnet for oppsamling samtidig som den har forflyttet seg tilstrekkelig bort fra kilden for gjennomføring av aksjon.
Målsetning	Barrierens formål er å danne en første total barriere mot oljeutslippet, dvs. oppnå en sveipebredde som overstiger flakets bredde. Ved oppnåelse av denne ambisjonen vil barriereeffektiviteten være lik systemeffektiviteten.
Krav	En komplett barriere 1A bør oppfylle følgende: En sveipebredde som overstiger forventet bredde av flaket med 50 %. Det antas en drivtid på 1 time, og oppsamling 500 – 1000 m fra utslippsstedet. Vil ha en barrierekapasitet (summen av systemkapasitetene) som overstiger forventet korrigert utslippsrate (korrigert for emulgering, fordampning, dispergering osv.)
Barriere: 1B (Nærsonen)	
Forutsetning	Barriere 1B – Oppsamling i nærsone til utslippet, men bak barriere 1A. Det antas at denne barrieren vil ha en 20 % redusert barriere-effektivitet i forhold til barriere 1A. Dette er begrunnet ved følgende antagelser: Barriere 1B opererer på tynnere oljefilm Oppsamling vil skje i større avstand fra kilden Oljeflak antas å være vanskeligere å detektere Olje til barriere 1B skyldes lekkasje og dykking av olje ved barriere. Det antas et mer oppdelt flak og mindre "oversiktlige forhold" for oppsamling i barriere 1B.
Målsetning	Barrierens ambisjon er å danne en ny total barriere for oljeutslippet. Barriere 1B antas å ha samme systemeffektivitet som barriere 1A.
Krav	En komplett barriere 1B bør dermed oppfylle følgende: En sveipebredde (eventuelt sveipeareal) som overstiger forventet bredde av flaket på stedet En barrierekapasitet (summen av systemkapasitetene) som minst er 50 % av

	barrierekapasiteten i barriere 1A
Barriere: 1C, → (Nærsonen)	
Forutsetning	Tilsvarende som forrige barriere men med ytterligere 20 % reduksjon i oppnåelig barriere-effektivitet for hver delbarriere
Målsetning	Samme som 1B
Krav	Samme som 1B
Barriere: 2 (mellomsone)	
Forutsetning	Barriere 2 innebærer oppsamling nærmere kysten og dimensjoneres på bakgrunn av resultater av oljedriftsberegninger korrigert for oppsamlet olje i barriere 1. Øket avstand til kilden vil trolig medføre større tap av olje mellom systemene. Samtidig vil økt oljeviskositet trolig øke systemeffektiviteten. Totalt antas Barriere 2 å ha 50 % redusert barriere-effektivitet i forhold til første delbarriere i barriere 1.
Målsetning	Målsetningen til barrieren er å hindre/reducere olje inn til neste barriere. For barrieren vil fleksibilitet, sveipeareal og forflytningsmuligheter være vesentlig i tillegg til oppsamlingskapasitet.
Krav	En komplett barriere 2 bør oppfylle følgende: Ha barrierekapasitet tilsvarende dimensjonerende mengde inn til barrieren. Ha fleksibilitet og mobilitet som muliggjør hurtig forflytning innenfor forventet influensområde
Barriere: 3 (kystnært)	
Forutsetning	Barriere 3 innebærer beskyttelse av kystnære miljøressurser og dimensjoneres på bakgrunn av resultater av oljedriftsberegninger og statistikk for oljemengder inn til kystsonen; korrigert for oppsamlet olje i barriere 1 og 2. For barrieren vil fleksibilitet og forflytningsmuligheter trolig være mer kritisk enn oppsamlingskapasitet.
Målsetning	Målsetningen til barrieren er å hindre/reducere olje inn sårbare områder.
Krav	En komplett barriere 3 bør oppfylle følgende: Ha barrierekapasitet tilsvarende dimensjonerende mengde inn til barrieren. Ha fleksibilitet og mobilitet som muliggjør hurtig forflytning innenfor forventet influensområde
Barriere: 4 (nær strand)	
Forutsetning	Barriere 4 innebærer bekjempelse i strand/tidevannsonen og dimensjoneres på bakgrunn av resultater av oljedriftsberegninger og statistikk for oljemengder inn til kystsonen; korrigert for oppsamlet olje i barriere 1 og 2 og 3.
Målsetning	Målsetningen til barrieren er å hindre stranding i sårbare områder
Krav	Oppsamlingskapasitet, fleksibilitet og forflytningsmuligheter

Barriere: 5 (strandrensing)	
Forutsetning	Barriere 5 innebærer bekjempelse og opprensing i strandsonen, herunder tidlig oppsamling av gjenværende olje på havoverflaten og aktivt arbeid for å redusere remobilisering av strandet olje. Dimensjonering foretas med bakgrunn i oljedriftsberegninger av strandet oljemengder korrigert for oppsamlet olje i barrierer 1, 2, 3 og 4.
Målsetning	Krav til denne barrieren settes til at sanering til et nærmere definert nivå skal være gjennomført innen en viss tid etter at frittflytende olje er samlet opp.
Krav	Prioritering gis av forurensningsgrad og øvrige ledd i SFTs prioriteringsmodell (MOB), slik den er implementert i ActLog. Samlet ressursbehov utledes av krav satt til når sanering skal være gjennomført, forurensningsgrad og valg av saneringsmetoder.

Anbefalt tiltak / beredskapsløsning

Anbefalt tiltak/beredskapsløsning baseres på analyseresultatene, men trekker også inn andre relevante forhold som krav knyttet til beredskapsmyndighetenes fortolkninger av regelverket, kost/nyttevurderinger, tidligere beredskapsløsninger og netto miljøgevinstanalyser. Netto miljøgevinst innebærer at det tiltaket som er valgt, gir minst miljøpåvirkning på naturressurser.

Samlet reduksjon i oljemengde som resultat av beredskapstiltakene i barriere 1 benyttes til en etterbehandling av oljedriftstatistikk og reanalyse av miljørisiko for utslagsgivende VØK.

Behov for overvåkning (operasjonell overvåkning og fjernmåling) vurderes for normale operasjoner så vel som ved driftsavbrudd/akutte hendelser.

APPENDIX C: INNGANGSDATA FRA STATOIL

Teknisk notat

Innspill til vurdering av miljørisiko forbundet med utblåsningsrisiko ved boring av Ermintrude i Hugin-reservoaret.

Hans Christian Karlsen og Thomas Nilsen, T&P ANT HMST ST
01. oktober, 2006

Sammendrag

For boring av Ermintrude er det beregnet utblåsingssannsynlighet $3,1 \times 10^{-4}$ for hovedbrønnen og $1,9 \times 10^{-4}$ for sidesteget. I begge tilfeller er sannsynligheten fordelt på tre scenarier: *Innboring* (20 %), *Tripping* (40 %) og *Boring* (40%). For hvert scenario er sannsynligheten for utslipp på havbunn satt lik 40 % og 60 % på overflaten. Sannsynlighet for funn av petroleum er 50 %, fordelt med 20 % på funn av olje og 80 % på funn av kondensat. På grunn av forventninger til GOR i olje-/kondensattilfellene, er oljeratene størst. Følgende oljerater er beregnet med følgende sannsynligheter:

Rate (Sm ³ /d)	Sannsynlighet
4000	0,25
7000	0,42
9700	0,33

Forventet oljerate: 7100 Sm³/d.

For kondensat er følgende rater og sannsynligheter beregnet:

Rate (Sm ³ /d)	Sannsynlighet
3610	0,2
4120	0,4
4630	0,4

Forventet kondensatrate: 4222 Sm³/d.

Høyeste verdi i sannsynlighetsfordelingen for varighet av utblåsningen er 48 dager.

1 Innledning

Statoil planlegger å bore en vertikal letebrønn, Ermintrude 15/6-9, i Hugin-reservoaret nordøst for Dagny (nord for Sleipner Vest). Brønnen er planlagt boret med riggen West Epsilon i slutten av november 2006.

Hensikten med dette notatet er å gi innspill til miljørisikoanalysen som utarbeides for prosjektet i form av risikotall knyttet til ukontrollert utblåsning, som representerer en trussel for miljøet. Innspillene omfatter utblåsningssannsynlighet, fordeling av sannsynlighet på scenarier, fordeling over strømningsrater fra reservoar til sjø/overflate og varighet.

I miljørisikoanalysen er fokus på utblåsning av olje og gasskondensat. Reservoarets topp ligger på 3670 meter (fra RMS). Etter at 13 3/8 ” foringsrør er satt på 3570 m, vil videre boring og penetrering av reservoaret skje med 8 1/2 ” diameters borekrone.

3 mulige scenarier er analysert med hensyn til medium:

1. Olje
2. Blanding av olje og kondensat
3. Kondensat.

Mest sannsynlig, noe avhengig av funn i første brønn, vil et sidesteg bli boret inn i reservoaret etter at første reservoarseksjon er plugget.

Bakgrunnsinformasjon for risikovurderingene i dette notatet omfatter:

- Kunnskap fra tidligere brønner i området
- Rateberegninger gjort i Statoils bore- og brønnmiljø /1/
- Historiske utblåsningsdata /2/
- Analyser og tilpasninger av historiske utblåsningsdata /3/.

I tillegg er det gjort forutsetninger basert på vurderinger og diskusjoner i T&P ANT HMST, og i dialog med prosjekt samt B&B-miljøet.

2 Utblåsningsscenarier og sannsynligheter

Sannsynlig tykkelse av reservoar ligger mellom 20 og 150 meter, med en mest sannsynlig verdi på 55 m. GOR er forventet til å være 1050 for kondensat og 200 for olje. Sannsynlighet for funn av petroleum er 50 %, fordelt med 20 % på funn av olje og 80 % på funn av kondensat.

Følgende gjelder for første penetrering av reservoaret (hovedbrønn). Siden trykkmarginen forventes å være god, og andre risikofaktorer som påvirker trykkkontroll utover det normale ikke er identifisert, benyttes en utblåsningssannsynlighet som anbefalt av Scandpower /3/ for hovedbrønn:

$$P(\text{utblåsning} \mid \text{leteboring}) = 3,1 \times 10^{-4}.$$

Utblåsningsscenarier som adresseres er brønnsparke som følge av underbalanse i trykk etter penetrering av reservoar (brønntrykk < reservoartrykk), og påfølgende tap av brønnkontroll. Scenariene deles inn i 3;

1. Brønnsparke ved *Innboring* i reservoar.
2. Brønnsparke ved *Tripping*, det vil si at utblåsningen inntreffer etter at reservoaret er gjennomboret og man er i ferd med å trekke ut borestrengen.

3. Brønnsparke ved *Boring*, det vil si alle scenarier som kan inntreffe mellom *Innboring* og *Tripping*.

Oversikt over årsaker til utblåsninger i /2/ (Table 4.9) sammen med forutsetning om strømning i annulus, gir etter vår vurdering grunnlag for å sette:

$$\begin{aligned} P(\text{Innboring} \mid \text{utblåsning}) &= \underline{0,20} \\ P(\text{Tripping} \mid \text{utblåsning}) &= \underline{0,40} \end{aligned}$$

og dermed, som følge av definisjon av scenariene,

$$P(\text{Boring} \mid \text{utblåsning}) = 1,0 - P(\text{Innboring eller Tripping} \mid \text{utblåsning}) = \underline{0,40}.$$

Siden det med stor sannsynlighet skal bores et sidesteg i tillegg til hovedbrønnen, må det gjøres en tilleggsvurdering for dette. Brønn nummer 2 defineres som en avgrensningsbrønn, hvor erfaringen fra boring i første brønn foreligger reduserer usikkerheten. Utblåsningssannsynlighet vurderes derfor lavere enn en ren letebrønn, men høyere enn en produksjonsbrønn. Scandpower /3/ oppgir følgende utblåsningssannsynlighet for produksjonsboring:

$$P(\text{utblåsning} \mid \text{produksjonsboring}) = \underline{6,0 \times 10^{-5}}.$$

Etter en samlet vurdering av tilgjengelig informasjon, vurderes det som rimelig å benytte utblåsningssannsynlighet lik gjennomsnittet mellom lete- og produksjonsboring:

$$P(\text{utblåsning} \mid \text{sidesteg}) = (3,1 \times 10^{-4} + 6,0 \times 10^{-5}) / 2 = \underline{1,9 \times 10^{-4}}.$$

Merk at siden hovedbrønnen plugges før sidesteget påbegynnes, regnes operasjonene som to uavhengige operasjoner som behandles i separate analyser. Sannsynlighetene skal dermed ikke adderes.

Samlet utblåsningssannsynlighet fordeles på scenariene *Innboring*, *Tripping* og *Boring* på samme måte som for hovedbrønnen.

West Epsilon er en plattform av typen jack-up, det vil si en mobil plattform som kan settes på bunnen og jekkes opp av vannet. På en jack-up er BOP plassert på plattformen, noe som tilsier at undervannsutblåsninger kun inntreffer dersom man har feil på riser eller lekkasje utenfor casing. Basert på informasjon fra tabell 4.6, 4.9 og 4.10 i /2/, er fordeling av sannsynlighet mellom utblåsninger på havbunn kontra overflate satt til henholdsvis 40/60 % (havbunn / overflate) basert på en samlet vurdering av scenarier og type plattform. Imidlertid kan en antent overflateutblåsning gå over til en undervannsutblåsning ved kollaps i bærestruktur som følge av høy varmelast. Dette er lagt inn i vurderingen.

Fordelingen er brukt for i alle scenariene, *Innboring*, *Tripping* og *Boring*, for både hovedbrønn og sidesteg.

3 Utblåsningsrater

Fra kapittel 2 har vi følgende definerte scenarier og sannsynligheter:

$P(\text{Innboring} \mid \text{utblåsning})$	0,2
$P(\text{Tripping} \mid \text{utblåsning})$	0,4
$P(\text{Boring} \mid \text{utblåsning})$	0,4

Konservativt antas at det i alle scenarier strømmer fritt i annulus uten restriksjoner.

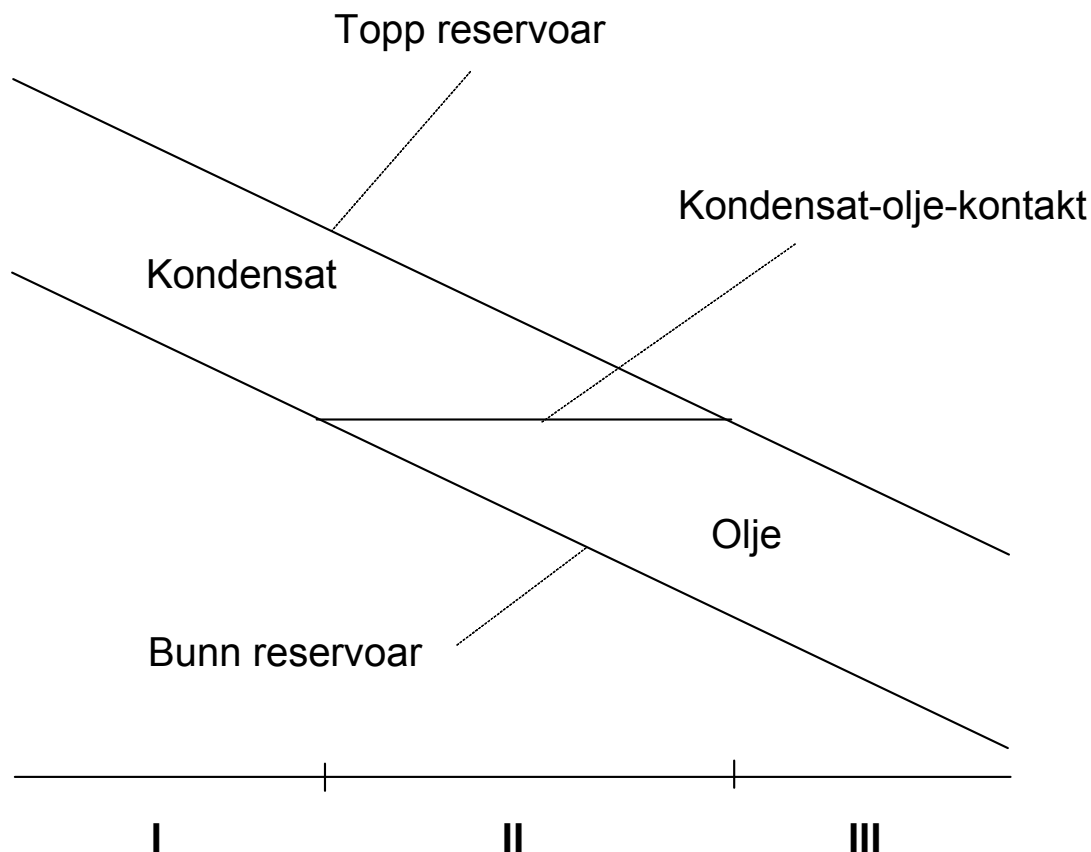
For scenarier og tilfeller som er beskrevet nedenfor er rater beregnet av Statoil /1/.

Sannsynligheter er fastsatt på grunnlag av historiske data /2/, /3/ sammen med brønnsesifikke vurderinger.

Dersom man finner hydrokarboner (50 % sannsynlighet), er sannsynlighetsfordelingen med hensyn til medium slik:

$P(\text{Olje})$	0,2
$P(\text{Kondensat})$	0,8

Er utfallet kondensat, vil utblåsningsmediet være kondensat. Er det olje i reservoaret, vil det ligge et kondensatlag over. Avhengig av hvor innboringen skjer, kan man derfor allikevel møte på kondensat, jfr. Figur 1.



Figur 23: Prinsippskisse over reservoar. En vertikal brønn vil kunne treffe på bare kondensat (område I), både kondensat og olje (område II) eller bare olje (område III).

Som figuren viser, kan innboringen skje i tre områder, nummerert I – III. Dersom innboring av reservoar skjer i I, vil man få kondensat. Dersom innboringen skjer i område II, kan man få både olje og kondensat. En innboring av område III vil gi bare olje. Disse tre tilfellene vurderes som like sannsynlige, gitt at det er olje i reservoaret:

P(Olje)	1/3
P(Blanding av olje og kondensat)	1/3
P(Kondensat)	1/3

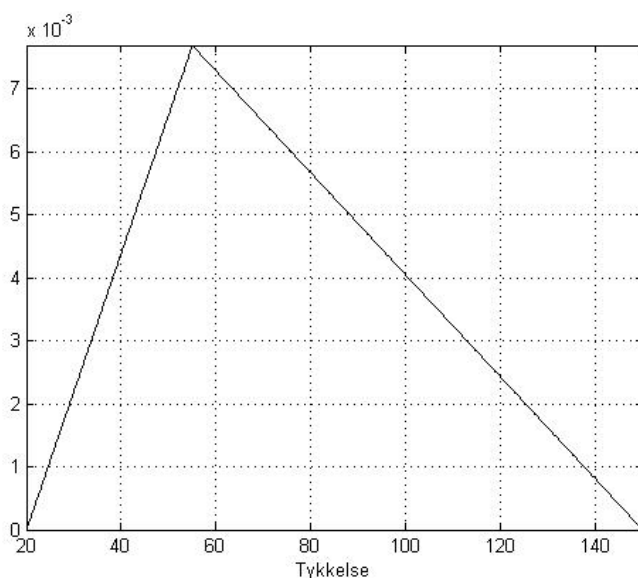
Dersom man treffer i område II med både kondensat og olje, vil mediet som strømmer ut ved en eventuell utblåsning, avhenge av utblåsningsscenario. Følgende sannsynligheter er satt ved de ulike scenariene for område II:

	P(Olje)	P(Kondensat)
Innboring	0	1
Tripping	0,5	0,5
Boring	0,33	0,67

Kombineres tilfellene og sannsynlighetene beskrevet over, vil sannsynligheten for å få utslipp av henholdsvis olje og kondensat være 4/45 (9%) og 41/45 (91%), hvis en utblåsning inntreffer.

I det videre ser vi nærmere på ratene i de forskjellige tilfellene.

Tykkelse av reservoar er vurdert til å være mellom 20 og 150 meter, med 55 meter som den mest sannsynlige. I den videre analysen er det brukt en sannsynlighetsfordeling for tykkelse som presentert i Figur 2.

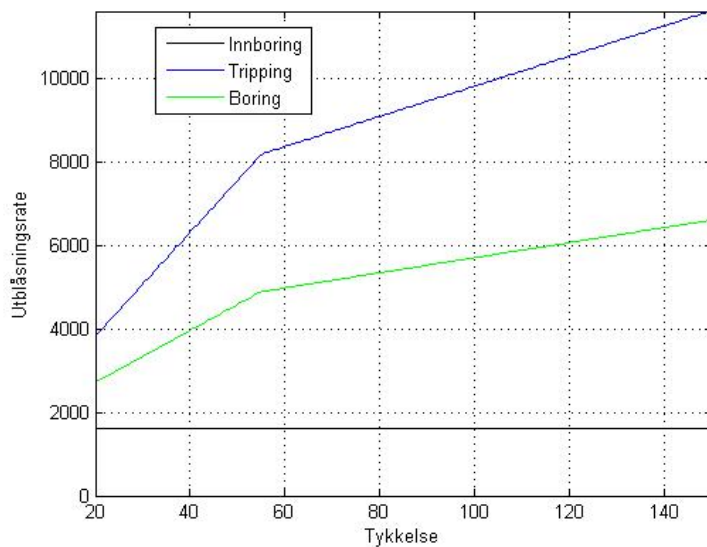


Figur 2: Sannsynlighetsfordeling over tykkelse av reservoar.

Utblåsningsrater for olje og kondensat er beregnet for de 3 dybdene 20, 55 og 150 meter, og deretter interpolert lineært mellom de 3 punktene. Initialverdiene er i tabellen under, og interpoleringen for olje er vist i Figur 3. Ratene er oppgitt i Sm³/d.

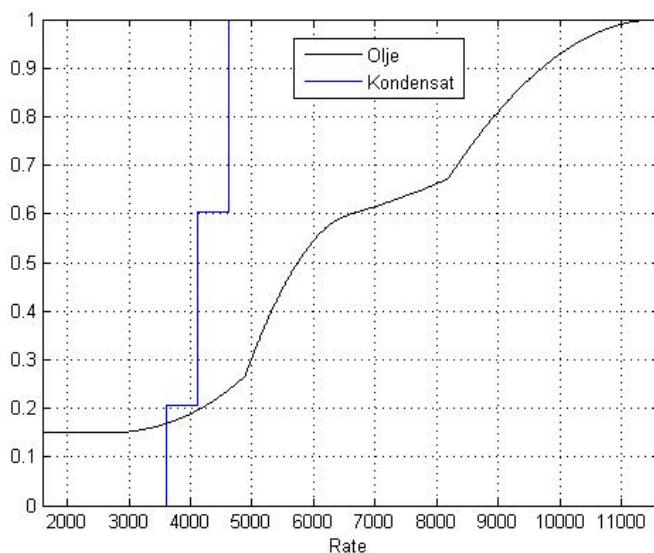
Scenario / Dyp	20 m	50 m	150 m
Innboring, kond.	3610	3610	3610
Tripping, kond.	4630	4630	4630
Boring, kond.	4120	4120	4120
Innboring, olje	1595	1595	1595
Tripping, olje	3820	8180	11610
Boring, olje	2707	4888	6603

Som tabellen viser, er kondensatratene funnet å avhenge lite av tykkelsen på reservoaret. Sammenhengen mellom tykkelse, scenario og oljerate er vist i Figur 3.



Figur 3: Sammenheng mellom utblåsningsrate, scenarier og reservoartykkelse ved strømming av olje.

Kombinerer man alle scenarier og tilfeller med tilhørende sannsynligheter, får man en (kumulativ) sannsynlighetsfordeling over strømningsrater for henholdsvis olje og kondensat som presentert i Figur 4.



Figur 4: Kumulativ sannsynlighetsfordeling av strømningsrate for henholdsvis olje og kondensat.

På grunn av forventninger til GOR i olje-/kondensattilfellene, er oljeratene størst. Ut fra Figur 4 er følgende forenklete ratefordelinger etablert for videre bruk i miljørisikoanalysen:

Kondensat:

Rate (Sm ³ /d)	Sannsynlighet
3610	0,2
4120	0,4
4630	0,4

Dette gir forventet rate for kondensat lik 4222 Sm³/d.

Olje:

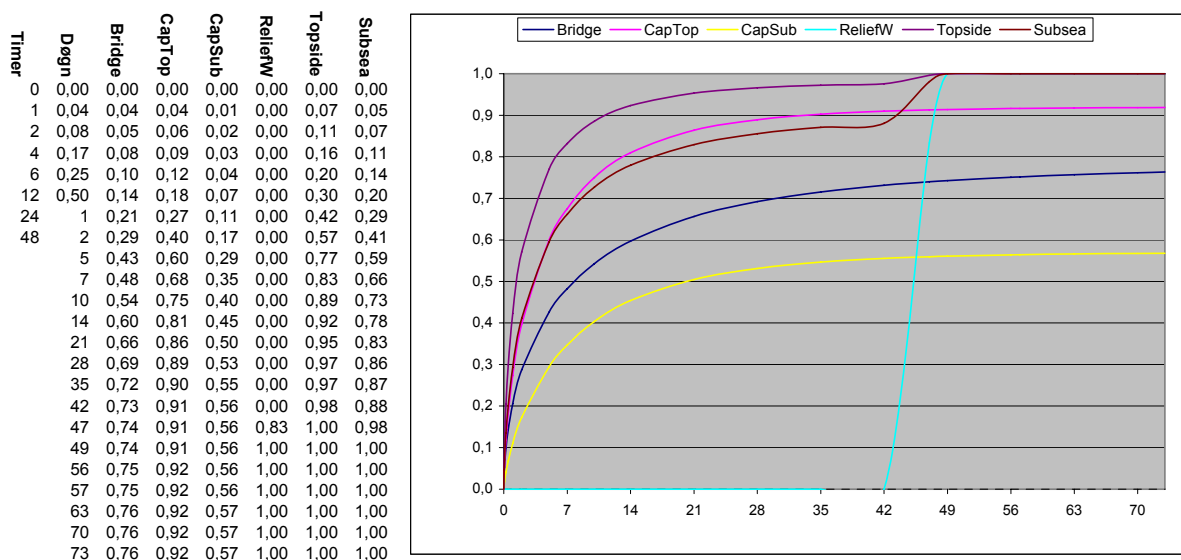
Rate (Sm ³ /d)	Sannsynlighet
4000	0,25
7000	0,42
9700	0,33

Dette gir forventet rate for olje lik 7100 Sm³/d.

4 Varighet av utblåsning

Sannsynlighetsfordeling for varighet av en eventuell utblåsning beregnes med tilsvarende modell som benyttet i /3/.

Brønnsespecifikk input til fordelingene som er vist i Figur 5 er tid til boring av avlastningsbrønn, som er vurdert å ligge mellom 42 og 48 dager. Forhold som skulle gi andre verdier for stansemekanismene bridging og capping, er ikke identifisert.



Figur 5: Sannsynlighetsfordelinger over varighet av utblåsninger.

Referanser

- /1/ Beregning av utblåsningsrater for letebrønn 15/6-9 Ermintrude, E-post fra Sigbjørn Høyland til Sigurd Eikenes og Thomas Nilsen, 18.09.06
- /2/ Sintef Technology and Society: "Blowout and Well Release Characteristics and Frequencies, 2005", 2006
- /3/ Scandpower: "Blowout and Well Release Frequencies – based on Sintef Offshore Blowout Database 2005", 2006